– ANAIS –

5º CONGRESSO INTERNACIONAL DE ENGENHARIA AMBIENTAL

VOLUME 4: ARTIGOS COMPLETOS



– EDIÇÃO LUSO-BRASILEIRA –

2026

Comissão Organizadora NACIONAL
Dr. Cristiano Poleto – IPH/UFRGS (**Presidente**)
Dr. Francisco Lledo dos Santos – UNEMAT
Dr. André Luis Sotero Salustiano Martim – UNICAMP
Dr. Julio Cesar de Souza Inácio Gonçalves – UFTM
Dr. Mário Sérgio da Luz – UFTM

Comissão Organizadora LOCAL
Dra. Cristiane Kreutz – UTFPR (**Presidente**)
Dra. Maristela Denise Moresco Mezzomo – UTFPR

Comissão Organizadora INTERNACIONAL
Dr. Jorge M. G. P. Isidoro – Univ. Algarve, Portugal (**Presidente**)
Dr. João L. M. Pedroso de Lima – Univ. Coimbra, Portugal
Dr. Manuel J. S. Feliciano – Instituto Politécnico de Bragança, Portugal
Dr. Vítor Jorge Pais Vilar – Universidade do Porto, Portugal

Comissão Organizadora de SESSÕES, PRÉ-EVENTOS e EVENTOS CONCOMITANTES
Dr. Tiago de Vargas – IPH/UFRGS
Dra. Maria Cristina de Almeida Silva – IPH/UFRGS
Dra. Franciéle Schwanck Carlos – IPH/UFRGS
Dra. Tássia dos Anjos Tenorio De Melo – UFPE
Dra. Zildamara dos Reis Holsback – UEMS
Dr. Hugo Morais de Alcântara – UFCG
Dr. Ibraim Fantin da Cruz – UFMT
Dra. Patrícia Diniz Martins – UFTM
Dr. Rodrigo Bruno Zanin – UNEMAT
Dr. Fábio Martins Ayres – UEMS

ANAIS DO 5º CONGRESSO INTERNACIONAL DE ENGENHARIA AMBIENTAL

VOLUME 4 – ARTIGOS COMPLETOS

2026

Copyright © **2026,** *by* **IAHR Publishing.**
Direitos Reservados en 2026 por **IAHR Publishing**.
Organização Geral da obra: Poleto, Cristiano; Kreutz, Cristiane; Mezzomo, Maristela Denise Moresco; dos Santos, Francisco Lledo; Martim, André Luis Sotero Salustiano; Gonçalves, Julio Cesar de Souza Inácio; da Luz, Mário Sérgio; Isidoro, Jorge M. G. P.
Diagramação: Cícero Manz Fagotti
Edição: Cristiano Poleto
Revisão: Elissandro Voigt Beier
Capa: Cícero Manz Fagotti

Copyright © *2026, by* **IAHR Publishing.**
Derechos Reservados en 2026 por **IAHR Publishing**.
Organización General de la Obra:
Maquetación: Cícero Manz Fagotti
Edición: Cristiano Poleto
Relectura General: Elissandro Voigt Beier
Portada: Cícero Manz Fagotti

Anais do 5º Congresso Internacional de Engenharia Ambiental - Volume 4 / Organizadores: Poleto, Cristiano; Kreutz, Cristiane; Mezzomo, Maristela Denise Moresco; dos Santos, Francisco Lledo; Martim, André Luis Sotero Salustiano; Gonçalves, Julio Cesar de Souza Inácio; da Luz, Mário Sérgio; Isidoro, Jorge M. G. P. – IAHR Publishing, 2026.

1109p.: il.;
ISBN • 97890837148-37

CDD: 600

É AUTORIZADA a livre reprodução, total ou parcial, por qualquer meio, sem autorização escrita do Editor ou dos Organizadores.

ES AUTORIZADA la libre reproducción, total o parcial, por cualquier medio, sin autorización escrita del Editor o de los Organizadores.

Comissão Organizadora NACIONAL

Dr. Cristiano Poleto (Presidente)
IPH/UFRGS

Dr. Francisco Lledo dos Santos
UNEMAT

Dr. Julio Cesar de Souza Inácio Gonçalves
UFTM

Dr. André Luis Sotero Salustiano Martim
UNICAMP

Dr. Mário Sérgio da Luz
UFTM

Comissão Organizadora LOCAL

Dra. Cristiane Kreutz (Presidente)
UTFPR

Dra. Maristela Denise Moresco Mezzomo
UTFPR

Comissão Organizadora INTERNACIONAL

Dr. Jorge M. G. P. Isidoro (Presidente)
Universidade do Algarve, Portugal

Dr. João L. M. Pedroso de Lima
Universidade de Coimbra, Portugal

Dr. Manuel J. S. Feliciano
Instituto Politécnico de Bragança, Portugal

Dr. Vítor Jorge Pais Vilar
Universidade do Porto, Portugal

Comissão Científica

ALINE FERRÃO CUSTODIO PASSINI - UFSM

ÁLVARO JOSÉ BACK - EPAGRI/SC

ALEJANDRO GUERRA - UNICURITIBA

ANDREA SARTORI JABUR - UTFPR

AMANDA GONÇALVES KIELING - UNISINOS

AMINTAS NAZARETH ROSSETE - UNEMAT

ANDRÉ LUIS SOTERO SALUSTIANO MARTIM - UNICAMP

ANDREZZA MARQUES FERREIRA - CEMADEN

ADRIANO FRUTOSO DA SILVA - UFRR

ARTUR JORGE DE JESUS GONÇALVES - INST. POL. DE BRAGANÇA, PORTUGAL

BRENNO SANTOS LEITE - UFV

CARLA ELOÍSA DINIZ DOS SANTOS - UFTM

CARLOS ALBERTO MENDES MORAES - UNISINOS

CAROLINA BUSO DORNFELD - UNESP

CELSO MACIEL DA COSTA - UERGS

CÍNTIA SOARES - UFSC

CLAUDIA TELLES BENATTI - UEM

CRISTIANE KREUTZ - UTFPR

CRISTHIANE MICHIKO PASSOS OKAWA - UEM

CRISTIANO POLETO - IPH/UFRGS

CRISTOVÃO V. S. FERNANDES - UFPR

DIEGO ANDRADE LEMOS - UFSCAR

DINÉIA TESSARO - UTFPR

DIOGO COSTA BUARQUE - UFES

EDUARDO ANTONIO MAIA LINS - IFPE

ELIZABETE YUKIKO NAKANISHI BAVASTRI - UFPR

EMERSON MACHADO DE CARVALHO - UFSB

EMÍLIO GRACILIANO FERREIRA MERCURI - UFPR

FABIANO QUADROS RÜCKERT - UFMS

FÁBIO MARTINS AYRES - UEMS

FÁTIMA APARECIDA DA SILVA IOCCA - UNEMAT

FERNANDA BAY HURTADO - UNIR

FERNANDA MIRANDA ZOPPAS - UNL, ARGENTINA

FERNANDO NEVES LIMA - UNIFEI

FERNANDO HERMES PASSIG - UTFPR

FERNANDO PERIOTTO - UFSCAR

FLAVIA SCHWARZ FRANCESCHINI ZINANI - IPH/UFRGS

FLÁVIO TELES CARVALHO DA SILVA - FAPEMAT

FLAVIO BENTES FREIRE - UTFPR

FRANCIÉLE SCHWANCK CARLOS - IPH/UFRGS

FRANCISCO JOSÉ DE PAULA FILHO - UFCA

FRANCISCO LLEDO DOS SANTOS - UNEMAT

FRANCISCO DE ASSIS DOURADO DA SILVA - UERJ

GERALDO DE FREITAS MACIEL - UNESP

GRAZIELE RUAS LAGOAS DA SILVA - UNESP

HUGO MORAIS DE ALCÂNTARA - UFCG

HYGOR ARISTIDES VICTOR ROSSONI - UFV

IBRAIM FANTIN DA CRUZ - UFMT

INDIANARA FERNANDA BARCAROLI - UDESC

JANAINA LOPES LEITINHO - UFC

JOEL DIAS DA SILVA - FURB

JOÃO PEDROSO DE LIMA - UNIVERSIDADE DE COIMBRA / PORTUGAL

JOICE KURITZA DENCK GONÇALVES - UFPR

JORGE MANUEL GUIEIRO PEREIRA ISIDORO - UNIV. DO ALGARVE / PORTUGAL

JORGE LUIS DE OLIVEIRA PINTO FILHO - UFERSA

JOSÉ AUGUSTO COSTA GONÇALVES - UNIFEI

JOSÉ CARLOS DE ARAÚJO - UFC

JOSÉ GILBERTO DALFRÉ FILHO - UNICAMP

JOSIANE TERESINHA CARDOSO - UDESC

JULIO CESAR DE SOUZA INÁCIO GONÇALVES - UFTM

KARINA BRUNO LIMA - UFRGS

KÁTIA VALÉRIA MARQUES CARDOSO PRATES - UTFPR

LAURA MARIA CANNO FERREIRA FAIS - UNICAMP

LILIANE LAZZARI ALBERTIN - UNESP

LUCIANA TURATTI - UNIVATES

LUCIJANE MONTEIRO DE ABREU - UNB

LUCIO DE SOUZA - UERJ

LUISA GARDÊNIA A. T. FARIAS - UFC

LUIS EDUARDO A. S. SUZUKI - UFPEL

MANUEL FELICIANO - INST. POL. DE BRAGANÇA, PORTUGAL

MARCELO GIOVANELA - UCS

MARCELO BORTOLI - UTFPR

MARIA CRISTINA DE ALMEIDA SILVA - UFRGS

MARIA CRISTINA DE OLIVEIRA - UNB

MARIA CRISTINA BORBA BRAGA - UFPR

MARIA CRISTINA BUENO COELHO - UFT

MARIA DE LOS ANGELES PEREZ LIZAMA - UNICESUMAR

MARLENE GUEVARA DOS SANTOS - UERGS

MÁRIO SÉRGIO DA LUZ - UFTM

MARISTELA DENISE MORESCO MEZZOMO - UTFPR

MAURICIO VICENTE ALVES - UNOESC

MAURÍCIO DE ANDRADES PAIXÃO - IPH/UFRGS

MICHAEL MANNICH - UFPR

MIGUEL MANSUR AISSE - UFPR

MORGANA SILVA - UFPEL

NARA LUÍSA REIS DE ANDRADE - UNIR

NATAN PADOIN - UFSC

PATRÍCIA DINIZ MARTINS - UFTM

PEDRO ALVES DA SILVA FILHO - UFRR

PEDRO ANTONIO ROEHE REGINATO - UFRGS

RAPHAEL CORRÊA MEDEIROS - UTFPR

REGINA TIEMY KISHI - UFPR

RENATO MIRANDA - USP

RICARDO HENRIQUE MORETON GODOI - UFPR

RICARDO JUNIOR DE ASSIS FERNANDES GONÇALVES - UEG

RODRIGO BRUNO ZANIN - UNEMAT

ROSANE FREIRE BOINA - UNESP

RONALTON EVANDRO MACHADO - UNICAMP

SIBELE AUGUSTA FERREIRA LEITE - UFV

SIDNEI LUÍS BOHN GASS - UNIPAMPA

SIMONE ANDREA FUREGATTI - UNESP

STENIO DE SOUSA VENANCIO - UFTM

TASSIA DOS ANJOS TENORIO DE MELO - UFPE

THIAGO MORAIS DE CASTRO - UTFPR

TIAGO DE VARGAS - UFRGS

VERALDO LIESENBERG - UDESC

ZILDAMARA DOS REIS HOLSBACK - UEMS



ORGANIZAÇÃO

UFRGS
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

UFTM
Universidade Federal do Triângulo Mineiro

UTFPR
UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ

UNEMAT
Universidade do Estado de Mato Grosso

1 2 9 0
UNIVERSIDADE D COIMBRA

UNICAMP

VIRTUS IMPAVIDA
UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO

UFCG
SUPRA OMNES LUX LUCIS
Universidade Federal de Campina Grande

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO

UAlg
UNIVERSIDADE DO ALGARVE

ipb
INSTITUTO POLITÉCNICO DE BRAGANÇA

UEMS
Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul

U.PORTO

PATROCÍNIO

CNPq
Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico

CAPES

Laboprime

SpInLab
Spatial Information Laboratory

envex
engenharia e consultoria

TEKS
Produtos e Sistemas
Remediação Ambiental

AgSolve

ARAUCÁRIA
CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÃO PARA O PARANÁ

FUNTEF-PR

APOIO

FABHAT
FUNDAÇÃO AGÊNCIA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO TIETÊ

ALTO TIETÊ

REVISTA ENSAIOS DE GEOGRAFIA
PosGeo
Universidade Federal Fluminense

IAHR
AIRH
International Association for Hydro-Environment Engineering and Research
Hosted by
Spain Water and IWHR, China

ProfÁgua

SUMÁRIO

21. Poluição Atmosférica

ANÁLISE DA PERCEPÇÃO DOS MORADORES DA ZONA URBANA DE BANABUIÚ-CE ACERCA DA POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA CAUSADA POR UMA INDÚSTRIA DE FERROLIGAS 19

HIDDEN EMISSIONS IN URBAN FOOD SERVICES: CARBON AND PARTICULATE IMPACTS OF WOOD-FIRED PIZZERIAS IN SÃO PAULO..... 27

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO AR EM FORTALEZA-CE E APLICAÇÃO DE ROSAS DE POLUENTES PARA INDICAR POSSÍVEIS FONTES EMISSORAS 32

ESPECIAÇÃO DE EMISSÕES DE COVS DE DIFERENTES COMBUSTÍVEIS VEICULARES E SEU POTENCIAL DE FORMAÇÃO DE OZÔNIO..... 40

AVALIAÇÃO DA SATURAÇÃO DE FILTROS EM AMOSTRAGEM DE PARTÍCULAS TOTAIS EM SUSPENSÃO (PTS) COM O AMOSTRADOR DE GRANDE VOLUME (AGV-CVV) 48

22. Processos Erosivos

PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS PARA ELABORAÇÃO DO MAPA DE SUSCETIBILIDADE À EROSÃO PLUVIAL NO MUNICÍPIO DE SÃO JOSÉ DO RIO PRETO – SÃO PAULO, SP..... 55

“PACKAGES.LAB. SED”: UM PACOTE DE FERRAMENTAS COMPUTACIONAIS DESENVOLVIDAS PARA ANÁLISE DE VARIAÇÕES MORFO-SEDIMENTARES EM PRAIAS ARENOSAS..... 63

AVALIAÇÃO DO SISTEMA DE DRENAGEM NA REGIÃO PERIURBANA DE ILHA SOLTEIRA, SP..... 71

AVALIAÇÃO DA ESTABILIDADE DE CANAIS NAS PROXIMIDADES DE DISPOSITIVOS DE TRANSPOSIÇÃO DE CORPOS HÍDRICOS NO RIBEIRÃO RAPOSA – APUCARANA-PR 76

PROCESSOS EROSIVOS E VULNERABILIDADE AMBIENTAL: INTEGRAÇÃO DE GEOTECNOLOGIAS E ANÁLISE MULTICRITÉRIO EM ÁREAS DE RISCO NA CIDADE DE RECIFE/PE..... 84

EFEITOS DA IMPERMEABILIZAÇÃO URBANA NA EVOLUÇÃO DE UMA EROSÃO HÍDRICA LINEAR EM CENÁRIO FUTURO: ANÁLISE HIDROLÓGICA EM BAURU-SP..... 92

ANÁLISE GEOMORFOLÓGICA E PEDOLÓGICA DE PROCESSOS EROSIVOS EM ÁREA DE RAVINAMENTO NA MICROBACIA DO CÓRREGO DO MACACO..... 101

AVALIAÇÃO INTEGRADA DA VULNERABILIDADE GEOTÉCNICA E DOS PROCESSOS EROSIVOS EM ENCOSTAS URBANAS NO MUNICÍPIO DE MORENO/PE..... 108

23. Racismo Ambiental e Justiça Socioambiental

INJUSTIÇA SOCIOAMBIENTAL EM TERRITÓRIOS URBANOS VULNERABILIZADOS: O CASO DA COMUNIDADE ROSA MÍSTICA, CAMPINA GRANDE, PARAÍBA.....116

DISCURSO, IDENTIDADE E INJUSTIÇA AMBIENTAL NO PÓS-DESASTRE: UMA ANÁLISE DAS NARRATIVAS SOBRE OS ATINGIDOS PELO ROMPIMENTO DA BARRAGEM DO FUNDÃO-MG..... 125

PARA ALÉM DA VULNERABILIDADE: O RACISMO COMO AMEAÇA SOCIOESTRUTURAL NOS DESASTRES 131

RACISMO ESTRUTURAL E SANEAMENTO: A OMISSÃO ESTATAL NA PRODUÇÃO DA DESIGUALDADE SOCIOAMBIENTAL 138

LEVANTAMENTO DE COMUNIDADES INDÍGENAS, QUILOMBOLAS E ASSENTAMENTOS ATINGIDOS PELO EVENTO DE DESASTRE DE 2024 NO RIO GRANDE DO SUL: UM INDICATIVO DE RACISMO AMBIENTAL 145

ANÁLISE DO RACISMO AMBIENTAL NO LICENCIAMENTO DE PEQUENAS CENTRAIS HIDRELÉTRICAS DO PARANÁ 152

RACISMO AMBIENTAL Y DESIGUALDAD DE GÉNERO: UNA MIRADA DESDE UN PROYECTO DE COOPERACIÓN INTERNACIONAL 159

RACISMO AMBIENTAL E (IN)JUSTIÇA SOCIOAMBIENTAL: COMO ESSES FENÔMENOS AFETAM O SANEAMENTO DA BAIXADA FLUMINENSE DO RIO DE JANEIRO - BRASIL? 165

ILHAS DE CALOR, RACISMO AMBIENTAL E INJUSTIÇA SOCIOAMBIENTAL EM SALVADOR (BA): UMA ANÁLISE SOCIOESPACIAL DO COMPLEXO HABITACIONAL CAJAZEIRAS 172

CARTOGRAFIA SOCIAL COMO INSTRUMENTO DE IDENTIFICAÇÃO E ANÁLISE DE IMPACTOS SINÉRGICOS E CUMULATIVOS: O CASO DA BARRAGEM DE FRONTEIRAS, CRATEÚS (CE), BRASIL 180

PONTOS DE MEMÓRIAS COMO COMPENSAÇÃO AMBIENTAL DE DESLOCAMENTOS INVOLUNTÁRIOS: O CASO DA BARRAGEM DE FRONTEIRAS, EM CRATEÚS-CE..... 186

24. Recuperação de Áreas Degradadas

PASSIVOS AMBIENTAIS E MODELAGEM DAS EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM LIXÕES DESATIVADOS EM SERGIPE PELO MODELO CINÉTICO *FIRST ORDER DECAY (*FOD) 192

SOIL THERMAL RESPONSES TO SIMULATED FIRE EVENTS: EXPERIMENTAL AND LITERATURE EVIDENCE FROM PRESCRIBED FIRE AND WILDFIRE 200

DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL E RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS NA AMAZÔNIA PARAENSE: INTEGRAÇÃO ENTRE BIOECONOMIA E PROJETOS REDD+ NA REGIÃO DO TAPAJÓS, OESTE DO PARÁ 207

RAPID BIOASSESSMENT PROTOCOLS (RBP) E ESTRUTURAS IN-STREAM NA RECUPERAÇÃO FLUVIAL EM DESCARACTERIZAÇÃO DE BARRAGENS DE REJEITO ... 212

ENTOMOFAUNA EDÁFICA EM ÁREA DE RESTAURAÇÃO NO MUNICÍPIO DE ALTA FLORESTA, MATO GROSSO 218

AVALIAÇÃO DA EROBILIDADE EM TALUDE FERROVIÁRIO..... 224

DIAGNÓSTICO DE IMPACTOS AMBIENTAIS EM ÁREA DEGRADADA E PROPOSTA DE RECUPERAÇÃO NA CIDADE DE MARINGÁ, PR, BRASIL..... 231

RESISTÊNCIA MICROBIANA AO PARAQUAT EM SOLOS AGRÍCOLAS: ISOLAMENTO E POTENCIAL DE CEPAS BACTERIANAS PARA BIORREMEDIAÇÃO 239

BIORREMEDIAÇÃO DE PETRÓLEO E DERIVADOS: UMA ANÁLISE BIBLIOMÉTRICA DOS MICRORGANISMOS E DA EFICIÊNCIA DE TÉCNICAS *IN SITU* E *EX SITU*..... 247

POTENCIAL DE ENCAPSULAMENTO DOS CONTAMINANTES DO REJEITO DE FLUORITA ÁLCALI ATIVADO PELO MÉTODO "*ONE-PART*" 255

ANÁLISE DA DINÂMICA LIMNOLÓGICA E ELABORAÇÃO DE PROTOCOLO DE RECUPERAÇÃO AMBIENTAL PARA UMA BACIA HIDROGRÁFICA URBANA DO SUL DO BRASIL 263

25. Recursos Hídricos Aproveitamento e Estudos Avaliativos

COBERTURA E AVALIAÇÃO DA REDE PLUVIOMÉTRICA NO ESTADO DE MATO GROSSO: DISPONIBILIDADE DE SÉRIES HISTÓRICAS PARA SUPORTE À GESTÃO HÍDRICA..... 272

GESTÃO SUSTENTÁVEL DE EFLUENTES EM CENTRAIS DE CONCRETO: AVALIAÇÃO DE SISTEMA FÍSICO-QUÍMICO PARA TRATAMENTO E REÚSO DE ÁGUA..... 281

AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO DO MODELO GEOGLOWS V2 PARA SIMULAR A VAZÃO EM BACIAS HIDROGRÁFICAS DO ESTADO DE SANTA CATARINA, BRASIL..... 287

REVISÃO DE ESTUDOS HIDROLÓGICOS COMO INSTRUMENTO PARA A SEGURANÇA DE BARRAGENS..... 295

UM LEVANTAMENTO BIBLIOMÉTRICO SOBRE PRODUÇÕES CIENTÍFICAS ACERCA DO APROVEITAMENTO DE ÁGUA DE CHUVA NA AMAZÔNIA..... 303

AJUSTE DE UMA EQUAÇÃO DE INTENSIDADE-DURAÇÃO-FREQUÊNCIA DE PRECIPITAÇÃO PARA O MUNICÍPIO DE VARGEM ALTA, ES..... 309

DIAGNÓSTICO DAS CONDIÇÕES HIDRÁULICAS DO CÓRREGO DO GAMBÁ, CUIABÁ-MT: UMA AVALIAÇÃO TÉCNICA..... 316

IMPACTOS DA URBANIZAÇÃO EM RIOS URBANOS: ESTUDO DO CÓRREGO BORBA GATO (MARINGÁ-PR)..... 322

AVALIAÇÃO DO COMPORTAMENTO DO RIO MAQUINÉ-RS..... 330

ESTUDO HIDROLÓGICO BÁSICO PARA APROVEITAMENTO HIDRELÉTRICO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO BRAÇO DO NORTE..... 337

ANÁLISE DAS TAXAS DE MUDANÇA DO USO E COBERTURA DA TERRA NAS UNIDADES DE GERENCIAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS DOS RIOS AGUAPEÍ E PEIXE, OESTE PAULISTA..... 342

CALIBRAÇÃO DO FATOR DE PICO (PRF) DO HUT-NRCS EM UMA BACIA URBANA EM PORTO ALEGRE (RS)..... 347

SISTEMAS DE CAPTAÇÃO DE ÁGUAS PLUVIAIS MELHORAM A SEGURANÇA HÍDRICA E O SANEAMENTO DOMICILIAR EM ÁREAS URBANAS VULNERÁVEIS?..... 354

PRECIPITAÇÃO EFETIVA EM UMA ÁREA DE FLORESTA TROPICAL NA RESERVA BIOLÓGICA DO JARU, AMAZÔNIA OCIDENTAL..... 362

ÁGUA DE CONDENSAÇÃO DE AR-CONDICIONADO: UMA FONTE ALTERNATIVA VIÁVEL PARA O REÚSO PREDIAL..... 370

IMPACTOS DA AGROPECUÁRIA SOBRE A INFILTRAÇÃO DA ÁGUA NO SOLO E MAMÍFEROS TERRESTRES: ESTUDO DE CASO DO PARNA GRANDE SERTÃO VEREDAS E ENTORNO..... 376

APROVEITAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS NO CULTIVO DE MUDAS DE PINUS SOB DIFERENTES LÂMINAS DE ÁGUA..... 384

ECOMORFOLOGIA TRÓFICA DE *Psalidodon aff. Paranae* NA BACIA DO RIBEIRÃO CAMBÉ, LONDRINA-PR..... 391

MODELAGEM DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS PARA REGULAÇÃO HÍDRICA EM BACABAL-MA..... 397

26. Recursos Hídricos Planejamento, Gestão e Políticas Públicas

HIDRANTES NA REGIÃO SUL DA BAHIA..... 406

ANÁLISE MULTICRITÉRIO PARA MAPEAMENTO DE SUSCEPTIBILIDADE A INUNDAÇÕES NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO ITAPEMIRIM..... 410

FLOOD SUSCEPTIBILITY ASSESSMENT IN THE M'BOICY RIVER WATERSHED (FOZ DO IGUAÇU, PARANÁ, BRAZIL) BASED ON MORPHOMETRIC PARAMETERS AND THE HAND MODEL 418

PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS HÍDRICOS: PRÁTICAS INOVADORAS E OPORTUNIDADES DE MODERNIZAÇÃO DAS CONVENCIONAIS 425

A COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DOCE - ANÁLISE NO ESTADO DE MINAS GERAIS 431

ANÁLISE DE DADOS PLUVIOMÉTRICOS PARA DETERMINAÇÃO 438

DA CORRELAÇÃO DE VARIAÇÕES MULTIDECADAIS DA PRECIPITAÇÃO NO ESTADO DE SÃO PAULO 438

REGULACIÓN HÍDRICA DE LOS BOSQUES EN ZONA ANDINA COLOMBIANA 447

A ENGENHARIA COMO PILAR ESTRATÉGICO PARA O DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL: APLICAÇÕES URBANAS E QUALIDADE DA ÁGUA EM MANAUS (AM) 453

APLICAÇÃO DA COBRANÇA PELO USO DE RECURSOS HÍDRICOS: O CASO DO PROJETO RIO VIVO NA BACIA DO RIO DOCE EM MINAS GERAIS 459

SEGURANÇA ALIMENTAR NO MARANHÃO: A IMPORTÂNCIA DOS PLANOS DE RECURSOS HÍDRICOS DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS 465

CHARACTERIZATION OF ZOOPLANKTON IN A VOLCANIC LAGOON IN THE MUNICIPALITY OF PATROCÍNIO/MG, BRAZIL 472

APLICAÇÃO DO HAND PARA SIMULAÇÃO DE INUNDAÇÕES EM MICROESCALA: DESENVOLVIMENTO DE PLUGIN QGIS E APLICAÇÃO EM BARRA MANSA – RIO DE JANEIRO 480

PERSPECTIVAS PARA A GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS NA AMAZÔNIA: DESAFIOS NA IMPLEMENTAÇÃO DO PROGRAMA DE AÇÕES ESTRATÉGICAS (PAE) 485

ANÁLISE DAS OUTORGAS E COBRANÇA PELOS RECURSOS HÍDRICOS NA BACIA DO CARATINGA, SUB-BACIA DO DOCE 493

ANÁLISE ESTATÍSTICA DE DADOS DE PRECIPITAÇÃO PARA O LITORAL DO PARANÁ CONSIDERANDO DIFERENTES BASES DE DADOS E MODELOS REGIONALIZADOS 501

PROPOSTA DE COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA NO SETOR RURAL 510

ESTUDO MORFOMÉTRICO DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DO PARQUE ESTADUAL DA PEDRA AZUL, ES 517

O MODELO MFP-GEO COMO INSTRUMENTO DE GOVERNANÇA E GESTÃO HÍDRICA MUNICIPAL: UMA ABORDAGEM PARA CIDADES INTELIGENTES 523

EVOLUÇÃO DA LEGISLAÇÃO DE PROTEÇÃO DE MANANCIAIS EM CAXIAS DO SUL (RS): AVANÇOS, RETROCESSOS E IMPLICAÇÕES PARA A SEGURANÇA HÍDRICA DO ABASTECIMENTO 529

INOVAÇÃO METODOLÓGICA NA CONSTRUÇÃO DE INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE PARA RECURSOS HÍDRICOS: PROPOSTA DE *FRAMEWORK* 534

ANÁLISE DO REBAIXAMENTO DO RESERVATÓRIO DA UHE COLÍDER: CONSEQUÊNCIAS SOCIOAMBIENTAIS E PARTICIPAÇÃO SOCIAL 542

GERENCIAMENTO DE RISCOS PARA MITIGAÇÃO DE FALHAS NO MONITORAMENTO HIDROLÓGICO 550

AVALIAÇÃO PRELIMINAR DA RELAÇÃO ENTRE VAZÃO DE BASE E VAZÃO DE REFERÊNCIA Q_{90} EM UM POSTO FLUVIOMÉTRICO DO RIO IBICUÍ 557

SISTEMA INTEGRADO DE PREVENÇÃO DE CHEIAS URBANAS: OPERAÇÃO, MONITORAMENTO E RESILIÊNCIA HIDROLÓGICA NO MUNICÍPIO DE ITATIBA-SP 565

SUBDIVISÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO ARAGUARI EM UNIDADES DE PLANEJAMENTO HÍDRICO 572

PROPOSIÇÃO DE METODOLOGIA PARA ANÁLISE DE CONFLITOS PELO USO DA ÁGUA: ESTUDO DE CASO NA BACIA HIDROGRÁFICA DOS RIOS MACAÉ E DAS OSTRAS 580

TRANSFERIBILIDADE COM MODELO ESTOCÁSTICO NA SUB-BACIA DO ALTO SÃO FRANCISCO EM MINAS GERAIS 588

SEGURANÇA HÍDRICA E CONFLITO DE USOS: UMA ANÁLISE DA VULNERABILIDADE DO ABASTECIMENTO HUMANO FRENTE À DEMANDA DA CAFEICULTURA NO SUDOESTE BAIANO 596

DEFASAGEM DOS VALORES DA COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO TIETÊ 603

MORFOMETRIA E CONSISTÊNCIA TEMPORAL DE DADOS PLUVIOMÉTRICOS: SUBSÍDIOS PARA O PLANEJAMENTO HIDROLÓGICO DA BACIA DO RIBEIRÃO JOÃO LEITE 609

GESTÃO INTEGRADA DE RECURSOS HÍDRICOS E MONITORAMENTO DA POLUIÇÃO DIFUSA POR AGROTÓXICOS EM ÁGUAS SUPERFICIAIS: UMA ANÁLISE EM DOCUMENTOS OFICIAIS 617

PROPOSTA DE OFICINA SOBRE CADASTRO DE USUÁRIOS DE ÁGUA NO SISTEMA DE OUTORGA DO ESTADO DE SANTA CATARINA (SIOUT-SC) 626

INTEGRAÇÃO ENTRE A POLÍTICA DE PROTEÇÃO E DEFESA CIVIL E A POLÍTICA NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS: ANÁLISE DAS CAPACIDADES LOCAIS PARA A GESTÃO DE RISCOS E DESASTRES 633

AVALIAÇÃO DA ATUAÇÃO DO COMITÊ DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DO LITORAL NORTE DO ESTADO DA PARAÍBA 633

27. Recursos Hídricos Qualidade da Água

AVALIAÇÃO COMPARATIVA DA BALNEABILIDADE DAS PRAIAS DE FORTALEZA (CE): ANÁLISE TEMPORAL DOS RESULTADOS DE COLIFORMES TERMOTOLERANTES E ENTEROCOCOS E IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS CRÍTICAS 649

MONITORAMENTO ESTRATÉGICO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS MARINHAS DO LITORAL DO ESTADO DO CEARÁ: EVOLUÇÃO ENTRE 2020 E 2025 658

ECOBARREIRAS FITORREMEDIADORAS: UMA ESTRATÉGIA DUPLA PARA COMBATE AO LIXO E REVITALIZAÇÃO PAISAGÍSTICA DO RIACHO DO CAVOUCO, RECIFE - PE 663

SEGURANÇA HÍDRICA: USO DE TESTES RÁPIDOS E CASEIROS COMO INDICATIVO DE QUALIDADE DE ÁGUA EM POÇOS ARTESIANOS 671

AVALIAÇÃO QUALITATIVA PRELIMINAR DA EFICIÊNCIA DE UM SISTEMA DE FILTRAÇÃO EM MARGEM INSTALADO NO RIO BEBERIBE, REGIÃO METROPOLITANA DO RECIFE-PE 677

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE HÍDRICA COM ÊNFASE NOS PARÂMETROS FÍSICOS-QUÍMICOS 683

NUMERICAL MODELING OF SALINITY VARIABILITY IN THE PARÁ RIVER ESTUARY (BRAZILIAN AMAZON) 689

VALORIZATION AND CHARACTERIZATION OF WASTE FROM THE PULP INDUSTRY (DREGS AND GRITS) AS LOW-COST ADSORBENTS FOR EFFLUENT TREATMENT 697

MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS COMO BIOINDICADORES DA QUALIDADE DA ÁGUA E FERRAMENTA DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL NO CÓRREGO ASSU (ANHUMAS-SP) 704

ANÁLISE DA QUALIDADE DA ÁGUA DE UM POÇO TUBULAR LOCALIZADO NA CIDADE DE LAGOA SECA-PB: AVALIAÇÃO DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS 709

INFLUÊNCIA DA URBANIZAÇÃO NA ABUNDÂNCIA DE MICROFIBRAS PLÁSTICAS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO PARAGUAI 714

HETEROGENEIDADE ESPACIAL DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO SOROCABA, SP 722

A IMPORTÂNCIA DAS MATAS CILIARES NA PRESERVAÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS 729

USO DE PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO RÁPIDA COMO FERRAMENTA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL NO RIO MACACU, RJ 736

CRIAÇÃO E MEDIDAS CORRETIVAS PARA ADEQUAÇÃO AO USO DO APLICATIVO "QUALIDADE DAS ÁGUAS DO RIO GRANDE SUL" 743

MONITORAMENTO DA CONTAMINAÇÃO DA ÁGUA POR AGROTÓXICOS 748

MONITORAMENTO DA BALNEABILIDADE NA REPRESA DO GUARAPIRANGA – REGIÃO METROPOLITANA DE SÃO PAULO 754

RELAÇÃO ENTRE CONDUTIVIDADE ELÉTRICA E SÓLIDOS TOTAIS NO RIACHO DAS PIABAS, CAMPINA GRANDE - PB 762

CONTAMINAÇÃO POR ALUMÍNIO EM ÁGUAS DE ABASTECIMENTO NO MUNICÍPIO DE RUSSAS (CE): IMPLICAÇÕES PARA A SAÚDE HUMANA 768

IMPACTOS DE CONTAMINANTES ORGÂNICOS NA ICTIOFAUNA NO RIO POT I- CE 776

AVALIAÇÃO SAZONAL DA QUALIDADE DA ÁGUA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO FRESCO, MUNICÍPIO DE TUCUMÃ (PA) 782

CALIBRAÇÃO E VALIDAÇÃO DE SENSORES DE BAIXO CUSTO PARA MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA APLICADOS AO DESENVOLVIMENTO DE UM ROBÔ 788

AVALIAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA E DETERMINAÇÃO DA POTABILIDADE DA ÁGUA ARMAZENADA EM CISTERNAS NA ZONA RURAL DO MUNICÍPIO DE MASSARANDUBA - PB 794

PRODUÇÃO DE UM NOVO BIOCARVÃO PARA REMOÇÃO DE MICROPLÁSTICOS DE ÁGUA 799

MÉTODOS ANALÍTICOS PARA CONTAMINANTES EMERGENTES EM ÁGUAS: REVISÃO SISTEMÁTICA 807

IMPACTOS ANTRÓPICOS NA QUALIDADE DA ÁGUA E NO GRAU DE PRESERVAÇÃO EM BACIA HIDROGRÁFICA URBANA 815

MONITORAMENTO AMBIENTAL COM BIOINDICADORES AQUÁTICOS: REVISÃO DA LITERATURA E APLICAÇÃO 823

QUALIDADE DA ÁGUA E CONDIÇÕES AMBIENTAIS NO CÓRREGO DA NOITE NEGRA, PONTAL DO PARANAPANEMA, SÃO PAULO, BRASIL 831

QUALIDADE DA ÁGUA NO BAIXO DO RIO SÃO FRANCISCO NOS ANOS DE 2021 E 2022: ABORDAGEM INTEGRADA COM IQA, PCA E HCA 839

ESTIMATIVA DA CLOROFILA-*A* NA ALBUFEIRA DO VILAR COM SENTINEL-2 E MODELOS LOCAIS DE MACHINE LEARNING 846

DESENVOLVIMENTO DE MÉTODOS DE FIXAÇÃO ESTRUTURAL DA CIANOBACTÉRIA ESPIRULINA PARA UTILIZAÇÃO COMO BIOTEMPLATE EM SÍNTESE DE ADSORVEDORES 853

UTILIZAÇÃO DA ALGA CLORELA ADITIVADA EM PROCESSOS DE REMOÇÃO DE CORANTE DE EFLUENTES 860

QUALIDADE DA ÁGUA COMO INDICADOR DE CONFLITO ENTRE A ATIVIDADE AGROPECUÁRIA E UMA COMUNIDADE QUILOMBOLA: MESCLANDO CIÊNCIA COM PERCEPÇÃO SOCIAL 8728

QUALIDADE DA ÁGUA EM ÁREA AGRÍCOLA NA BACIA HIDROGÁFICA DO RIO TRAIRI, RN 872

OCORRÊNCIA DE MICROPLÁSTICOS EM AFLUENTE DA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO PARAGUAI 882

MONITORAMENTO REMOTO DA QUALIDADE DE RECURSOS HÍDRICOS: INOVAÇÕES, BENEFÍCIOS AMBIENTAIS, SOCIAIS E DESAFIOS PARA A SUSTENTABILIDADE HÍDRICA 890

MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA EM TANQUES DE ACONDICIONAMENTO DE TRACAJÁ *(Podocnemis unifilis)* E TARTARUGA-DA-AMAZÔNIA *(Podocnemis expansa)* NO PROJETO QUELÔNIOS MARABÁ 898

ANÁLISE DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA EM MICROBACIA RURAL NO RIO GRANDE DO SUL APÓS O EVENTO EXTREMO DE 2024 903

BIORREMEDIAÇÃO EM AMBIENTES COSTEIROS: O PAPEL DAS OSTRAS NA QUALIDADE DA ÁGUA DA BAÍA DE PARANGUÁ - PR 911

OCORRÊNCIA DE ARSÊNIO NAS ÁGUAS BRASILEIRAS E ADSORÇÃO COMO TECNOLOGIA DE TRATAMENTO 919

CONTAMINAÇÃO POR CROMO E CHUMBO EM SEDIMENTO E PEIXES DE UM CÓRREGO URBANO DE LONDRINA-PR 926

INFLUÊNCIA DA URBANIZAÇÃO NA DISTRIBUIÇÃO DE COBRE E ZINCO EM ÁGUA, SEDIMENTO E PEIXES DE UM CÓRREGO URBANO 934

METODOLOGIAS DE ANÁLISE DE MICROPLÁSTICOS EM ÁGUA POTÁVEL: UMA REVISÃO DE LITERATURA 940

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DA LAGOA DO CASSÓ (MA) E SUAS IMPLICAÇÕES PARA O MONITORAMENTO AMBIENTAL DE ECOSSISTEMAS LACUSTRES 948

CONCENTRAÇÕES DE CARBONO E NITROGÊNIO AO LONGO DO RIO TIETÊ 954

QUALIDADE DA ÁGUA EM PEQUENOS RIOS URBANOS SOB INFLUÊNCIA DA AÇÃO ANTRÓPICA: DIAGNÓSTICO AMBIENTAL DO RIO GANGAN, SÃO LUÍS - MA 960

APLICAÇÃO DA ELETROCOAGULAÇÃO COM ELETRODOS DE FERRO NO TRATAMENTO DE ÁGUA SUPERFICIAL URBANA SOB DIFERENTES TEMPOS DE OPERAÇÃO E DENSIDADE DE CORRENTE ELÉTRICA 968

IDENTIFICAÇÃO E QUANTIFICAÇÃO DE MICROPLÁSTICOS NO RESERVATÓRIO DE TAPACURÁ, PERNAMBUCO - BRASIL 975

ANÁLISE DA QUALIDADE DA ÁGUA NA ALDEIA INDÍGENA TENONDÉ PORÃ (SP) 983

HIPOXIA NA NASCENTE DO RIBEIRÃO CAMBÉ (LONDRINA/PR): DIAGNÓSTICO DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO, FATORES CONDICIONANTES E ESTRATÉGIAS DE RECUPERAÇÃO 989

ANÁLISE DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DE ÁGUAS ROTULADAS COMO MINERAIS EM SOLEDADE-PB E SUA CONFORMIDADE COM A LEGISLAÇÃO VIGENTE 995

DINÂMICA DE NUTRIENTES E RISCO DE EUTROFIZAÇÃO NO RIACHO DAS PIABAS, EM CAMPINA GRANDE-PB 998

MONITORAMENTO PARTICIPATIVO DA QUALIDADE AMBIENTAL DE RIOS URBANOS NO BRASIL: RESULTADOS DO PROJETO EXTENSIONISTA "RIO URBANO" (2024-2026) 1005

AVALIAÇÃO DE IMPACTOS DO LANÇAMENTO DE EFLUENTES DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GRAVATAÍ, RS 1010

RECUPERAÇÃO DE EFLUENTES DO PROCESSO DE FLOTAÇÃO DO MINÉRIO DE FERRO UTILIZANDO TECNOLOGIA DE MEMBRANAS PARA FINS DE REUSO 1017

INFLUÊNCIA DA ANTROPIZAÇÃO NA ESTRUTURA DE ASSEMBLEIAS DE PEIXES E NA INTENSIDADE DE BIOINVASÃO EM RIACHOS NEOTROPICAIS 1024

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA E NÍVEL DE EUTROFIZAÇÃO DA LAGOA DO ANTIGO ZOOLÓGICO DA UFMT 1033

AVALIAÇÃO DO EFEITO TOXICOLÓGICO DA DRENAGEM ÁCIDA DE MINA E DA FLOCULAÇÃO COM TANINO EM RAÍZES DE *Allium cepa* 1041

ESTUDO DO MONITORAMENTO DE ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS (EPT) EM RIACHOS – REVISÃO INTEGRATIVA DA LITERATURA 1047

MUDANÇAS NO USO DA TERRA E SEUS IMPACTOS NA QUALIDADE DA ÁGUA EM RIOS URBANOS AMAZÔNICOS: UM ESTUDO NA REGIÃO METROPOLITANA DE BELÉM, PARÁ 1055

AVALIAÇÃO E MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA EM RIOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO TIMBÓ - SC 1063

DISTRIBUIÇÃO DE CD, SB E NI EM ÁGUA, SEDIMENTO E PEIXES DE UM CÓRREGO URBANO DE LONDRINA-PR 1069

AVALIAÇÃO ESPACIAL DO RISCO DE CONTAMINAÇÃO POR AGROTÓXICOS NO ENTORNO DO AÇUDE JABURU I NO MUNICÍPIO DE UBAJARA-CE 1076

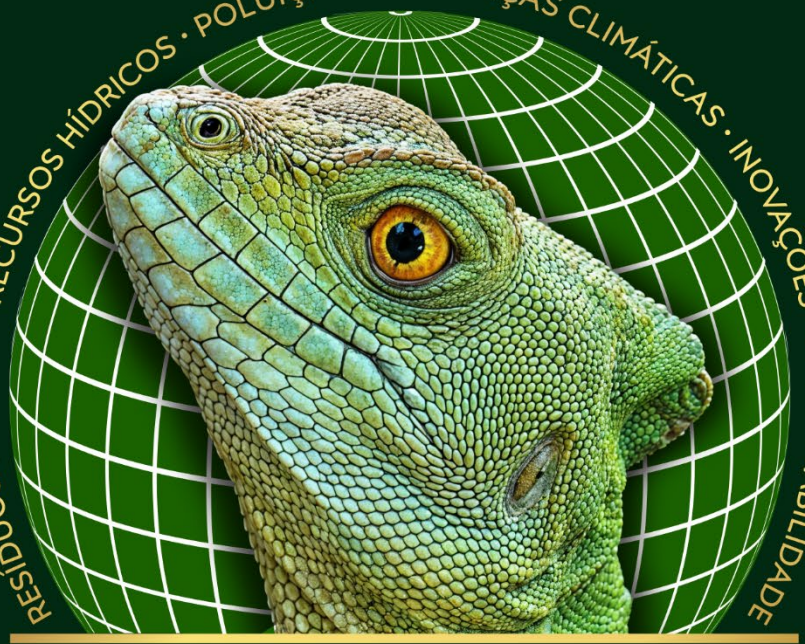
IMPACTO DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NA QUALIDADE DA ÁGUA DE MICROBACIAS URBANAS 1083

OCORRÊNCIA E DISTRIBUIÇÃO DE MICROPLÁSTICOS EM ECOSSISTEMAS AQUÁTICOS BRASILEIROS: UMA REVISÃO DE LITERATURA 1091

INCIDÊNCIA DE DOENÇAS DE VEÍCULAÇÃO HÍDRICA EM MUNICÍPIOS PERTENCENTES A BACIA HIDROGRÁFICA DO IPOJUCA, SITUADA NO AGRESTE PERNAMBUCANO 1096

INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE HÍDRICA: ESTUDO DE CASO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IVAÍ, PARANÁ 1103

ARTIGOS COMPLETOS



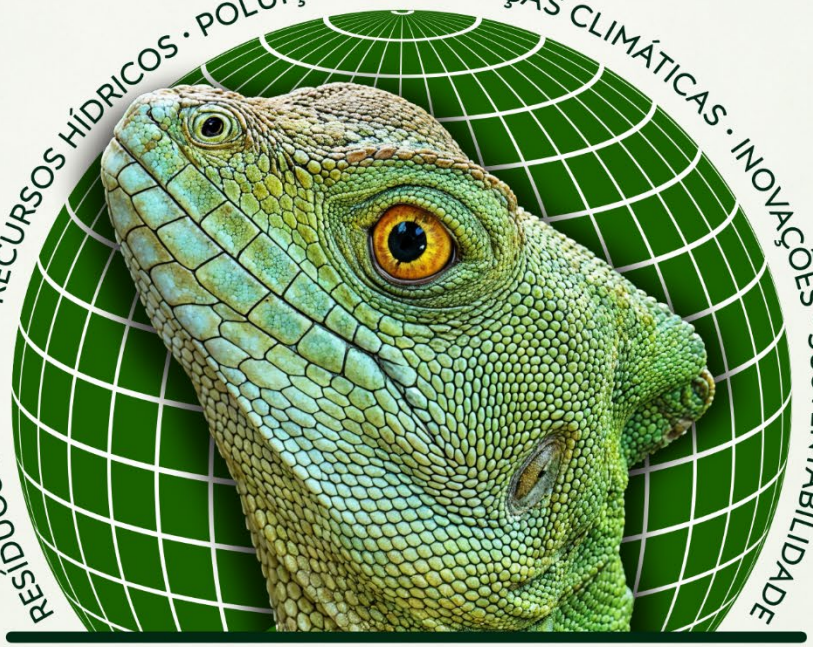
5º CONGRESSO INTERNACIONAL DE ENGENHARIA AMBIENTAL

– EDIÇÃO LUSO-BRASILEIRA –

2026

ÁREA TEMÁTICA 21

POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA



5° CONGRESSO INTERNACIONAL DE
ENGENHARIA AMBIENTAL

ANÁLISE DA PERCEPÇÃO DOS MORADORES DA ZONA URBANA DE BANABUIÚ-CE ACERCA DA POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA CAUSADA POR UMA INDÚSTRIA DE FERROLIGAS

1 Francisco Eduardo Lopes de Sousa, 1 Ingrid Heloísa da Silva Alves
1 Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE) - Campus Quixadá
eduardo.lopes10@aluno.ifce.edu.br, ingrid.alves@ifce.edu.br

Palavras-chave: Poluição Atmosférica; Indústria de Ferroligas; Banabuiú

Resumo

A percepção popular constitui um indicador vital para a gestão ambiental em territórios desprovidos de monitoramento técnico contínuo, como ocorre em Banabuiú (CE). Este estudo investigou a percepção dos moradores da zona urbana acerca dos impactos socioambientais decorrentes das atividades de uma indústria de ferroligas, integrando dados quantitativos de 624 respondentes, registros epidemiológicos oficiais (2017-2025) e documentos técnicos da SEMACE. Os resultados demonstram um quadro de exposição crônica: 68% dos entrevistados percebem a fumaça industrial diariamente e 70% relatam acúmulo de fuligem no interior das residências. A percepção de impacto na saúde (48%) foi corroborada por registros de 60 casos de doenças respiratórias crônicas nas unidades urbanas (Sede 1 e 2) e um caso de neoplasia pulmonar no bairro Alto Alegre. Identificou-se uma contradição central: embora as medições de $MP_{2,5}$ de 34,2 µg/m³ atendam ao padrão nacional CONAMA 506/2024, elas excedem em 228% o limite de segurança da Organização Mundial da Saúde (OMS). Conclui-se que a conformidade normativa vigente é insuficiente para assegurar a proteção à saúde pública local, evidenciando a urgência de sistemas de filtragem eficientes e de um monitoramento atmosférico independente no município.

Introdução

A poluição atmosférica constitui um dos principais desafios ambientais da atualidade, exercendo impactos diretos sobre a saúde humana, os ecossistemas e a qualidade de vida da população. Entre os principais poluentes estão o material particulado (MP_{10} e $MP_{2,5}$) e os gases resultantes de processos industriais. Em municípios de pequeno porte, a ausência de monitoramento contínuo torna a percepção da população um importante indicador dos impactos locais da poluição, representando uma forma legítima de conhecimento ambiental. No Brasil, o direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado é um preceito fundamental assegurado pela Constituição Federal de 1988, sendo a gestão da qualidade do ar regida por instrumentos como a Política Nacional do Meio Ambiente (Lei nº 6.938/1981), a Lei de Crimes Ambientais (Lei nº 9.605/1998) e as resoluções do CONAMA, que definem os padrões nacionais e orientam as ações de mitigação. O município de Banabuiú, localizado no Sertão Central do Ceará, possui 17.315 habitantes e caracteriza-se pela presença de uma indústria de produção de ferroligas instalada próxima à sede municipal. Essa atividade envolve processos de fusão e aquecimento de minérios que resultam na emissão de poluentes atmosféricos. Nos últimos anos, moradores do bairro Alto Alegre relataram a emissão constante de fumaça e o acúmulo de resíduos em residências, afirmando que as chaminés funcionam “24 horas por dia”, o que gera preocupação com a saúde pública (ANC, 2023). O Diário de Quixadá (2025) reforçou essas queixas, destacando que os efeitos da poluição afetam principalmente crianças, idosos e pessoas com doenças respiratórias pré-existentes (DIÁRIO DE QUIXADÁ, 2025). Dessa forma, a percepção ambiental atua como um sensor social indispensável. Quando o morador relata a 'chaminé funcionando 24 horas' ou o 'pó preto nos móveis', ele está fornecendo dados em tempo real sobre a falha nos sistemas de mitigação e sobre a eficácia das tecnologias de despoeiramento adotadas pela indústria. Estudar esses relatos é converter a vivência comunitária em subsídio técnico para a fiscalização. A Figura 1 evidencia a deposição desse material particulado aderido à mão de uma criança, reforçando a presença desses resíduos no ambiente doméstico.



Figura 1 : Fuligem aderida à mão de uma criança em maio de 2025.
Fonte: Diário de Quixadá (2025)

Diante desse cenário, torna-se essencial compreender como os moradores percebem os efeitos da poluição atmosférica e seus impactos na saúde e no cotidiano. Assim, o presente estudo tem como objetivo analisar a percepção dos moradores da zona urbana de Banabuiú (CE) acerca da qualidade do ar, considerando os possíveis efeitos decorrentes das atividades industriais no município. Espera-se que os resultados subsidiem políticas públicas locais, reforcem as ações de fiscalização ambiental e contribuam para a conciliação entre desenvolvimento econômico, saúde pública e sustentabilidade.

Referencial Teórico

Este referencial teórico reúne conceitos fundamentais sobre a poluição atmosférica e seus impactos à saúde, a importância da percepção ambiental como indicador social e o panorama da legislação brasileira vigente.

Poluição Atmosférica e impactos à saúde

A poluição atmosférica industrial decorre de processos de combustão e transformação que liberam gases e partículas no meio ambiente. Em municípios pequenos, a proximidade entre áreas residenciais e unidades produtivas torna esses efeitos mais perceptíveis e preocupantes para a população exposta. Entre os contaminantes, o material particulado fino $MP_{2,5}$ configura-se como o principal risco, pois sua finura permite que penetre profundamente nos pulmões e atinja a corrente sanguínea. A presença constante de poeira escura e fuligem no interior das residências de Banabuiú funciona como uma evidência direta da dispersão desses poluentes, o que agrava sintomas respiratórios e compromete o bem-estar coletivo.

Percepção ambiental e consciência da população

A percepção ambiental é o modo como os indivíduos interpretam o entorno, sendo influenciada pelas experiências cotidianas. Emer e Corona (2013) destacam que o reconhecimento de problemas como a poluição industrial contribui para a formação de atitudes de defesa do meio ambiente. Em cidades sem monitoramento técnico contínuo, a percepção popular torna-se um indicador legítimo dos impactos locais, subsidiando a participação social e a reivindicação por políticas públicas.

Legislação Ambiental

A legislação ambiental brasileira fundamenta-se na Constituição Federal de 1988, que em seu Art. 225 assegura o direito de todos ao meio ambiente ecologicamente equilibrado. Esse preceito é operacionalizado pela Política Nacional do Meio Ambiente (Lei nº 6.938/1981) e reforçado pela Lei de Crimes Ambientais (Lei nº 9.605/1998), que estabelece sanções penais e administrativas para condutas lesivas à natureza. No que tange especificamente à qualidade do ar, as normas técnicas são definidas pelas resoluções do CONAMA, como a nº 491/2018 e a recente Resolução nº 506/2024, que estabelecem os padrões nacionais vigentes. No entanto, a efetividade dessas normas depende diretamente da capacidade de fiscalização e da estrutura técnica municipal, o que frequentemente gera lacunas entre a conformidade legal e a realidade vivida pela comunidade.

Metodologia

A metodologia utilizada neste estudo descreve o conjunto de procedimentos adotados para a realização da pesquisa, desde a definição do método até o tratamento e a análise dos dados. O trabalho foi desenvolvido conforme as orientações de Manzato e Santos (2008), que apresentam um modelo estruturado para a elaboração e aplicação de questionários na pesquisa quantitativa. Segundo os autores, o processo metodológico deve envolver quatro etapas principais:

1. Planejamento e estruturação do instrumento, com definição clara dos objetivos e do público-alvo;
2. Organização dos blocos temáticos e elaboração das perguntas com linguagem simples, objetiva e imparcial;
3. Validação semântica e revisão linguística, garantindo a clareza e coerência das questões;
4. Tratamento estatístico dos dados, com análise quantitativa e interpretação dos resultados.

Esse modelo visa assegurar clareza, representatividade e consciência científica, contribuindo para a confiabilidade das inferências obtidas a partir das respostas. A Figura 2 apresenta o fluxograma de execução da pesquisa.

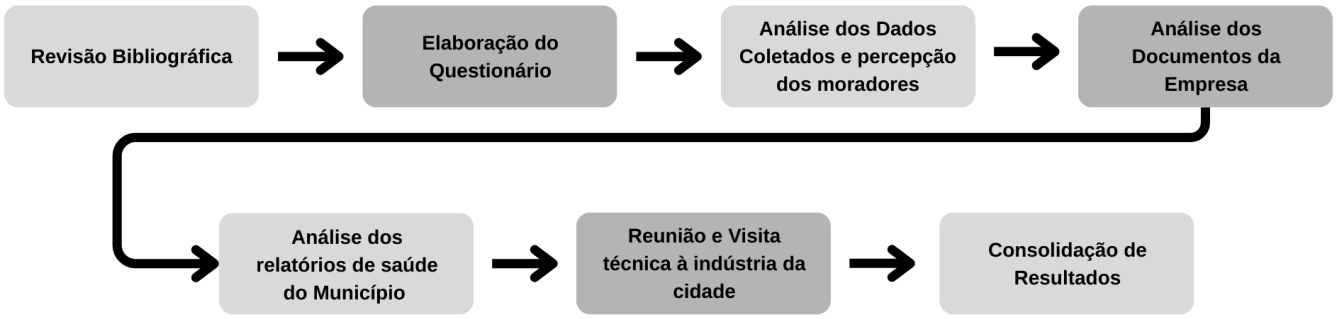


Figura 2: Fluxograma de etapas do Estudo.
Fonte: Autoria própria (2025)

Tipo de pesquisa e método adotado

A pesquisa quantitativa, descritiva, de campo, com abordagem complementar qualitativa nas respostas discursivas, tendo como objetivo mensurar a percepção dos moradores quanto à qualidade do ar no município de Banabuiú (CE). O método de Manzato e Santos (2008) foi adotado por oferecer uma base metodológica sólida e coerente com o propósito do estudo, permitindo compreender o comportamento da população por meio da coleta de dados estruturados e quantificáveis.

O questionário foi organizado em blocos temáticos que abordam informações sociodemográficas dos participantes, a percepção da qualidade do ar na cidade, a observação de fuligem e fumaça, possíveis incômodos ou sintomas respiratórios associados às emissões industriais e a percepção sobre a fiscalização ambiental. Também foram incluídas perguntas sobre denúncias já realizadas e campos abertos para comentários e relatos espontâneos. Esse conjunto permitiu identificar tanto percepções objetivas quanto experiências subjetivas dos moradores em relação à atividade industrial.

População e amostragem

A população-alvo é composta pelos moradores da zona urbana de Banabuiú (CE), estimada em 8.753 habitantes (IBGE, 2010). A amostragem adotada foi não probabilística por conveniência, considerando os participantes que aceitaram responder voluntariamente ao questionário.

Para determinar o tamanho mínimo necessário da amostra, aplicou-se a fórmula para populações finitas, conforme recomendação metodológica de Manzato e Santos(2008), com nível de confiança de 95% e margem de erro de 5%, conforme a seguinte equação (01).

(01) $$n = \frac{N \cdot Z \cdot p \cdot q}{E^2 \cdot (N-1) + Z^2 \cdot p \cdot q}$$

Onde:

- n = tamanho da amostra;
- N = tamanho da população (8.753);
- Z = valor crítico para 95% de confiança (1,96);
- p = proporção esperada (0,5);
- q = 1 – p (0,5);
- E = margem de erro (0,05).

Assim, o número mínimo de participantes estimado foi de 368 participantes. Entretanto, o estudo superou esse valor, totalizando 624 respostas válidas, o que amplia a confiabilidade e representatividade dos resultados obtidos.

Procedimentos de coleta de dados

O instrumento de coleta foi um questionário estruturado, elaborado no Google Forms, contendo perguntas fechadas e semiabertas.

A Secretaria municipal de saúde de Banabuiú, por meio do setor de Epidemiologia, forneceu dados referentes ao período de 2017 até novembro de 2025, incluindo registros sobre:

- Doenças Respiratórias.
- Neoplasias pulmonares.

A atualização até novembro de 2025 corresponde ao último mês disponível de coleta realizada pelo pesquisador. A aplicação ocorreu de duas formas:

- Online, por meio de link disponibilizado em redes sociais e grupos comunitários;
- Presencial, em formato impresso aplicado com alunos do ensino médio, devido à restrição do uso de aparelhos eletrônicos durante as aulas.

Inicialmente, o questionário seria aplicado apenas aos moradores da zona urbana. Contudo, observou-se que muitos alunos, embora residentes em comunidades rurais, permanecem diariamente até o fim da tarde na área urbana, estando igualmente expostos aos impactos da poluição atmosférica industrial. Dessa forma, decidiu-se incluir todos os estudantes presentes e professores em sala nos dias 23, 29 e 30 de setembro de 2025, abrangendo os turnos da manhã, tarde e noite.

Como medida de compensação ambiental pelo uso do papel impresso, o pesquisador realizou o plantio de mudas nativas de árvores frutíferas na área escolar, reforçando o compromisso socioambiental da pesquisa.

Além do questionário, o pesquisador utilizou fontes secundárias que contribuíram para contextualizar a situação atmosférica do município e ampliar a compreensão dos possíveis impactos da atividade industrial. Foram analisados documentos técnicos disponibilizados pela Superintendência Estadual do Meio Ambiente (SEMACE) obtidos por meio do Portal Ceará Transparente, como relatórios de automonitoramento, Relatórios Anuais de Meio Ambiente (RAMA), além de documentos relacionados a denúncias ambientais registradas, autos de infração e multas aplicadas à indústria no período de 2019 até mês de outubro de 2025..

Além disso, foi realizada uma visita técnica a indústria atuante no setor metalúrgico, responsável pela produção de ligas metálicas (Ferroligas), como o Ferro Silício (45% e 75%), Ferro Silício Magnésio e inoculantes metálicos à base de cálcio, alumínio, estrôncio, bário, lantânio e zircônio, localizada a aproximadamente 1,6 km do bairro Alto Alegre de Banabuiú. A visita teve caráter informativo e consistiu em um diálogo com o Diretor Geral e o Coordenador do Laboratório que forneceu esclarecimentos sobre as Emissões Atmosféricas e as medidas previstas para mitigação. Durante a visita, o pesquisador solicitou o acesso aos relatórios ambientais internos; entretanto, foi informado de que o setor jurídico da empresa não autorizou o repasse dos documentos, razão pela qual a análise documental baseou-se exclusivamente nos materiais disponibilizados por órgãos oficiais.

Segundo os responsáveis pela indústria:

O projeto de despoeiramento da área de descarga de materiais encontra-se concluído, porém sua implantação depende da assinatura do contrato para aquisição dos equipamentos;

O projeto destinado ao controle das emissões das chaminés permanece em fase de elaboração, sem previsão de conclusão ou início das obras.

As informações obtidas na visita técnica complementam a análise documental e permitiram situar espacialmente a atividade industrial em relação à área urbana do município.

Análise dos dados

Os dados do questionário foram analisados diretamente na plataforma Google Forms, utilizando os gráficos e porcentagens gerados automaticamente pela ferramenta. As respostas quantitativas foram interpretadas por meio de frequências absolutas e relativas, enquanto as respostas discursivas foram analisadas de forma qualitativa, permitindo identificar percepções, queixas e sugestões da população. Essa abordagem mista possibilitou compreender de forma ampla a percepção dos moradores sobre a poluição atmosférica, os efeitos observados na saúde pública e o nível de conscientização ambiental dos participantes.

Resultados e discussões

A aplicação dos 624 questionários permitiu a construção de um panorama abrangente da percepção da população urbana de Banabuiú acerca dos impactos atmosféricos associados à atividade industrial. A caracterização sociodemográfica evidencia uma amostra majoritariamente jovem, com 74% dos respondentes situados na faixa entre 14 e 25 anos, e predominância feminina (54%). No que tange à escolaridade, 53,2% possuem o Ensino Médio incompleto, reflexo direto da aplicação da pesquisa em ambiente escolar; os demais participantes distribuem-se entre o Ensino Superior (20,2%), Médio completo (18,6%) e Fundamental ou sem instrução (8%). Esse perfil revela que a percepção analisada reflete a experiência de um público jovem e instruído, exposto cotidianamente aos impactos atmosféricos no ambiente urbano.

No eixo da percepção ambiental, os resultados mostram que a exposição à poluição atmosférica é recorrente: a maioria dos participantes relatou perceber fumaça visível diariamente ou várias vezes por semana, além da presença constante de fuligem e pó preto no interior das residências, encontrado sobre móveis, pisos, roupas estendidas e até na pele de crianças após atividades externas. Esses achados reforçam um padrão consistente de contato direto com o material particulado, alinhado aos relatos qualitativos em que surgem expressões como “falta de ar”, “cheiro forte”, “não consigo dormir” e “a fumaça aumenta à noite”. O conjunto de depoimentos revela incômodos contínuos, agravamento de sintomas respiratórios e sensação de desassistência institucional, compondo uma dimensão perceptiva coerente com o contexto investigado.

A percepção de impacto na saúde (48%) é validada pelos registros do setor de epidemiologia do município (2017-2025). Os dados revelam 60 casos de doenças respiratórias crônicas concentrados nos postos Sede 1 e Sede 2, que atendem exclusivamente a zona urbana exposta às emissões. Somado a isso, registrou-se um caso de neoplasia pulmonar (câncer) na zona urbana situada a apenas 1,6 km da indústria e área de maior acúmulo de fuligem. Essa essa convergência evidencia que a média de $MP_{2,5}$ encontrada 34,2 µg/m³ que embora "dentro da lei" nacional excede em 228% o limite da OMS, resultando em danos clínicos reais à população urbana.

No campo institucional, a análise dos dados oficiais obtidos via Portal Ceará Transparente evidencia a existência de seis denúncias formais registradas na SEMACE entre 2023 e 2025, todas relacionadas à emissão de fumaça escura, fuligem e partículas de carvão. As fiscalizações resultaram em autos de infração, notificações e na assinatura de um Termo de Ajustamento de Conduta (TAC) entre a empresa, a SEMACE e o Ministério Público, determinando a adoção de medidas estruturais como implantação de filtros, enclausuramento de áreas de carvão e melhorias no processo produtivo. Parte das denúncias permanece em análise, com novas vistorias programadas, o que indica continuidade no processo de monitoramento estatal. Esses elementos reforçam que a percepção comunitária não é isolada, mas acompanha um histórico documentado de irregularidades e intervenções regulatórias.

Entretanto, a análise dos relatórios de monitoramento atmosférico produzidos pela empresa contratada pela própria indústria indica que as concentrações de PTS, (MP_{10}), ($MP_{2,5}$), (NO_2 e SO_2) entre maio e agosto de 2025 permaneceram abaixo dos limites legais previstos na CONAMA n° 506/2024, encontrando-se, portanto, em condição formal de conformidade. Um dos registros de destaque foi a concentração de $MP_{2,5}$ de 34,2 µg/m³ na Escola Estadual, equivalente a 68,4% do limite diário permitido para o padrão PI-2. Embora o valor não ultrapasse a norma nacional, aproxima-se de um patamar preocupante sob a ótica da Organização Mundial da Saúde (OMS), que adota padrões significativamente mais restritivos. Em suas Diretrizes Globais de Qualidade do Ar de 2021, a OMS recomenda um limite de 15 µg/m³ para a média diária de $MP_{2,5}$. Isso significa que o valor registrado de 34,2 µg/m³ em Banabuiú excede em mais de o dobro (cerca de 228%) o nível considerado seguro para a saúde humana pela organização. A coexistência de “conformidade normativa” com “percepção de risco ampliada” e dados que indicam risco real à saúde (comparados a padrões internacionais) reforça a necessidade de monitoramento independente por órgãos de fiscalização.

Do ponto de vista socioeconômico, os participantes reconheceram que a indústria gera emprego e renda no município. Segundo informações oficiais, 160 empregos diretos e 16 terceirizados. Porém, a maior parte dos respondentes considera que os prejuízos ambientais e sanitários superam os benefícios econômicos. Também surgiram sugestões recorrentes sobre a urgente necessidade de instalação de filtros eficientes nas chaminés e de melhorias no sistema de despoeiramento, refletindo a expectativa social por medidas mais efetivas de mitigação da poluição.

A convergência entre dados quantitativos, relatos qualitativos, informações institucionais e medições ambientais evidencia que os impactos percebidos pela população possuem base empírica e institucional concreta. Ao mesmo tempo, revela-se uma contradição central: o ambiente opera em conformidade normativa, mas é percebido como nocivo pela população, o que indica lacunas entre o monitoramento oficial, a fiscalização, a realidade comunitária e as condições de saúde observadas no território.

Como limitação do estudo, destaca-se o perfil majoritariamente jovem da amostra, sugerindo a necessidade de futuras pesquisas focadas em grupos de maior vulnerabilidade clínica, como a população idosa.

A Figura 3 evidencia um padrão alarmante: 68% dos moradores percebem a fumaça industrial todos os dias, e outros 26% algumas vezes por semana, apenas 6% afirmam ver raramente ou nunca ter visto. Esse grau de recorrência indica exposição contínua da população às emissões, extrapolando limites aceitáveis de qualidade do ar e sugerindo possível presença de partículas finas ($MP_{2,5}$ e MP_{10}), cuja inalação está associada ao agravamento de doenças respiratórias.

Quanto à mobilização social, observou-se que 83% dos entrevistados nunca registraram reclamação formal nos órgãos ambientais, sendo que apenas 11% buscaram a prefeitura municipal e 3% a SEMACE. Além disso, a percepção de impacto socioeconômico revelou que 54% dos moradores consideram que a atividade industrial gera mais prejuízos do que benefícios para o município, enquanto 37% avaliam que ambos ocorrem na mesma medida.

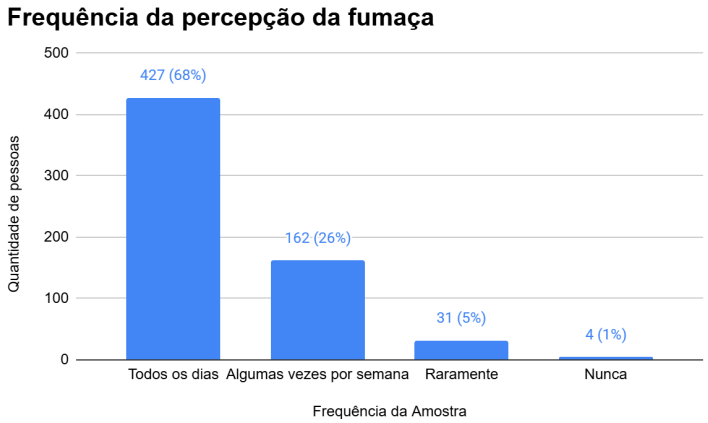


Figura 3: Gráfico da Frequência de Percepção da Fumaça pelos entrevistados.
Fonte: Autoria Própria (2025)

Na Figura 4 é possível observar a presença de material particulado dentro das residências, confirmada por 70% dos participantes, que relatam "pó preto" acumulado em móveis, pisos, roupas e utensílios domésticos. A recorrência desse fenômeno reforça a incapacidade das emissões industriais de permanecerem restritas ao ambiente externo, invadindo espaços internos, inclusive quartos e áreas de convivência, o que configura um importante impacto na saúde pública e no bem-estar dos moradores.

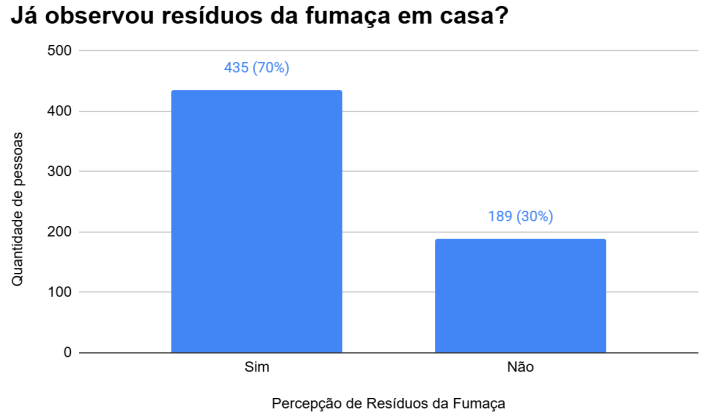


Figura 4: Gráfico da Frequência de Percepção de resíduos da fumaça pelos entrevistados.
Fonte: Autoria Própria (2025)

A Figura 5 demonstra que 48% dos participantes relataram que a fumaça industrial já causou algum impacto na saúde seja própria ou de familiares. O grupo mais expressivo corresponde a 34%, que afirmaram que alguém da família ou conhecido apresentou problemas relacionados à exposição. Outros 14% relataram ter passado por isso pessoalmente, enquanto 10% afirmaram que tanto eles quanto familiares foram afetados. Apenas 25% disseram nunca ter apresentado problemas e 17% não souberam responder. Esses resultados evidenciam que a poluição atmosférica tem repercussões diretas e amplamente percebidas na saúde coletiva, reforçando a urgência de medidas de mitigação e monitoramento independente.

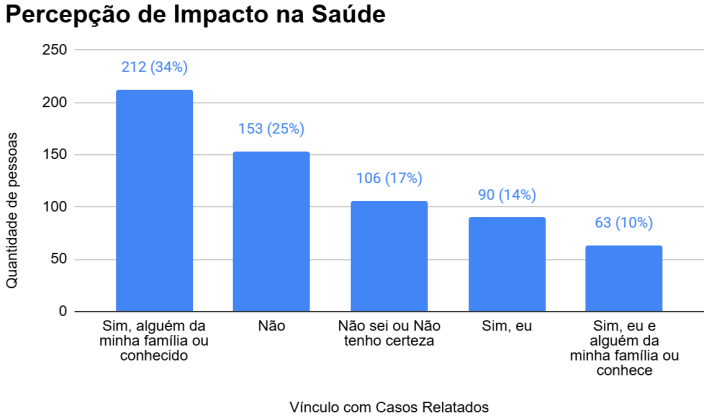


Figura 5: Gráfico da Percepção dos entrevistados sobre os impactos da poluição da indústria na saúde da cidade.
Fonte: Autoria Própria (2025)

Conclusão

Diante do conjunto de evidências reunidas nesta pesquisa, torna-se claro que os moradores de Banabuiú convivem há décadas com um quadro persistente de preocupação ambiental, caracterizado pela exposição contínua ao material particulado e pela insuficiência de medidas efetivas de controle das emissões industriais. Os achados revelam não apenas a percepção comunitária, mas também dados objetivos relacionados à saúde, à infraestrutura ainda incompleta, às lacunas na fiscalização e à ausência de monitoramento atmosférico independente, elementos que reforçam a complexidade e a gravidade da situação enfrentada pelo município.

Os achados, validados pela convergência entre a percepção comunitária e os registros de doenças respiratórias e neoplasia pulmonar na zona urbana, demonstram que a conformidade normativa atual é insuficiente para proteger a vida em Banabuiú. O registro de 60 casos de doenças crônicas nas unidades Sede 1 e 2, somado ao caso de neoplasia pulmonar no bairro próximo a indústria, reforça a urgência de sistemas de filtragem eficientes e monitoramento independente. É imperativo que o desenvolvimento econômico seja conciliado com o direito constitucional a um ambiente seguro.

Portanto, mostra-se necessária e inadiável a implementação efetiva dos sistemas de filtragem e despoeiramento já previstos, bem como a instituição de um monitoramento atmosférico contínuo, técnicamente independente e metodológicamente transparente, capaz de representar com precisão a magnitude real das emissões. Soma-se a isso o fortalecimento das ações de vigilância em saúde ambiental e a ampliação dos mecanismos de transparência e acesso público às informações, garantindo que a população possa acompanhar e fiscalizar as medidas adotadas. Apenas com a articulação dessas estratégias será possível assegurar aos moradores de Banabuiú o pleno exercício do direito constitucional a um ambiente equilibrado, seguro e livre de riscos à saúde.

Os resultados apresentados indicam a necessidade de aprofundamento das investigações sobre a poluição atmosférica no município de Banabuiú. Estudos futuros deverão incluir análises independentes do material particulado ($MP_{2,5}$ e MP_{10}), associadas a monitoramento contínuo da qualidade do ar, de modo a complementar e verificar os dados atualmente disponibilizados pela indústria. Recomenda-se também o desenvolvimento de pesquisas epidemiológicas mais detalhadas, capazes de avaliar possíveis correlações entre a exposição crônica aos poluentes e o aumento de doenças respiratórias na população.

Outra frente relevante consiste no acompanhamento técnico das medidas mitigadoras previstas no Termo de Compromisso, verificando sua implementação e eficácia ambiental. Além disso, futuras pesquisas poderão avaliar a percepção da comunidade após a instalação dos sistemas de controle quando concluídos, permitindo comparações entre os cenários pré e pós-intervenção. Tais estudos contribuirão para fortalecer a vigilância ambiental e subsidiar políticas públicas de proteção à saúde e à qualidade do ar em Banabuiú.

Agradecimentos

Gostaria de agradecer aos moradores que participaram voluntariamente da pesquisa, cuja colaboração foi essencial para a construção deste trabalho; estendo meu reconhecimento à comunidade escolar e aos profissionais que viabilizaram a aplicação dos questionários e o acompanhamento da realidade vivenciada na área próxima à atividade industrial. Agradeço também ao Ray Teixeira da Silva, pelo incentivo constante durante o desenvolvimento desta pesquisa. Por fim, agradeço de forma especial à minha professora e orientadora, Mestre Ingrid Heloisa da Silva Alves, pelo suporte acadêmico, orientação técnica e dedicação ao longo de toda a elaboração deste estudo

Referências Bibliográficas

BANABUIÚ. Secretaria Municipal de Saúde. Relatório Epidemiológico de Doenças Respiratórias e Neoplasias (2017-2025). Banabuiú, CE: Setor de Epidemiologia, 2025.

ANC – Agência de Notícias do Ceará. Moradores denunciam emissão de fumaça tóxica em Banabuiú. Disponível em: https://anoticiadoceara.com.br/moradores-denunciam-emissao-de-fumaca-toxica-em-banabuiu/. Acesso em: 25 out. 2025.

BRASIL. Constituição (1988). Constituição da República Federativa do Brasil. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm. Acesso em: 22 nov. 2025.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 491, de 19 de novembro de 2018. Dispõe sobre padrões de qualidade do ar. Disponível em: https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/conama. Acesso em: 10 out. 2025.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 506, de 5 de julho de 2024. Estabelece padrões nacionais de qualidade do ar e fornece diretrizes para sua aplicação. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima, 2024. Disponível em: https://www.in.gov.br/web/dou/-/resolucao-n-506-de-5-de-julho-de-2024-570885907. Acesso em: 23 out. 2025.

BRASIL. Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l6938.htm. Acesso em: 09 out. 2025.

BRASIL. Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e

atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. Brasília, DF: Presidência da República, [1998]. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9605.htm#:~:text=Provocar%2C%20pela%20emissão%20de%20efluentes,ou%20multa%2C%20ou%20ambas%20cumulativamente. Acesso em: 26 out. 2025.

BRASIL. [Constituição (1988)]. Constituição da República Federativa do Brasil de 1988. Brasília, DF: Presidente da República, [2025]. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm. Acesso em: 28 out. 2025

CEARÁ. Controladoria e Ouvidoria Geral do Estado. Ceará Transparente: portal da transparência do Governo do Estado do Ceará. Fortaleza, 2025. Disponível em: https://cearatransparente.ce.gov.br. Acesso em: 20 out. 2025.

COUTO, A.; COSTA, B.; MARTINS, L. Percepção ambiental e poluição do ar em João Monlevade (MG). 2018.

DIÁRIO DE QUIXADÁ. Moradores denunciam poluição atmosférica causada por indústria em Banabuiú. 5 out. 2025. Disponível em: https://diariodequixada.com.br/destaques/moradores-denunciam-poluicao-atmosferica-causada-por-industria-em-banabuiu. Acesso em: 20 nov. 2025.

EMER, A. A.; CORONA, H. M. P. Percepção ambiental: uma ferramenta para discutir o ambiente urbano. Revista Científica ANAP Brasil, v. 6, n. 7, p. 105–121, jul. 2013.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Sinopse do Censo Demográfico 2010. Disponível em: https://censo2010.ibge.gov.br/sinopse/index.php?dados=29&uf=23. Acesso em: 18 out. 2025.

MANZATO, A. J.; SANTOS, A. B. A. Elaboração de questionários na pesquisa quantitativa. UNESP, 2008.

ORGANIZAÇÃO PAN-AMERICANA DA SAÚDE (OPAS). Novas Diretrizes Globais de Qualidade do Ar da OMS visam salvar milhões de vidas da poluição atmosférica. 22 set. 2021. Disponível em: https://www.paho.org/pt/noticias/22-9-2021-novas-diretrizes-globais-qualidade-do-ar-da-oms-visam-salvar-milhoes-vidas-da. Acesso em: 02 out. 2025.

REPÓRTER CEARÁ. “Estão nos matando aos poucos”, diz morador de Banabuiú sobre transtornos causados por siderúrgica no município. 24 nov. 2023. Disponível em: https://reporterceara.com.br/2023/11/24/estao-nos-matando-aos-poucos-diz-morador-de-banabuiu-sobre-transtornos-causados-por-siderurgica-no-municipio/. Acesso em: 25 out. 2025.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM2.5 and PM10), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide. Geneva: World Health Organization, 2021. Disponível em: https://iris.who.int/server/api/core/bitstreams/551b515e-2a32-4e1a-a58c-cdaecd395b19/content. Acesso em: 27 out. 2025.

HIDDEN EMISSIONS IN URBAN FOOD SERVICES: CARBON AND PARTICULATE IMPACTS OF WOOD-FIRED PIZZERIAS IN SÃO PAULO

1 Guilherme Buson Mota, 2 Débora Souza Alvim, 3 Marco Aurélio Kondracki de Alcântara
1 Escola de Engenharia de Lorena, Universidade de São Paulo (EEL-USP), e-mail: guilherme.mota@usp.br; 2 Escola de Engenharia de Lorena, Universidade de São Paulo (EEL-USP), e-mail: deborasalvim@gmail.com; 3 Escola de Engenharia de Lorena, Universidade de São Paulo (EEL-USP), e-mail: marko@usp.br

Keywords: Carbon footprint; Urban air quality; Energy transition.

Abstract

This study quantifies the carbon footprint associated with firewood use in pizzerias in the state of São Paulo, Brazil, and evaluates the environmental benefits of fuel substitution with liquefied petroleum gas (LPG) and natural gas (NG). Using the GHG Protocol methodology, greenhouse gas emissions (CO_2, CH_4, and N_2O), carbon dioxide equivalent (CO_2e), and fine particulate matter ($PM_{2.5}$) were estimated based on a case-study pizzeria and extrapolated to the state level.

The results indicate that replacing firewood with LPG and NG could reduce annual CO_2e emissions by 49.2% and 42.8%, respectively. Methane emissions would decrease by more than 98%, while N_2O emissions would be eliminated under both scenarios. In addition, $PM_{2.5}$ emissions could be reduced by approximately 99%, highlighting substantial co-benefits for urban air quality and public health.

These findings demonstrate that small-scale commercial activities, when aggregated, can represent a significant source of urban emissions. The study highlights the importance of public policies to promote energy transition in densely distributed sectors such as food services.

Introduction

In densely populated urban areas, diffuse emission sources associated with small commercial establishments are often overlooked in climate mitigation strategies. However, sectors such as pizzerias—widely distributed and frequently reliant on wood-fired ovens—may represent a significant contribution to greenhouse gas emissions and fine particulate matter. Despite their individual small scale, their cumulative impact can be substantial, particularly in regions with high density of such establishments, such as the state of São Paulo, Brazil.

In Brazil, the pizzeria sector has experienced significant growth over the past decade, particularly in the state of São Paulo, which hosts one of the largest concentrations of pizzerias worldwide (APUBRA, 2023). A considerable proportion of these establishments rely on firewood as their primary energy source due to cultural preferences and economic factors. However, wood combustion is associated with the emission of greenhouse gases and air pollutants, including fine particulate matter ($PM_{2.5}$), which poses serious risks to human health and urban air quality (Cincinelli et al., 2019; WHO, 2014).

Previous studies have indicated that emissions from wood-fired ovens can represent a non-negligible share of urban particulate pollution. In the city of São Paulo, for instance, pizzerias have been estimated to emit approximately 117 tons of fine particulate matter annually, corresponding to a significant fraction of emissions when compared to vehicular sources (Jornal da USP, 2020). These findings highlight the need for a more detailed assessment of this sector.

In this context, this study aims to quantify the environmental impacts associated with firewood use in pizzerias in the state of São Paulo and to assess the potential benefits of replacing this fuel with liquefied petroleum gas (LPG) and natural gas (NG). Using the GHG Protocol methodology (WRI & WBCSD, 2015), emissions of greenhouse gases (CO_2, CH_4 and N_2O), carbon dioxide equivalent (CO_2e) and fine particulate matter ($PM_{2.5}$) were estimated based on a case-study pizzeria and subsequently extrapolated to the state level. By providing a quantitative assessment of these emissions, this study seeks to support decision-making processes related to energy transition strategies in urban food service sectors.

Materials and Methods

Case-Study Pizzeria

Data collection and analysis were based on a pizzeria located in Campinas, in the state of São Paulo, Brazil, hereafter referred to as the case-study pizzeria. The study focused on the wood-fired cooking process used for pizza production. The establishment operates approximately 300 days per year, with an average daily consumption of 1 m³ of firewood. On average, the pizzeria produces 1,500 pizzas per month, corresponding to 18,000 pizzas annually.

Fuel Consumption Estimation

The annual firewood consumption of the case-study pizzeria was estimated based on the reported daily consumption and the number of operating days per year. To evaluate alternative fuel scenarios, the equivalent energy demand was calculated by comparing

the calorific values of firewood and the selected fuels. The required amounts of liquefied petroleum gas (LPG) and natural gas (NG) were determined based on this energy equivalence. The calorific values and densities adopted for each fuel are presented in Table 01.

Table 01: Calorific values and densities of the fuels considered

Parameter	Fuel		
	Firewood	LPG	NG
Calorific value (kcal/kg)	2,900	11,500	9,400
Density (kg/m^3)	-	2.3	0.766

LPG: liquefied petroleum gas; NG: natural gas. Calorific values and densities were used to estimate equivalent energy demand across fuels.

CO_2e Emissions Calculation

In this study, only stationary combustion emissions classified as Scope 1 under the GHG Protocol were considered, focusing on emissions from wood-fired ovens (WRI & WBCSD, 2015). Emissions associated with mobile sources (e.g., delivery vehicles) as well as indirect emissions from electricity consumption (Scope 2) and other value chain activities (Scope 3) were not included due to data limitations.

Greenhouse gas emissions were estimated using emission factors that relate fuel consumption to the generation of CO_2, CH_4, and N_2O. These emissions were converted into carbon dioxide equivalent (CO_2e) using Global Warming Potential (GWP) values, allowing for consistent comparison across gases. The GWP values adopted in this study follow the IPCC guidelines for a 100-year time horizon (IPCC, 2014) and are presented in Table 02.

Table 02: Global Warming Potential (GWP) values adopted in this study.

Gas	Chemical Formula	GWP (100-year horizon)
Carbon dioxide	CO_2	1
Methane	CH_4	28
Nitrous oxide	N_2O	265

GWP: Global Warming Potential. Values refer to a 100-year time horizon, according to the IPCC (2014).

State-Level Emission Estimation

The emissions estimated for the case-study pizzeria were extrapolated to the state level in order to assess the potential magnitude of emissions associated with the pizzeria sector in São Paulo. This extrapolation considered the estimated number of wood-fired pizzerias in the state, allowing for a broader evaluation of the environmental impact of firewood use and the potential benefits of fuel substitution. This approach provides an approximate but useful representation of sector-wide emissions and supports the analysis of mitigation strategies at a regional scale.

$PM_{2.5}$ Emissions Estimation

Fine particulate matter ($PM_{2.5}$) emissions were estimated based on emission factors reported in the literature for different fuel types. Firewood combustion is known to produce significantly higher levels of $PM_{2.5}$ compared to gaseous fuels, with reported values reaching up to 2,000 mg/MJ depending on combustion conditions (WHO, 2014). In contrast, liquefied petroleum gas (LPG) and natural gas (NG) present substantially lower emission factors, typically ranging from 10 to 50 mg/MJ (MacCarty et al., 2010; USEPA, 2025).

Since the energy content of fuels in this study was expressed in kcal, emission factors were converted from mg/MJ to mg/kcal to ensure consistency in calculations. The total $PM_{2.5}$ emissions were then estimated based on the total energy consumption of each fuel, both for the case-study pizzeria and for the extrapolated state-level scenario.

Results and Discussions

Fuel Consumption in the Case-Study Pizzeria

The estimated annual firewood consumption of the case-study pizzeria reached 300 m³, corresponding to approximately 117 tons of biomass. Based on this value, the equivalent energy demand was calculated to determine the amount of alternative fuels required for complete substitution. The calorific values and densities adopted for each fuel are presented in Table 2. The results indicate that 29.5 tons of liquefied petroleum gas (LPG) or 47,122 m³ of natural gas (NG) would be necessary to provide the same energy input. These values highlight the substantial energy demand associated with wood-fired pizza production and provide a consistent basis for subsequent emission comparisons.

CO_2e Emissions by Fuel Type

The case-study pizzeria emitted approximately 170.3 t CO_2e annually when using firewood as its primary energy source. Replacing firewood with LPG or NG would reduce emissions to 86.5 t CO_2e and 97.4 t CO_2e, respectively. When extrapolated to the estimated 15,696 wood-fired pizzerias in the state of São Paulo, based on sectoral data (APUBRA, 2023), total annual emissions reach approximately 2.67 million t CO_2e. The adoption of LPG and NG would lead to emission reductions of 49.2% and 42.8%, respectively. The estimated emissions of CO_2e and CH_4 for the different fuel scenarios at the state level are presented in Figure 01.

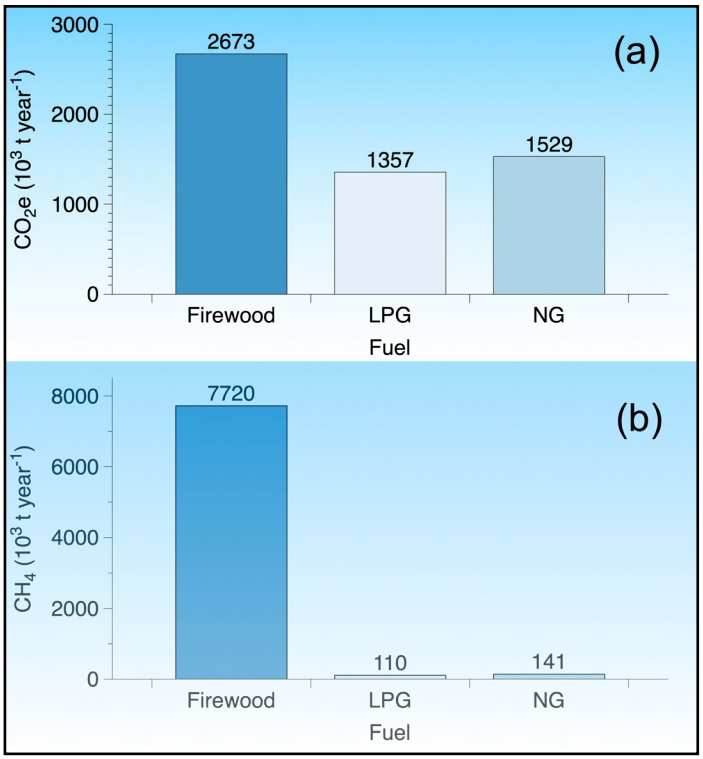


Figure 01: Estimated emissions of CO_2e (a) and CH_4 (b) for different fuel types at the state level (São Paulo, Brazil).

These results demonstrate that fuel switching in this sector has a substantial mitigation potential, particularly when considering the aggregated impact of numerous small-scale establishments. The estimated emissions for the case-study pizzeria and their extrapolation to the state of São Paulo are summarized in Table 03.

Table 03: Estimated Emissions of CO_2, CH_4, N_2O and CO_2e for the Case-Study Pizzeria and Extrapolation to the State of São Paulo

Scope / Gas	Fuel Source		
	Firewood	LPG	NG
Case-Study Pizzeria			
CO_2 (t)	169.817	86.474	97.399
CH_4 (t)	0.46	0.007	0.009
N_2O (t)	0.01	-	-
CO_2e (t)	170.287	86.481	97.408
State of São Paulo			
CO_2 (t)	2,665,448	1,357,296	1,528,775
CH_4 (t)	7,220	110	141
N_2O (t)	157	-	-
CO_2e (t)	2,672,825	1,357,406	1,528,916

CO_2e: carbon dioxide equivalent; LPG: liquefied petroleum gas; NG: natural gas. Emissions refer to stationary combustion sources (Scope 1), according to the GHG Protocol methodology.

Regarding specific greenhouse gases, the substitution of firewood with LPG and NG results in particularly significant reductions in methane (CH_4) emissions, reaching 98.0% and 98.5%, respectively. In addition, nitrous oxide (N_2O) emissions are completely eliminated under both alternative fuel scenarios, according to the adopted emission factors. These findings are especially relevant given the higher global warming potential of CH_4 and N_2O compared to CO_2, indicating that fuel switching not only reduces total emissions but also improves their qualitative impact in terms of climate forcing.

$PM_{2.5}$ Emissions

In addition to greenhouse gases, firewood combustion in pizzerias is associated with the emission of fine particulate matter ($PM_{2.5}$), a pollutant directly linked to adverse health effects and urban air quality degradation. In the case-study pizzeria, annual $PM_{2.5}$ emissions were estimated at 4,119.7 kg, which, when extrapolated to the state level, correspond to approximately 64,662.5 tons per year. In contrast, the substitution of firewood with LPG or NG would reduce these emissions by approximately 99%, lowering total emissions to less than 700 tons annually. The estimated $PM_{2.5}$ emissions for the different fuel scenarios at the state level are presented in Figure 02.

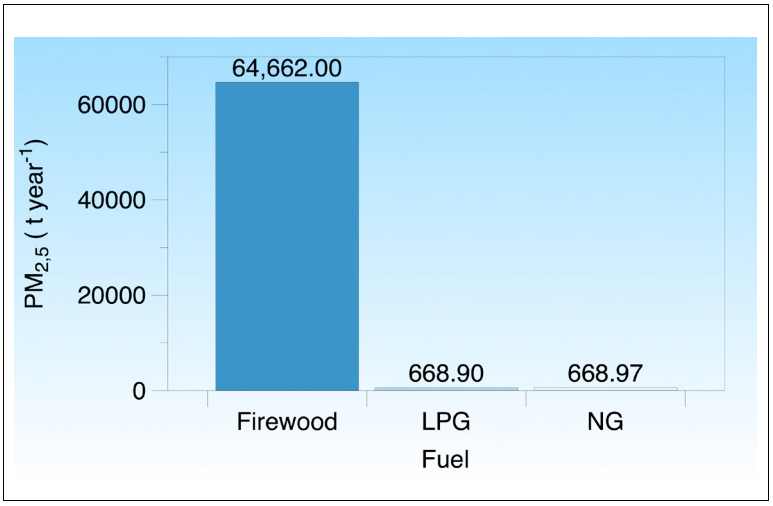


Figure 02: Estimated $PM_{2.5}$ emissions for different fuel types at the state level (São Paulo, Brazil).

This drastic reduction highlights the potential co-benefits of fuel switching, not only in terms of climate mitigation but also in improving public health outcomes and reducing exposure to harmful air pollutants in densely populated urban areas.

Implications for Energy Transition

Although this study focuses on emission quantification, the transition from firewood to cleaner fuels in the pizzeria sector also involves economic and logistical considerations. From a logistical perspective, both LPG and NG benefit from well-established distribution infrastructure in urban areas, facilitating their adoption. Economically, while these fuels may present higher direct costs compared to firewood, the environmental and public health benefits associated with emission reductions may justify the implementation of policy incentives. Measures such as tax reductions, technical support for oven conversion, and targeted sustainability programs could play a key role in enabling this transition. Therefore, the findings of this study not only highlight an environmental issue but also point to feasible pathways for integrating small-scale commercial sectors into broader urban sustainability strategies.

Final Remarks

This study quantified the environmental impacts associated with firewood use in pizzerias in the state of São Paulo, focusing on greenhouse gas emissions and fine particulate matter ($PM_{2.5}$). The application of the GHG Protocol demonstrated that fuel switching to liquefied petroleum gas (LPG) or natural gas (NG) can significantly reduce emissions at both local and regional scales.

At the state level, wood-fired pizzerias were estimated to emit approximately 2.67 million t CO_2e annually. The replacement of firewood by LPG and NG would result in emission reductions of 49.2% and 42.8%, respectively. In addition to climate-related benefits, the transition would lead to a drastic reduction in $PM_{2.5}$ emissions (approximately 99%), highlighting substantial co-benefits for urban air quality and public health.

The findings of this study emphasize that small-scale commercial activities, when aggregated, can represent a non-negligible share of urban emissions. Therefore, integrating such sectors into climate mitigation and air quality management strategies is essential. Policies aimed at promoting energy transition in the food service sector—such as financial incentives, technical support, and awareness initiatives—may play a key role in enabling this shift.

Overall, the results demonstrate that addressing diffuse emission sources in urban environments represents a promising pathway toward more sustainable and healthier cities.

Declaration of AI Use

During the preparation of this manuscript, generative artificial intelligence tools were used to assist in text organization, language revision, and translation from the authors' original language into English. These tools were not used for data generation, analysis, or interpretation of results. All content was critically reviewed, validated, and approved by the authors, who take full responsibility for the accuracy and integrity of the work.

References

APUBRA – ASSOCIAÇÃO DAS PIZZARIAS UNIDAS DO BRASIL. Dados sobre pizzarias em São Paulo. São Paulo, 2023. Disponível em: https://apubra.org.br/mapa-site/dados-sobre-pizzarias-sao-paulo. Acesso em: 8 set. 2024.

CINCINELLI, A.; GUERRANTI, C.; MARTELLINI, T.; SCODELLINI, R. Residential wood combustion and its impact on urban air quality in Europe. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, v. 8, p. 10–14, 2019.

IPCC – INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. Anthropogenic and natural radiative forcing. In: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis*. Cambridge: Cambridge University Press, 2014. p. 659–740.

JORNAL DA USP. Fornos a lenha das pizzarias contribuem para o aumento da poluição: restaurantes liberam aproximadamente 117 toneladas de material particulado fino. 2020. Disponível em: https://jornal.usp.br/atualidades/fornos-a-lenha-das-pizzarias-contribuem-para-aumento-da-poluicao. Acesso em: 15 set. 2024.

MACCARTY, N.; STILL, D.; OGLE, D. Fuel use and emissions performance of fifty cooking stoves in the laboratory and related benchmarks of performance. *Energy for Sustainable Development*, v. 14, n. 3, p. 161–171, 2010.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *GHG emission factors hub*. 2025. Disponível em: https://www.epa.gov/climateleadership/ghg-emission-factors-hub. Acesso em: 19 nov. 2025.

WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION. *WHO guidelines for indoor air quality: household fuel combustion*. Geneva, 2014.

WRI – WORLD RESOURCES INSTITUTE; WBCSD – WORLD BUSINESS COUNCIL FOR SUSTAINABLE DEVELOPMENT. *The Greenhouse Gas Protocol: a corporate accounting and reporting standard*. Revised edition. Washington, DC, 2015. Disponível em: https://ghgprotocol.org/sites/default/files/standards/ghg-protocol-revised.pdf. Acesso em: 19 nov. 2025.

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO AR EM FORTALEZA-CE E APLICAÇÃO DE ROSAS DE POLUENTES PARA INDICAR POSSÍVEIS FONTES EMISSORAS

1 Débora Lia Perazzoli, 2 Amanda Pontes Maia Pires Alcantara, 3 João Vitor Correa Palhano, 4 Marcos Vinicius Oliveira de Figueiredo, 5 Andreas Friedrich Grauer, 6 André Luciano Malheiros

1 EnvEx Engenharia e Consultoria, e-mail:debora.perazzoli@envexengenharia.com.br; 2 EnvEx Engenharia e Consultoria, e-mail: amanda.alcantara@envexengenharia.com.br; 3 EnvEx Engenharia e Consultoria, e-mail: joao.palhano@envexengenharia.com.br;4 EnvEx Engenharia e Consultoria, e-mail: marcos.figueiredo@envexengenharia.com.br, 5 EnvEx Engenharia e Consultoria, e-mail: andreas.grauer@envexengenharia.com.br; 6 EnvEx Engenharia e Consultoria, e-mail: andre@envexengenharia.com.br

Palavras-chave: Rosas de poluentes; Valores-guia da OMS; Gestão da Qualidade do Ar Urbano.

Resumo

A Resolução CONAMA 506/2024 definiu prazos para avanços dos Padrões Intermediários (PI) de qualidade do ar até atingir os Padrões Finais (PF), igual aos valores-guia da Organização Mundial da Saúde (OMS). Neste contexto, este artigo objetiva avaliar o desempenho da qualidade do ar no município de Fortaleza, entre 2020 e 2025, para 6 poluentes, comparando-os com os padrões vigentes e futuros a fim de identificar tendências temporais e verificar se a gestão atmosférica local está evoluindo para atender às diretrizes da referida Resolução. Os resultados apontaram que a qualidade do ar foi classificada predominantemente como BOA segundo o Índice de Qualidade do Ar (IQAr), porém houve aumento da classe MODERADA em 2025, quando os padrões se tornaram mais restritivos. Apesar disso, os padrões brasileiros vigentes foram atendidos em todo o período avaliado, para o curto prazo (médias de 24h, 8h e 1h) e longo prazo (médias anuais). O PI-3 (mais restritivo, válido a partir de 2033) também foi atendido, com exceção da média anual de $MP_{2,5}$ em 2023 e 2024. Entretanto, os valores-guia da OMS foram superados para os poluentes $MP_{2,5}$ e MP_{10} (curto prazo e longo prazo) e NO_2 (curto prazo). Para estes poluentes mais críticos, foram elaboradas rosas de poluentes, representação gráfica que correlaciona a concentração e a direção do vento, a fim de apoiar a identificação de possíveis fontes emissoras. Concluiu-se que a gestão atmosférica em Fortaleza apresenta uma evolução consistente e que as rosas de poluentes constituem uma importante ferramenta para auxiliar os tomadores de decisão no mapeamento de pontos de maior relevância ambiental e na priorização de ações mitigadoras de poluição atmosférica em áreas estratégicas da cidade.

Introdução

As cidades e estados brasileiros têm dedicado esforços para melhorar a gestão atmosférica, a fim de controlar fontes emissoras e reduzir impactos à população, através do atendimento a padrões de qualidade do ar cada vez mais restritivos, atualizados pela Resolução CONAMA 506/2024 (BRASIL, 2024), que estabelece Padrões Intermediários (PI) progressivos até chegar aos Padrões Finais (PF) que são equivalentes aos valores-guia da Organização Mundial da Saúde (OMS) (WHO, 2021). A redução necessária para atender os PF é desafiadora, principalmente para os poluentes Material Particulado com diâmetro aerodinâmico inferior a 10 µm (MP_{10}) e 5 µm ($MP_{2,5}$) que são os padrões com limites mais restritivos.

Neste contexto, em 2019 a Prefeitura de Fortaleza adquiriu uma estação automática móvel e iniciou o monitoramento da qualidade do ar no ano de 2020, como ferramenta essencial para gestão atmosférica local, contemplando os principais poluentes atmosféricos regulamentados pelo CONAMA. O monitoramento da qualidade do ar em Fortaleza é coordenado pela Secretaria de Urbanismo e Meio Ambiente (SEUMA) e tem fundamentado a formulação de políticas públicas locais.

Dadas as dimensões continentais do Brasil e os elevados custos operacionais, o monitoramento e a gestão da qualidade do ar no país permanecem incompletos. Atualmente, poucos estados e apenas algumas cidades brasileiras possuem políticas efetivas ou redes de monitoramento consolidadas (Sant'anna *et al.*, 2021). Nesse contexto, Fortaleza tem se destacado pelo pioneirismo na gestão atmosférica, integrando a expansão da rede de monitoramento com sensores de baixo custo e soluções baseadas na natureza, como os Microparques Urbanos (Fortaleza, 2026a). Esse ecossistema de dados fundamenta estratégias de mobilidade e saúde pública, garantindo à capital cearense o Selo Ouro do What Works Cities (2023) e o prêmio da *Partnership for Healthy Cities* (2025), concedidos pela *Bloomberg Philanthropies*, bem como o prêmio Parceria para Cidades Saudáveis (2025) concedido pela OMS devido ao estabelecimento da primeira estrutura legal de vigilância da qualidade do ar no município (Bloomberg, 2023; ONU, 2025; OMS, 2025; Fortaleza, 2026b). A SEUMA divulga mensalmente os dados de monitoramento da qualidade do ar e os utiliza para apoiar políticas públicas locais (Fortaleza, 2026c); tais iniciativas têm colocado Fortaleza na vanguarda da governança ambiental urbana no Brasil, utilizando a transparência de dados como ferramenta de resiliência e justiça climática. Sendo assim, o presente trabalho visa avaliar o desempenho da qualidade do ar em Fortaleza entre 2020 e 2025, comparando os resultados com os padrões vigentes, futuros (PI-3) e diretrizes da OMS, bem como analisar a série histórica e tendências temporais, a fim de indicar o potencial para atendimento ao PI-3 e próximos padrões intermediários, além de identificar os poluentes mais críticos e apontar suas possíveis origens, por meio do uso de rosas de concentração de poluentes.

Material e Métodos

Os dados utilizados nesta análise foram as concentrações médias horárias dos poluentes MP_{10}, $MP_{2,5}$, dióxido de enxofre (SO_2) e nitrogênio (NO_2), ozônio (O_3) e monóxido de carbono (CO), além de direção e velocidade do vento e precipitação, medidos pela Estação Móvel de Qualidade do Ar (EMQAR) disponibilizados no website da Prefeitura de Fortaleza (Fortaleza, 2026c). Foram usados apenas os dados coletados na sede da SEUMA (Avenida Deputado Paulino Rocha, 1343 – Cajazeiras, Fortaleza, CE), devido ser o local onde a estação permaneceu em operação por mais tempo. A análise de dados compreendeu os períodos de janeiro de 2020 a janeiro de 2021 e de setembro de 2023 a dezembro de 2025. A série histórica resultou em uma amostra com aproximadamente 30 mil registros em escala horária, para conferir robustez estatística às análises realizadas.

Gráficos de médias de curto prazo, anuais e IQAr: foram utilizados apenas dados horários de dias válidos seguindo os critérios de representatividade temporal do Guia Técnico para Monitoramento da qualidade do Ar (Brasil, 2020) para calcular as médias de 8h e 24h. Apenas dados que atenderam a estes critérios foram utilizados no cálculo das médias anuais. Foi calculado o Índice de Qualidade do Ar – IQAr seguindo a orientação mais recente do Ministério do Meio Ambiente (Brasil, 2025). Os dados foram plotados em gráficos incluindo os padrões de qualidade do ar vigentes no período, além do Padrão Intermediário 3 (PI-3), que entrará em vigor em 2033, e os valores-guia da OMS (WHO, 2021). As médias de curto prazo (1h, 8h e 24h) foram calculadas seguindo os intervalos definidos na Resolução CONAMA 506/2024 (Brasil, 2024) e plotadas junto com a precipitação diária acumulada. Por fim foram calculadas as linhas de tendência por regressão linear, mostradas nos gráficos.

Rosas de poluentes: Os dados horários foram classificados de acordo com 16 setores de vento, cada um contemplando uma faixa de 22,5º, e foram calculadas médias das concentrações de cada poluente para cada setor de vento, bem como as respectivas frequências de ocorrência em cada setor. Os resultados foram plotados em forma de gráficos de rosa de poluentes usando o software Excel e pacote Openair da linguagem de programação R (Carslaw & Ropkins, 2012), funções pollutionRose e polarPlot.

Resultados e Discussão

A Figura 01 apresenta as médias anuais de $MP_{2,5}$, MP_{10}, SO_2 e NO_2 (2020 a 2025), e a Figura 02 mostra o IQAr e rosa dos ventos.

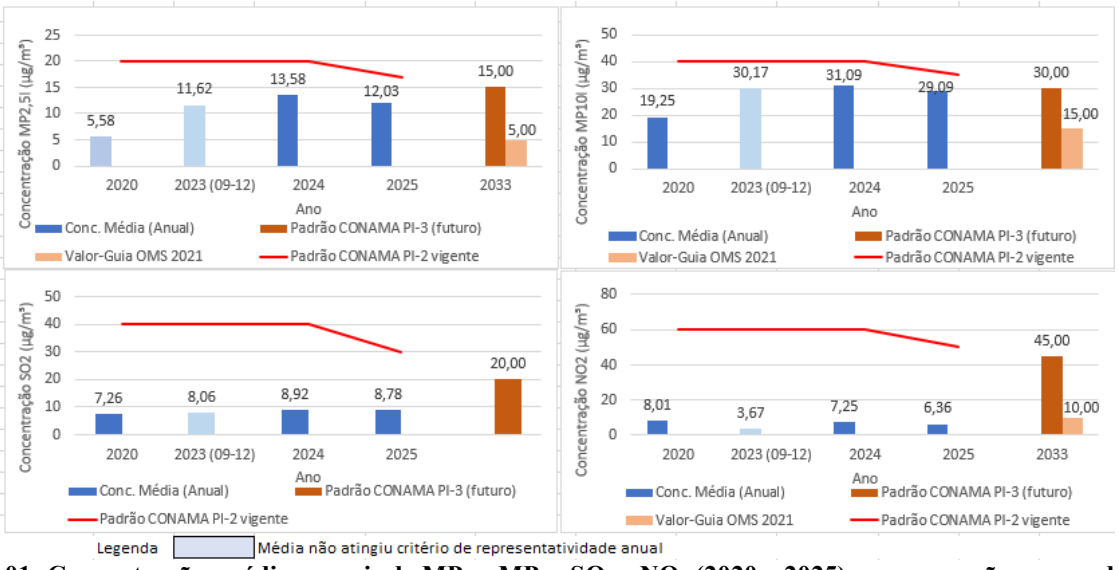


Figura 01: Concentrações médias anuais de $MP_{2,5}$, MP_{10}, SO_2 e NO_2 (2020 a 2025) e comparação com padrões de qualidade do ar vigentes e futuro (PI-3) e valores-guia da OMS.
Fonte: Elaboração própria, com base em Fortaleza (2026c).

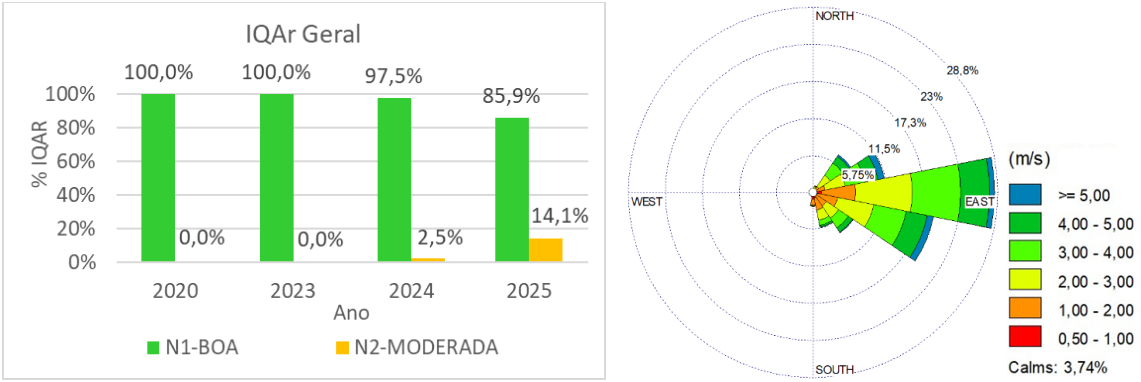


Figura 02: IQAr Geral calculado para cada dia do ano e rosa dos ventos (período completo).
Fonte: Elaboração própria, com base em Fortaleza (2026c).

A Figura 01 demonstra que todas as médias anuais atenderam aos padrões vigentes da CONAMA (de 2020 a 2024 eram os PI-1 da Resolução CONAMA 491/2018 (Brasil, 2018) e 506/2024, e em 2025, o PI-2 da CONAMA 506/2024 (Brasil, 2024). O ano de 2023 não atendeu ao critério de representatividade anual, estabelecido para o presente trabalho, visto que foram usados apenas 4 meses de dados (setembro a dezembro). Não foram calculadas médias anuais para CO e O_3 pois não há padrões anuais vigentes. Percebe-se um aumento de 2020 a 2024, sendo 2024 o ano da maior média anual para os quatro poluentes, e todos mostraram redução discreta na média anual de 2025 em relação a 2024. Ao comparar estes resultados com o PI-3, praticamente todas as médias registradas atenderiam a este padrão, com exceção das médias de $MP_{2,5}$ em 2023 e 2024. Por sua vez, os valores-guia da OMS são atendidos apenas para o poluente NO_2; a média mais recente de $MP_{2,5}$, igual a 12 µg/m³ é mais de duas vezes acima do valor recomendado de 5 µg/m³, e para MP_{10}, a recomendação é 15 µg/m³, sendo que a média mais recente foi de 29 µg/m³. Para o SO_2, a OMS não incluiu valores-guia para média anual, apenas para a média de 24h.

Na Figura 02, observou-se 100% dos dias classificados pelo IQAr como N1-BOA em 2020 e 2023, e 97,5% em 2024. Em 2025, apesar da redução das concentrações, este número caiu para 85,9%, devido à entrada em vigor do IQAr mais restritivo da Resolução CONAMA 506/2024. Ainda assim, não houve nenhum dia classificado como RUIM ou classes mais críticas. A rosa dos ventos mostra que as direções predominantes do vento são de Leste (E), com 28,2%, Este-Sudeste (ESE), com 19,2% e Este-Nordeste (ENE), com 11,3% e apenas 3,7% de calmaria (vento de velocidade < 0,5 m/s).

Foi realizada a análise das concentrações médias de curto prazo dos 6 poluentes e contagem de ocorrências acima dos padrões vigentes da CONAMA em cada período. Não houve nenhum resultado acima dos padrões vigentes para nenhum poluente em todo o histórico, mostrando 100% de conformidade legal no município. A comparação com o PI-3 de curto prazo também mostrou 100% de aderência. Ao comparar com os valores-guia da OMS, para MP_{10} houve 21 ocorrências (1,7%) acima desta recomendação, 126 (10%) para NO_2 e 147 (11,7%) para $MP_{2,5}$, portanto estes foram classificados como poluentes mais críticos. Os demais (SO_2, CO e O_3) atenderam totalmente também aos valores-guia da OMS, mostrando excelente qualidade do ar para estes poluentes.

A seguir a Figura 03 apresenta as concentrações médias de 24h de $MP_{2,5}$ e MP_{10} e de 1h de NO_2 de 09/2023 a 12/2025, e comparação com padrões vigentes, futuros (PI-3) e diretrizes da OMS, além das linhas de tendência. Conforme já mencionado, os padrões vigentes foram integralmente atendidos em todo o período, bem como o futuro PI-3, ainda que tenha havido algumas ocorrências acima dos valores-guia da OMS, principalmente para $MP_{2,5}$, que é o valor mais restritivo (15 µg/m³). As linhas de tendência mostram um pequeno coeficiente angular negativo para $MP_{2,5}$ (-0,0021) e NO_2 (-0,0024), e para MP_{10} a tendência é levemente positiva (0,0065). Em todos os casos, porém, fica evidente uma certa estabilidade, devido à baixa magnitude dos coeficientes angulares. Quanto à precipitação, observa-se sazonalidade marcante com chuvas mais concentradas nos meses de janeiro a junho, porém o efeito sobre os poluentes é pequeno; apenas para MP_{10} observa-se discreta redução (3 µg/m³, 9%) da concentração média de 24h nestes meses, durante o período avaliado.

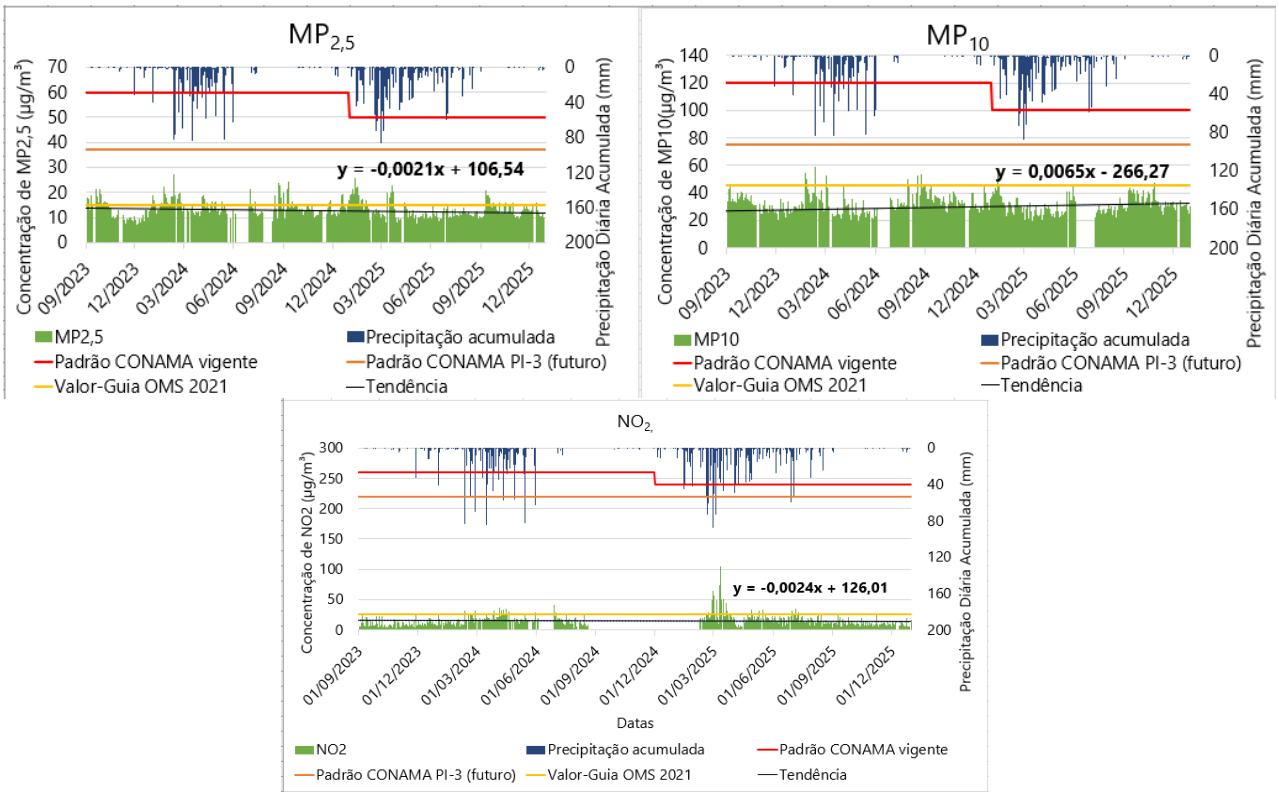


Figura 03: Concentrações médias de 24h de $MP_{2,5}$, MP_{10} e de 1h de NO_2 (09/2023 a 12/2025), comparação com padrões de qualidade do ar e valores-guia da OMS e análise de tendência.
Fonte: Elaboração própria, com base em Fortaleza (2026c).

A fim de indicar as regiões mais importantes de origem dos poluentes, foi realizada o cálculo das médias de 1h de concentração dos poluentes e frequências de ocorrência para cada um dos 16 setores de vento, cujo resultado é mostrado a seguir a Tabela 01. Estes dados foram utilizados na elaboração das rosas de poluentes mostradas na sequência. Em negrito, estão destacados os 5 setores com as concentrações mais altas de cada poluente. Apesar de os setores entre ENE e ESE concentrarem mais de 58% da frequência de ventos, setores menos frequentes, por exemplo SSE até SW (que somam menos de 10%) mostram médias mais elevadas de MP_{10}, $MP_{2,5}$, SO_2 e NO_2.

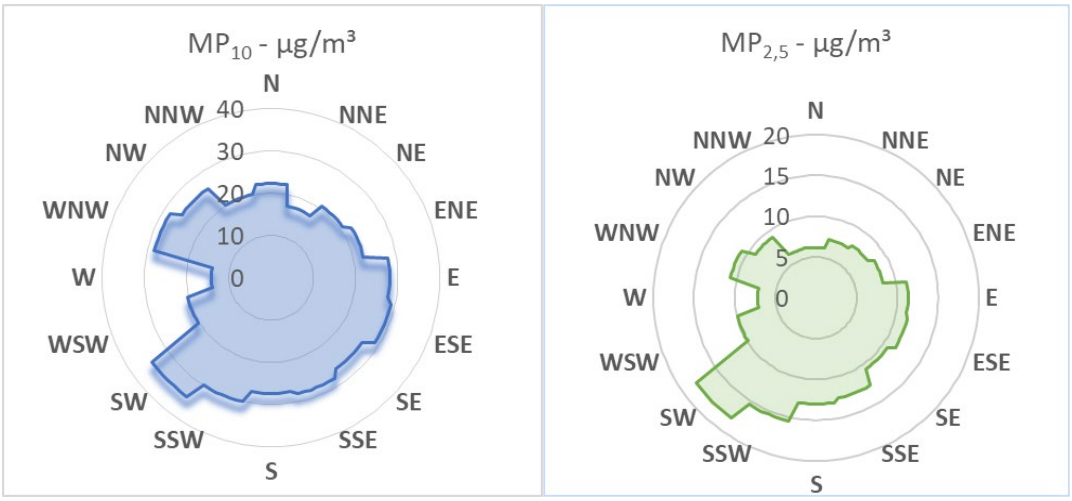
Tabela 01: Concentrações médias de poluentes (médias de 1h) por setor de vento.

Setor		Concentrações médias horárias por setor de vento (µg/m³)						
		Frequência (%)	**MP_{10}**	**$MP_{2,5}$**	**SO_2**	**NO_2**	**O_3**	**CO (ppm)**
1	N	0,4	22	6	7	11	28	0,3
2	NNE	1,2	17	7	7	11	30	0,3
3	NE	7,1	21	8	7	6	**39**	0,3
4	ENE	11,3	22	9	8	5	**43**	0,3
5	E	28,2	28	11	**9**	5	**42**	0,3
6	ESE	19,1	**29**	**12**	**9**	5	**45**	0,3
7	SE	7,6	26	11	8	7	**39**	0,3
8	SSE	5,6	**28**	**13**	8	9	29	0,3
9	S	2,3	27	**13**	**9**	**14**	15	0,4
10	SSW	0,7	**30**	**16**	**10**	**14**	12	**0,5**
11	SW	0,6	**35**	**18**	**9**	**14**	12	**0,5**
12	WSW	0,2	20	9	8	**16**	16	**0,5**
13	W	0,2	14	7	7	**16**	18	**0,5**
14	WNW	0,2	**28**	11	7	13	22	**0,4**
15	NW	0,2	26	9	7	13	22	0,4
16	NNW	0,3	20	6	8	12	25	0,4
	Subtotal	85,2	28	14	9	14	22	0,4
	Calmarias	3,7						
	Dados incompletos ou faltantes	11,0						
	Concentração Média (µg/m³)	**100%**	**27**	**11**	**8**	**7**	**38**	**0,3**

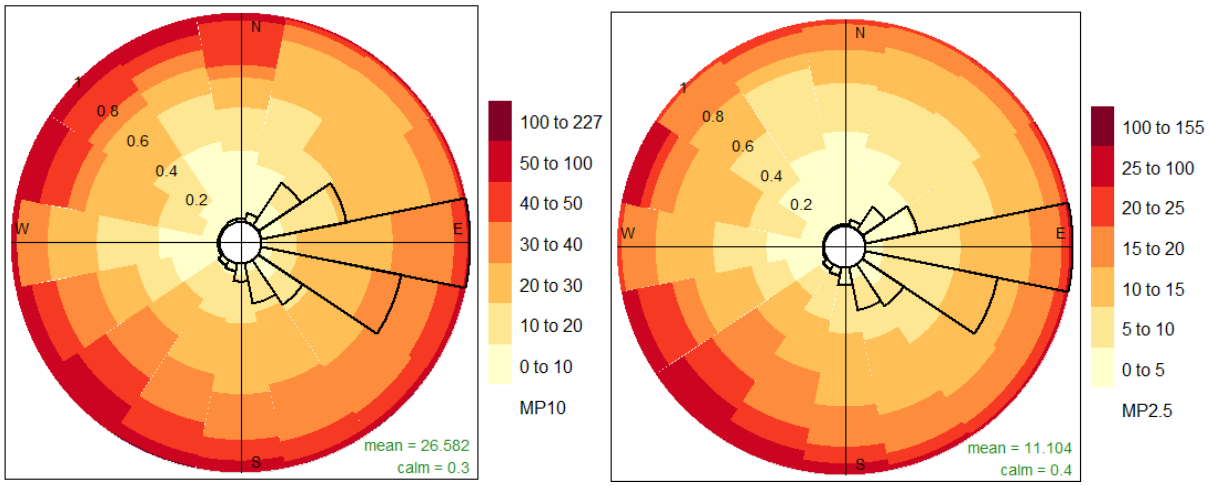
Fonte: Elaboração própria, com base em Fortaleza (2026c).

Foram selecionados os poluentes MP_{10}, $MP_{2,5}$ e NO_2 para investigação mais aprofundada, considerando os resultados já apresentados, de que estes têm resultados acima dos valores-guia recomendados pela OMS no curto prazo e no longo prazo (apenas MP_{10} e $MP_{2,5}$) As rosas de MP_{10} e $MP_{2,5}$ são apresentadas na Figura 04. As escalas na lateral esquerda representam a concentração em µg/m³.

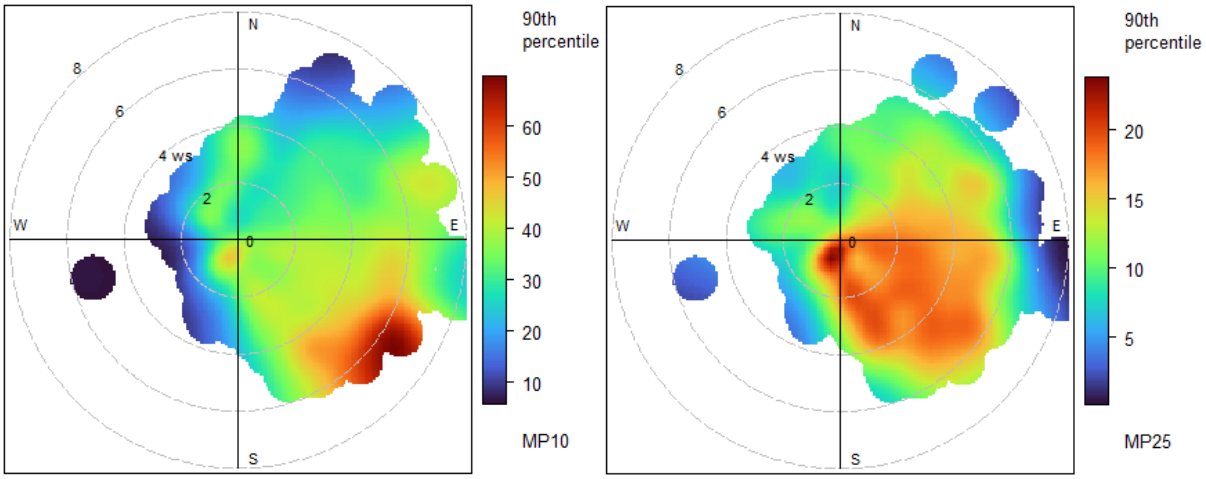
As rosas de poluentes simples, indicadas pela letra (A) na Figura 04, demonstram os dados da Tabela 01 de forma gráfica, ou seja, mostram as médias de concentração para cada um dos 16 setores de vento. Elas indicam os setores SW, SSW, ESE e SSE como os de maiores médias horárias para MP_{10} e $MP_{2,5}$., sendo que as concentrações médias tem maiores magnitudes para o MP_{10} do que para o $MP_{2,5}$, conforme esperado, e que para o MP_{10} as direções E, SE e N tem uma média levemente mais pronunciada do que para o MP2,5. A análise foi aprofundada através das rosas de poluentes normalizadas (B), plotadas utilizando todos os dados, nas quais as linhas pretas indicam a frequência do vento (já mostrada na Figura 02), mas cada setor direcional é reescalado para um intervalo entre 0 e 1, permitindo visualizar com mais clareza a variação de concentrações dentro de cada direção por meio da variação da escala de cores, mesmo para direções pouco frequentes (Carslaw & Ropkins, 2012). Observa-se que concentrações de MP_{10} mais elevadas representam uma porção maior dos dados em situações de vento vindo da metade oeste da rosa (setores 9 a 16 da Tabela 01, de 180 a 360°), indicado pelas cores mais escuras. Estes setores correspondem a uma baixa frequência do total de dados (<5%), conforme a Tabela 01; entretanto, quando o vento provém destas direções, há maior chance de registrar-se altas concentrações de MP10, se comparado com outros setores. Para o $MP_{2,5}$, as concentrações horárias acima de 20 µg/m³ tem maior chance de ocorrência para ventos das direções de S até NW, principalmente de SSW e SW.



(A) Rosas de poluentes simples – concentrações médias por setor de vento (µg/m³)



(B) Rosas de poluentes normalizadas por setor (0 a 1) – concentrações médias por setor de vento (µg/m³)



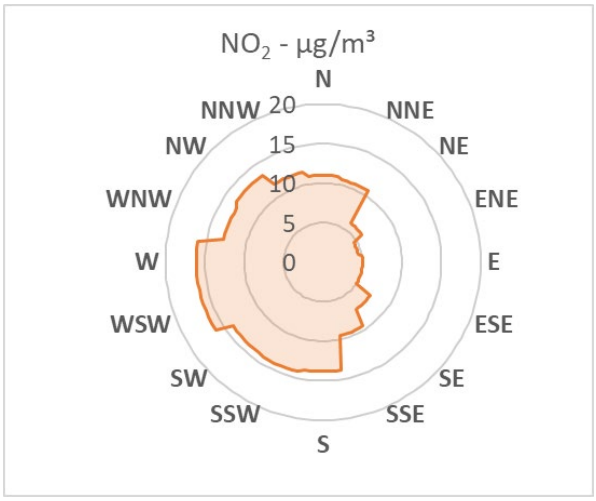
(C) Gráfico polar Percentil 90% (P90), concentrações médias de 1h (µg/m³), WS é a velocidade do vento (m/s).

Figura 04: Rosas de poluentes de $MP_{2,5}$ e MP_{10} (01/2020 a 12/2025).
Fonte: Elaboração própria, com base em Fortaleza (2026c).

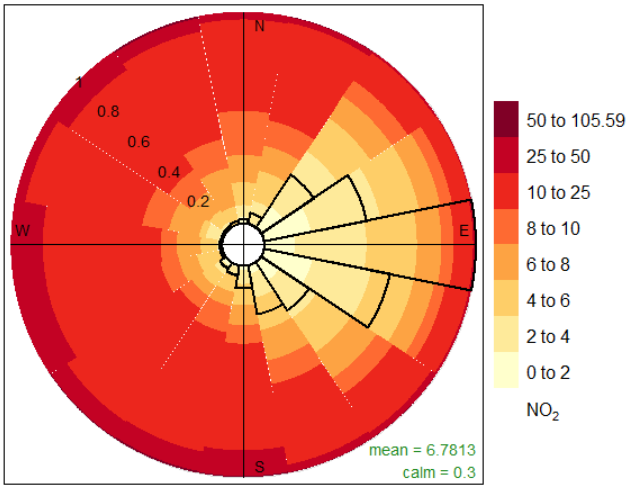
Finalmente, de forma complementar, outro aspecto dos dados é abordado pelas imagens (C), Gráficos polares do Percentil 90% (P90). O conjunto de dados é ordenado do maior para o menor e apenas o percentil 90 é representado nas imagens. Elas mostram a variação das concentrações do P90 com a direção e a velocidade do vento, usando suavização estatística, a fim de ressaltar condições meteorológicas específicas associadas a episódios críticos de altas concentrações (P90) (Carslaw & Ropkins, 2012). Estes episódios são situações que podem elevar as médias de 24h acima dos valores-guia da OMS, por exemplo. Para MP_{10} observa-se concentrações acima de 60 µg/m³ (vermelho escuro) para ventos da direção SE e velocidades de 6 a 8 m/s, o que parece indicar fontes de emissão ligadas à erosão eólica, que se tornam importantes em

momentos de altas velocidades do vento, nos quais a ressuspensão de partículas ocorre. Este pode ser o caso de regiões de solo exposto ou mesmo de dunas. Por sua vez, para $MP_{2,5}$ os maiores valores ocorrem para ventos de todo o quadrante SE, especialmente para baixas velocidades (que causam menor dispersão local), e que velocidades altas da direção E produzem concentrações baixas. Para MP_{10} também há registros de concentrações médias (cor laranja) para baixas velocidades do vento.

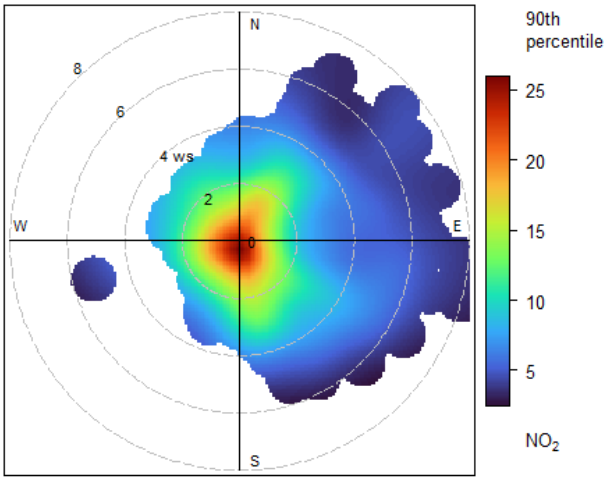
A seguir, a Figura 05 mostra as rosas de poluentes de NO_2: simples (A), normalizada (B) e gráfico polar P90 (C).



(A) Rosa de poluentes simples – concentrações médias por setor de vento (µg/m³)



(B) Rosas de poluentes normalizadas por setor (0 a 1) - concentrações médias por setor de vento (µg/m³)



(C) Gráfico polar Percentil 90% (P90), concentrações médias de 1h (µg/m³), ws é a velocidade do vento (m/s).

Figura 05: Rosas de poluentes de NO_2 (01/2020 a 12/2025).
Fonte: Elaboração própria, com base em Fortaleza (2026c).

A Figura 05 (A), rosa de poluentes simples, tem distinto da Figura 04 (A), com maiores concentrações médias ligadas aos setores entre W e S (que correspondem a 4% das frequências de vento), conforme já indicado na Tabela 01. De forma semelhante, a rosa normalizada da Figura 05 (B) destaca que são justamente as direções de vento menos frequentes que apresentam as concentrações mais altas, com ocorrências de picos acima de 25 µg/m³ (valor-guia da OMS) entre as direções S e NNW, conforme já indicado pela Tabela 01. Estas direções somam 2,6% da frequência de vento. Outro resultado relevante é mostrado na Figura 05 (C), de que as concentrações correspondentes ao P90 mostram picos de concentração em situações de vento de baixa velocidade (< 2,0 m/s), independente da direção de origem do vento. Este resultado pode indicar influência de fontes de emissão próximas do ponto de monitoramento, cuja concentração resultante aumenta a baixas velocidades do vento, devido à redução da dispersão.

A fim de apoiar a identificação das fontes mais importantes, a Figura 06 ilustra a localização geral no município e o entorno da estação de monitoramento da qualidade do ar, que está a cerca de 10 km de distância do oceano, que fica a N e E. Pode-se inferir que ventos de N e E tendem a trazem ar limpo do Atlântico; já as direções contrárias vem do interior e tendem a trazer poluentes da área urbana. Em microescala (raio de 100m), a principal fonte de emissão é a Av. Deputado Paulino Rocha, via Arterial 1 (Fortaleza, 2017). No raio de 500m, há diversas vias locais, além da Rua Francisco Jose Albuquerque Pereira, também classificada como Arterial 1 e que liga a via já citada e a BR-116, classificada como Via Expressa (Fortaleza, 2017) e está a cerca de 800m a E da estação. Quanto às indústrias, os principais distritos industriais situam-se em Maracanaú, Itaitinga e Aquiraz (FIEC, 2021), a cerca de 15 km a SW, S e SE da estação, respectivamente. Portanto, os dados já apresentados, analisados à luz da geografia do entorno

da estação, apontam que a principal fonte de emissão de NO_2, MP_{10} e $MP_{2,5}$ é o tráfego veicular das vias já citadas e região, visto que estes são poluentes ligados à combustão e à ressuspensão de partículas nas vias, mas pode haver contribuição industrial de ventos de SW. Episódios de altas concentrações podem estar ligados à congestionamentos e tráfego intenso. Além disso, para MP_{10}, a Figura 04 (C) mostrou que altas concentrações estão ligadas a ventos fortes de SE, o que indica ação de erosão eólica na ressuspensão de partículas, possivelmente da areia das dunas situadas nesta direção - 11 km a SE (Figura 06). Isso é possível, pois estudos apontam transporte de partículas do Deserto do Saara até a Europa (RODRÍGUEZ & LÓPEZ-DARIAS, 2024).

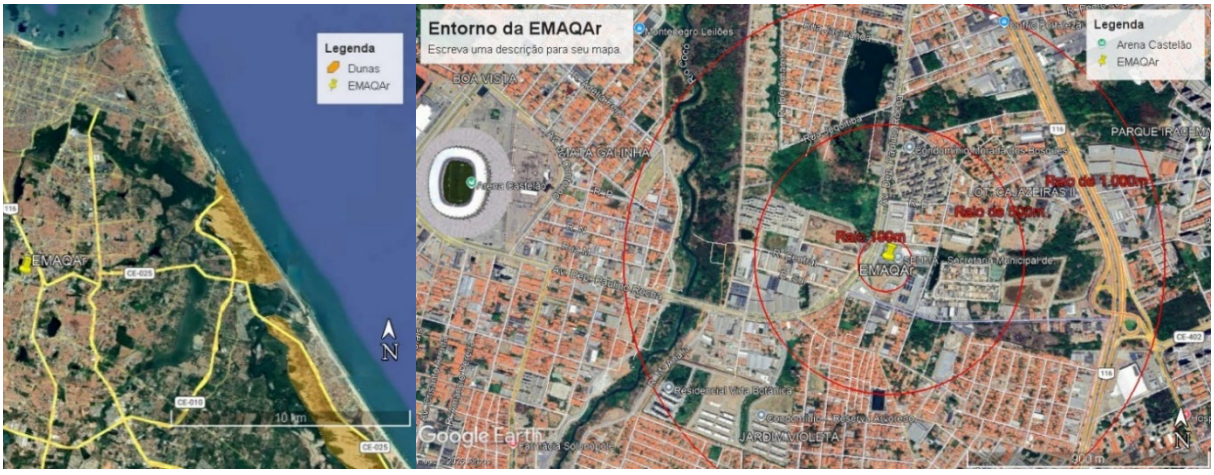


Figura 06: Localização e entorno da estação de monitoramento automática da qualidade do ar (EMAQAr) e raios de 100, 500 e 1.000m. Polígonos amarelos são dunas mais próximas, situadas 8 km ao Leste e 11 km a Sudeste. Fonte: Elaboração própria.

Considerações finais

Os resultados deste estudo apontaram que a qualidade do ar foi classificada predominantemente como N1-BOA pelo IQAr no período avaliado (2020 a 2025), com crescimento do percentual da classe N2-MODERADA em 2025, devido à entrada em vigor de critérios mais restritivos para o IQAr. Apesar disso, os padrões brasileiros vigentes foram atendidos em 100% do período avaliado para todos os poluentes, tanto para as médias de 24h, 8h e 1h (curto prazo) como para as médias anuais. O PI-3 (mais restritivo) também foi atendido, com exceção da média anual de $MP_{2,5}$ em 2023 e 2024. Os dados mostram que, se o comportamento seguir o histórico e tendências de estabilidade nas concentrações, Fortaleza está preparada para o avanço do próximo padrão intermediário (PI-3), pois este já é atendido desde 2020 para os 6 poluentes avaliados. Os valores-guia da OMS também já são atendidos para SO_2, O_3 e CO. Entretanto, para garantir o futuro atendimento aos valores-guia e ao PF, é necessário aprimorar a gestão para reduzir as concentrações de MP_{10}, $MP_{2,5}$ e NO_2, para os quais os valores-guia da OMS foram superados. Para alcançar este objetivo, é necessário identificar e intensificar o controle sobre as fontes emissoras.

As rosas de poluentes geradas para apoiar a identificação de fontes emissoras de MP_{10}, $MP_{2,5}$ e NO_2 mostraram que as principais contribuições de altas concentrações ocorrem durante episódios de ventos das direções entre S, W e N (especialmente SW e WNW) para o poluente MP_{10}, e que ventos da direção SE e velocidades de 6 a 8 m/s resultam em concentrações P90 acima de 60 µg/m³ apontando para possível contribuição de fontes de emissão ligadas à erosão eólica (por exemplo, dunas ou áreas de solo exposto mais próximo). No caso do $MP_{2,5}$, os picos de concentrações ocorrem principalmente para ventos das direções S até NW, com destaque para SSW e SW, e o P90 indicou resultados elevados também para ventos de todo o quadrante SE, a baixas velocidades. Finalmente, para NO_2 ficou evidente que várias das ocorrências de picos acima de 25 µg/m³ (valor-guia da OMS) aconteceram quando o vento provinha das direções entre S e NNW, e notadamente durante velocidades < 2,0 m/s, o que aponta para fontes próximas do ponto de monitoramento (tráfego). Além disso, a análise do entorno mostra que há relevância de fontes emissoras relacionadas com o tráfego veicular urbano, principalmente nas vias arteriais (Av. Dep. Paulino Rocha, Av. Francisco José Albuquerque Pereira), e expressa (BR-116), além de possível contribuição dos distritos industriais a SW, S e SE.

Conclui-se que, com base nos dados avaliados, a gestão atmosférica em Fortaleza está evoluindo, e este trabalho dá subsídios técnicos consistentes para futuras políticas públicas. Reitera-se a importância da continuidade do monitoramento da qualidade do ar local, visto que os dados possibilitam as análises aqui apresentadas, bem como o acompanhamento da efetividade de ações futuras e o fortalecimento da rede de monitoramento da qualidade do ar local e no Brasil, como um todo.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer a Secretaria de Urbanismo e Meio Ambiente de Fortaleza - SEUMA pelo apoio recebido.

Referências Bibliográficas

BLOOMBERG PHILANTHROPIES. **Fortaleza, Brazil: Data-Driven Approach Cuts Traffic Deaths by 57%. What Works Cities Certification**, 2023. Disponível em: https://whatworkscities.bloomberg.org/cities/fortaleza-brazil/. Acesso em: 05 abr. 2026.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 491, de 19 de novembro de 2018**. Estabelece os padrões de qualidade do ar. Diário Oficial da União, Brasília, DF, nº. 223, 21 nov. 2018. Seção 1, p. 155-156.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 506, de 05 de julho de 2024**. Estabelece os padrões de qualidade do ar e fornece diretrizes para sua aplicação. Diário Oficial da União, Brasília, DF, nº. 132, 11 jul. 2024.

BRASIL. **Guia técnico para o monitoramento e avaliação da qualidade do ar.** Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Qualidade Ambiental. Departamento de Qualidade Ambiental e Gestão de Resíduos. – Brasília, DF: MMA, 2020. 136 p. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/agenda-ambiental-urbana/qualidade-do-ar.html>. Acesso em 16 mar. 2026.

BRASIL. **Orientação Técnica - Índice de Qualidade do Ar.** Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima. Brasília, DF: MMA, 2025. Disponível em: <https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/meio-ambiente-urbano-recursos-hidricos-qualidade-ambiental/qualidade-do-ar/indice-de-qualidade-do-ar-iqar/orientacao-tecnica-indice-de-qualidade-do-ar-jan-25.pdf>. Acesso em 16 mar. 2026.

CARSLAW, D. C.; ROPKINS, K. Openair — An R Package for Air Quality Data Analysis. **Environmental Modelling & Software**, v. 27–28, p. 52–61, 2012. DOI: https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.09.008. Acesso em: 16 mar. 2026

FEDERAÇÃO DAS INDÚSTRIAS DO ESTADO DO CEARÁ (FIEC). **Estratégias para o desenvolvimento dos Clusters do Ceará: Distrito Industrial – Fortaleza:** FIEC, 2021. Disponível em: https://arquivos.sfiec.org.br/nucleoeconomia/files/files/Outras%20publicacoes/DistritoIndustrialFortaleza.pdf. Acesso em 08 abr. 2026.

FORTALEZA (CE). **Microparques Urbanos de Fortaleza conquistam 3º lugar em ranking de melhores projetos sustentáveis do mundo**, 2026b. Disponível em: https://urbanismoemeioambiente.fortaleza.ce.gov.br/urbanismo-e-meio-ambiente/1129-microparques-urbanos-de-fortaleza-conquistam-3-lugar-em-ranking-de-melhores-projetos-sustentaveis-do-mundo. Acesso em: 03 abr. 2026.

FORTALEZA (CE). **Monitoramento da Qualidade do Ar**, 2026a. Disponível em: https://urbanismoemeioambiente.fortaleza.ce.gov.br/urbanismo-e-meio-ambiente/1129-microparques-urbanos-de-fortaleza-conquistam-3-lugar-em-ranking-de-melhores-projetos-sustentaveis-do-mundo. Acesso em: 03 abr. 2026.

FORTALEZA (CE). Prefeitura Municipal. **Dados detalhados de qualidade do ar (escala horária), 2020 a 2026,** 2026c**.** Secretaria de Urbanismo e Meio Ambiente (SEUMA). Canal Urbanismo e Meio Ambiente. Disponível em: <https://urbanismoemeioambiente.fortaleza.ce.gov.br/urbanismo-e-meio-ambiente/1020>. Acesso em 15 mar. 2026.

FORTALEZA (CE). **Secretaria Municipal da Infraestrutura (SEINF),** 2026d**.** Classificação de logradouros: sistema viário. 2017. Disponível em: https://mapas.fortaleza.ce.gov.br/?view=804. Acesso em: 30 mar. 2026.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS (ONU). **Fortaleza ganha título internacional de cidade saudável por combate à poluição**. OMS, 2025. Disponível em: https://news.un.org/pt/story/2025/03/1846456. Acesso em: 03 abr. 2026.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE (OMS). **Fortaleza, Córdoba e Grande Manchester são homenageadas por conquistas em saúde em Paris**. OPAS/OMS, 2025. Disponível em: https://www.paho.org/pt/noticias/24-3-2025-fortaleza-cordoba-e-grande-manchester-sao-homenageadas-por-conquistas-em-saude. Acesso em: 05 abr. 2026.

RODRÍGUEZ, Sergio; LÓPEZ-DARIAS, Jessica. Extreme Saharan dust events expand northward over the Atlantic and Europe, prompting record-breaking PM_{10} and $PM_{2.5}$ episodes. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 24, p. 12031–12048, 2024. DOI: https://doi.org/10.5194/acp-24-12031-2024.

SANT'ANNA, A., ALENCAR, A., ARAÚJO, C., VORMITTAG, E., WICHER, H., CUNHA, K. B. DA, FARIA, M., DE FATIMA ANDRADE, M., PORTO, P., ARTAXO, P., ROCHA, R., SIMONI, W. DE, PINHEIRO, B., E ESTURBA, T.: **O Estado da Qualidade do Ar no Brasil**, Disponível em: https://www.wribrasil.org.br/sites/default/files/wri-o-estado-da-_qualidade-do-ar-no-brasil.pdf Acesso em 03 abr. 2026

WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Particulate matter ($PM_{2.5}$ and PM_{10}), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide. Executive summary**. Geneva: World Health Organization; 2021. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO. Disponível em: <https://iris.who.int/server/api/core/bitstreams/b729bbc4-7032-4799-898e-d112faa16f22/content>. Acesso em: 16 mar. 2026.

ESPECIAÇÃO DE EMISSÕES DE COVS DE DIFERENTES COMBUSTÍVEIS VEICULARES E SEU POTENCIAL DE FORMAÇÃO DE OZÔNIO

1 Luana Aparecida Ferreira da Silva, 1 Iara da Silva, 2 Sergio Ibarra-Espinosa, 1 Leila Droprinchinski Martins
[1]Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Londrina - PR, e-mail: luanasilva.2023@alunos.utfpr.edu.br; Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Londrina - PR, e-mail: isilva@utfpr.edu.br; Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Londrina - PR, e-mail: leilamartins@utfpr.edu.br, [2]Universidade de São Paulo, e-mail: zergioibarra@gmail.com

Palavras-chave: Especiação química, Máxima reatividade específica – MIR, qualidade do ar

Resumo

As emissões de poluentes por veículos automotores contribuem significativamente para a deterioração da qualidade ambiental, especialmente nos centros urbanos com grande frota veicular em circulação. O Brasil tem uma frota veicular caracterizada pela grande participação de veículos *flex* e uso do etanol, diferenciando-se de outros países e, por conseguinte, com implicações na química da atmosfera. Desta forma, a análise de perfis de especiação químico das emissões pela exaustão veicular e evaporativa, considerando as diferentes máximas reatividades específicas dos Compostos Orgânicos Voláteis (COVs) para formação do ozônio, é relevante. Ademais, o ozônio é um poluente que ainda apresenta desafios em relação ao seu controle e tendências de aumento das suas concentrações tem sido observada em diversos estados do Brasil. Este trabalho tem por objetivo analisar as reatividades para a formação de ozônio de perfis de emissão de COVs, provenientes das emissões de exaustão veicular e evaporativa da gasolina C brasileira e do etanol, bem como comparar com as reatividades dos perfis químicos da gasolina comumente utilizada nos Estados Unidos pelos veículos leves. Conhecer a reatividade específica dos combustíveis é relevante tanto do ponto de vista de estudo técnico-científico como para fins regulatórios. Para a análise foram utilizados cinco perfis de especiação químico de COVs dos combustíveis, dois obtidos para os Estados Unidos na base de dados do SPECIATE e três perfis de especiação da gasolina brasileira e etanol considerados no modelo Vehicular Emission Inventory (VEIN). A partir das frações de COVs e da escala de Máxima reatividade específica (MIR, do inglês *Maximum Incremental Reactivity*), proposta por Carter, foram calculados os $MIR_{comb.}$ das emissões dos combustíveis total e por grupo funcional químico. Os principais grupos funcionais contribuintes do $MIR_{comb.}$ dos perfis de exaustão da gasolina foram os alcenos, aromáticos e aldeídos, com maior contribuição relativa dos aldeídos para a gasolina brasileira (E25-BRA). O maior $MIR_{comb.}$, dentre os 5 perfis analisados, é para o perfil do etanol E100 (5,64 g O_3/g COVs). Os valores para os dois perfis evaporativo (E25-BRA e 1204-EUA) apresentaram $MIR_{comb.}$ similares. Esses resultados auxiliam o desenvolvimento de inventários de emissões veiculares e estudos de qualidade do ar, voltados a contribuição dos diferentes combustíveis veiculares na formação do ozônio troposférico. O aprimoramento da especiação química dos COVs emitidos pelo escapamento e evaporação são importantes, considerando as mudanças de tecnologia de controle de emissões e regulamentações, bem como as mudanças nas características dos combustíveis utilizados no país.

Introdução

Os veículos automotores têm sido apontados como a principal fonte de emissões de poluentes atmosféricos no Brasil. Em 2025, a frota circulante nacional ultrapassou 132 milhões de veículos, dos quais 39,9% utilizam gasolina, 3,5% etanol e aproximadamente 43,9% operam com uma mistura desses dois combustíveis (SENATRAN, 2026). Esse cenário evidencia a deficiência estrutural do transporte coletivo, o que contribui significativamente para a emissão de poluentes atmosféricos, como os óxidos de nitrogênio (NOx), monóxido de carbono (CO), compostos orgânicos voláteis (COVs) e material particulado (MP).

Em centros urbanos densamente povoados, as emissões veiculares comprometem severamente a qualidade do ar. Esse fenômeno está diretamente associado a efeitos adversos à saúde pública, corroborando o agravamento de patologias cardiorrespiratórias (MOORE *et al.*, 2025; REQUIA *et al.*, 2023), renais (DA SILVA *et al.*, 2026a), e até distúrbios mentais (KING *et al.*, 2022; RADUA *et al.*, 2024). Adicionalmente, essas emissões promovem a degradação sistêmica de ecossistemas e causam impactos que vão da escala regional à global (BARTON *et al.*, 2023; YUE *et al.*, 2024).

Outro aspecto relevante nesse contexto é a formação de poluentes secundários, com destaque para o ozônio troposférico (O_3). Diferente dos poluentes primários, emitidos diretamente, o O_3 resulta de reações fotoquímicas a partir de seus principais precursores NOx e COVs. Apesar dos avanços na gestão ambiental, as elevadas concentrações de O_3 ainda representam um desafio crítico. Por exemplo, segundo o Relatório Anual de Acompanhamento da Qualidade do Ar 2025 (BRASIL, 2025), poluentes secundários como o O_3 e o MP excederam os padrões recomendados durante grande parte do ano, especialmente em áreas de tráfego intenso, como as marginais e o Rodoanel. Dado que as emissões veiculares são uma das principais fonte desses precursores, a análise das características da composição dos combustíveis utilizados pela frota veicular é fundamental para compreender a natureza dos poluentes lançados na atmosfera quando os mesmos são queimados e evaporados.

A matriz de combustíveis veiculares e a tecnologia de motorização no Brasil possui particularidades em relação a outros países, com a participação significativa de etanol e de motores biocombustível (*flex*) (Brasil, 2026). Atualmente, os combustíveis mais consumidos são a gasolina C (E30, com mistura de 30% de etanol anidro), o etanol hidratado, o óleo diesel B (contendo 15% de biodiesel) e o gás natural veicular (GNV). Em 2025, o país registrou um aumento de 5,06% no consumo de gasolina,

totalizando 46,65 milhões de m^3, além da utilização de 21,24 milhões de m^3 de etanol (ANP, 2025; BRASIL, 2026). Em contrapartida, por exemplo, nos Estados Unidos, a principal gasolina veicular comercializada é a E10, com teor de etanol tipicamente de 10% em volume de etanol (https://www.epa.gov/gasoline-standards/learn-about-gasoline).

Nesse contexto, as diferenças na composição físico-química dos combustíveis implicam em variações significativas nos perfis de emissão de COVs e, por conseguinte, nos mecanismos de formação de poluentes secundários. Quimicamente essa composição diferenciada altera o potencial de formação de O_3 (OFP – *Ozone Formation Potential*) do combustível, uma vez que as espécies apresentam reatividades distintas. Compostos como o formaldeído e acetaldeído, por exemplo, possuem elevada reatividade e desempenham papel importante na formação do O_3, enquanto o etanol atua como precursor indireto, podendo ser oxidado na atmosfera principalmente por radicais hidroxila (OH), levando à formação de compostos mais reativos, como o acetaldeído (LYULYUKIN *et al.*, 2013; NOGUEIRA *et al.*, 2017). Esses compostos participam de ciclos fotoquímicos que promovem a conversão de NO em NO_2, etapa fundamental para a formação do O_3.

O potencial de formação de O_3 é classicamente obtido através da massa emitida de COV e dos valores da escala de máxima reatividade específica (MIR, do inglês *Maximum Incremental Reactivity*), desenvolvida por Carter em 1994 e atualizada em 2010, que expressa a quantidade de O_3 formada por unidade de massa de COV emitido (g O_3/g de COV). A escala MIR tem sido amplamente utilizada em estudos técnico-científicos há muitos anos (DE CARVALHO *et al.*, 2025; MARTINS; ANDRADE, 2008; TAVARES *et al.*, 2025) e para fins regulatórios para analisar os impactos relativos dos COVs na formação do O_3 (Resolução CONAMA nº 492/2018). Essa abordagem permite avaliar a contribuição relativa de diferentes espécies de COVs provenientes de diferentes fontes quando a especiação química é conhecida ou pode ser estimada.

A partir das fases L7 e L8 de exigências do Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores – PROCONVE, entrou em vigor (Resolução CONAMA nº 492/2018) o controle de emissões de gases orgânicos não metanos (NMOG). Assim, os impactos dos COVs para fins regulatórios no Brasil, conforme a Instrução Normativa IBAMA nº 22/2020, são baseados em cálculos de seus impactos relativos sobre o ozônio, utilizando a escala MIR. As emissões de NMOG, provenientes de escapamento veicular, devem ser calculados simplificadamente considerando os valores de MIR do combustível de referência e das emissões dos hidrocarbonetos não metano não oxigenados (NONMHC), etanol e aldeídos (fórmico – HCHO e acético – CH_3CHO), conforme esquema da Figura 1. Os valores de MIR utilizados são estabelecidos na Instrução, com alterações dadas pelas Instruções nº 21/2021 e nº 15/2022. As diferenças de reatividade podem ser observadas nos valores de MIR, enquanto o etanol possui um MIR de 1,53 g O_3/g de etanol, o formaldeído, altamente reativo, apresenta um MIR de 9,46 g O_3/g de formaldeído (Branco; Branco, 2022).

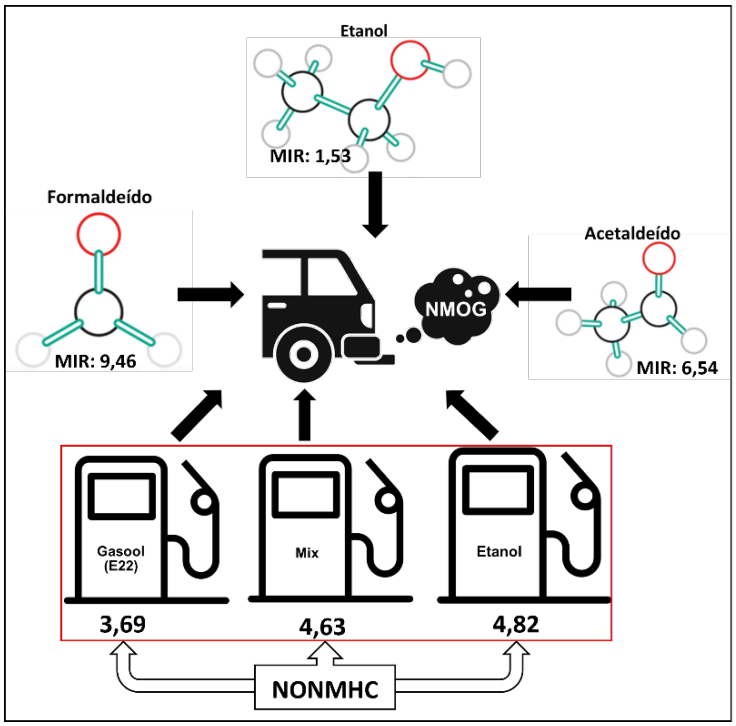


Figura 1: Esquema de cálculo de NMOG veicular a partir do MIR e do tipo de combustível. Fonte: autoria própria (2026).

Nesse contexto, por meio da especiação química e do emprego de ferramentas baseadas em dados públicos, torna-se viável e relevante realizar análises comparativas que estimam impactos e avaliam como constituintes específicos influenciam a gênese de poluentes nocivos à saúde e ao meio ambiente como o O_3 troposférico. Portanto, este trabalho tem por objetivo analisar as reatividades de perfis de emissão de COVs para a formação de ozônio, provenientes das emissões de exaustão veicular e evaporativa da gasolina C brasileira e do etanol, bem como comparar com as reatividades dos perfis químicos da gasolina comumente utilizada nos Estados Unidos.

Material e Métodos

Os perfis de especiação química utilizados neste estudo foram obtidos a partir da base de dados do SPECIATE (EPA, 2026), amplamente utilizada para caracterizar a composição de gases orgânicos totais e material particulados emitidos por diferentes fontes, dentre elas a veicular. O SPECIATE, portanto, é um repositório de perfis de especiação para fontes de poluição atmosféricas que fornece a composição ou análise de espécies de gases orgânicos, MP e outros poluentes emitidos por essas fontes. Na sua última versão possui 6.897 perfis de especiação química entre gases e partículas.

Para este trabalho, foram selecionados os perfis mais representativos para combustíveis utilizados pelos veículos leves nos Estados Unidos que mais se assemelham aos utilizados no Brasil, sendo eles: 1203 (*Light-Duty gasoline vehicles – exhaust*) para as emissões provenientes do tubo de escapamento veicular ou exaustão. A gasolina E10 é tipicamente a mais utilizada no país e apresenta um teor de etanol de 10% em volume (U.S. DOE, 2026; ARG, 2020); 1204 (*Light-Duty gasoline vehicles – evaporative*) para emissões evaporativas da gasolina pelos veículos leves. No SPECIATE existe outras dezenas de perfis de especiação de gases orgânicos totais para as emissões da exaustão e evaporativa, porém buscou-se perfis comparativos para veículos leves como referência comparativa aos brasileiros. Ademais, não há um detalhamento completo descrito para cada perfil contido na base de dados e com muitos perfis com mesma denominação.

Para os perfis de especiação da gasolina brasileira e etanol foram utilizados os perfis químicos considerados no modelo público Vehicular Emission Inventory (VEIN, (IBARRA-ESPINOSA *et al.*, 2018), https://atmoschem.github.io/vein/): E25-BRA (exaustão); E25-BRA (evaporativo); e E100-BRA (exaustão), que visam representar as emissões de COVs dos combustíveis nacionais, com 25% de mistura de etanol na gasolina para os dois primeiros, e etanol hidratado considerado no último perfil (Tabela 1). Esses perfis de especiação foram previamente construídos a partir da compilação de medidas de emissões veiculares de hidrocarbonetos e compostos oxigenados, reportados na literatura científica para o combustível brasileiro. Os perfis vêm sendo utilizados na elaboração de inventários de emissões veiculares com o modelo VEIN, necessários em estudos de modelagem de qualidade do ar (DA SILVA *et al.*, 2026b; IBARRA-ESPINOSA *et al.*, 2022, 2026). Informações adicionais sobre os perfis analisados nesse estudo e demais materiais suplementares estão disponíveis em: https://github.com/iaradasilva/supplementary-data/tree/main/speciate.

A partir dessas especiações foram calculados os MIR para cada perfil de emissão de combustível, considerando as frações das espécies químicas individuais e também dos grupos funcionais, por meio da aplicação dos valores individuais da escala MIR (Carter, 2010), conforme a equação 1:

$$MIR_{comb.} = \sum i\ (Fi \times MIRi)$$

onde Fi representa a fração da espécie i e MIRi seu respectivo coeficiente de reatividade específica tabelado por Carter (2010). O MIR*comb*. denota a reatividade específica do combustível para a formação do ozônio troposférico.

Tabela 1: Perfis de emissão de COVs da exaustão e evaporação veicular de combustíveis típicos do Brasil e Estados Unidos.

Perfil de especiação	Espécies de COVs (n)	Fonte
1204 - EUA (Evaporativa)	77	SPECIATE - USEPA
E25 - BRA (Evaporativa)	61	VEIN
1203 - EUA (Exaustão)	87	SPECIATE - USEPA
E25 - BRA (Exaustão)	28	VEIN
E100 - BRA (Exaustão)	59	VEIN

Para os perfis do SPECIATE, foi retirada a participação do metano (CH_4) no fracionamento, pois o metano é muito pouco reativo (MIR = 0,0144) e, classicamente, não é considerado em estudos de qualidade do ar e nos limites de emissões de hidrocarbonetos regulamentados para os veículos (hidrocarbonetos não metano – NMHC).

Resultados e Discussão

A Figura 2 mostra os valores de MIR de cada grupo funcional para os 5 perfis de especiação das emissões dos combustíveis veiculares. Observa-se que para a exaustão, os alcenos, seguido dos aromáticos e aldeídos se destacam, com maiores valores, para a gasolina brasileira e a americana. A maior diferença é para o grupo de aldeídos que apresenta maior valor para E25-BRA (exaustão), sendo coerente com a maior fração de etanol na mistura (E25-BRA) quando comparada ao combustível americano (1203-EUA). Já é bem estabelecido na literatura que o uso do etanol aumenta a emissão de compostos carbonílicos como o acetaldeído, em comparação com os da exaustão de motores operando à gasolina (ANDERSON, 2009; NOGUEIRA *et al.*, 2017; PINTO *et al.*, 2014). Outra diferença que pode ser observada é a maior contribuição do grupo funcional aromático para a gasolina americana, em relação a brasileira.

Para o etanol (E100), a participação dos alcenos se mostra elevada comparativamente a exaustão da gasolina (1203-EUA e E25-BRA), seguida dos aldeídos e alcinos, sendo esses dois últimos grupos mais que o dobro do obtido para o E25-BRA (exaustão). A maior contribuição de reatividade dos aldeídos se justifica tanto nos altos valores de MIR individual (p.ex.: acetaldeído de 6,46) como na fração do total emitido. O etanol é um combustível veicular considerado mais limpo, com menores

emissões diretas, tais como de MP e gases do efeito estufa (GOLDEMBERG, 2007). Por outro lado, contribui para a formação de O_3 tanto pela emissão direta de compostos aldeídos quanto pela evaporação do etanol que é convertido em outras espécies reativas como o acetaldeído.

Para os perfis de emissão evaporativo, os grupos predominantes são os alcanos, aromáticos e alcenos. Comparativamente, com participação similar dos grupos (Figura 3) quando comparado aos perfis E25-BRA e 1204 - EUA. As porcentagens de contribuição de cada grupo funcional no MIR total do combustível são apresentadas na Figura 3.

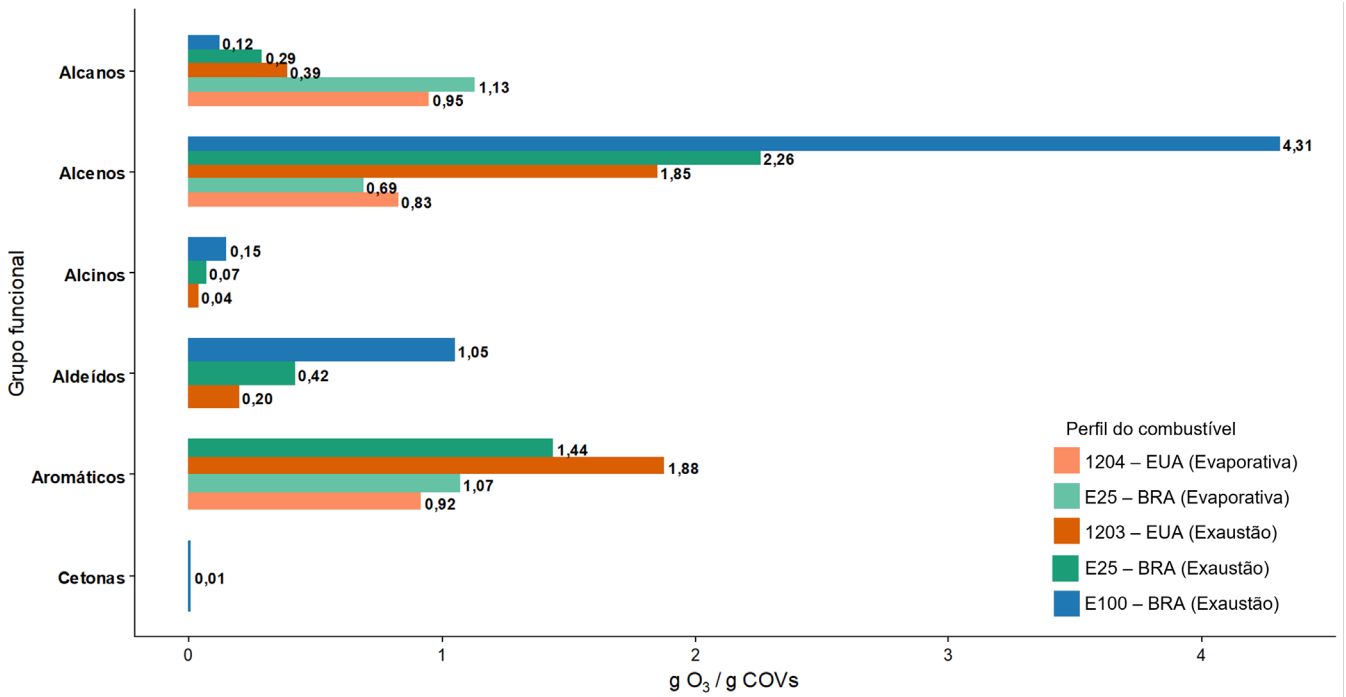


Figura 2: Reatividade do combustível ($MIR_{comb.}$) de acordo com o perfil e o grupo funcional químico. Nota: 1) Perfil 1203 e 1204 - EUA espécies sem MIR tabelado: 2,4,5-trimetil-heptano; 3,4-dimetil-octano; 2-metil-decano.

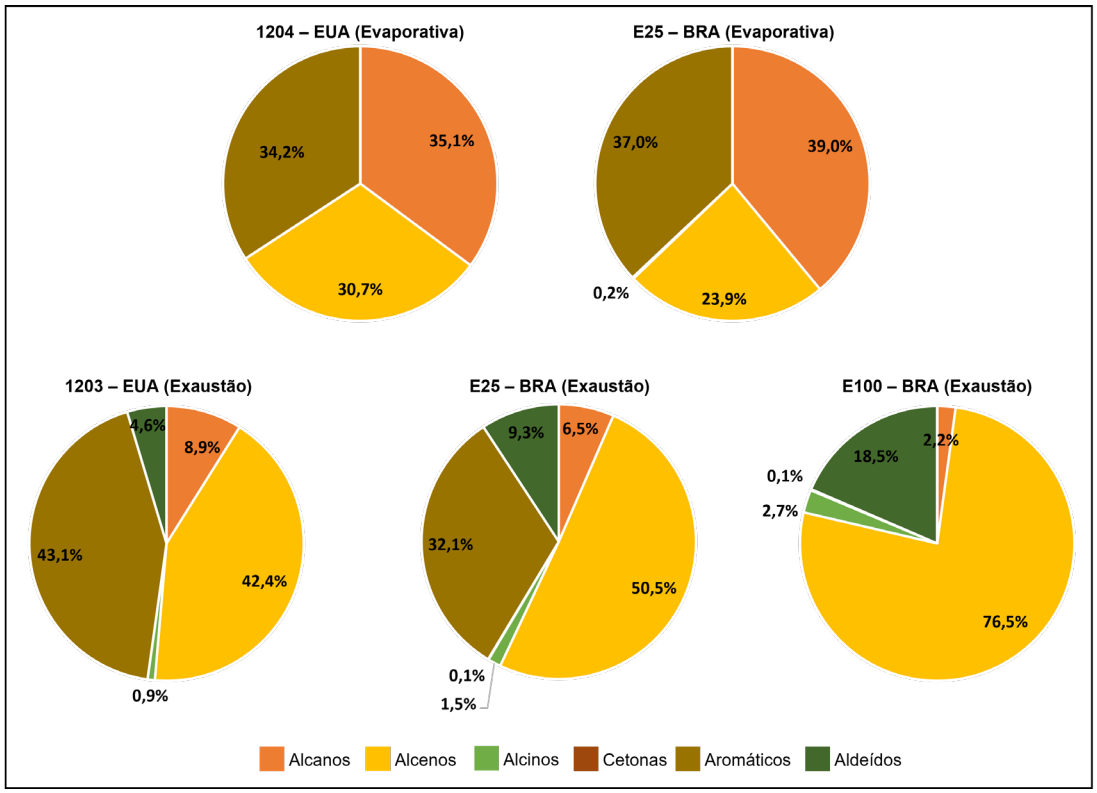


Figura 3: Porcentagem da reatividade do combustível ($MIR_{comb.}$) de acordo com o perfil e grupo funcional.

Analisando o MIRcomb. total, que pode ser entendido como a potencial contribuição relativa do combustível para a formação do ozônio, fica evidente as diferenças entre os valores para emissões pela exaustão veicular dos combustíveis E25-BRA, E100-BRA e 1203-EUA (Figura 4). A exaustão de E100-BRA apresenta o maior valor, seguido do E25-BRA e 1203-EUA, sendo este último em geral E10. O valor de MIRcomb. para a gasolina dos Estados Unidos é muito similar ao E25-BRA, com valor um pouco menor, possivelmente em razão da menor quantidade de etanol que resulta em menor emissão relativa de aldeídos. Esses valores calculados, embora não sejam obtidos exatamente da mesma forma, podem ser comparados aos preconizados para fins regulatórios de emissões veiculares.

Atualmente, para a fase L8 do PROCONVE, o MIR de $NMOG_{A22}$ do combustível de referência (gasool, 22% de etanol adicionado à gasolina – E22) é de 4,39 g O_3/g composto orgânico. Este valor, segundo a regulamentação brasileira é a máxima reatividade específica, e consiste em valor determinado em laboratório para um modelo ou família veicular, seguindo os procedimentos de teste da California Environmental Protection Agency - Air Resources Board. O valor é obtido a partir de medidas das emissões de compostos orgânicos liberadas pelo escapamento veicular quando utilizado o combustível de referência (E22). O valor calculado neste trabalho para o E25-BRA da exaustão é muito similar ao preconizado na legislação, indicando a consistência do perfil que vem sendo utilizado para a modelagem das emissões veiculares.

Para o E100, a comparação com os valores indicados na legislação não pode ser feita diretamente, pois são preconizados valores de MIR de $NONMHC_{comb.}$, ou seja, não são consideradas as espécies oxigenadas, e o valor calculado neste trabalho considera todos os COVs, de acordo com as frações, salvo quando o valor individual de MIR não está disponível na escala de reatividade de Carter 2010. O valor obtido neste trabalho para o etanol (E100) é o $MIR_{combE100.}$, ou de forma similar ao adotado na legislação, o MIR do $NMOG_{E100}$. O valor de MIR de NONMHC do etanol preconizado atualmente (fase L8 do PRONCONVE - 2025-2027) é de 4,37 gO_3/g composto orgânico, com a previsão, a partir de 2028, de 5,57 gO3/g composto orgânico. Coincidentemente, os valores de MIR são similares (5,64 neste trabalho versus 5,57 preconizado para 2028). Comparando com o $MIR_{comb.}$ da gasolina (1203-EUA e E25-BRA - exaustão), o $MIR_{combE100}$ é maior, indicando relativamente um maior potencial de formação do ozônio das suas emissões.

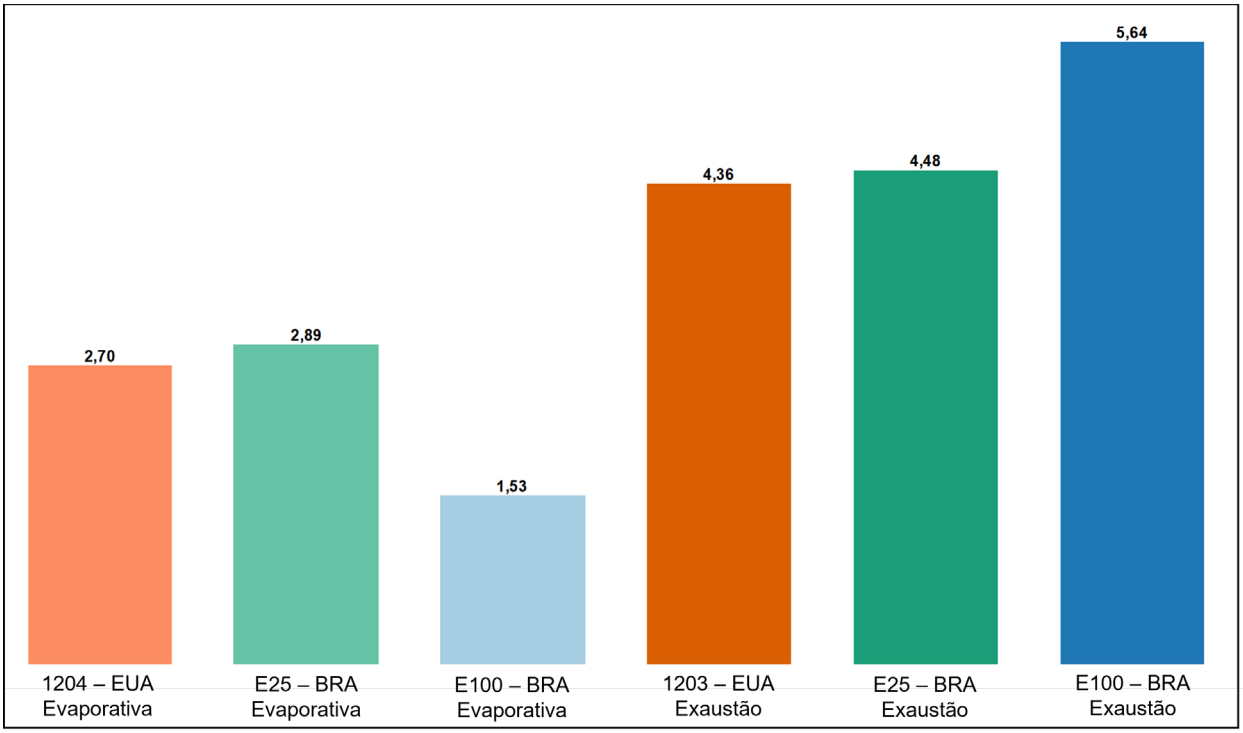


Figura 4: Reatividade do combustível ($MIR_{comb.}$) de acordo com o perfil.

Em relação aos valores de $MIR_{comb.}$ total, dos perfis de emissão evaporativa para os combustíveis (1204-EUA e E25 – BRA), estes são muito similares, com o E25-BRA levemente superior, podendo indicar a consistência do perfil que vem sendo utilizado no modelo VEIN. Embora o MIR das emissões evaporativas seja menor do que da exaustão para os três perfis analisados, o total emitido é um fator relevante na contribuição desta fonte para a formação do O_3 e que, portanto, carece também de atenção quanto ao seu controle.

A Figura 5 mostra as espécies top 5, ou seja, aquelas com maior contribuição individual para o $MIR_{comb.}$, lembrando que no cálculo é considerado o MIR individual e a fração relativa da massa total. Em relação à exaustão das principais espécies responsáveis pela reatividade específica dos combustíveis são similares, com a diferença em linhas gerais da contribuição do acetaldeído para o E25-BRA (exaustão). O etileno, propeno, tolueno e trimetilbenzeno são comuns aos dois perfis (1203-EUA e E25-BRA). Para a evaporativa as espécies diferem, com os xilenos em comum nos dois perfis, mas como já mencionado, com a contribuição similar dos grupos funcionais alcanos, aromáticos e alcenos.

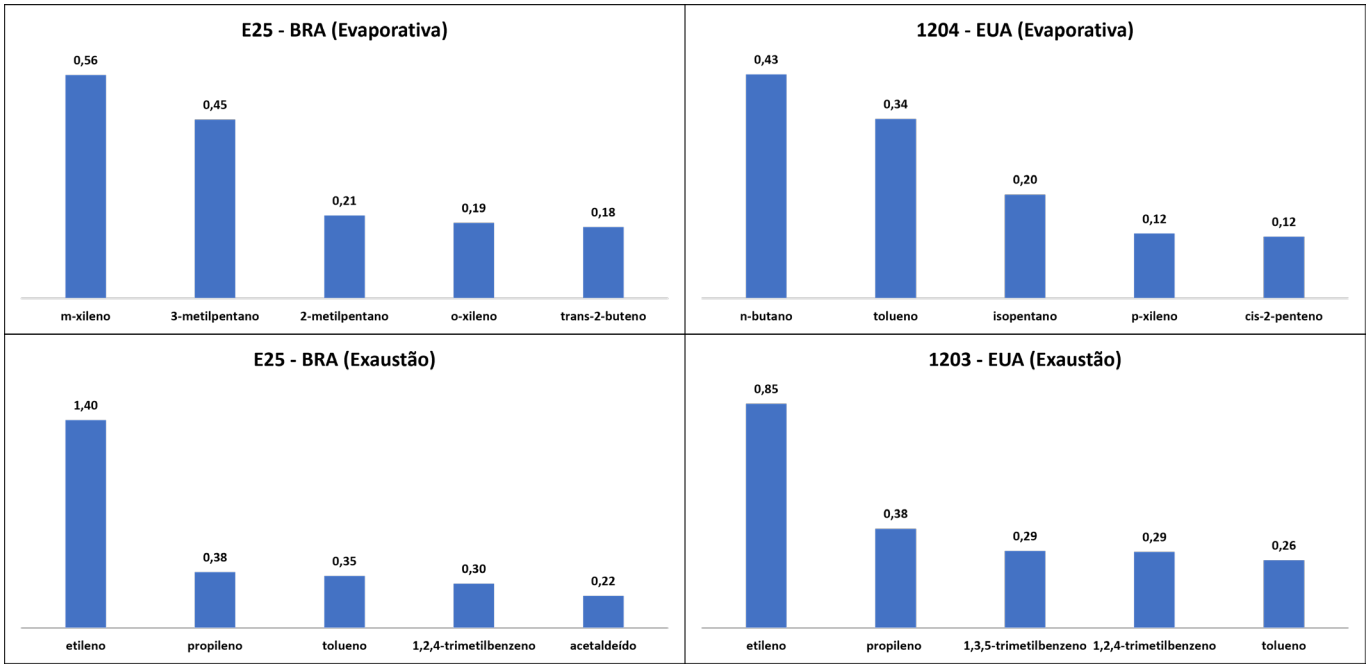


Figura 5: Top 5 das espécies com maior contribuição para a reatividade do combustível ($MIR_{comb.}$) de acordo com o perfil de especiação químico.

Considerações Finais

O Brasil, pelas características de combustíveis utilizados pelos veículos leves, apresenta reatividades específicas da exaustão veicular ($MIR_{comb.}$) superior ao dos Estados Unidos, considerando os perfis de especiação químico analisados. Embora esses perfis sejam públicos, especialmente os perfis denominados brasileiros, não foram analisados sob essa óptica comparativa do potencial de contribuição para a formação do ozônio. Os resultados indicaram uma boa consistência dos perfis utilizados no modelo VEIN e que vem sendo utilizados em estudos de qualidade modelagem da qualidade do ar no Brasil. Mais estudos de medidas da especiação química das emissões de gases orgânicos, pelo escapamento veicular e evaporativo de carros e motos, são recomendados no Brasil, tanto com combustíveis de referência (E22 e etanol) preconizados na legislação, como os em uso atualmente no país (E30, 30 % em volume de etanol anidro na gasolina). Esses perfis são fundamentais para a realização de estudos mais aprofundados da contribuição das fontes para a formação do poluente ozônio e para o estabelecimento de regulamentações mais assertivas visando a minimização dos impactos ambientais das emissões.

Agradecimentos

Este trabalho tem o apoio direto das Instituições UTFPR, IAG/USP, UFMG, UNIFEI, UERJ, EPUSP, UFSC, das empresas VOLKSWAGEN do Brasil Indústria de Veículos Automotores LTDA, RASTECH Automação e Comércio LTDA, Robert BOSCH Limitada e STELLANTIS Automóveis Brasil LTDA, da Fundação de Desenvolvimento da Pesquisa (Fundep), coordenadora do programa Mover – Linha V, processo [27192*83]. Adicionalmente, é uma contribuição direta aos temas de pesquisa do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia – INCT Klimapolis, que é financiado pelo Ministério da Ciência, Tecnologia e Tecnologia do Brasil. Inovação (MCTI), Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) sob projeto número 406728/2022-4 e do processo CNPq 305637/2025-8.

Referências bibliográficas

ANDERSON, L. G. Ethanol fuel use in Brazil: air quality impacts. Energy & Environmental Science, [s. l.], v. 2, n. 10, p. 1015–1037, 2009.

AMERICAN REFINING GROUP, INC. E10 gasoline (87 octane) – product data sheet (winter), code 5020. 2020. Disponível em: https://www.amref.com/wp-content/uploads/2020/02/E10-Gasoline-87-Octane-Winter-5020.pdf. Acesso em: 25 abr. 2026.

BARTON, M. G.; HENDERSON, I.; BORDER, J. A.; SIRIWARDENA, G. A review of the impacts of air pollution on terrestrial birds. Science of The Total Environment, [s. l.], v. 873, p. 162136, 2023.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima. Relatório anual de acompanhamento da qualidade do ar 2025: sumário executivo. Brasília, DF: MMA, 2025. 96 p. Disponível em: < https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/meio-ambiente-urbano-recursos-hidricos-qualidade-ambiental/qualidade-do-ar/relatorio-anual/relatorio-anual-da-qualidade-do-ar-2025.pdf>. Acesso em: 23 abr. 2026.

BRASIL. Ministério de Minas e Energia (MME), 2026. Mercado brasileiro de combustíveis. Disponível em: https://www.gov.br/mme/pt-br/assuntos/observatorio-de-minas-e-energia/petroleo-gas-e-biocombustiveis/mercado-brasileiro-de-combustiveis. Acesso em: 25 abr. 2026.

BRANCO, Fábio Cardinale; BRANCO, Gabriel Murgel. Considerações sobre a influência das alterações do cálculo de NMOG dos gases de escapamento na estratégia de abatimento de ozônio troposférico. São Paulo: Environmentality, 2022. 12 p. Relatório técnico.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 492, de 20 de dezembro de 2018. Dispõe sobre as fases do Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores (PROCONVE) para veículos leves novos. Diário Oficial da União: Brasília, DF, 24 dez. 2018.

DA SILVA, I.; CALDERÓN, M. E. G.; PERALTA, A. D.; SMOLENTZOV, I.; WIKUATS, C. F. H.; ROELOFS, J. J. T. H.; FLORQUIN, S.; SANCHES, T. R.; FREITAS, E. D.; KERS, J.; TAMMARO, A.; DE FATIMA ANDRADE, M.; ANDRADE, L. Chronic PM2.5 exposure and increased risk of hospitalization for kidney disease in São Paulo, Brazil. Scientific Reports, [s. l.], v. 16, n. 1, p. 9256, 2026a.

DA SILVA, I.; VARA-VELA, A. L.; CORRÊA DOS SANTOS, T.; ROJAS BENAVENTE, N.; DROPRINCHINSKI MARTINS, L.; DIAS DE FREITAS, E. Examining multiple sources of tropospheric ozone precursors in the most populous region of South American. Atmospheric Pollution Research, [s. l.], v. 17, n. 5, p. 102898, 2026b.

DE CARVALHO, R. N.; RIBEIRO, D. G.; DE SOUZA, J. M. Speciated hydrocarbons in exhaust emissions of Proconve L7 flex fuel vehicles using E22 gasohol and hydrous ethanol. [s. l.], 2025.

GOLDEMBERG, J. Ethanol for a Sustainable Energy Future. Science, [s. l.], v. 315, n. 5813, p. 808–810, 2007.

IBARRA-ESPINOSA, S.; DA SILVA, G. A. M.; REHBEIN, A.; VARA-VELA, A.; DE FREITAS, E. D. Atmospheric effects of air pollution during dry and wet periods in são paulo. Environmental Science: Atmospheres, [s. l.], v. 2, n. 2, p. 215–229, 2022.

IBARRA-ESPINOSA, S.; DIAS DE FREITAS, E.; GAUBERT, B.; LICHTIG, P.; ROPKINS, K.; DA SILVA, I.; MARTINS PEREIRA, G.; SCHUCH, D.; NASCIMENTO, J.; HOINASKI, L.; MARTINS, L. D.; GAVIDIA-CALDERÓN, M.; VARA-VELA, A.; TOLEDO DE ALMEIDA ALBUQUERQUE, T.; YNOUE, R. Y.; DIEZ, S.; MERA, Z.; CASALLAS, A.; VALLEJO, F.; DIAZ, V.; PEDRUZZI, R.; ABRUTZKY, R.; FRANCO, M. A.; HUNEEUS, N.; JORQUERA, H.; BELALCÁZAR-CERÓN, L. C.; ROJAS, N. Y.; DE FATIMA ANDRADE, M.; EMMONS, L.; BRASSEUR, G. A Century of Vehicular Emissions in Brazil: Unveiling the Impacts of Unique Fuel Mix on Air Quality. Environmental Science & Technology, [s. l.], v. 60, n. 6, p. 4914–4930, 2026.

IBARRA-ESPINOSA, S.; YNOUE, R.; O'SULLIVAN, S.; PEBESMA, E.; ANDRADE, M. D. F.; OSSES, M. VEIN v0.2.2: an R package for bottom–up vehicular emissions inventories. Geoscientific Model Development, [s. l.], v. 11, n. 6, p. 2209–2229, 2018.

KING, J. D.; ZHANG, S.; COHEN, A. Air pollution and mental health: associations, mechanisms and methods. Current Opinion in Psychiatry, [s. l.], v. 35, n. 3, p. 192, 2022.

LYULYUKIN, M. N.; BESOV, A. S.; VORONTSOV, A. V. Oxidation of Ethanol Vapors in Negative Atmospheric Corona Discharge. Industrial & Engineering Chemistry Research, [s. l.], v. 52, n. 17, p. 5842–5848, 2013.

MARTINS, L. D.; ANDRADE, M. de F. Ozone Formation Potentials of Volatile Organic Compounds and Ozone Sensitivity to Their Emission in the Megacity of São Paulo, Brazil. Water, Air, and Soil Pollution, [s. l.], v. 195, n. 1, p. 201–213, 2008.

MOORE, J. P.; WILL, R.; BASTOS, C. R.; RÉQUIA, W. J.; HOINASKI, L. Spatial analysis of cardiopulmonary disease risks linked to air pollution in Brazil. Air Quality, Atmosphere & Health, [s. l.], v. 18, n. 12, p. 4157–4174, 2025.

NOGUEIRA, T.; DOMINUTTI, P. A.; FORNARO, A.; ANDRADE, M. D. F. Seasonal Trends of Formaldehyde and Acetaldehyde in the Megacity of São Paulo. Atmosphere, [s. l.], v. 8, n. 8, p. 144, 2017.

PINTO, J. P.; MARTINS, L. D.; DA SILVA JUNIOR, C. R.; SABINO, F. C.; AMADOR, I. R.; SOLCI, M. C. Carbonyl concentrations from sites affected by emission from different fuels and vehicles. Atmospheric Pollution Research, [s. l.], v. 5, n. 3, p. 404–410, 2014.

RADUA, J.; DE PRISCO, M.; OLIVA, V.; FICO, G.; VIETA, E.; FUSAR-POLI, P. Impact of air pollution and climate change on mental health outcomes: an umbrella review of global evidence. World Psychiatry, [s. l.], v. 23, n. 2, p. 244–256, 2024.

REQUIA, W. J.; VICEDO-CABRERA, A. M.; AMINI, H.; DA SILVA, G. L.; SCHWARTZ, J. D.; KOUTRAKIS, P. Short-term air pollution exposure and hospital admissions for cardiorespiratory diseases in Brazil: A nationwide time-series study between 2008 and 2018. Environmental Research, [s. l.], v. 217, p. 114794, 2023.

SENATRAN, 2026. Frota de veículos 2025. Disponível em: https://www.gov.br/transportes/pt-br/assuntos/transito/conteudo-Senatran/frota-de-veiculos-2025 (acesso em 25 abr. 2026).

TAVARES, M. M. S.; CARNEIRO, R. G.; ARBILLA, G.; DA SILVA, C. M.; CORRÊA, S. M. The Effects of Reducing Vehicular Emissions in Atmospheric Hydrocarbon Concentrations in Rio de Janeiro, Brazil. ACS Omega, [s. l.], v. 10, n. 46, p. 56183–56190, 2025.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). SPECIATE database (version 5.4). Research Triangle Park, NC: U.S. EPA, 2020. Disponível em: https://www.epa.gov/air-emissions-modeling/speciate. Acesso em: 15 abr. 2026.

YUE, X.; HU, Y.; TIAN, C.; XU, R.; YU, W.; GUO, Y. Increasing impacts of fire air pollution on public and ecosystem health. The Innovation, [s. l.], v. 5, n. 3, 2024. Disponível em: https://www.cell.com/the-innovation/abstract/S2666-6758(24)00047-X. Acesso em: 1 maio 2026.

AVALIAÇÃO DA SATURAÇÃO DE FILTROS EM AMOSTRAGEM DE PARTÍCULAS TOTAIS EM SUSPENSÃO (PTS) COM O AMOSTRADOR DE GRANDE VOLUME (AGV-CVV)

1Julia Jankovski Forgiarini, 2 Eloiza Desselmann Parolin dos Santos, 3 Ramiro José Espinheira Martins, 4 Juliana Martins Texeira de Abreu Pietrobelli, 5 Matheus Yudi Koba Marteli

1 Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: juliajankovski@alunos.utfpr.edu.br; 2 Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: eloizadesselmannsantos@alunos.utfpr.edu.br; 3 Instituto Politécnico de Bragança, e-mail: rmartins@ipb.pt; 4 Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: jpietrobelli@utfpr.edu.br, 5 Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: matheusyudi@alunos.utfpr.edu.br

Palavras-chave: Amostragem atmosférica, Método gravimétrico, Variáveis meteorológicas.

Resumo

Este trabalho teve como objetivo avaliar a influência da saturação de filtros na amostragem de Partículas Totais em Suspensão (PTS) utilizando um amostrador de grande volume (AGV), bem como analisar a relação entre variáveis operacionais e meteorológicas e as concentrações obtidas. As coletas foram realizadas ao longo de aproximadamente 30 dias, totalizando 12 amostragens, em área sob influência de atividades agroindustriais. O método empregado baseou-se na determinação gravimétrica da massa de material particulado retida em filtros de fibra de vidro, associada ao volume de ar amostrado.

Os resultados evidenciaram variação significativa nas concentrações de PTS, com valores influenciados principalmente pelas condições meteorológicas, especialmente a umidade relativa do ar. Observou-se tendência de redução das concentrações em condições de elevada umidade, possivelmente devido à deposição úmida. Em contrapartida, períodos com menor umidade apresentaram maiores concentrações. A análise dos dados também indicou ausência de correlação direta entre o tempo de coleta e a concentração de PTS, uma vez que o aumento do tempo resulta simultaneamente em maior massa coletada e maior volume de ar amostrado.

Esses resultados ressaltam a importância do controle operacional e da consideração das variáveis ambientais na interpretação dos dados, contribuindo para a avaliação da qualidade e da representatividade das medições em campanhas de monitoramento atmosférico.

Introdução

A atmosfera terrestre, durante a formação do planeta, era caracterizada pela presença de substâncias gasosas, líquidas e sólidas, originadas a partir de processos atmosféricos, biogênicos e geogênicos, conforme descrito por Seinfeld e Pandis (2016). Com o crescimento populacional, os avanços tecnológicos e a intensificação do uso de recursos naturais, a composição da atmosfera tem sido alterada, comprometendo a qualidade do ar.

Entre os poluentes atmosféricos, destaca-se o material particulado (MP) corresponde a uma mistura de partículas sólidas e líquidas suspensas no ar (Cançado et al., 2006). Quanto à sua origem, o material particulado pode ser proveniente de fontes fixas ou estacionárias, como caldeiras e secadores industriais, bem como de fontes móveis, principalmente associadas à emissão de veículos automotores.

O material particulado pode ser classificado de acordo com o seu diâmetro aerodinâmico. As partículas inaláveis, MP_{10} correspondem àquelas com diâmetro aerodinâmico inferior ou igual a 10 µm. Já as partículas inaláveis finas, $MP_{2,5}$ apresentam diâmetro aerodinâmico inferior ou igual a 2,5 µm. De acordo Lapolli e Pietrobelli (2023), a toxicidade da partícula é inversamente proporcional ao seu tamanho, quanto menor a partícula, mais danos à saúde ela pode ocasionar. As Partículas Totais em Suspensão, PTS, por sua vez, são definidas como aquelas coletadas por amostradores sem seletor aerodinâmico, representando partículas com diâmetro ≤ 50 µm (US EPA, 2011).

De acordo com a Agência Europeia do Ambiente (2022), as emissões de material particulado provenientes de atividades industriais podem representar parcela significativa do total emitido em determinados países. Entretanto, essa contribuição varia conforme o contexto regional e o perfil das fontes emissoras. No contexto brasileiro, segundo dados do Conselho Regional dos Representantes do Paraná (2023), o estado do Paraná ocupa a quarta posição em valor de produção industrial no país. Nesse cenário, o município de Ponta Grossa destaca-se por possuir um dos principais polos industriais do interior do estado, contando com mais de 1.160 indústrias, com predominância do setor agroindustrial.

No Brasil, os padrões de qualidade do ar são definidos pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), responsável por estabelecer os limites de concentração para poluentes atmosféricos. A Resolução CONAMA nº 506/2024 estabelece os padrões nacionais de qualidade do ar e diretrizes para sua aplicação, revogando parcialmente dispositivos da Resolução CONAMA nº 491/2018 e incorporando valores alinhados às recomendações da OMS (2021). Na Tabela 01 são apresentados os limites estabelecidos para o padrão final (PF) de PTS e os padrões intermediários para MP_{10} e $MP_{2,5}$, considerando médias de 24 horas e médias anuais. Para as Partículas Totais em Suspensão, o padrão final estabelece o limite de 240 µg/m³ para média de 24 horas (Tabela 01).

Padrão	MP_{10} - 24h (µg/m³)	MP_{10} - Anual (µg/m³)	$MP_{2,5}$ - 24h (µg/m³)	$MP_{2,5}$ - Anual (µg/m³)	PTS - 24h (µg/m³)	PTS - Anual (µg/m³)
PI-1	120	40	60	20		
PI-2	100	35	50	17		
PI-3	75	30	37	15		
PI-4	50	20	25	10		
PF (final)	45	15	15	5	240	80

Tabela 01: Padrões intermediários e finais dos poluentes
Fonte: Adaptado Conama (2024)

Além dos impactos ambientais, a exposição ao material particulado está associada a efeitos adversos à saúde humana, incluindo doenças respiratórias e cardiovasculares. Dessa forma, o monitoramento da qualidade do ar torna-se uma ferramenta essencial para a avaliação de riscos e para o desenvolvimento de estratégias de controle da poluição atmosférica.

Segundo Hoinaski (2010), os métodos de amostragem de Partículas Totais em Suspensão (PTS) permitem quantificar a concentração de partículas presentes na atmosfera, além de possibilitar a análise física e química do material coletado. O autor também afirma que entre os equipamentos utilizados para esse tipo de monitoramento, destacam-se os Amostradores de Grande Volume (AGV), amplamente empregados na coleta de PTS, os quais, mediante o uso de cabeçotes específicos, podem ser adaptados para a amostragem de partículas inaláveis, como MP_{10}.

O AGV opera por meio da sucção do ar atmosférico através de uma bomba, direcionando o fluxo para um filtro responsável pela retenção das partículas, podendo capturar partículas com diâmetro aerodinâmico de até 50 µm quando utilizado com o acessório específico para PTS (Monteiro, 2025). De modo geral, o equipamento opera durante um período de 24 horas, com controle da vazão volumétrica processada. A concentração de partículas no ar é determinada por meio da (1), sendo expressa em µg/m³ (Machado, 2018).

$$C = \frac{mf - mi}{V} \quad (1)$$

Em que: C: concentração de PTS, mf: massa final do filtro (µg), mi: massa inicial do filtro (µg), V: volume de ar amostrado (m³).

$$V = Q * t \quad (2)$$

Em que: V: volume de ar amostrado (m³), Q: vazão média (m³/ h), t: tempo de amostragem (h).

$$Q = \frac{Qi + Qf}{2} \quad (3)$$

Em que: Q: vazão média (m³/ h), Qi: vazão inicial (m³/ h), Qf: vazão final (m³/h).

Devido à ampla utilização dos amostradores de grande volume em campanhas de monitoramento da qualidade do ar, é importante considerar possíveis interferências no operacionais no processo de amostragem. O acúmulo de partículas no filtro ao longo do período de coleta pode provocar o aumento da perda de carga do sistema, resultando na redução da vazão de ar do equipamento. Como a determinação da concentração de PTS depende diretamente do volume de ar amostrado, variações na vazão podem comprometer a representatividade dos resultados obtidos. De acordo com a ABNT NBR 9547, o método deve assegurar condições adequadas de operação durante todo o período de amostragem, assegurando a confiabilidade das medições. Em ambientes com elevadas concentrações de partículas, o carregamento excessivo do filtro pode causar a saturação do meio filtrante, reduzindo a eficiência da coleta (CETESB, 2014). Assim, a avaliação da saturação dos filtros é importante para garantir a qualidade e a representatividade dos dados. Assim, a avaliação da saturação dos filtros é importante para garantir a qualidade e a representatividade dos dados. Nesse contexto, este estudo busca avaliar a influência da saturação de filtros na amostragem de Partículas Totais em Suspensão (PTS), analisando a relação entre variáveis operacionais e meteorológicas e as concentrações obtidas.

Material e Métodos

O amostrador de grande volume, AGV, utilizado como equipamento principal neste estudo, requer o emprego de materiais complementares, como filtros de fibra de vidro e carta gráfica para o registrador de vazão. Previamente ao início das coletas, realizou-se a calibração do equipamento, utilizando um kit composto por calibrador padrão de vazão, manômetro de tubo em “U” e placas de resistência com diferentes configurações de orifícios (8, 9, 10, 13 e 18 furos).

A calibração foi conduzida a partir da relação entre a diferença de pressão medida no manômetro e a vazão de ar do sistema, considerando-se as leituras de pressão na entrada e na saída do equipamento. Com base nesses dados, foi construída a curva de calibração, cuja confiabilidade foi avaliada por meio do coeficiente de determinação (R^2), adotando-se como critério de aceitação valores iguais ou superiores a 0,99, conforme recomendado pelo fabricante.

As coletas foram realizadas em área com influência de atividades agroindustriais, especialmente relacionadas ao processamento e transporte de grãos. A região apresenta fluxo frequente de veículos pesados, o que pode contribuir para a ressuspensão de partículas previamente depositadas no solo, influenciando as concentrações de material particulado no ar.

Antes da etapa de amostragem, os filtros de fibra de vidro foram submetidos ao pré-condicionamento, etapa importante para garantir a confiabilidade das determinações gravimétricas. Inicialmente, os filtros foram identificados e pesados em balança analítica. Em seguida, foram acondicionados em dessecador de vidro contendo sílica gel, equipamento amplamente utilizado em laboratório para o controle da umidade, com o objetivo de remover a umidade adsorvida e evitar interferências na massa do material coletado (Figura 01).



Figura 01: Dessecador com Sílica em Gel da SOMAR
Fonte: Autoria Própria (2025)

O uso do dessecador é fundamental no método gravimétrico, uma vez que pequenas variações de umidade podem influenciar significativamente a massa do filtro, comprometendo a precisão dos resultados. Após um período mínimo de 24 horas, os filtros foram novamente pesados, sendo então considerados aptos para utilização.

Para a realização das coletas, o equipamento foi montado com o cabeçote específico para PTS (Figura 02), assegurando o correto posicionamento do filtro no porta-filtro. No início de cada amostragem, foram registrados o valor inicial do horímetro, as pressões no manômetro e as variáveis meteorológicas (temperatura, pressão atmosférica e umidade relativa do ar), com auxílio de um datalogger.



Figura 02: Amostrador de Grande Volume (AGV)
Fonte: Autoria Própria (2025)

Ao final de cada amostragem, foram registrados o tempo total de operação, as pressões finais do sistema e os dados meteorológicos correspondentes. Os filtros foram então removidos, dobrados em quatro partes e armazenados juntamente com a carta gráfica, para posterior análise. O procedimento foi repetido ao longo de 12 dias, permitindo a obtenção de um conjunto representativo de dados.

Resultados e Discussão

Após a realização de 12 coletas ao longo de aproximadamente 30 dias, observou-se variação significativa nos parâmetros analisados, com tempos de amostragem entre 16 e 70 horas, conforme apresentado na Tabela 02. Essa variação no tempo de coleta possibilita avaliar possíveis interferências operacionais e ambientais no desempenho do Amostrador De Grande Volume (AGV).

Filtro	Peso liquido (g)	Concentração (µg/m³)	Tempo de coleta (h)	Umidade relativa do ar (%)
D1	0,2025	138,26	23,01	96,5
D2	0,1241	70,35	28,09	92,25
D3	0,12889	29,06	70	81,84
D4	0,3727	126,22	47,04	81,40
D5	0,0896	64,62	22,06	85,30
D6	0,1367	94,43	23,07	77,18
D7	0,0131	13,43	16	86,84
D8	0,1509	107,66	22,03	75,70
D9	0,2068	141,74	23,04	73,32
D10	0,2317	170,68	22,04	68,27
D11	0,0401	27,36	23	99,70
D12	0,0305	20,54	24,09	97,91

Tabela 02: Relação de dados coletados
Fonte: Autoria Própria (2026)

A maior concentração de Partículas Totais Em Suspensão (PTS) foi observada no dia D10, 170,68 µg/m³, associada a um tempo de coleta de 22,04 horas e à menor umidade relativa do ar registrada no período, 68,27%. Esse resultado indica uma relação inversa entre a umidade relativa e a concentração de PTS, já que condições mais secas favorecem a suspensão das partículas na atmosfera.

Por outro lado, os maiores tempos de amostragem foram observados nos dias D3, 70 h e D4, 47,04 h, sem que houvesse correspondência direta com elevadas concentrações de PTS, 29,06 e 126,22 µg/m³, respectivamente. Esses resultados indicam que o aumento do tempo de coleta, por si só, não implica necessariamente em maiores concentrações medidas, podendo estar associado a limitações operacionais, como variações de vazão decorrentes do acúmulo de material particulado no filtro.

As menores concentrações foram registradas nos dias D7 (13,43 µg/m³), D11 (27,36 µg/m³) e D12 (20,54 µg/m³). Destaca-se que D11 e D12 apresentaram os maiores valores de umidade relativa do ar (99,70% e 97,91%, respectivamente), enquanto D7 também apresentou umidade elevada (86,84%), além do menor tempo de coleta (16 h).

Esses resultados reforçam a influência das condições meteorológicas, especialmente da umidade relativa, na redução da concentração de partículas em suspensão, possivelmente devido ao efeito de deposição úmida.

Resultados semelhantes são relatados na literatura, nos quais a umidade relativa do ar exerce influência significativa sobre as concentrações de material particulado. Em condições de elevada umidade, partículas higroscópicas tendem a absorver vapor d'água, aumentando seu diâmetro aerodinâmico e favorecendo sua deposição por sedimentação. Esse processo contribui para a redução da concentração de partículas em suspensão no ar, especialmente para frações mais grossas, como as PTS, fenômeno amplamente descrito em estudos sobre higroscopicidade de aerossóis atmosféricos (Tang et al., 2019; Seinfeld e Pandis, 2016).

A análise da relação entre concentração e tempo de coleta (Figura 03) não evidencia correlação direta entre as variáveis, sugerindo que o tempo de amostragem não foi o principal fator determinante das concentrações obtidas.

Esse comportamento pode ser explicado pelo fato de que períodos mais longos de amostragem resultam simultaneamente em maior acúmulo de massa e em maior volume de ar amostrado.

Por outro lado, a relação entre concentração e massa de material retido no filtro (Figura 04) apresenta tendência crescente, como esperado pelo método gravimétrico.

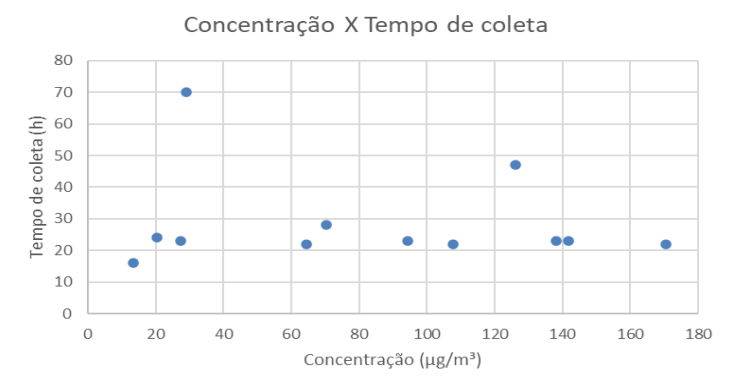


Figura 03: Relação Concentração de PTS por Tempo de coleta
Fonte: Autoria Própria (2026)

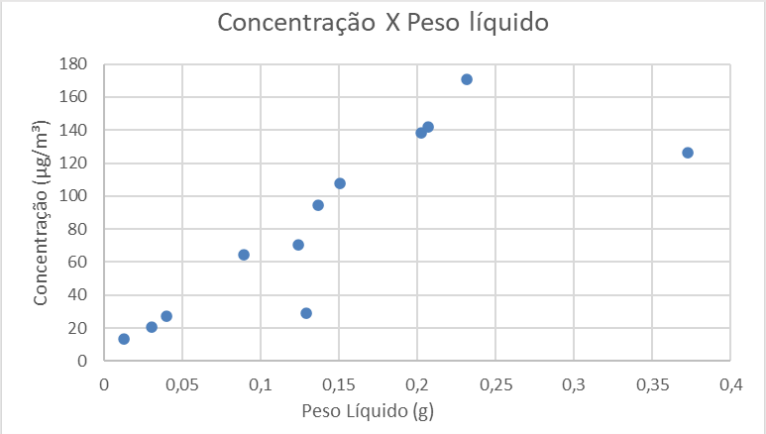


Figura 04: Relação Concentração de PTS por Peso Líquido do filtro
Fonte: Autoria Própria (2026)

Já a análise da umidade relativa do ar em função da concentração (Figura 05) indica tendência de redução das concentrações em condições de maior umidade, corroborando a hipótese de influência das variáveis meteorológicas sobre os resultados obtidos.

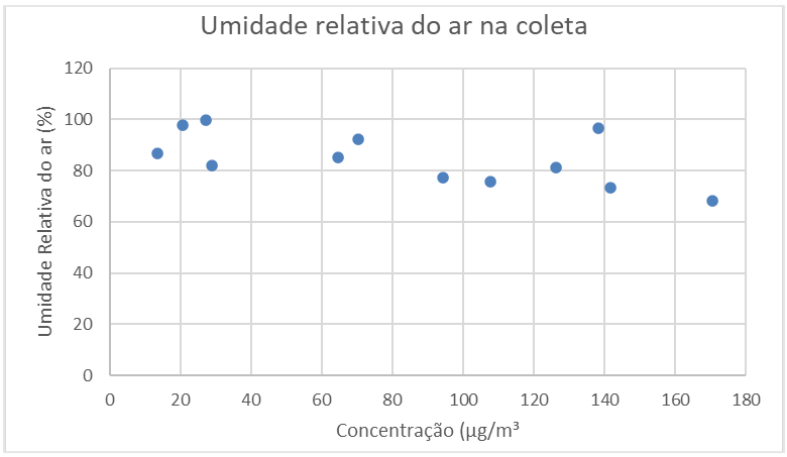


Figura 05: Relação umidade relativa do ar na coleta por concentração de PTS
Fonte: Autoria Própria (2026)

A influência das variáveis meteorológicas sobre as concentrações de material particulado não se limita à umidade relativa do ar, podendo também estar associada a fatores como estabilidade atmosférica e velocidade do vento, que afetam diretamente os processos de dispersão e ressuspensão de partículas. Em condições de baixa ventilação atmosférica, por exemplo, a dispersão de poluentes é reduzida, favorecendo o acúmulo de material particulado próximo à fonte emissora.

Por outro lado, a presença de ventos mais intensos pode contribuir tanto para a dispersão quanto para a ressuspensão de partículas depositadas no solo, especialmente em áreas com tráfego de veículos pesados ou movimentação de materiais particulados. Nesse sentido, a interpretação das concentrações de PTS deve considerar o conjunto das condições ambientais atuantes durante o período de amostragem, e não apenas variáveis isoladas.

A variação do tempo de coleta observada ao longo das amostragens pode estar associada à perda de carga no sistema, decorrente da saturação progressiva do filtro. O acúmulo de material particulado no meio filtrante tende a aumentar a resistência à passagem do ar, resultando na redução da vazão ao longo do período de amostragem. Esse fenômeno pode comprometer a representatividade dos dados, uma vez que a estimativa do volume de ar amostrado depende diretamente da estabilidade da vazão durante a coleta. Assim, a saturação do filtro configura-se como um fator relevante a ser considerado na interpretação dos resultados.

Além disso, a redução da vazão ao longo da amostragem pode impactar a eficiência de coleta do equipamento, uma vez que alterações no regime de escoamento podem modificar o comportamento das partículas no interior do sistema. Esse aspecto reforça a necessidade de monitoramento contínuo das condições operacionais durante as coletas, de modo a garantir a confiabilidade dos dados obtidos e minimizar possíveis fontes de erro associadas ao processo de amostragem.

Considerações Finais

Os resultados obtidos demonstraram que as concentrações de Partículas Totais em Suspensão (PTS) são influenciadas de forma significativa pelas condições meteorológicas, especialmente pela umidade relativa do ar, evidenciando uma tendência de redução das concentrações em condições de maior umidade.

Verificou-se ainda que o tempo de coleta não apresentou correlação direta com as concentrações medidas, uma vez que o aumento do período de amostragem resulta simultaneamente em maior massa coletada e maior volume de ar amostrado.

Esse resultado reforça que o tempo de coleta, isoladamente, não é um parâmetro suficiente para explicar as variações observadas nas concentrações de PTS, sendo necessário considerar conjuntamente as condições operacionais do equipamento e as variáveis ambientais.

Portanto, o controle das condições operacionais do amostrador, juntamente com a análise das variáveis meteorológicas, é essencial para a confiabilidade dos dados.

Agradecimentos

A Universidade Tecnológica Federal do Paraná - UTFPR, ao Departamento Acadêmico de Engenharia Química da UTFPR-PG, ao Grupo de pesquisa Sistemas de Tratamento e Aproveitamento de Resíduos – STAR e a unidade fabril que permitiu a realização das coletas.

Referências Bibliográficas

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 9547:** Material particulado em suspensão no ar ambiente – Determinação da concentração total pelo método do amostrador de grande volume. Rio de Janeiro, 1997.

Agência Europeia do Ambiente. **Air pollution and health impacts**. Copenhague: EEA, 2022. Disponível em: https://www.eea.europa.eu/themes/air/airpollution-sources. Acesso em: 14 março 2026.

CANÇADO, J. E. D.; BRAGA, A.; PEREIRA, L. A. A.; ARBEX, M. A.; SALDIVA, P. H. N.; SANTOS, U. D. P. Clinical repercussion of exposure to atmospheric pollution. **Jornal Brasileiro de Pneumologia,** v. 32, p. 5-11, 2006.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Qualidade do ar**: métodos de amostragem e análise de poluentes atmosféricos. São Paulo, 2014.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução nº 506, de 5 de julho de 2024**.** Estabelece padrões nacionais de qualidade do ar e fornece diretrizes para sua aplicação. **Diário Oficial da União**: seção 1, Brasília, DF, 9 jul. 2024. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=827. Acesso em: 16 mar. 2026

CORE-PR (Conselho Regional dos Representantes Comerciais no Estado do Paraná). **Com maior polo industrial do interior do Paraná, Ponta Grossa traz diversas oportunidades a representantes comerciais**. 2023. Disponível em: https://www.corepr.org.br/com-maior-polo-industrial-do-interior-do-parana-ponta-grossa-traz-diversas-oportunidades-a-representantes-comerciais/. Acesso em: 15 março 2026.

HOINASKI, L. **Avaliação de métodos de identificação de fontes emissoras de material particulado inalável (MP10)**. 2010. 184 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2010.

LAPOLLI, Ricardo Augusto; PIETROBELLI, Juliana Martins Teixeira de Abreu. **Amostrador de grande volume:** funcionamento e testes para determinação de material particulado. Relatório de Iniciação Científica – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Ponta Grossa, 2023.

MONTEIRO, Marcos Denilson de Oliveira. **Perfil de metais nas partículas atmosféricas de Manaus/Am**. 2025. 100 f. Dissertação (Mestrado em Química) – Programa de Pós-Graduação em Química, Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2025. Disponível em: 29 https://tede.ufam.edu.br/bitstream/tede/10885/2/DISS_MarcosMonteiro_PPGQ.pdf. Acesso em: 20 mai. 2025.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE (OMS). **WHO global air quality guidelines:** particulate matter ($PM_{2.5}$ and PM_{10}), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide**.** Geneva: World Health Organization, 2021. Disponível em: https://www.who.int/publications/i/item/9789240034228. Acesso em: 16 mar. 2026.

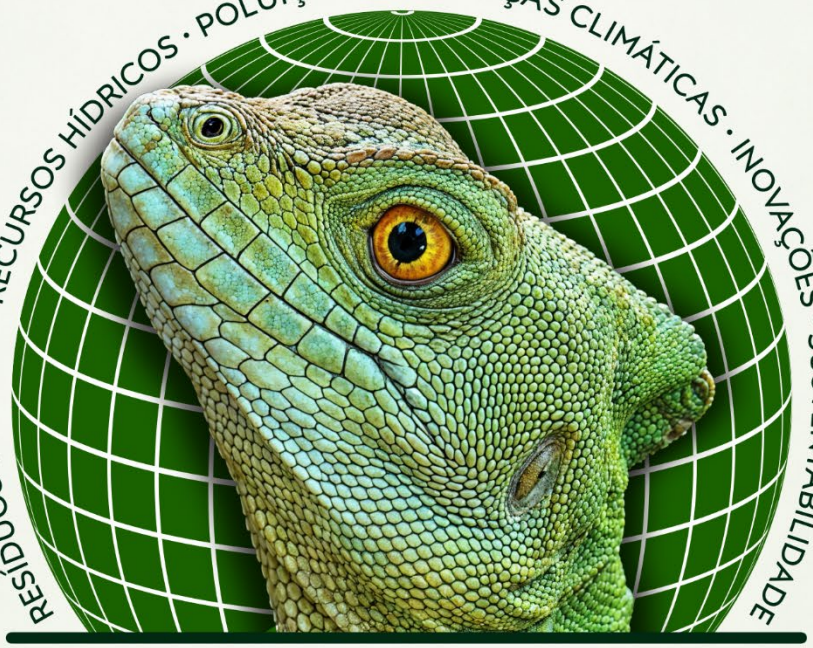
Seinfeld, J. H. and Pandis, S. N. **Atmospheric Chemistry and Physics**: From Air Pollution to Climate Change. 3. ed. Hoboken: John Wiley & Sons, 2016.

Tang, M.; Cziczo, D. J.; Grassian, V. H. A review of experimental techniques for aerosol hygroscopicity studies. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 19, n. 19, p. 12631–12686, 2019. Disponível em: https://acp.copernicus.org/articles/19/12631/2019/. Acesso em: 27 abril 2026.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Particulate matter (PM).** Washington, D.C.: EPA, 2023. Disponível em: https://www.epa.gov/pm-pollution. Acesso em: 11 mar. 2026.

ÁREA TEMÁTICA 22

PROCESSOS EROSIVOS



5° CONGRESSO INTERNACIONAL DE
ENGENHARIA AMBIENTAL

PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS PARA ELABORAÇÃO DO MAPA DE SUSCETIBILIDADE À EROSÃO PLUVIAL NO MUNICÍPIO DE SÃO JOSÉ DO RIO PRETO – SÃO PAULO, SP

1 Zeno Hellmeister Junior; 2 Lucas Stefano Rissatto; 3 Nivaldo Paulon; 4 Omar Yazbek Bitar, 5 Gerson Salviano de Almeida Filho

1 Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo, zenohell@ipt.br; 2 Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo, rissatto@ipt.br; 3 Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo, nivaipt@ipt.br 4 Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo, omar@ipt.br 5 Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo, gersaf@ipt.br

Palavras-chave: Erosão; Assoreamento; Suscetibilidade.

Resumo

O presente trabalho apresenta os procedimentos metodológicos utilizados para elaboração do mapa de suscetibilidade à erosão pluvial no Município de São José do Rio Preto – São Paulo, SP. Foram gerados vários planos de informação dos fatores envolvidos nos processos erosivos utilizando-se o Sistema de Informações Geográficas (SIG). O cruzamento desses planos de informações possibilitou a elaboração de produtos cartográficos, objetivando selecionar áreas com vistas à obtenção de classes de suscetibilidade à erosão pluvial (Muito Baixa, Baixa, Média, Alta e Muito Alta).

Os resultados foram representados na forma de mapas produzidos na escala 1:50.000, tanto para os atributos do meio físico quanto para o mapa de suscetibilidade. Foram considerados, na análise, dados de geologia, geomorfologia, declividade do terreno e pedologia, sendo o mapa final de suscetibilidade obtido a partir da integração entre as classes de solo e declividade, com apoio das demais informações do meio físico. O uso da declividade, por meio da técnica de avaliação do terreno mostrou-se altamente eficaz como ferramenta de delimitação de unidades do meio físico em termos de seu potencial de desenvolvimento de processos erosivos. Assim, quanto maior a declividade, maior a suscetibilidade dessa área à erosão. A partir da espacialização das informações observou-se que 33.08% da área do município apresentou média suscetibilidade à erosão, enquanto que, áreas com Muito Baixa e Alta suscetibilidade correspondem, respectivamente, a 29,74% e 29,12% da área do município.

Introdução

O município de São José do Rio Preto/SP, possui extensão territorial de 431,963 km² (IBGE, 2013) e se insere na mesorregião e microrregião de mesmo nome. Localizado no noroeste do Estado de São Paulo, a 451 km da capital, a sede encontra-se nas coordenadas: Latitude Sul - 20º49'11" S e Longitude Oeste - 49º22'46" W. A altitude aproximada é igual a 500 m. Os municípios limítrofes são: Onda Verde, Guapiaçu, Cedral, Bady Bassitt, Mirassol e Ipiguá. (Figura 01)

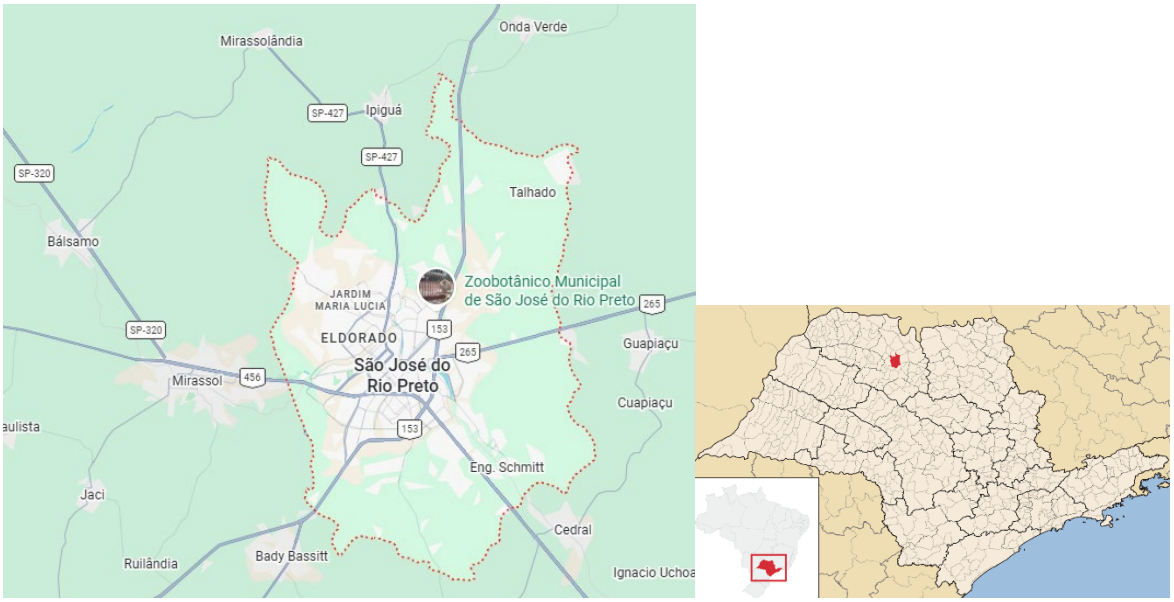


Figura 01: Localização do município de São José do Rio Preto no Estado de São Paulo. Fonte: Google Maps.

O município de São José do Rio Preto pelas características do meio físico é conhecido por suas fragilidades ambientais na questão de ocorrência de processos erosivos. Assim, o presente trabalho se justifica pela necessidade de se conhecer a influência dos fatores geologia, geomorfologia, declividade e solos na elaboração do mapa de suscetibilidade à erosão pluvial que indica áreas com maior ou menor fragilidade a processos erosivos. A escolha do município deu-se em razão da participação

em vários projetos de diagnóstico de processos erosivos nesta região e, pelo fato de que o mesmo é considerado de alta a muito alta suscetibilidade à erosão (IPT, 2012) e no Mapa de Erosão do estado de São Paulo na escala 1:1.000.000 (IPT, 1997). Esse quadro de alta criticidade fica mais evidente frente aos impactos dos processos erosivos desencadeados na área rural e também na área urbana em decorrência da sua expansão, concentração das águas pluviais em cabeceiras de drenagem e da falta de infraestrutura urbana.

O Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo (IPT) estuda o fenômeno das erosões lineares antrópicas desde a década de 1970. Prandini (1974) destaca o papel preponderante da atividade agropecuária neste processo. Falcetta et al. (2017) apresenta um aprimoramento nas abordagens metodológicas desenvolvidas pelo IPT nas últimas décadas visando representar melhor os fenômenos físicos que interferem direta ou indiretamente na capacidade de produção de sedimentos por erosões lineares nas bacias hidrográficas.

A erosão é um processo de desgaste do solo que acontece naturalmente, entretanto a fragilidade natural dos terrenos, manejo inadequado e a não utilização de técnicas conservacionistas, pode ocasionar desequilíbrios ambientais acelerando os processos erosivos. Existem vários tipos de erosão, sendo mais comum a erosão laminar e linear.

A evolução de áreas intensamente afetadas pela erosão apresenta, normalmente, um primeiro estágio de erosão laminar intensa, que leva a formação de sulcos rasos e profundos. Não havendo medidas de combate, os sulcos podem crescer rapidamente formando ravinas de portes variados. Se as condições dos terrenos forem favoráveis, as ravinas podem se aprofundar até atingir o nível d'água subterrânea. Neste estágio, passa a se desenvolver a boçoroca ou voçoroca, que evolui de modo acelerado e complexo em função da ação combinada das águas superficiais e subterrâneas. Portanto, a erosão é um conjunto de fenômenos que modelam a paisagem, ao mesmo tempo em que se processa a denudação de determinadas formas de relevo com a remoção de material que é depositado em outro local. Não se deve, assim, separar erosão e assoreamento, pois ambos fazem parte do mesmo ciclo. As Figuras 02, 03 e 04 ilustram esses processos.



Figura 02: Erosão laminar (Coord. UTM: 7693847/669187, São J. Rio Preto). Fonte: Arquivo IPT.



Figura 03: Erosão linear tipo ravina (Coord. UTM: 7689240/669573, São J. Rio Preto). Fonte: Arquivo IPT.



Figura 04: Erosão linear tipo boçoroca (Coord. UTM: 7690954/666633, São J. Rio Preto). Fonte: Arquivo IPT.

As classes de suscetibilidade à erosão pluvial reúnem solos com diferentes características e comportamentos frente aos processos erosivos. Nesse sentido, o objetivo deste trabalho é realizar uma análise preliminar da suscetibilidade natural à erosão pluvial no município de São José do Rio Preto, considerando os tipos de solos e a declividade do terreno.

Material e Métodos

Para a análise preliminar da suscetibilidade à erosão pluvial foi utilizada como referência a morfopedologia, que se baseia na análise integrada da paisagem (KILIAN e ROSSELLI, 1978; KERTZMAN, 1995), ponderando a incidência dos processos erosivos em relação à geologia, geomorfologia e pedologia, correlacionadas ao mapa de declividade das encostas como fatores determinantes na definição das classes de suscetibilidade, caracterizando, assim, áreas com maior ou menor suscetibilidade à erosão. De acordo com esses autores, a abordagem morfopedológica vem sendo pensada, testada e aprimorada há algum tempo. Salomão (2005) e Castro (2005) adaptaram a pesquisa de Ab'Saber (1969, apud IPT, 2017) sobre o comportamento de compartimentos morfopedológicos frente à erosão linear em áreas urbanas e rurais. O mapa das classes de suscetibilidade à erosão pluvial foi elaborado na escala 1:50.000, resultante da integração das classes de solos com a declividade. A área administrativa do município é de 431,963 km² (IBGE, 2013), enquanto o total mapeado neste trabalho corresponde a 427,00 km², em função do recorte e das bases cartográficas utilizadas na elaboração dos produtos temáticos.

As atividades desenvolvidas para a elaboração do presente artigo foram: revisão bibliográfica, organização da base cartográfica, fotointerpretação, trabalhos de campo e elaboração do mapa de suscetibilidade à erosão em ambiente de Sistema de Informações Geográficas. A compilação bibliográfica baseou-se no levantamento de artigos, dissertações, teses e mapas pedológico, geológico e geomorfológico em diferentes escalas. Em ambiente SIG foram inseridas as informações de curvas de nível, rede de drenagem, sedes municipais, mapa geológico, mapa geomorfológico, mapa pedológico, modelo digital de terreno, mapa de declividade e outras informações espaciais utilizadas no trabalho. A partir de imagens de satélite e fotografias aéreas na escala 1:25.000 (IBC, 1971), foram observadas a geologia, geomorfologia, pedologia e feições erosivas no município.

A análise inicial das cartas geológicas, geomorfológicas e pedológicas, associada à interpretação das fotografias aéreas e ao mapa de declividade, conduziu a uma síntese inicial das relações entre solo, substrato e relevo e a deduções preliminares dos principais tipos de solos do município. Em seguida, foram realizados trabalhos de campo, por meio do reconhecimento de perfis de solos expostos ao longo das estradas vicinais, taludes, erosões e de sondagens manuais a trado, para melhor descrição

e classificação dos solos presentes na área. Esse levantamento foi utilizado para subsidiar a elaboração do mapa de suscetibilidade à erosão pluvial do município, que relaciona o tipo de solo com a declividade. A sequência geral dos procedimentos adotados no estudo é apresentada na Figura 05. O fluxograma sintetiza a organização das informações do meio físico e dos dados cartográficos, a geração dos mapas preliminares em ambiente SIG, a verificação de campo e a obtenção do mapa das classes de suscetibilidade à erosão pluvial.

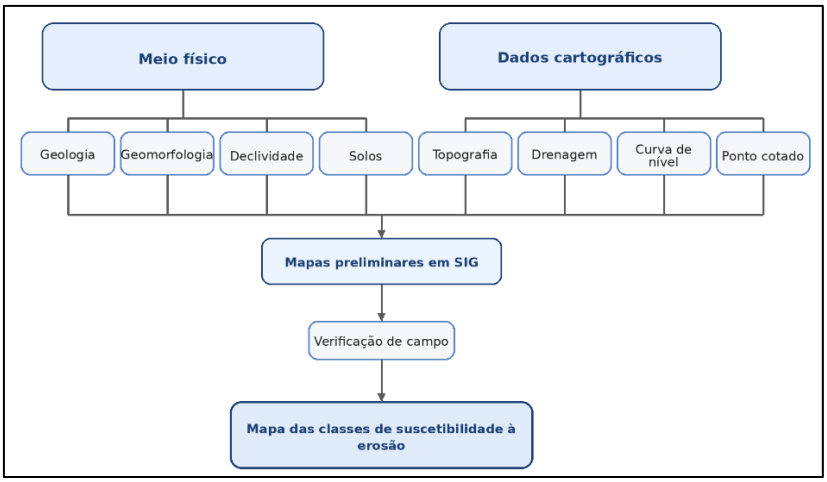


Figura 05 - Fluxograma dos procedimentos metodológicos adotados na elaboração do mapa das classes de suscetibilidade à erosão pluvial. Fonte: Elaborado pelos autores.

Para a classificação da declividade neste trabalho, foram adotadas, com base em Ross (1994), classes que apresentam os níveis de declividade do terreno em porcentagem, definindo os seguintes intervalos: 0 a 5%, 5 a 12%, 12 a 20%, 20 a 30% e acima de 30%. O mapa das classes de declividade foi elaborado a partir de cartas topográficas na escala 1:50.000, produzidas no âmbito do Convênio entre o IBGE e o Instituto Geográfico e Cartográfico do Estado de São Paulo, em 1972, digitalizadas no software ArcGIS 9.2, com curvas de nível equidistantes de 20 m, a partir das quais foi gerado o Modelo Digital de Elevação, MDE. A partir do MDE obteve-se o mapa das classes de declividade. A Figura 06 apresenta o mapa de declividade do município e a Tabela 01, as porcentagens das classes de declividade.

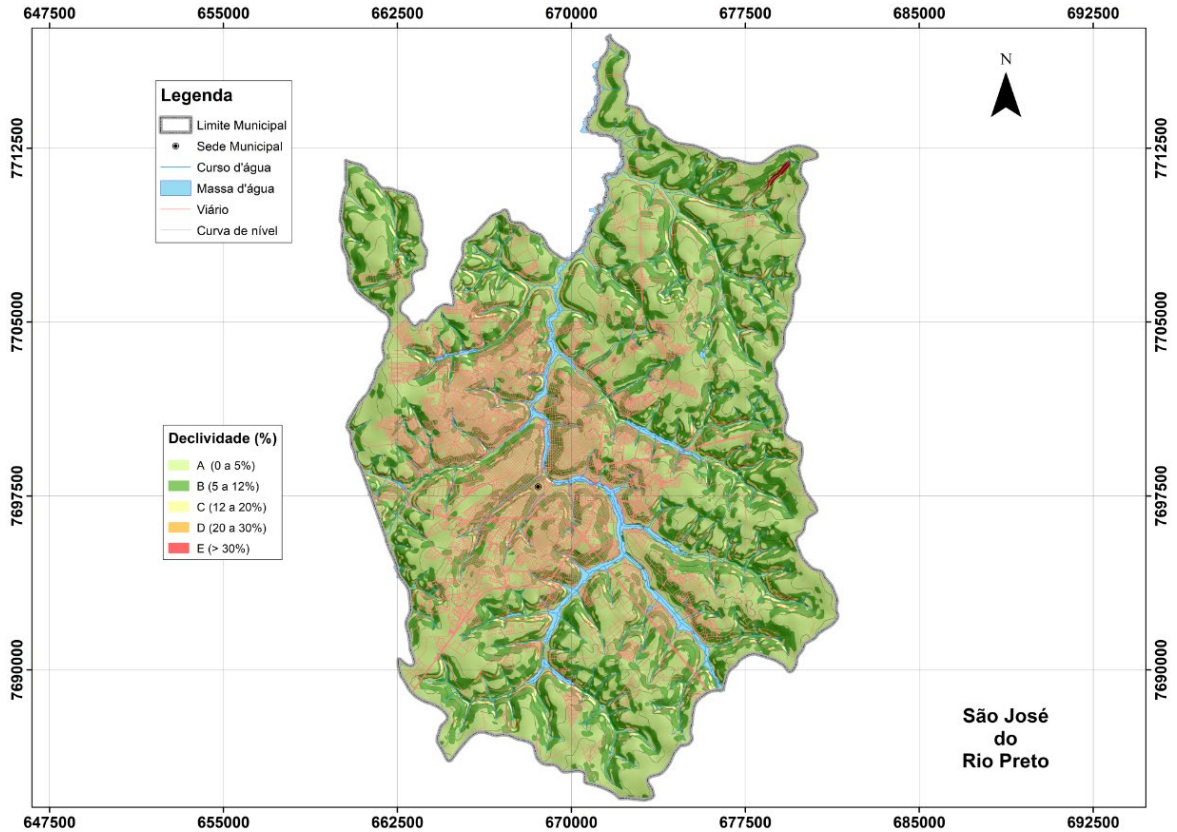


Figura 06: Mapa de declividade do município de São José do Rio Preto. Fonte: Elaborado pelos autores.

Classes de declividade (%)	ÁREA (KM²)	ÁREA (%)
A (0 a 5)	248,53	58,21
B (5 a 12)	155,17	36,34
C (12 a 20)	20,51	4,80
D (20 a 30)	2,39	0,56
E (> 30)	0,40	0,09
TOTAL	**427,00**	**100,00**

Tabela 01: Porcentagem das classes de declividade. Fonte: Elaborado pelos autores.

A classificação pedológica utilizada baseou-se no Mapa Pedológico do Estado de São Paulo, elaborado por Rossi (2017), na escala 1:250.000, de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (Embrapa, 2018) e com checagens de campo. A Figura 07 apresenta o mapa pedológico do município de São José do Rio Preto e a Tabela 02 mostra a porcentagem das associações pedológicas que ocorrem no município.

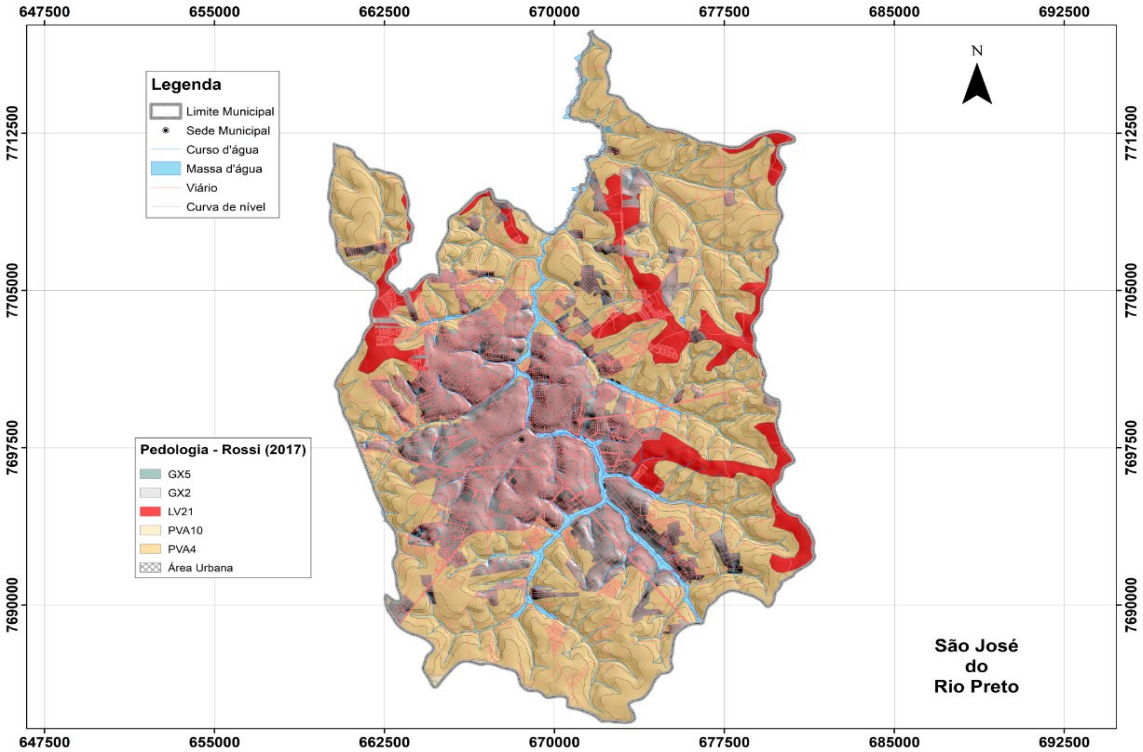


Figura 07: Mapa pedológico do município de São José do Rio Preto. Fonte: Rossi (2017).

Associações Pedológicas	ÁREA (KM²)	ÁREA (%)
PVA4	262,95	61,58
PVA10	0,63	0,15
LV21	36,45	8,54
GX2	1,77	0,41
GX5	1,05	0,24
ÁREA URBANA	124,15	29,08
TOTAL	**427,00**	**100,00**

Tabela 02: Porcentagem das associações pedológicas. Fonte: Elaborado pelos autores.

Com base nas informações pedológicas e nas classes de declividade, procedeu-se ao cruzamento dessas variáveis em ambiente SIG, conforme os critérios adotados no estudo.

Resultados e Discussão

O relevo tem importância no processo erosivo, principalmente por ser a declividade um dos fatores responsáveis pela maior ou menor infiltração das águas das chuvas. A declividade revela relação direta com a velocidade de transformação da energia potencial em energia cinética. Assim, quanto maior a declividade, mais rapidamente a energia potencial das águas pluviais se transforma em energia cinética e maior é a velocidade das massas de água, bem como sua capacidade de desenvolver

erosão e transportar sedimentos. Onde o relevo é plano, o deslocamento e o transporte de partículas de solo tendem a ser menores. As áreas suscetíveis à erosão funcionam como fonte de sedimentos transportados pelas águas da chuva por escoamento superficial, tendo como destino final os leitos de córregos e rios, contribuindo para o assoreamento e para alterações na dinâmica de inundação.

Em relação à declividade, de acordo com a Figura 06, nota-se que a classe entre 0 e 5% é predominante no município, abrangendo 248,53 km², o que corresponde a 58,21% da área analisada, conforme apresentado na Tabela 01. São áreas pouco suscetíveis à erosão, onde o escoamento superficial ou enxurrada é muito fraco ou lento. Essa classe caracteriza-se por declives muito suaves, não requerendo práticas conservacionistas complexas, sendo mais favorável à exploração agropecuária e não oferecendo dificuldades ao uso de máquinas agrícolas (LEPSCH, 1991). No manejo, recomendam-se práticas simples de conservação, como aração mínima, rotação de culturas e plantio em contorno. Ainda assim, mesmo em áreas de baixo potencial erosivo, o uso inadequado do solo e a interferência antrópica podem favorecer a instalação de processos erosivos em vertentes manejadas de forma inadequada.

O município estudado é carente de um mapeamento pedológico atualizado em escala que permita descrições e análises mais detalhadas dos processos erosivos atuantes na área. Os solos definem as quantidades de chuva que se infiltram ou excedem para escoar na superfície do terreno, sendo importantes na compreensão dos processos erosivos (GUERRA; CUNHA, 1995). Os efeitos da erosão não são iguais em todos os solos, pois dependem de suas propriedades físicas, químicas e biológicas (BERTONI; LOMBARDI NETO, 1990; GUERRA; CUNHA, 2007), que, juntamente com outros fatores, condicionam a maior ou menor suscetibilidade à erosão.

De acordo com a Figura 07 e a Tabela 02, predomina no município a associação PVA4, constituída por Argissolo Vermelho-Amarelo e Amarelo típico, textura arenosa/média e média/média, associado a Neossolo Litólico típico A moderado, textura média e arenosa, substrato arenito, ambos distróficos, fase relevo ondulado, ocupando 262,95 km², o que corresponde a 61,58% da área analisada. Ocorre também, de forma restrita na porção sul do município, a associação PVA10, composta por Argissolo Vermelho-Amarelo eutrófico ou distrófico espessoarênico ou abrúptico, textura média/argilosa, arenosa/argilosa ou arenosa/média, associado a Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico, textura média, ocupando 0,63 km², o que corresponde a 0,15% da área total.

Os Argissolos apresentam gradiente textural entre os horizontes A e B, tornando-se mais suscetíveis à erosão, principalmente os abrúpticos. O material de origem compreende os arenitos das formações Vale do Rio do Peixe e São José do Rio Preto, ocorrendo em relevos constituídos por colinas amplas a colinas médias. Quanto à suscetibilidade à erosão desse tipo de solo, Guerra e Botelho (2001) salientam que, apesar das características de agregação e boa estruturação, esses solos podem apresentar alta suscetibilidade aos processos erosivos, que tendem a se intensificar à medida que aumentam as descontinuidades texturais e estruturais ao longo do perfil.

Outra associação que ocorre, ocupando principalmente os topos de relevo colinoso, é a LV21, composta por Latossolo Vermelho ou Vermelho-Amarelo distrófico típico A moderado ou fraco, textura média, álico ou não álico, fase relevo suave ondulado, menos suscetível à erosão que os Argissolos. Essa associação ocupa 36,45 km², correspondendo a 8,54% da área total do município. O material de origem compreende principalmente os arenitos da Formação São José do Rio Preto. Para Guerra e Botelho (2001), os Latossolos apresentam reduzida suscetibilidade à erosão, em razão de sua boa permeabilidade, drenabilidade e da baixa relação B/A, isto é, da pequena diferenciação no teor de argila entre os horizontes A e B.

Por fim, ocupando os vales das principais drenagens que cortam o município e associados às planícies aluviais, ocorrem os Gleissolos. Caracterizam-se por apresentar solos com pouco desenvolvimento morfopedológico, de idade recente, provenientes de sedimentos quaternários, sendo constantemente influenciados pela flutuação do nível do lençol freático e por eventuais inundações (EMBRAPA, 2018). No município, estão representados pela associação GX2, composta por complexo indiscriminado de Gleissolo Háplico ou Melânico, com ou sem ocorrência de Organossolo, fase relevo plano, e pela associação GX5, composta por complexo de Gleissolo Háplico e Neossolo Flúvico, ambos distróficos típicos, textura indiscriminada, também em relevo plano. Juntas, essas associações ocupam 2,82 km², correspondendo a 0,66% da área total do município.

A integração entre as classes de solos e as classes de declividade resultou em cinco classes de suscetibilidade à erosão pluvial: Muito Baixa, Baixa, Média, Alta e Muito Alta. O Quadro 01 apresenta a correspondência entre as associações pedológicas e as classes de declividade utilizadas para a definição dessas classes, enquanto a Figura 08 apresenta o mapa de suscetibilidade à erosão pluvial do município e a Tabela 03 mostra a área ocupada por cada classe.

ASSOCIAÇÃO DE SOLOS	CLASSES DE DECLIVIDADE				
	A (0 a 5%)	B (5 a 12%)	C (12 a 20%)	D (20 a 30%)	E (> 30%)
	CLASSES DE SUSCETIBILIDADE À EROSÃO PLUVIAL				
PVA-4	M	A	A	MA	MA
PVA-10	M	A	A	MA	MA
LV-21	B	M	A	A	MA
GX-2	MB	MB	MB	MB	MB
GX-5	MB	MB	MB	MB	MB
Área Urbana	MB	MB	MB	MB	MB

Quadro 01 - Classes de suscetibilidade à erosão pluvial. Fonte: Elaborado pelos autores.

CLASSE DE SUSCETIBILIDADE	ÁREA (KM²)	ÁREA (%)
Muito alta	2,38	0,56
Alta	124,36	29,12
Média	141,26	33,08
Baixa	32,03	7,50
Muito baixa	126,97	29,74
TOTAL	**427,00**	**100,00**

Tabela 03 - Área (em km² e %) ocupada pela classe de suscetibilidade à erosão pluvial. Fonte: Elaborado pelos autores.

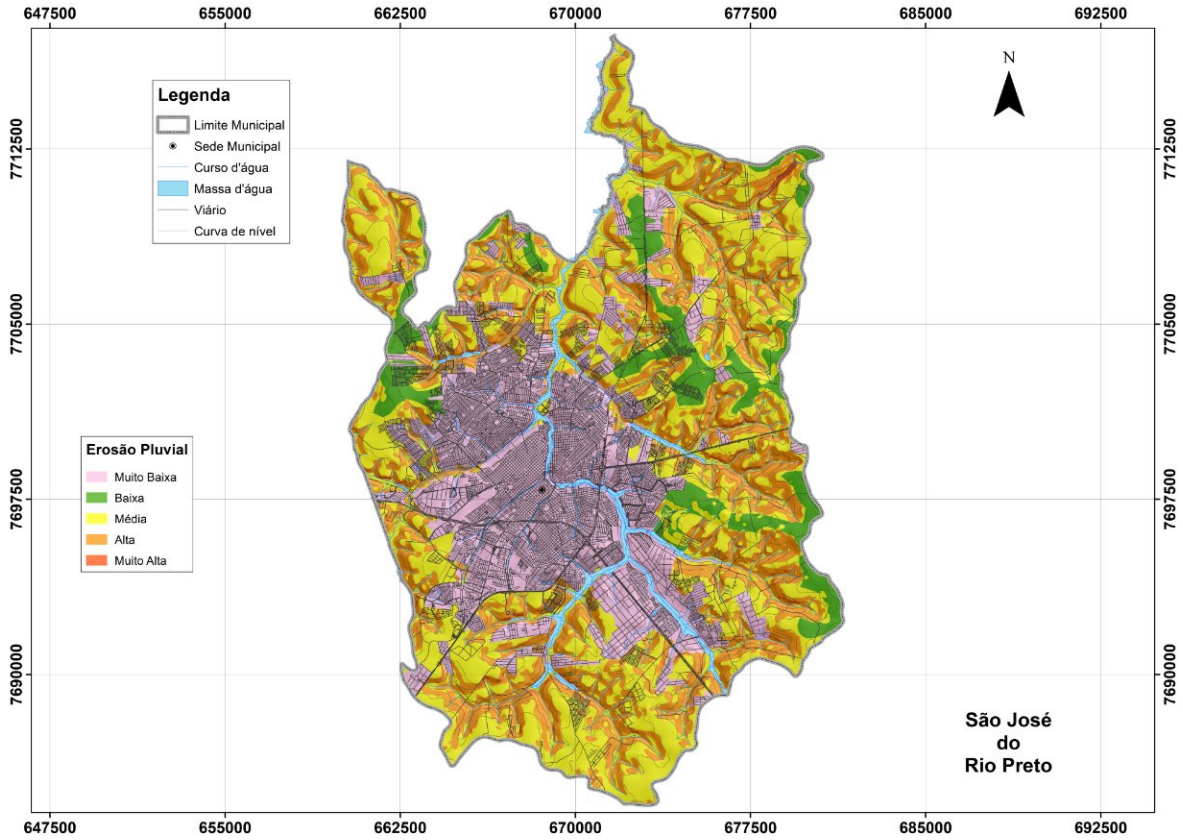


Figura 08 - Mapa das classes de suscetibilidade à erosão pluvial do município de São José do Rio Preto. Fonte: Elaborado pelos autores.

Observando a Figura 08 e a Tabela 03, a classe de média suscetibilidade aos processos erosivos predomina no município, ocupando 141,26 km², o que representa 33,08% da área analisada. A classe de muito baixa suscetibilidade ocupa 126,97 km², correspondendo a 29,74%, valor influenciado principalmente pela expressiva área urbana e pelas áreas associadas aos Gleissolos em relevo plano. As áreas de alta suscetibilidade também são expressivas no município, ocupando 124,36 km², o que representa 29,12% da área, e localizam-se principalmente nos talvegues e nas cabeceiras de drenagem. Esses terrenos caracterizam-se, em geral, por relevo suave ondulado a ondulado, já favorecendo maior escoamento superficial e maior propensão à erosão dos solos. Predominam nessas áreas os Argissolos Vermelho-Amarelos de textura arenosa/média, representados principalmente pelas associações PVA4 e PVA10, em declividades entre 5 e 12%. São áreas com problemas mais complexos de conservação, sujeitas a severos riscos de erosão quando não manejadas adequadamente, exigindo práticas conservacionistas como plantio direto, terraceamento, plantio em nível e rotação de culturas.

Considerações Finais

Os processos erosivos no município de São José do Rio Preto têm forte relação com a ação antrópica inadequada, favorecida por fatores naturais, principalmente ligados à cobertura pedológica, ao relevo e, de forma indireta, ao tipo de substrato geológico. O principal agente deflagrador é a água de escoamento superficial que, na forma de fluxo concentrado, promove a remoção do solo superficial e do material de alteração. Em áreas de expansão urbana, a retirada desse solo superficial pode induzir o desenvolvimento de canais erosivos, que podem evoluir remontantemente sob influência das águas subsuperficiais, especialmente do lençol freático.

Neste trabalho buscou-se correlacionar características do meio físico, como geologia, tipos de solo e relevo, com a suscetibilidade natural à erosão pluvial no município. Os resultados mostraram relação direta entre declividade, tipos de solo e

suscetibilidade à erosão. Nas áreas de baixa suscetibilidade observa-se, em geral, a conjugação de relevo plano a suave ondulado com melhores condições de infiltração da água no terreno. Já os Argissolos e os Neossolos Litólicos destacam-se entre os solos mais suscetíveis à erosão no município, em razão da associação com declividades mais acentuadas e, no caso dos Neossolos, da menor profundidade efetiva. No caso dos Argissolos, a maior relação textural indica acúmulo de argila em profundidade, limitando a infiltração da água e favorecendo maior deflúvio superficial.

Do ponto de vista econômico, os processos erosivos acarretam perdas de áreas produtivas, como pastagens e culturas diversas. Do ponto de vista ambiental, também provocam impactos importantes, sobretudo pelo assoreamento de trechos da drenagem a jusante. Assim, as áreas que apresentam maior suscetibilidade à erosão do solo devem ser objeto de estudos em maior detalhe, de modo a apoiar ações de manejo e práticas conservacionistas voltadas à redução dos impactos futuros.

Cabe destacar que a avaliação da suscetibilidade à erosão pluvial permite reconhecer áreas mais vulneráveis e oferece uma base inicial para análises posteriores do uso e ocupação do solo no município. Ao mesmo tempo, é importante considerar que a suscetibilidade natural, isoladamente, não explica toda a dinâmica erosiva, devendo ser analisada em conjunto com as formas de uso da terra e com as técnicas de manejo e conservação adotadas em cada área.

Agradecimentos

Ao Serviço Geológico do Brasil – SGB e ao Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo - IPT pelo apoio técnico e financeiro na execução deste estudo.

Referências Bibliográficas

BERTONI. J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do Solo**. São Paulo: Editora Ícone, 1990.

CASTRO, S. S. de. **Erosão hídrica na alta bacia do rio Araguaia: Distribuição, condicionantes, origem e dinâmica atual**. *Revista do Departamento de Geografia*, 17. São Paulo: Departamento de Geografia da USP, 2005. p. 38–60.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos** / Humberto Gonçalves dos Santos [et al.]. – 5. ed., rev. e ampl. − Brasília, DF: Embrapa, 2018.

FALCETTA, F. A. M.; ALMEIDA FILHO, G. S.; HELLMEISTER JUNIOR, Z.; MOTA, E. C.; TANIKAWA, D. H. (2017). Desenvolvimento de uma metodologia para hierarquização das sub-bacias do rio do Peixe quanto à capacidade de produção de sedimentos. In: *XXII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, 22, 2017, Florianópolis. Anais. Porto Alegre: ABRH.

GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. **Degradação ambiental**. In: Geomorfologia e Meio Ambiente. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1995. 455p.

GUERRA, A. J. T; BOTELHO, M. G. R. Geomorfologia do Brasil. In: CUNHA, S. B da; GUERRA A. J. T. (Org.). **Erosão dos Solos**. Rio de Janeiro: Editora Art Line, 2001. Cap 5.

GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B da. **Geomorfologia: uma atualização de bases e conceitos**. 7. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2007

IBGE**.** Resolução n.º 02, de 18 de janeiro de 2013. **Área territorial brasileira 2010**. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 23 jan. 2013

INSTITUTO BRASILEIRO DO CAFÉ (IBC). **Levantamento aerofotogramétrico*. Fotografias aéreas verticais, escala 1:25.000***, 1971.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Mapa de Erosão do Estado de São Paulo, SP.** São Paulo: IPT/DAEE, 1997. (IPT. Relatório, 33.402)

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS DO ESTADO DE SÃO PAULO; DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA. **Cadastramento de erosão e inundação no Estado de São Paulo**. São Paulo: IPT, 2012. (IPT. Relatório, 127.824-205)

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS. **Mapa de potencialidade das terras à produção de sedimentos:** Área piloto Unidade de Gerenciamento Recursos Hídricos do Rio do Peixe*.* São Paulo: IPT, 2017 (Relatório Técnico 149.680-205).

KERTZMAN, F. F; OLIVEIRA, A. M. S; SALOMÃO, F. X.; GOUVEIA, M. I. F. **Mapa de Erosão do Estado de São Paulo**. *Revista do Instituto Geológico*, Volume Especial, 1995, p. 31-36.

KILIAN, J.; ROSSELLI, J. F. **La cartografia morfopedologica deI Instituto de lnvestigaciones Agronomicas Tropicales y de Cultivos Comestibles**. Conferencia Internacional de Cartografia, 9. Maryland: 1978.

LEPSCH, I. F., Bellinazi Jr., R., Bertolini, D., Espíndola, C. R. **Manual para levantamento utilitário do meio físico e classificação de terras no sistema de capacidade de uso**. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1991. 175p.

PRANDINI, F. L. **Occurrence of boçorocas in Southern Brazil: geological conditioning of environmental degradation**. In: International Congress of THE IAEG, 2, São Paulo. Proceedings... 1, tema 3, trab. 36. São Paulo: ABGE, 1974. (IPT. Publicação, 1 038).

ROSS, J. L. S. **Análise empírica da fragilidade dos ambientes naturais e antropizados.** Revista do Departamento de Geografia. n.8, p.63-74. 1994.

ROSSI, M. **Mapa pedológico do Estado de São Paulo: revisado e ampliado**. São Paulo: Instituto Florestal, 2017. 118p.: il. color; mapas. 42x29,7 cm.

SALOMÃO, F. X. de T. Controle e prevenção dos processos erosivos. In: GUERRA, A. J. T.; SILVA, A. S. BOTELHO, R. G. M. (Org.). **Erosão e Conservação dos Solos: conceitos, temas e aplicações.** Rio de Janeiro: Editora Bertrand Brasil, 2005.

"PACKAGES.LAB. SED": UM PACOTE DE FERRAMENTAS COMPUTACIONAIS DESENVOLVIDAS PARA ANÁLISE DE VARIAÇÕES MORFO-SEDIMENTARES EM PRAIAS ARENOSAS

1 Geovani Ferreira, 2 Fabiana de Oliveira Ferreira, 3 Geraldo de Freitas Maciel

1 Universidade Estadual Paulista (Unesp - Ilha Solteira), e-mail: geovani.ferreira@unesp.br; 2 Universidade Estadual Paulista (Unesp - Ilha Solteira), e-mail: fabiana.o.ferreira@unesp.br; 3 Universidade Estadual Paulista (Unesp - Ilha Solteira e-mail: geraldo.f.maciel@unesp.br

Palavras-chave: Processos erosivos; sistemas praiais, análise granulométrica, parâmetros morfo-sedimentares, abordagem computacional.

Resumo

A identificação de processos erosivos em sistemas praiais depende da análise integrada de parâmetros morfo-sedimentares. Nesse contexto, este estudo apresenta o conjunto de três ferramentas computacionais de código aberto (Packages. Lab. Sed) e que aplicada a um modelo preditivo de identificação de processos erosivos, determinam, analisam e interpretam as variações dos parâmetros morfo-sedimentares em perfis de praias arenosas. Esta pesquisa tem por objetivo apresentar a validação dos resultados e dos indicadores de performance da aplicação das ferramentas nos seguintes processos: determinação dos parâmetros texturais obtidos a partir de análises sedimentológicas, geração de matrizes de comparação e a síntese dos resultados para identificação de processos sedimentares predominantes em perfis praiais. A validação experimental foi realizada com dados morfométricos e laboratoriais de sedimentos coletados em perfis das praias da Enseada, no município do Guarujá, inseridas na Bacia Hidrográfica da Baixada Santista (SP). As análises sedimentológicas basearam-se na metodologia de análise granulométrica, cujos dados foram processados por meio do cálculo de parâmetros estatísticos granulométricos, resultando na obtenção de informações numéricas e gráficas. Os resultados obtidos apresentaram boa concordância, com aproximação entre 99,5% a 100% em relação a estudos de suscetibilidade à erosão para os sistemas praiais nesta área de estudo. E quando comparados entre si, os resultados dos parâmetros morfotexturais corresponderam com as características dos sedimentos das praias estudados. Além disso os indicadores de performance das ferramentas computacionais demonstraram elevada eficiência computacional, evidenciando a capacidade das ferramentas no processamento de grandes volumes de dados e na identificação de processos sedimentares.

Introdução

No Brasil, estudos sobre processos erosivos ganharam expressão, segundo Guimarães (2024) no litoral do Estado de São Paulo, cerca de 65% das praias estão em risco muito alto e alto de erosão. As praias mais críticas podem ser encontradas na versão 2022-2023 do Mapa de risco à erosão costeira de São Paulo (GUIMARÃES, 2024).

Depois de examinar a perda e/ou acúmulo de sedimentos no litoral sul de Pernambuco de 2003 a 2020, Leisner, M. M. et al. (2023) consideram que o estudo de taxas erosivas anuais é um ótimo instrumento para subsidiar decisões do Poder Público, sobretudo no que diz respeito a uma boa gestão da zona costeira.

A evolução dos trabalhos sobre retrogradação da linha de costa e a observância de zonas de divergência de células de deriva litorânea em certos trechos da praia nas últimas décadas, compreendem entre os principais indicadores de erosão costeira monitorados nas praias do Estado de São Paulo, e vem sendo realizados desde 1992 (Souza 1997, 2009a, Souza & Suguio 2003).

Conforme aponta Silva e Souza (2025), a Praia da Enseada no Guarujá (SP) sofre um processo histórico generalizado de recuo e que desde 1962 já apresentava erosão crônica pronunciada.

O método utilizado para identificação de células de deriva (Figura 01) se baseia no método de Souza (2007), onde há uma fonte sedimentar (comumente localizada no barlamar, a área de onde o sedimento provém) e um depósito (no sotamar, a área onde o sedimento se acumula) que combinada a análise estatística detalhada de Taggart e Schwartz (1988) para quantificar as variações dos parâmetros morfotexturais, permite a identificação precisa das células de deriva (Souza et al., 2023).

A interpretação das variações dos parâmetros texturais e morfométricos entre os perfis praiais são representados por sinais ou pares de sinais que indicam a significância da medida estatística.

Assim 5 parâmetros morfotexturais devem ser determinados, 3 deles pelo método de análise granulométrica, cujo a finalidade é determinar os parâmetros texturais (diâmetro médio, grau de seleção e curtose) e em *situ* (perfil praial), os 2 indicadores morfológicos (declividade da praia e largura da praia).

Buscando auxiliar na compreensão da dinâmica de transporte de sedimentos, ferramentas computacionais têm sido bastante utilizadas por pesquisadores em sedimentologia pelo fato de poder determinar os parâmetros estatísticos a partir da classificação de sedimentos em função de sua granulometria.

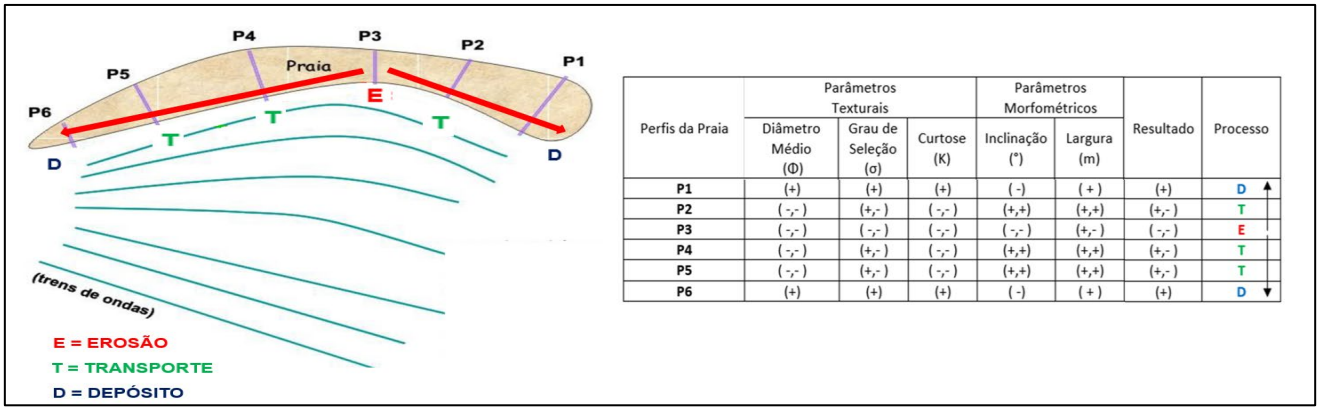
Embora essas ferramentas sejam capazes de fornecer cálculos rápidos de estatísticas de tamanho de grão por Folk e Ward (1957), elas não geram matrizes de comparação a partir de um banco de dados de parâmetros morfotexturais, que posteriormente contribuirá para apresentar processos sedimentares predominantes em cada perfil praial ao longo de um monitoramento.

Neste sentido, este trabalho apresenta os resultados da validação e dos indicadores de performance da aplicação de um pacote de três ferramentas computacionais, que além de identificar os parâmetros texturais a partir dos dados obtidos das análises de distribuição dos grãos dos sedimentos em laboratório, auxiliam de forma automatizada na identificação de células de deriva litorânea e nos processos sedimentares predominantes em cada perfil praial.

As ferramentas foram desenvolvidas na linguagem Visual Basic integrado a planilhas Microsoft Excel® e agrupados em um arquivo instalador de nome “Packages. Lab. Sed”, as ferramentas utilizam macros no VBA, que permitem acelerar tarefas repetitivas no decorrer das análises granulométrica, importar dados de formulários analíticos para a base de cálculos dos parâmetros estatísticos e exportar resultados para um DATABASE que mineraliza e filtra os dados de interesse do estudo, permitindo gerar matriz de comparação de perfis praiais.

A presente pesquisa tem por objeto de estudo os dados obtidos de monitoramento e de análises laboratoriais dos sedimentos da praia da Enseada, no Guarujá (SP), localizadas na Bacia Hidrográfica da Baixada Santista.

O desenvolvimento das ferramentas é relevante pois visa contribuir para obtenção de resultados mais rápidos e precisos de processos sedimentares e que possam auxiliar na tomada de decisão em ações estruturais, no monitoramento de indicadores de erosão costeira e na redução de riscos em cenários de vulnerabilidade costeira à mudança climática.



Perfis da Praia	Parâmetros Texturais			Parâmetros Morfométricos		Resultado	Processo
	Diâmetro Médio (Φ)	Grau de Seleção (σ)	Curtose (K)	Inclinação (°)	Largura (m)		
P1	(+)	(+)	(+)	(-)	(+)	(+)	D
P2	(-,-)	(+,-)	(-,-)	(+,+)	(+,+)	(+,-)	T
P3	(-,-)	(-,-)	(-,-)	(-,-)	(+,-)	(-,-)	E
P4	(-,-)	(+,-)	(-,-)	(+,+)	(+,+)	(+,-)	T
P5	(-,-)	(+,-)	(-,-)	(+,+)	(+,+)	(+,-)	T
P6	(+)	(+)	(+)	(-)	(+)	(+)	D

Figura 01: Método de Souza (2007) (esquerda) e o método de Taggart & Schwartz (1988) (direita) referente a aplicação da matriz de comparação na identificação de células de deriva litorânea.
Fonte: Adaptado de Souza et al. (2023).

Localização do objeto de estudo

Na praia da Enseada (Figura 2), localizada no município de Guarujá, Região Metropolitana da Baixada Santista em São Paulo, Brasil, se encontra os 10 perfis (zona emersa e submersa) de monitoramento.



Figura 02: Localização dos perfis – Praia da Enseada - Guarujá – SP.
Fonte: Ferreira (2025).

Materiais e Métodos

Amostragem e dados morfométricos

Foram utilizados dados morfométricos e análise de amostras de sedimento dos 10 perfis praiais monitorados pelo Programa de Monitoramento de Erosão Costeira nas Praias do Estado de São Paulo e no âmbito do projeto "Processos Erosivos Crônicos e a Variabilidade Temporal de Células de Deriva Litorânea nas Praias da Enseada – Guarujá, SP” de 2023.

Em média foram utilizados para análise alíquotas a partir da massa de 1 kg de sedimento, que permite que sejam realizadas todas as análises sedimentológicas para o cálculo dos parâmetros texturais, incluindo também as análises químicas e uma quantidade apreciável de material para referência, conforme descrito em (SUGUIO, 1973).

Os dados das medições dos parâmetros morfométricos são a largura dos perfis da praia e os ângulos de inclinação da praia em cada zona amostrada ao longo das campanhas. No exemplo da Tabela 1 são apresentados os dados da campanha 1 que posteriormente alimentará o banco de dados da ferramenta computacional que irá gerar a matriz de aplicação do método de identificação de células de deriva litorânea.

Identificação completa (Perfil/Ponto/Campanha)	Inclinação (°)	Largura (m)
ENS.01.P5.C1	3,5	70,8
ENS.02.P5.C1	1,5	107,52
ENS.03.P5.C1	2,5	76,92
ENS.04.P5.C1	3	86
ENS.05.P5.C1	1,5	102,2
ENS.06.P5.C1	1,5	56,4
ENS.07.P5.C1	1,5	72,9
ENS.08.P5.C1	1,5	105
ENS.09.P5.C1	1,0	60,6
ENS.10.P5.C1	2,5	18,3

Tabela 01: Dados morfométricos dos perfis amostrados (campanha 1).
Fonte: Adaptado de Souza et al. (2023).

Análise laboratorial dos sedimentos

O tratamento prévio para as amostras de sedimento antes de sua classificação em função da granulometria, seguiu conforme o fluxograma (Figura 3), baseando-se no descrito em SUGUIO (1973), com algumas modificações, usando cerca de 50 g de material para o processamento, com eliminação prévia de matéria orgânica e calcário biodetrítico, através de digestão com uso de oxidante Peróxido de Hidrogênio e Ácido Clorídrico.

Para a classificação dos sedimentos em função da sua granulometria um conjunto de peneiras com aberturas específicas de 4,000; 2,830; 2,000; 1,410; 1,000; 0,707; 0,500; 0,354; 0,250; 0,177; 0,150; 0,088 e 0,062 mm, conforme descrito em SUGUIO (1973) são utilizadas no peneiramento para determinar as porcentagens em peso dos grãos retidos em cada classe granulométrica.

Esses dados são em seguida convertidos em informações numéricas e gráficas, que caracterizam as amostras analisadas. Para as frações inferiores a 0,062 mm a ferramenta computacional utiliza os dados de massa específica do sedimento, temperatura do fluído no início da sedimentação, altura referência e os diâmetros limites das frações 0,004, 0,008, 0,016, 0,031 e 0,062 mm para calcular os tempos de tomada (pipetagem) de material das respectivas frações.

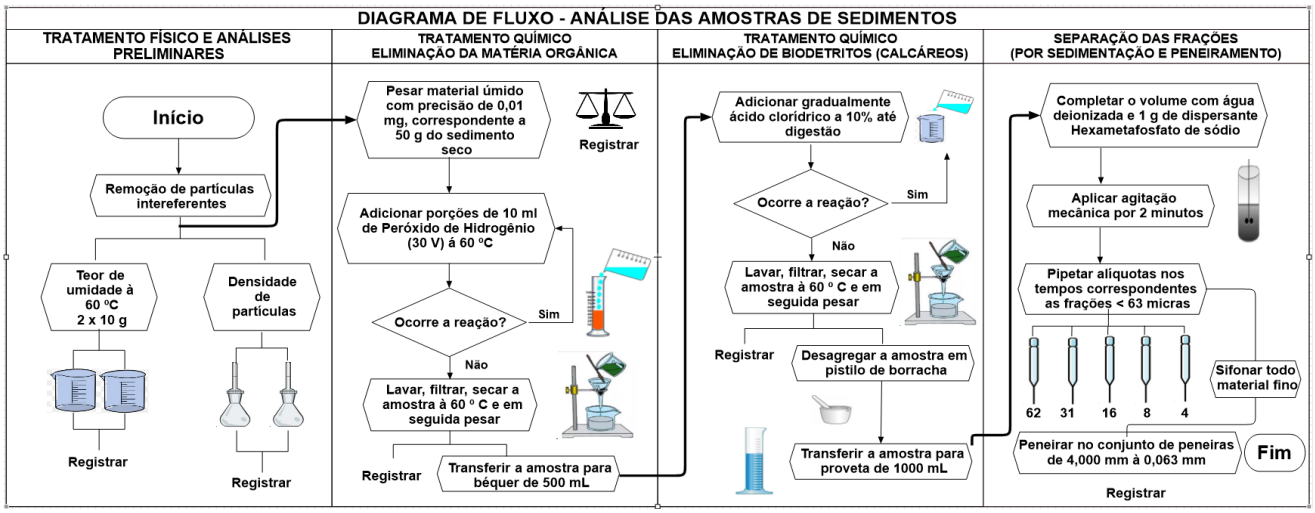


Figura 03: Fluxograma das etapas de análise das amostras de sedimentos.
Fonte: Ferreira (2025).

Memorial de cálculo para determinação e a interpretação dos parâmetros morfotexturais

A interpretação das amostras em classes granulométricas é realizada através dos parâmetros estatísticos definidos por Folk & Ward (1957), baseados na escala de classificação granulométrica adotada por Wentworth (1922). Para calcular as estatísticas de distribuição dos grãos do sedimento, foram inseridos os seguintes equacionamentos (Figura 04) na ferramenta computacional:

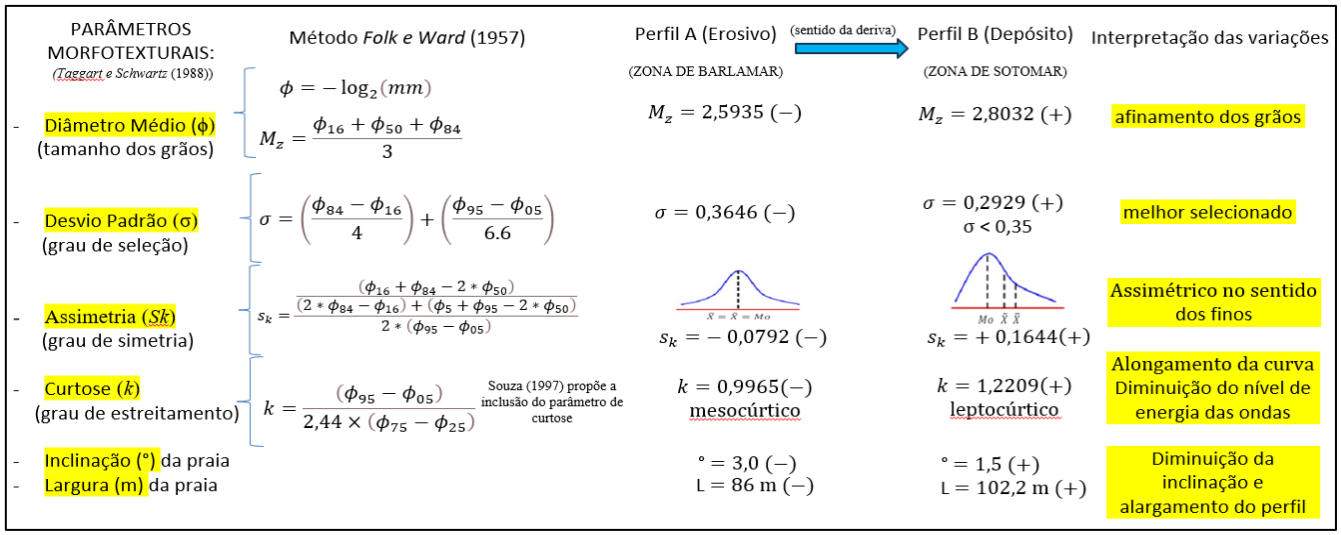


Figura 04: Equacionamento dos parâmetros morfotexturais conforme Folk & Ward (1957)
Fonte: Ferreira (2025).

Condição para Matriz de Comparação dos parâmetros morfotexturais

Após a determinação dos parâmetros estatísticos da distribuição de grãos das amostras, cada parâmetro morfotextural do perfil é comparado com resultado do parâmetro do perfil vizinho e entre os perfis referente a campanha monitorada. Essas condições seguem conforme o modelo de células de transporte de sedimentos de Taggart e Schwartz (1988) modificado por Souza (1997).

Algoritmos em condicional "SE" aplicadas a linguagem do VBA (*Visual Basic for Applications*), permitem que uma matriz computacional tome decisões com base em condições lógicas, conforme (Quadro 1).

PERFIL DA PRAIA	DIÂMETRO MÉDIO	DESVIO PADRÃO	CURTOSE	INCLINAÇÃO	LARGURA	VETOR RESULTANTE	PROCESSO SEDIMENTAR
P1 EXTREMIDADE	P1 > P2 ; (+) P1 < P2 ; (-)	P1 > P2 ; (-) P1 < P2 ; (+)	P1 > P2 ; (+) P1 < P2 ; (-)	P1 > P2 ; (-) P1 < P2 ; (+)	P1 > P2 ; (+) P1 < P2 ; (-)	SE ; (+) SE ; (-)	DEPOSIÇÃO EROSÃO
P2 ENTRE PERFIS	P2 > P1 ; (+) P2 < P1 ; (-) P2 > P3 ; (+) P2 < P3 ; (-)	P2 > P1 ; (-) P2 < P1 ; (+) P2 > P3 ; (-) P2 < P3 ; (+)	P2 > P1 ; (+) P2 < P1 ; (-) P2 > P3 ; (+) P2 < P3 ; (-)	P2 > P1 ; (-) P2 < P1 ; (+) P2 > P3 ; (-) P2 < P3 ; (+)	P2 > P1 ; (+) P2 < P1 ; (-) P2 > P3 ; (+) P2 < P3 ; (-)	SE ; (+/+) SE ; (-/-) SE ; (+/-)	DEPOSIÇÃO EROSÃO TRANSPORTE
P3 EXTREMIDADE	P3 > P2 ; (+) P3 < P2 ; (-)	P3 > P2 ; (-) P3 < P2 ; (+)	P3 > P2 ; (+) P3 < P2 ; (-)	P3 > P2 ; (-) P3 < P2 ; (+)	P3 > P2 ; (+) P3 < P2 ; (-)	SE ; (+) SE ; (-)	DEPOSIÇÃO EROSÃO

Quadro 01: Algoritmos com condição estabelecida nas matrizes computacionais conforme método morfosedimentológico de Taggart e Schwartz (1988) e Souza (1997).
Fonte: Ferreira (2025).

Assim o produto de cada comparação individual (extremidades) é marcado com um sinal (+) ou (−), respectivamente, se ela indicar zona de sotamar (deposição) ou de barlamar (erosão). A comparação entre perfis, ou seja, entre os perfis vizinhos para cada um dos cinco parâmetros analisados, são obtidos pares de sinais, que podem ser: (+/+), (−/−), (+/−) ou (−/+).

Assim, se o par final for (+/+) significa que, no local, predomina o processo deposicional, sendo zona de sotamar de uma pequena célula; se for (−/−) predomina a erosão, ou seja, o sedimento encontra-se em zona de barlamar; e, se for (+/−) ou (−/+), representa uma zona de transporte (trânsito de sedimentos).

Etapas de funcionamento do pacote de ferramentas

O pacote de ferramentas computacionais foi desenvolvido na versão 7.1 mais atual do Visual Basic for Applications (VBA) do Excel. Esta versão é utilizada em versões do Microsoft Office como o Office 2013, Office 2016, Office 2019 e Office 2021.

Utilizar o método das macros no VBA permite acelerar tarefas repetitivas no decorrer das análises granulométrica, importar dados de formulários analíticos para a base de cálculos dos parâmetros estatísticos.

No decorrer da análise do sedimento, o usuário insere os dados analíticos no formulário GRANSED, que são utilizados para determinação dos parâmetros físico-químico da amostra, em seguida via comandos inseridos na macro do VBA, esses dados são importados para o programa GEOGRAIN que trata, calcula e classifica os resultados dos parâmetros estatísticos de distribuição dos grãos.

O programa GEOGRAIN gera relatórios e exporta resultados para um DATABASE que mineraliza e filtra os dados de interesse, permitindo gerar matriz de comparação de perfis praiais de cada campanha de monitoramento e por fim sintetiza todos os resultados, indicando qual processo sedimentar predominante em cada perfil.

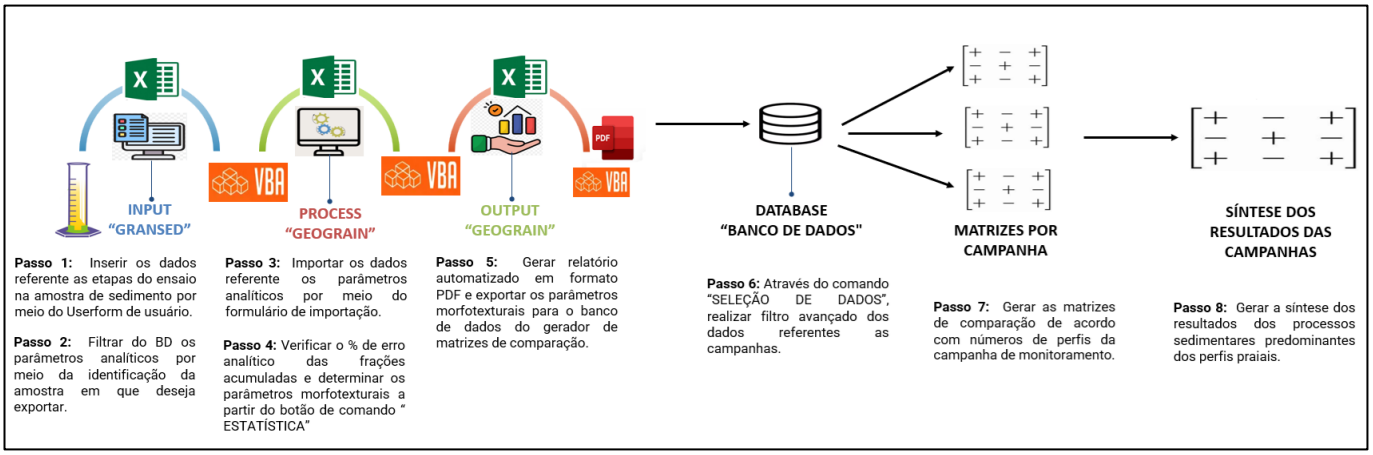


Figura 05: Fluxograma das etapas de funcionamento das ferramentas computacionais.
Fonte: Adaptado de Ferreira (2025).

Resultados

Ferramenta "GRANSED"

O formulário de usuário GRANSED possibilitou armazenar uma série de dados das amostras de sedimentos atribuídas no âmbito do projeto estudado. Demostrou ter capacidade de registrar até 1.048.575 amostras utilizando *frames* de entrada do *Userform* do VBA em Excel. Nesses *frames* foi possível inserir, editar e excluir os dados obtidos durante os ensaios analíticos.

Os aspectos técnicos de performance do formulário GRANSED (Quadro 2) foram listados conforme os resultados alcançados antes e depois da aplicação da ferramenta, por meio dos indicadores observados para cada etapa do processo.

Etapas do Processo	Indicador observado	Antes da aplicação da ferramenta	Após a aplicação da ferramenta
Registros dos dados analíticos	Consumo de folha A4 para 260 amostras	520 folhas	"Zero Papel"
Cálculo dos tempos de Sedimentação	Tempo gasto para 260 amostras	10 a 15 dias	13 minutos // 3 segundos / amostra
Tratamento dos dados analíticos	Tempo gasto para 260 amostras	10 a 15 dias	09 minutos // 2 segundos / amostra
Análise crítica dos resultados	Tempo gasto para 260 amostras	05 a 10 dias	4 minutos // 1 segundo / amostra
Gestão dos registros	Uso de Recursos	Escritos estáticos armazenados em pastas e caixas	Banco de dados desenvolvido na própria ferramenta com uso de memória de 135 a 160 MB

Quadro 02: Resultados dos Indicadores de Performance do Formulário "GRANSED"
Fonte: Adaptado de Ferreira (2025).

Ferramenta "GEOGRAIN 1.0"

Para apresentar os aspectos técnicos de performance do programa GEOGRAIN 1.0 (Quadro 3), foram listados os resultados alcançados antes e depois da aplicação da ferramenta computacional, por meio dos indicadores observados para cada etapa do processo.

Etapas do processo	Indicador observado	Antes da aplicação da ferramenta	Após a aplicação da ferramenta
Transcrição dos resultados da análise granulométrica (formulário analítico)	Tempo gasto para 260 amostras	10 a 15 dias	13 minutos // 3 segundos / amostra
Determinação da curva acumulativa e histograma (massa retida)	Tempo gasto para 260 amostras	05 a 10 dias	4 minutos // 1 segundo / amostra
Determinação dos parâmetros estatísticos e classificação textural	Tempo gasto para 260 amostras	10 a 15 dias	09 minutos // 2 segundos / amostra
Relatório Estatístico	Tempo gasto para 260 amostras	05 a 10 dias	4 minutos // 1 segundo / amostra
Arquivamento dos relatórios	Uso de Recursos	Escritos digitalizados e impressos armazenados em pastas e caixas	Salvamento automático em formato PDF, tamanho de 136 MB, submetido ao artifício em plataformas de nuvem

Quadro 03: Resultados dos Indicadores de Performance do Programa "GEOGRAIN 1.0"
Fonte: Adaptado de Ferreira (2025).

Ferramenta "MATRIZ DE COMPARAÇÃO"

Para apresentar os aspectos técnicos de performance da Matriz Computacional (Quadro 04), foram listados os resultados alcançados antes e depois da aplicação da ferramenta computacional, por meio dos indicadores observados para cada etapa do processo.

Etapas do Processo	Indicador observado	Antes da aplicação da ferramenta	Após a aplicação da ferramenta
Tabulação dos dados (parâmetros estatísticos da distribuição de grãos, classificações texturais e Parâmetros morfométricos)	Tempo gasto para 260 amostras, total de 1560 parâmetros	15 a 20 dias	13 minutos // 3 segundos / amostra
Seleção dos dados por zona dos perfis e campanha	Tempo gasto para 13 campanhas em duas zonas de amostragem	5 a 7 dias	20 a 30 segundos // 1 segundo / campanha
Confecção da Matriz de Comparação	Tempo gasto para 13 campanhas em duas zonas de amostragem	20 a 30 dias	1 a 2 minutos // 2 segundos / campanha
Síntese dos Resultados	Tempo gasto para 13 campanhas em duas zonas de amostragem	10 a 20 dias	0,5 a 1 minuto // 1 segundo / campanha

Quadro 04: Resultados dos Indicadores de Performance do Programa "MATRIZ DE COMPARAÇÃO"
Fonte: Adaptado de Ferreira (2025).

Foram realizados testes estatísticos para avaliação da correlação da média do tamanho de grãos com parâmetros de inclinação, desvio padrão e o grau de afastamento da média e mediana (assimetria) no conjunto de dados. Estes testes tem o propósito de validar os resultados obtidos pela ferramenta computacional. Após os testes os resultados indicaram correlação de moderado (-0,60) à forte (+ 0,99).

Nas áreas em que há deposição ocorreram maior média de finos e consequentemente menor inclinação, indicando uma correlação negativa (-0,85). Nas áreas onde os grãos são mais finos geralmente são mais bem selecionados, ou seja, quanto maior média de finos menor o desvio padrão, foram encontrados correlação que varia de -0,60 à -0,64.

Nas áreas em que houve maior grau de afastamento da média com a mediana da curva de distribuição foram encontrados correlação de +0,98 à +0,99.

Ao comparar os resultados dos processos sedimentares predominantes obtidos da síntese das matrizes computacionais com os resultados do estudo de suscetibilidade à erosão, em sua versão atualizada (2022/2023) para o Estado de São Paulo (Souza et al, 2023a), observou-se boa correlação dos resultados dos processos sedimentares de cada perfil monitorado (Tabela 02).

Praia	Perfis – Processo Sedimentar	Tipos de Indicadores de erosão observados no estudo (11 tipos)	Contribuição do Processo Sedimentar	Processo Sedimentar (Síntese das Matrizes computacionais)	% de Contribuição do Processo Sedimentar (Síntese das Matrizes computacionais)	Grau de Proximidade (%)
Enseada	ENS 01 - Deposição	I-**II**-III-IV-V-VI-VII-VIII-IX-**XI**	77,00 %	Deposição	76,92 %	99,89 %
	ENS 02 - Erosão	I-**II**-III-V-VIII-**XI**	69,00 %	Erosão	69,23 %	99,67 %
	ENS 03 - Deposição	I-**II**-III-IV-V-VIII-**XI**	46,00 %	Deposição	46,15 %	99,67 %
	ENS 04 - Erosão	I-**II**-III-IV-V-VIII	46,00 %	Erosão	46,15 %	99,67 %
	ENS 05 - Deposição	**II**-III-IV-V-VIII	54,00 %	Deposição	53,85 %	99,72 %
	ENS 06 - Erosão	I-**II**-III-V-VI-VII-VIII-**XI**	54,00 %	Erosão	53,85 %	99,72 %
	ENS 07 - Transporte	I-**II**-III-IV-V-**XI**	46,00 %	Transporte	46,15 %	99,67 %
	ENS 08 - Deposição	I-**II**-III-IV-VIII	54,00 %	Deposição	53,85 %	99,72 %
	ENS 09 - Transporte	I-**II**-III-IV-V-VII-VIII	61,50 %	Transporte	61,54 %	99,93 %
	ENS 10 - Erosão	I-**II**-III-V-VI-VII-VIII-IX-**XI**	100,00 %	Erosão	100,00 %	100,00 %

Tabela 02: Comparação das sínteses das matrizes computacionais com o estudo de suscetibilidade à erosão (SP) Fonte: Adaptado de Souza et al. (2023) e Ferreira (2025).

Comentários finais

A construção e aplicação do pacote de ferramentas computacionais mostrou ser uma boa alternativa que propõem processar e analisar de forma hábil grandes quantidades de dados de que os estudos sobre a dinâmica de processos sedimentares ao longo da praia necessitam.

Além de comparar sistematicamente os parâmetros morfotexturais de cada perfil praial com os seus perfis vizinhos a cada campanha, o banco de dados da matriz computacional pode construir automaticamente diversas matrizes de comparação, que pelo método convencional demandaria muito tempo para confeccionar e ainda poderia incorrer em erros de interpretação.

Os resultados obtidos com a utilização do pacote de ferramentas computacionais demonstraram ser satisfatórios, pois apresentaram aproximação de 99,7 % a 100 % com os resultados do estudo de suscetibilidade à erosão das Praias da Enseada – Guarujá/SP. Os testes estatísticos para avaliação da correlação da média do tamanho de grãos com parâmetros de inclinação, desvio padrão e o grau de afastamento da média e mediana (assimetria), indicaram ter boa correlação quando comparados entre si e corresponderam com as características dos sedimentos da praia estudado.

Os resultados alcançados sob aspecto técnico da aplicação das ferramentas computacionais com base na observação de indicadores de performance, mostraram que com a introdução das ferramentas eliminou-se o uso de papel e a necessidade de armazenamento de registros em pastas e caixas.

Outro indicador de performance é em relação a soma dos tempos médios para atender a demanda de dados para caracterização morfotextural dos perfis praiais utilizadas nesse estudo. O tempo médio necessário sem a aplicação das ferramentas computacionais são em média de 11 meses a 1 ano, enquanto que com a aplicação das ferramentas computacionais foram necessários 90 dias, praticamente o tempo gasto nos ensaios analíticos.

Agradecimentos

Ao Laboratório de Análises Geológicas (LABGEO) - Núcleo de Geociências, Gestão de Risco e Monitoramento Ambiental do Instituto de Pesquisas Ambientais -SP.

Ao apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001 e da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) através do Convênio CAPES/UNESP Nº.951420/2023.

Referências Bibliográficas

FERREIRA, G. Aplicação de ferramentas computacionais para auxiliar estudos de processos erosivos em praias arenosas: um subsídio para ação de apoio a gestão integrada da bacia hidrográfica com a zona costeira. 2025. 171 f. Dissertação (Mestrado Profissional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos) – Faculdade de Engenharia, Universidade Estadual Paulista (UNESP), Ilha Solteira, 2025.

Folk, R.L. and Ward, W.C. (1957) A Study in the Significance of Grain-Size Parameters. Journal of Sedimentary Petrology, 27, 3-26.

GUIMARÃES, Maria. Obras de proteção costeira nem sempre evitam a erosão marinha. Revista Pesquisa Fapesp, 3 maio 2024. Disponível em: https://revistapesquisa.fapesp.br/obras-de-protecao-costeira-nem-sempre-evitam-a-erosao-marinha/. Acesso em: 9 fev. 2026.

KRUMBEIN, W. C. Size preferency distribution of sediments. Journal of Sedimentary Petrology, v. 4, 1934.

LEISNER, M. M. et al. Long-term and short-term analysis of shoreline change and cliff retreat on Brazilian equatorial coast. Earth Surface Processes and Landforms. v. 48, n. 14, p. 2987-3003. nov. 2023.

SILVA, J. J. da; SOUZA, C. R. de G. Proposta de inventário e análise dos serviços ecossistêmicos prestados pela Praia da Enseada do Município do Guarujá – SP. CONTRIBUCIONES A LAS CIENCIAS SOCIALES, [S. l.], v. 18, n. 9, p. e20504, 2025. DOI: 10.55905/revconv.18n.9-025. Disponível em: https://ojs.revistacontribuciones.com/ojs/index.php/clcs/article/view/20504. Acesso em: 20 fev. 2026.

SOUZA, C. R. de G. As Células de Deriva Litorânea e a Erosão nas Praias do Estado de São Paulo. Tese de Doutorado – Universidade de São Paulo, 1997.

Souza, C.R. de G. & Suguio, K. 2003. The coastal erosion risk zoning and the São Paulo State Plan for Coastal Management. Journal of Coastal Research, SI 35, p. 530-592.

SOUZA, C. R. G, Souza AP e Braga ES. 2023. Mapa de risco de erosão costeira para o Estado de São Paulo: versão 2022. In: IV Congresso Brasileiro de Redução de Riscos e Desastres, Vitória-ES, 9 a 12 de outubro de 2023, Boletim de Resumos.

SOUZA, C. R. G., SOUZA, A. P., FERREIRA, G., ARANOVICH, M., & ANDRADE, J. A. Processos erosivos crônicos e a variabilidade temporal de células de deriva litorânea na Praia da Enseada–Guarujá/SP. In: IV Congresso Brasileiro de Redução de Riscos e Desastres - CBRRD, Vitória-ES, Brasil, 09-12/10/2023. Coletânea de Resumos Expandidos, 2023, p.114.

SUGUIO, K., 1973, Introdução à Sedimentologia. São Paulo, Editora Edgard Blucher, USP, 317p.

TAGGART, B. E. SCHWARTZ, M.L. Methods of net shore-drift direction determination: a systematic approach. Journal of Shoreline Management, v. 3(4), 285-309 p. 1988.

WENTWORTH, C. K. A escale of grade and class terms for clastic sediments. Journal of Geology, v. 30, 1922.

AVALIAÇÃO DO SISTEMA DE DRENAGEM NA REGIÃO PERIURBANA DE ILHA SOLTEIRA, SP

1 Helio Ricardo Silva, 2 Luiz Lucena, 3 Adriano Silva Junior, 4 Luana Guedes Ferreira, 5 Maria Clara Dourado Vasconcelos, 6 Vitor Augusto Batista Fiori

1 Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira, FEIS / UNESP, e-mail: hr.silva@unesp.br; 2 OPER Engenharia, e-mail: lucena@operengenharia.com.br; 3 Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira, FEIS / UNESP, e-mail: hr.silva@unesp.br; 4 Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira, FEIS / UNESP, e-mail:luana.guedes@unesp.br; 5 Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira, FEIS / UNESP, e-mail:M.vasconcelos@unesp.br; 6 Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira, FEIS / UNESP, e-mail: hr.silva@unesp.br

Palavras-chave: Segurança hídrica; monitoramento extra-urbano; bioengenharia

Resumo

O objetivo desta pesquisa foi avaliar o escoamento superficial da água pluvial nos canais de drenagens localizados na zona periurbana da cidade de Ilha Solteira após quase 60 anos da sua fundação, contribuindo assim para aprimoramento da gestão municipal através de propostas de soluções ligadas a bioengenharia e garantindo assim o desenvolvimento sustentável e a segurança hídrica para as futuras gerações. Este estudo utilizou imagens orbitais de alta resolução espacial e dados coletados em campo para avaliar as alterações ambientais nas encostas com orientações oeste e sudoeste e nos canais de drenagens da região periurbana de Ilha Solteira, SP. Nesta região que se estende desde o final do perímetro urbano até as margens do reservatório da Usina Hidrelétrica (UHE) de Jupiá, estão localizadas a Roça Familiar e o Cinturão Verde sendo recortada por diversos canais de drenagens. Estes corpos d´água possuem nascentes e leitos secos localizados nos exutórios da água pluvial urbana e fozes localizadas no reservatório da UHE de Jupiá. Apesar de Ilha Solteira ser uma cidade cuja construção em 1968 foi planejada, até hoje, ocorrem vários problemas ambientais. A ausência de medidas estruturais de detenção, retenção e dissipação de energia das enxurradas nestes canais de drenagens que captam a água pluvial urbana, tem provocado perdas da biodiversidade, queda da fertilidade do solo e a intensificação dos processos erosivos nas encostas, além da poluição e assoreamento do reservatório da UHE de Jupiá. Com a análise dos dados gerados nesta pesquisa, gestores públicos municipal e federal poderão planejar intervenções eficazes através de técnicas como a bioengenharia, para otimizar a alocação de recursos e promover o desenvolvimento sustentável e garantir a segurança hídrica para as futuras gerações.

Introdução

No final de 2022 a população mundial ultrapassou a marca de 8 bilhões de pessoas e em 2026, aproxima-se de 8,4 bilhões de habitantes, sendo que a maioria destes, habitam áreas urbanas. Portanto é de fundamental importância que seja realizado o planejamento racional das cidades com o objetivo de minimizar os impactos negativos que o processo de urbanização possa ocasionar para a população, além de garantir a sustentabilidade ambiental e a manutenção dos recursos naturais, água, solo e vegetação além da geração de energia para as atuais e futuras gerações, conforme previsto na Constituição Federal do Brasil, em seu artigo 225, assim como na Política Nacional do Meio Ambiente, Lei nº 6.938 de 1981. As ações antrópicas de preservação dos recursos naturais, buscam soluções como: uso de energia limpa e renovável, utilização racional da água, do solo, da vegetação, dentre outros.

Assim o desenvolvimento sustentável da cidade visa reduzir os problemas decorrentes da urbanização desenfreada atuando na melhoria da qualidade de vida da população e preservando dos recursos naturais que são finitos. Para atingir este objetivo na criação de uma cidade planejada, é realizado um projeto urbanístico por profissionais da engenharia civil, de arquitetura e de outras áreas que preveem onde ficarão todos os setores importantes para a futura cidade, como os espaços verdes, áreas de lazer, distribuição de serviços de água e esgoto**,** além de outros importantes aspectos que favoreçam o bem-estar da população e funcionamento da cidade. O Brasil ao longo da sua história, investiu no planejamento das cidades. Alguns exemplos de cidades planejadas no Brasil são Salvador (BA), Teresina (PI), Aracajú (SE), Belo Horizonte (MG), Goiânia (GO), Boa Vista (RR), Brasília (DF), Palmas (TO)**.** Em relação a criação planejada de pequeno centro urbano pode ser citada a cidade de Ilha Solteira (SP) que foi criada em 1968 para abrigar os trabalhadores que construíram a Usina Hidrelétrica de Ilha Solteira. A característica comum destas cidades, independente do porte e do período histórico, foi o planejamento da infraestrutura das ruas e avenidas, iluminação, sistema de drenagem da água e saneamento básico, ou seja, o planejamento ficou restrito na área do espaço urbano e não foi estendido para a zona periurbana.

A cidade de Ilha Solteira, localizada no noroeste do Estado de São Paulo, às margens do rio Paraná, é reconhecida pelo planejamento urbano da sua infraestrutura de ruas bem organizadas e simétricas, com iluminação, água e saneamento básico para toda a população. É, portanto, uma cidade que foi planejada, tendo sendo construída em 1968 e administrada pela CESP, na época, Centrais Elétricas de São Paulo e depois Companhia Energética de São Paulo, passando de distrito especial de Pereira Barreto a município em dezembro de 1991 (ILHA SOLTEIRA, 2026).

Durante as últimas décadas, Ilha Solteira vem apresentando uma expansão de sua área urbana, entretanto questiona-se se a infraestrutura de escoamento da água pluvial dessas áreas tem sido suficiente para garantir a sustentabilidade ambiental e a segurança hídrica para as futuras gerações, especialmente no que diz respeito à preservação do solo e de recursos hídricos. O

objetivo da presente pesquisa foi avaliar o efeito do escoamento superficial da água pluvial nos canais de drenagens localizados na zona periurbana da cidade de Ilha Solteira após quase 60 anos da sua fundação, contribuindo assim para aprimoramento da gestão municipal através de propostas de soluções ligadas a bioengenharia e garantindo assim o desenvolvimento sustentável e a segurança hídrica para as futuras gerações.

Material e Métodos

A Área de estudo é o município de Ilha Solteira que está localizado a noroeste do Estado de São Paulo, nas margens do reservatório da Usina Hidrelétrica (UHE) de Jupiá, apresentando área total de 661,3 Km². Desse total, 5,82 km² compõem a área urbana (NISHIGIMA, 2021). O relevo do município é o colinoso, com predomínio de colinas amplas e médias (SÃO PAULO, 1981). A maior porcentagem da área urbana se encontra localizada na parte mais alta do relevo, nos divisores de água de várias microbacias hidrográficas. O restante da área urbana e parte da zona periurbana se encontra em vertentes extensas com declividades de até 5%, apresentando classes de orientações predominantes para sul-oeste (SW) e oeste (W), conduzindo assim os canais de drenagem que tem início no perímetro urbano a desaguarem no reservatório da Usina Hidrelétricas (UHE) de Jupiá Figura 1.

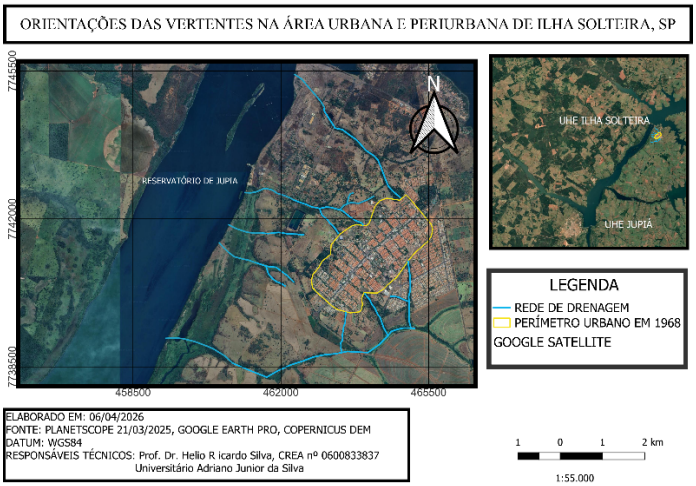


Figura 1: Orientações predominantes das vertentes e das redes de drenagens nas áreas urbana e periurbana de Ilha Solteira-SP e localização do reservatório da UHE de Jupiá.

De acordo com o Sistema Internacional de Köeppen, o clima desta região é o tropical úmido, com estação chuvosa no verão e seca no inverno (Aw). As temperaturas médias mensais variam entre 21,5 ºC (julho) e 26,4 °C (dezembro), e as precipitações médias mensais variam de 20 mm (julho) a 225 mm (janeiro). O período de excedente hídrico estende-se de janeiro a fevereiro, e o de deficiência hídrica, de março a dezembro. A velocidade média do vento é classificada como fraca, e a sua direção predominante é E-SE (HERNANDEZ, 2007). O solo presente na área de estudo é do tipo Latossolo Vermelho distrófico A moderado de textura argilosa, de relevo plano e suave ondulado (LV39) (SANTOS et al., 2025).

A cidade de Ilha Solteira, possui na Área de Lazer, localizada na posição norte do perímetro urbano, um fragmento da espécie *Pinus elliottii*, e no Zoológico, localizada na posição oeste do perímetro urbano, e na região periurbana, a vegetação predominante é a Mata Atlântica (Mata Seca Semi-Decídual) (COSTA et al., 2010). Esta vegetação, apresenta diferentes níveis de conservação, nas Áreas de Preservação Permanente das redes de drenagem localizadas nas vertentes posicionadas nas classes de orientações predominante para sul-oeste (SW) e oeste (W) conforme preconiza Silva et al 2019; Bruno et al. 2020. No laboratório de Geoprocessamento da Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira/UNESP (FEIS/UNESP), utilizando o sistema de informações geográficas QGIS versão 3.44 LTR, foi criado um projeto no sistema de referência SIRGAS 2000 e Projeção UTM, Zona 22 K.

Para este projeto foram importadas, a imagem do Google Satellite e as bandas espectrais 2, 3 e 4 do satélite Planet Scope de 21/03/2025, essas imagens foram selecionadas em função da alta resolução espacial sendo em seguida gerada a composição colorida normal R(4)G(3)B(2). Na etapa seguinte foi importada a imagem Copernicus DEM GLO-30 - Global - 1 arc sec e aplicando o método das crênulas (BIASI, 1992) foram geradas as curvas de nível da área de estudo. Utilizando as curvas de nível, a composição colorida do satélite Planet e a imagem do Google Satellite e aplicando os elementos de reconhecimento: cor, tonalidade, textura, forma, padrão, contraste (sombreamento) e associação e contexto foi realizada a identificação das redes de drenagens e dos processos erosivos em sulco presentes no perímetro urbano e periurbano de Ilha Solteira de acordo com a metodologia proposta por (PEREIRA e SILVA, 2023). Posteriormente estas drenagens e erosões foram vetorizadas, utilizando a ferramenta “Alternar Edição” presente no QGIS. Como os canais de drenagem em sua maior extensão estavam cobertos pela vegetação ciliar, foram realizados trabalhos de campo, utilizando o aplicativo Time Stamp para a coleta de dados georreferenciados dos elementos constituintes da rede de drenagem (nascentes, leitos secos e perenes) e da erosão de acordo com a metodologia proposta por Silva (2017). No laboratório de Geoprocessamento da FEIS/UNESP, os dados coletados em campo foram importados para o projeto criado no QGIS refinando assim a exatidão e precisão da rede de drenagem e das erosões presentes na área de estudo,

Resultados e Discussão

Os mapas contendo as redes de drenagens e a erosão linear são apresentados nas Figuras 1 e 2. A figura 1, apresenta o mapa da rede de drenagem a partir da metodologia preconizada por Silva (2017). É possível observar que o início das redes de drenagem são as nascentes e os leitos secos que se encontram em posições altas do relevo ou seja dentro do perímetro urbano e no início da área periurbana e os demais segmentos das redes de drenagens escoam pelas orientações predominante para sul-oeste (SW) e oeste (W), desaguando no Rio Paraná, dentro do reservatório da Usina Hidrelétricas (UHE) de Jupiá. A figura 2, apresenta as erosões lineares resultantes do escoamento superficial da água pluvial de Ilha Solteira desde a sua fundação até atualidade.

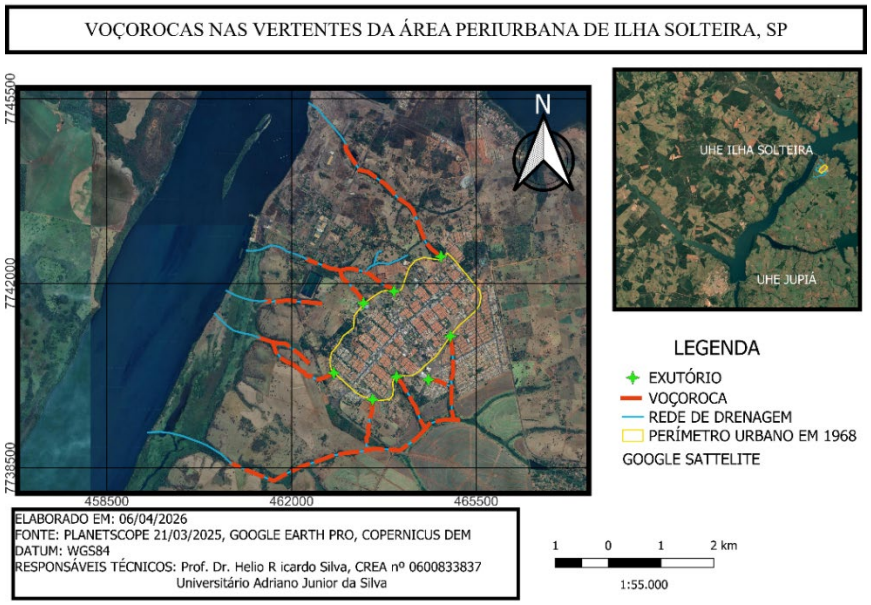


Figura 2: Voçorocas na área periurbana de Ilha Solteira-SP, originadas pela ação da força da água pluvial urbana escoada a partir de 1968 até os dias atuais.
Fonte: Laboratório de Geoprocessamento. FEIS / UNESP.

Ao comparar as figuras 1 e 2, observa-se que a maioria destes processos erosivos em sulco tiveram início na posição denominada de exutório, ou seja, no ponto onde a água pluvial coletada na área urbana desagua na rede de drenagem, isto é, nas nascentes e leitos secos posicionados no perímetro urbano e no início da área periurbana. Observou-se nos trabalhos de campo, que foram realizadas obras dentro do perímetro urbano que reduziram a velocidade da água pluvial, entretanto a partir do início dos canais de drenagens não foram realizadas nenhuma obra para reduzir a velocidade desta água pluvial causando perdas dos solos nos talvegues e nos taludes dos canais de drenagem gerando extensas voçorocas conforme mostra a figura 3. Além disso, o assoreamento causado no Cinturão Verde, localizado mais a jusante das voçorocas tem sido motivo de conflitos entre produtores rurais.

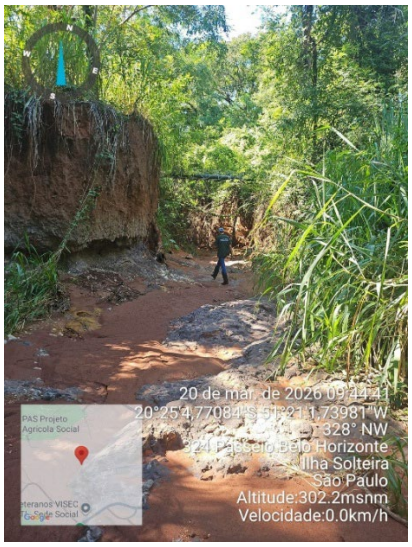


Figura 3: Voçoroca situada no inicio da rede de drenagem localizada na região periurbana de Ilha Solteira-SP, no ano de 2026.
Fonte: Laboratório de Geoprocessamento. FEIS / UNESP.

Também podem ser observadas algumas erosões lineares em posições fora das redes de drenagem, mas também com início do processo erosivo localizadas nos exutórios localizados no final do perímetro urbano e escoando superficialmente até encontrar um canal de drenagem que vai desaguar no reservatório da UHE de Jupia como mostra a figura 4. Estas o entupimento dos exutórios com solo erodido em posições mais a jusante e restos de vegetação causam problemas rebaixamentos em duas posições na Avenida Geralda Maria da Conceição e como passam muito perto de torres de transmissão da Usina Hidrelétrica de Ilha Solteira.

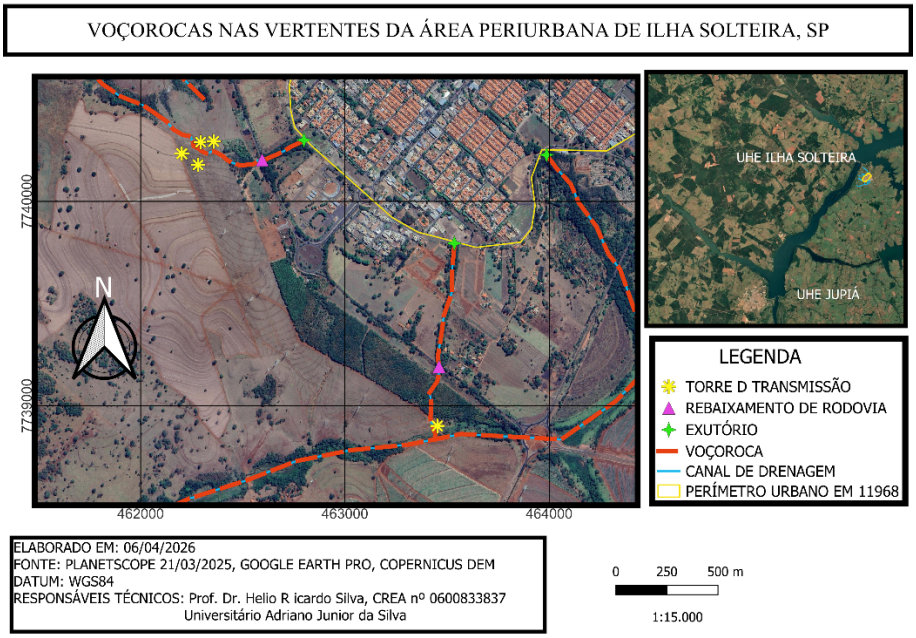


Figura 4: Identificação de potenciais problemas que as erosões poderão causar em vias de acesso e na região onde estão localizadas as torres de transmissão de energia elétrica na érea periurbana de Ilha Solteira, no ano de 2026.
Fonte: Laboratório de Geoprocessamento. FEIS / UNESP.

Com a expansão da área urbana de urbana de Ilha Solteira conforme mostra a figura 5, toda a água pluvial gerada nestes novos bairros está sendo conduzida aos exutórios já existentes em 1968 ou em novos exutórios, mas todos desaguando na mesma rede de drenagem. Consequentemente o processo erosivo está se agravando aumentando a perda de solo e assoreamento do reservatório da UHE de Jupiá.

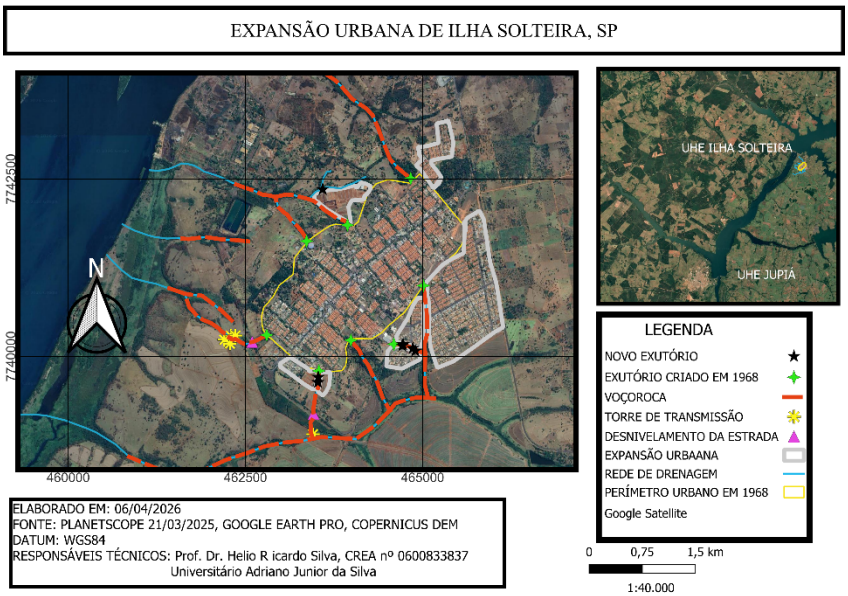


Figura 5: Expansão da área urbana de Ilha Solteira-SP, entre os anos de 1968 e 2026.
Fonte: Laboratório de Geoprocessamento. FEIS / UNESP.

Considerações Finais

Por meio desta pesquisa foi possível avaliar que o escoamento superficial da água pluvial nos canais de drenagens localizados na zona periurbana da cidade de Ilha Solteira-SP estão causando um grave problema erosivo em diferentes pontos, afetando a qualidade do solo e contribuindo para o assoreamento do reservatório da UHE de Jupiá, uma vez esses canais desaguam nesse reservatório. Com vista à essa situação, medidas urgentes devem ser tomadas para impedir que esse problema se agrave, comprometendo de maneira exacerbada a qualidade ambiental e a segurança hídrica. Sugere-se a aplicação de técnicas eficientes para a solução desse problema, entre elas a bioengenharia e garantindo assim o desenvolvimento sustentável e a segurança hídrica para as futuras gerações.

Agradecimentos

A Universidade Estadual Paulista – FEIS/UNESP pelo apoio nas pesquisas e a toda equipe do Laboratório de Geoprocessamento da FEIS/UNESP.

Referências Bibliográficas

BARBOSA, L. N.; SILVA, Helio Ricardo. Uso de imagens de satélite para identificar ilhas de calor na cidade de Ilha Solteira - SP. 1. ed. São José dos Pinhais: SEVEN, 2023. v. 1. 97p.

BIASI, Mario de. Carta clinográfica: os métodos de representação e sua confecção. Revista do departamento de Geografia da USP. n. 6 p. 45-60, 1992.

COSTA, D. F.; SILVA, H. R.; PERES, L. F. Identificação de ilhas de calor na área urbana de Ilha Solteira-SP através da utilização de geotecnologias. Engenharia Agrícola, Jaboticabal, v. 30, n. 5, p. 974-985, 2010.

HERNANDEZ, F.B.T. Análise agroclimática da área de influência do Reservatório da Usina Hidrelétrica de Ilha Solteira, região noroeste do Estado de São Paulo. Ilha Solteira: UNESP, FEPISA e SEAP/PR (Convênio 80/2005), 2007. 27 p.

ILHA SOLTEIRA, SP. História do município de Ilha Solteira. Disponível em: https://ilhasolteira.sp.gov.br/historia. Acesso em: 01 de abr de 2026.

NISHIGIMA, Lucas Barbosa. Uso de imagens de satélite para identificar Ilhas de Calor na cidade de Ilha Solteira – SP. Trabalho de Conclusão de Curso. Graduação em Ciências Biológicas. Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira. Universidade Estadual Paulista. UNESP. 2021. 98 p.

PEREIRA, Alessandra Aparecida; SILVA, Helio Ricardo. Identificação das erosões lineares no município de Ilha Solteira, SP Alessandra Aparecida Conceição Pereira Hélio Ricardo Silva. p. 114 – 131. 2023. In: SILVEIRA, José Henrique Porto (org.). Meio Ambiente, Sustentabilidade e Tecnologia. Belo Horizonte. Ed. Poisson. 1ª ed. V. 16. 2023.

SANTOS, H. G. dos; et al. F. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. EMBRAPA. 2025.

SILVA, BRUNO BUENO. Geotecnologias como ferramentas auxiliares na avaliação ambiental da bacia hidrográfica localizada entre a roça familiar e o cinturão verde de Ilha Solteira. Trabalho de Conclusão de Curso. Graduação em Engenharia Agronômica. Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira. Universidade Estadual Paulista. UNESP. 2017. 37 p.

AVALIAÇÃO DA ESTABILIDADE DE CANAIS NAS PROXIMIDADES DE DISPOSITIVOS DE TRANSPOSIÇÃO DE CORPOS HÍDRICOS NO RIBEIRÃO RAPOSA – APUCARANA-PR

1 Júlio Ricardo Buratto, 2 Renan Meira Teles, 3 Kátia Valéria Marques Cardoso Prates, 4 Andrea Sartori Jabur

1 UTFPR, e-mail: jr_buratto@yahoo.com.br; 2 UTFPR, e-mail: renanteles.1996@alunos.utfpr.edu.br; 3 UTFPR, e-mail:kprates@utfpr.edu.br; 4 UTFPR, e-mail: jabur@utfpr.edu.br

Palavras-chave: drenagem urbana; dispositivos de transposição; rios urbanos; protocolos de avaliação rápida.

Resumo

A implementação de estruturas hidráulicas de transposição de talvegues, como bueiros, pontes e pontilhões se faz necessária quando o traçado de estradas intercepta cursos d'água de bacias hidrográficas. A cidade de Apucarana-PR apresenta muitos rios urbanos os quais vem sofrendo impactos da crescente urbanização no município, alguns dos quais vêm despertando atenção devido às condições de seus canais fluviais, sobretudo nas proximidades de seus dispositivos de transposição de talvegues, do tipo bueiros hidráulicos. O Presente trabalho procurou avaliar as condições de estabilidade dos canais fluviais de 05 córregos, afluentes da sub-bacia do Ribeirão Raposa, utilizando um protocolo desenvolvido pela FHWA (*Federal Highway Administration*), o qual utiliza 13 parâmetros de avalição das condições de canais fluviais próximos à dispositivos de transposição de cursos d'água. Os canais 1 e 2, respectivamente referentes aos córregos Ouro Fino e Córrego Tarumã, foram diagnosticados como em condições de "regular" estabilidade, merecendo apenas pequenas ações de revitalização de suas margens para uma maior conservação. O canal 3, que acumula a drenagem dos dois primeiros córregos, se apresentou como "pobre' para a estabilidade, tendo sofrido recentes eventos erosivos e de solapamento, necessitando urgente atenção quanto às condições de seu dispositivo de transposição, o qual passou por um evento de rompimento após precipitação intensa. Os canais 4 e 5, respectivamente da Barragem Tancredo Neves e da Barragem do Schmidt também foram classificadas pelo método como "pobres" para a estabilidade, tendo em ambos os canais, evidências fortes de erosão e solapamentos muito próximas às estruturas de transposição de seus talvegues e merecem rápida atenção. Embora o protocolo não possua parâmetros para a avaliação das condições da infraestrutura de transposição, foi possível observar evidências e riscos de instabilidade dos canais adjacentes a estes dispositivos.

Introdução

Um planejamento de drenagem pluvial urbana eficiente, de acordo com a Fundação Nacional de Saúde (FUNASA, 2016), se baseia em um controle e escoamento orientado das águas pluviais, conduzindo adequadamente até os cursos d'água naturais das suas respectivas bacias, de modo à não transferir para a sua jusante os impactos de sua responsabilidade e não colaborando para a ampliação de cheias naturais.

O Departamento Nacional de Infraestrutura de Transporte (DNIT, 2006) considera necessário a implementação de diversas estruturas hidráulicas de transposição de talvegues, como bueiros, pontes e pontilhões, quando o traçado de estradas intercepta cursos d'água de bacias hidrográficas, devendo ser corretamente dimensionadas e implantadas, para garantir tanto a estabilidade da estrutura da via como as propriedades da drenagem pluvial natural.

O DNIT conceitua os bueiros, ou obras de artes correntes (OACs), como estruturas normalmente instaladas no fundo dos talvegues, de modo a permitir a passagem livre dos fluxos de água de um lado para o outro do corpo das estradas. Os dispositivos do tipo pontes e pontilhões, consideradas obras de arte especiais (OAEs), são aplicadas em locais onde não é possível a instalação de OACs por conta de vazões de projeto muito elevadas ou por dificuldades topográficas.

Canholi (2014) considera que as calhas de rios, riachos e canais naturais tendem a favorecer o amortecimento e retardamento de eventos de cheias. Tal propriedade pode ser alterada como resultado de ações antrópicas, entre as quais, a interceptação do curso d'água por estradas e a instalação inadequada de dispositivos de transposição.

Conhecida como a "Cidade Alta", Apucarana recebeu esta denominação por estar localizado no espigão mais alto de uma região acidentada, característica geográfica que confere ao município a posição de divisor topográfico, influenciando diretamente três importantes bacias hidrográficas: a bacia hidrográfica do Rio Pirapó, à noroeste, a bacia hidrográfica do Rio Tibagi, à Leste, e a bacia hidrográfica do Rio Ivaí, ao sul.

Esta característica geográfica resulta na formação de uma grande quantidade de nascentes e corpos d'água, muitos dos quais hoje se encontram entranhados na área urbana e sofrendo pressão da sua continua expansão. Correia et al. (2023) constataram um aumento de cerca de 340% da urbanização do município, que no ano de 1985 representava uma área de 9,7 km² para uma ocupação de 33,09 km² em 2021.

Tucci (2008) destaca vários impactos desta realidade nacional sobre as águas urbanas, como a falta de tratamento de esgoto, resultando em lançamentos inadequados de efluentes domésticos e industriais na rede pluvial, além de ocupação de leitos de inundação ribeirinhas. Soma-se ainda o efeito da impermeabilização e canalização de rios urbanos, os quais desencadeiam a diminuição da infiltração, aumento da vazão de cheia e da carga de resíduos sólidos além da deterioração da qualidade da água dos mananciais.

Recentes alagamentos na região central de Apucarana revelam exemplos consequentes destes impactos, como o ocorrido em dezembro de 2024 em frente à Unidade de Pronto Atendimento (UPA) do município. Nesta área intensamente urbanizada, justamente onde se encontra a nascente do Rio Pirapó, uma das micro-bacias hidrográficas mais importante do município, têm ocorrido frequentes alagamentos em eventos de chuvas mais intensas.

O Instituto Água e Terra (IAT) do Estado do Paraná, entre várias outras atribuições, realiza a fiscalização de segurança de barragens de acumulação de água para usos múltiplos. Em Apucarana evidenciou-se um alto risco e potenciais danos associados, como é o caso da Barragem Tancredo Neves. Esta barragem possui uma das estruturas que mais despertou interesse nesta proposta de estudo, em relação à estabilidade do canal fluvial de suas adjacências, despertando sinais de atenção e gerando preocupações quanto à possibilidade de colapso por efeitos erosivos.

O bueiro instalado nesta barragem, assim como alguns outros dispositivos de transposição de corpos d'água do município, constantemente visitados em atividades acadêmicas de saída de campo desenvolvidas e vivenciadas no curso de Engenharia Civil da UTFPR, Campus Apucarana, chamaram a atenção e se apresentam como merecedores de uma avaliação quanto à estabilidade de seus canais.

A presente pesquisa teve o objetivo de avaliar a estabilidade de canais fluviais em locais onde ocorrem a instalações de Bueiros, afluentes do Ribeirão Raposa, para as condições do ano de 2025, utilizando a metodologia da agência americana Federal Highway Administration (FHWA), de modo a classificar tais dispositivos de transposição de corpos hídricos.

Metodologia

Para esta pesquisa foram selecionados 05 dispositivos de transposição de talvegues do tipo bueiros, instalados nos afluentes do Ribeirão Raposa, os quais vêm chamando atenção de acadêmicos e professores durante visitas em campo aplicadas em algumas disciplinas específicas do curso de engenharia civil da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campus Apucarana, como as disciplinas de Hidráulica, Hidrologia, Obras Hidráulicas e Revitalização de Rios Urbanos.

Nestes dispositivos, foram aplicados protocolos de avaliação extraídos da Federal Highway Administration (FHWA), agência do Departamento de Transportes dos EUA que apoia governos estaduais e locais em projetos, construções e manutenções do sistema rodoviário do país. Em seu relatório FHWA-HRT-05-072 de 2006, resultado de um estudo em 57 interseções entre riachos e pontes em uma ampla variedade de regiões fisiográficas dos Estados Unidos da América, foram selecionados 13 indicadores para atribuição de classificação a serem utilizadas em avaliações de estabilidade de canais fluviais.

Área de estudo

O Ribeirão Raposa tem sua nascente na região leste do município de Apucarana, estrangulada entre os bairros Vila Nova, Jardim Marissol, Jardim América e Núcleo Habitacional Tancredo Neves (Figura 1), área outrora ocupada por lavouras, pastagens e pequenas chácaras, todavia, passou por intenso processo de urbanização e consequente impermeabilização.

Juntamente com os córregos Ouro Fino e São Carlos, o Ribeirão Raposa forma uma sub-bacia contribuinte à bacia hidrográfica do Rio Tibagi, ocupando uma área de drenagem de aproximadamente 19,66 km2, dos quais 9,93 km2 corresponde à área urbana ocupada, segundo o caderno de diagnóstico do Plano Municipal de Saneamento Básico publicado pela Prefeitura Municipal de Apucarana (2017). Justamente, na seção inicial desta sub-bacia estão presentes as estruturas de travessia hidráulica de interesse para o nosso estudo, conforme evidenciado no mapa da área de estudo.



Figura 01: Dispositivos Hidráulicos avaliados no Ribeirão Raposa, Apucarana/PR
Fonte: Autoria própria, extraída e adaptada do Software Google Earth (2025)

Tais dispositivos estão presentes em ruas e estradas urbanas do Município de Apucarana, deste modo, de fácil localização e demarcação, para as quais foram utilizadas ferramentas digitais disponíveis em qualquer aparelho celular, como Google Maps e GPS.

Método FHWA

Para a realização da avaliação da estabilidade dos canais fluviais nos arredores das estruturas hidráulicas de interesse, foi utilizado o protocolo de avaliação desenvolvido pela FHWA (2006), o qual é composto por 13 indicadores, que são utilizados como parâmetros de informação a serem obtidos em campo (Quadro 01).

Todas as estruturas estudadas apresentaram relativa facilidade de acesso ao canal fluvial, à exceção do ponto 3, canal do Córrego Tarumã -Ouro Fino 2, nas proximidades da rua Roberto Dias de Oliveira, que apresentava mata densa e fechada, além de cercamento que dificultou o acesso na primeira campanha de inspeção.

Neste estudo foram levantadas informações sobre as características da bacia hidrográfica e da planície de inundação, registrando os aspectos morfológicos, hidráulicos e geotécnicos, tais como erosão da margem, presença de vegetação ripária (ciliar), deposição de sedimentos no leito e nas margens em torno da estrutura de transposição, utilizando o formulário elaborado pela FHWA (2006, p. 78-80).

O método consiste na categorização da estabilidade dos canais fluviais utilizando um sistema de pontuação em função dos aspectos observados nos ambientes hidráulicas em umas das quatro condições listadas:

- Excelente (1 a 3 pontos);
- Bom (4 a 6 pontos);
- Regular (7 a 9 pontos);
- Pobre (10 a 12 pontos).

Deste modo, o protocolo consegue classificar a estabilidade do canal a partir da pontuação acumulada sobre cada um dos treze indicadores analisados nas proximidades de cada estrutura de transposição, relacionando-as com as diferentes tipologias de canal fluvial propostas por Montgomery e Buffington (1997), definidos conforme a seguinte lista:

1. Ocupação da bacia hidrográfica.
2. Regime do fluxo
3. Padrão do canal
4. Grau de confinamento do canal
5. Tipo de sedimento no leito
6. Presença de barras de canal.
7. Obstruções no canal
8. Textura do solo das margens
9. Inclinação da margem
10. Largura e densidade da mata ciliar
11. Erosão marginal
12. Solapamento das margens
13. Distância entre a ponte ou bueiro e o meandro mais próximo à montante.

No trabalho desenvolvido por Bortoluzzi e Fernandes (2017), foi relatado um tempo de execução do levantamento variando de 30 a 60 minutos, dependendo do tipo da estrutura e na facilidade de acesso ao canal. Em nossa campanha de levantamento em campo, realizada no dia 11 de julho de 2025 e posteriormente replicada no dia 12 de novembro de 2025, foi dispendido um tempo médio de 45 minutos em cada dispositivo, onde foram abordadas as avaliações sobre os 13 indicadores, tanto à montante como à jusante de cada dispositivo.

Na data da primeira visita em campo, a região já acumulava uma estiagem acumulada de mais de 10 dias, enquanto na segunda visita de avaliação os dados de precipitações acumuladas no mês já somavam 147 mm em 10 dias.

Resultados e discussões

Foram realizados três trabalhos de campo para avaliar as infraestruturas, sendo a primeira uma visita realizada no início de junho de 2025, para avaliar a acessibilidade da coleta de dados, enquanto as outras duas foram realizadas já com finalidades de aplicação do método de estudo. Em 11/07/2025, em pleno período de estiagem, foi realizada a primeira incursão aos canais fluviais, enquanto em 12/11/2025, após aguardado período de chuva, realizou-se a segunda vistoria para avaliar se ocorreram diferenças nas análises dos protocolos.

Os canais e as infraestruturas analisadas se encontram em áreas próximas às nascentes dos respectivos córregos, consideradas cabeceiras de drenagem e com a formação das barragens. A caracterização da tipologia degrau-depressão (step-pool) foi considerada a mais adequada para representar a morfologia dos canais estudados, segundo a descrição de Montgomery e Buffington (1997), onde os canais apresentavam degraus caraterísticos, conforme apresentados na Figura 1.

Após a realização de uma análise inicial das infraestruturas escolhidas para o estudo, foi possível perceber que muitas delas estão enfrentando problemas de obstrução e acúmulo de sedimentos, causado pelo descarte de materiais pela população. Além disso, algumas estruturas apresentam diâmetros diferentes, como é o caso da barragem Tancredo Neves (ponto 4), que possui duas tubulações de 1 metro e uma de 1,70 metros (Quadro 1).

PONTO	IMAGEM
1 - BSTAC (BUEIRO SIMPLES TUBULAR DE AÇO CORRUGADO)	
2 - BTTC (BUEIRO TRIPLO TUBULAR DE CONCRETO)	
3 – BSTAC (BUEIRO SIMPLES TUBULAR DE AÇO CORRUGADO)	
4 – BTTC (BUEIRO TRIPLO TUBULAR DE CONCRETO)	
5 – BTTC (BUEIRO TRIPLO TUBULAR DE CONCRETO)	

Quadro 1: Tipologia das Infraestruturas analisadas
Fonte: Autoria própria (2025).

Ponto 1 – Canal do Bueiro do Córrego Ouro Fino

O canal do Córrego Ouro Fino possui um regime de fluxo perene, apresentando variações moderadas de vazão devido à sua localização em área periurbana. O dispositivo hidráulico é configurado por um bueiro simples do tipo tubular de aço corrugado (BSTAC), de 1,20 m de diâmetro. Frequentemente apresenta obstruções por sedimentos finos e detritos lenhosos a montante, onde observa-se a formação de barras (assoreamento). O canal apresenta baixa sinuosidade e ausência de planície de inundação em ambos os lados, caracterizando um confinamento moderado. O sedimento do leito é composto por uma mistura de cascalho e areia, sendo esta última predominante em certas seções. A avaliação constatou que as margens apresentam um solo de textura silto-argilosa e inclinação de 30º a 60º, com evidências de erosão moderada, especialmente no canal à jusante.

Nas duas avaliações este ponto obteve as notas 69 e 88 a montante e a jusante respectivamente, ou seja, de montante para jusante o bueiro varia de “bom” para “regular”. A Figura 2 mostra as barras e o assoreamento identificados a jusante do canal.



Figura 2: Canal à jusante do Bueiro do Córrego Ouro Fino, em Apucarana/PR
Fonte: Autoria própria (2025)

Ponto 2 – Canal do Bueiro da Barragem Tarumã - Ouro Fino

O canal do Córrego Tarumã – Ouro Fino possui um regime de fluxo de perene à intermitente, apresentando variações de vazão devido à proximidade à área urbana, sendo um pouco mais moderadas à montante, 'amortecidas' pela superfície do lago da barragem, contudo, mais fortes à jusante. O exutório da barragem é configurado por um bueiro triplo do tipo tubular de concreto (BTTC), composto por 03 unidades de 0,80 m de diâmetro. São frequentes as obstruções por detritos lenhosos e vegetação proveniente das margens a montante, assim como início de formação de barras (assoreamento), sendo menos comum à sua jusante. O Canal apresenta baixa sinuosidade, assim como uma suave planície de inundação à montante, entretanto, à sua jusante aumenta a sinuosidade, como também o confinamento do canal. A avaliação constatou que as margens do canal apresentam um solo de textura do tipo argiloso à silto-argiloso e inclinação de maiores de 60º, havendo pouca evidência de erosão no canal à montante. Entretanto, evidenciou-se erosão moderada no canal à jusante, assim como evidências de solapamento nas margens, à poucos metros do dispositivo.

Na primeira avaliação o ponto 2 obteve as notas 59 e 76 a montante e a jusante respectivamente, e na segunda avaliação notas 59 e 78 a montante e a jusante respectivamente, ou seja, de montante para jusante o bueiro varia de “bom” para “regular”. A Figura 3 mostra as barras e o assoreamento identificados a jusante do canal.



Figura 3: Canal à montante do bueiro instalado na Barragem Tarumã - Ouro Fino, em Apucarana/PR
Fonte: Autoria própria (2025)

Ponto 3 – Canal do Bueiro do Córrego Tarumã - Ouro Fino 2

O terceiro canal estudado, ainda pertencente à microbacia do Córrego Tarumã-Ouro Fino, se estende 'comprimido' entre o Núcleo Habitacional Dom Romeu Alberti, ao norte, e o Núcleo Habitacional Mathias Hoffman, ao sul. Soma-se à sua drenagem inicial as águas provenientes destas duas áreas, as quais possuem propriedades de ocupação urbana e escoamento superficial no mesmo padrão de seu curso à montante. Na segunda etapa de vistoria, planejada para após uma sequência de chuvas ocorridas nos meses de outubro e novembro, a vazão produzida gerou um grande alagamento que resultou em um desmoronamento que proporcionou revelar seus entornos. Esta inundação foi resultado do grande volume de água acumulado nas precipitações ocorridas entre os dias 01 e 02 de novembro de 2025, onde foram registrados volumes de 99,4 mm. O dispositivo de travessia fluvial instalado sob a Rua Roberto Dias de Oliveira é do tipo bueiro metálico simples, o qual sofreu colapso parcial devido à força das águas.

Este ponto foi avaliado apenas no dia 12/11/2025 após as fortes chuvas registradas na região e obteve nota 100 tanto a montante como a jusante sendo classificado como “pobre”. Nas imagens da Figura 4 é possível notar os danos causados pelas fortes chuvas dos dias 01 e 02/11, indicando que esta estrutura não suporta mais as vazões máximas as quais está sendo submetida e necessita de reformas para readequação a nova realidade hidrológica a qual está sendo submetida.



(a) (b)

Figura 4: Canal do Bueiro do Córrego Tarumã-Ouro Fino, em Apucarana/PR, (a) montante (b) jusante
Fonte: Autoria própria (2025)

Ponto 4 – Canal do Bueiro da Barragem Tancredo Neves (Córrego São Carlos)

O canal do Córrego São Carlos, nas proximidades da Barragem Tancredo Neves, apresenta um regime de fluxo perene com fortes variações de vazão, características de áreas densamente urbanizadas. A estrutura de transposição é composta por um bueiro triplo tubular de concreto (BTTC) de 0,80 m de diâmetro. Observou-se um canal profundamente entalhado e com alto grau de confinamento, especialmente à jusante da estrutura. O leito é predominantemente arenoso, com presença significativa de sedimentos finos e resíduos sólidos urbanos. As margens apresentam inclinações superiores a 60º, com solo de textura argilosa altamente suscetível a processos erosivos.

Neste ponto foi registrado a maior variação de notas de montante para jusante que se repetiram em ambas as visitas, saindo de 37 para 120 de montante para a jusante, configurando uma transição de “excelente” para “pobre”. Foram identificados processos severos de erosão marginal (destacados em vermelho) e solapamento de margens, comprometendo a estabilidade do canal nas adjacências do bueiro apresentados pela Figura 5.



Figura 5: Bueiro tubular triplo de concreto da Barragem Tancredo Neves, Apucarana/PR com vista à jusante.
Fonte: Autoria própria (2025)

Ponto 5 – Canal do Bueiro da Barragem do Schmidt

O canal da Barragem do Schmidt apresenta regime de fluxo intermitente a perene, fortemente influenciado pelo manejo das águas da barragem e pelo escoamento superficial urbano. O dispositivo de transposição sob a Rua Raphael Sorpile é um bueiro triplo tubular de concreto (BTTC) de 0,80 m de diâmetro. O canal apresenta baixa sinuosidade à montante, porém com forte confinamento e entalhamento à jusante. As margens possuem inclinação acentuada e solo argiloso, apresentando sinais críticos de instabilidade. Foram registradas evidências de erosão severa e solapamentos significativos muito próximos à estrutura de transposição (Figura 6), classificados como críticos pelo protocolo aplicado.

No ponto 5 também ouve uma variação significativa de notas de montante para jusante que se repetiu nas duas visitas, tendo as notas saindo de 58 a montante e indo para 101 a jusante, representando um salto de “bom” para “pobre” na avaliação.



Figura 6: Bueiro tubular triplo de concreto instalado na Barragem do Schmidt, Apucarana/PR, com vista à jusante. Fonte: Autoria própria (2025)

Análise Comparativa e Diagnóstico Final

Nos pontos 1, 2, 4 e 5 foi possível notar que de montante para jusante os pontos sofrem um déficit nas notas e consequentemente no conceito de avaliação, a única exceção foi o ponto 3 que foi classificado como “pobre” tanto a montante como a jusante, desta forma pode-se notar como estas estruturas estão impactando na qualidade dos canais, sendo isso um indício de que elas podem ter sido sub dimensionadas ou que foram dimensionadas para vazões que não condizem mais com a realidade hidrológica da região, podem isto ser consequencial da urbanização das bacias hidrográficas, de alterações nos canais ou de falta de manutenção destas estruturas, porém para indicar de forma mais assertiva qual o real motivo desta patologias é necessário uma análise mais profunda e detalhada de cada ponto.

Considerações finais

Os principais problemas em barragens de terra incluem instabilidade dos taludes, erosão interna (piping), galgamento (transbordamento) e falhas na fundação, que podem levar a rupturas catastróficas. Porém os solos argilosos auxiliam na redução dos processos erosivos, devido a coesão.

A composição argilosa e silto-argilosa do solo presente na área de estudo favorece a coesão e acaba agindo de modo a reduzir os efeitos de desagregação e erosão das margens, explicando o resultado de estabilidade “boa à regular” em alguns dos canais analisados. Solos menos coesos poderiam resultar em indicadores mais desfavoráveis à estabilidade.

Os protocolos de avaliação rápida são ferramentas usadas em diversas áreas, como meio ambiente, para obter um diagnóstico rápido e eficiente de uma situação. Eles funcionam por meio de questionários padronizados e de baixo custo, que avaliam parâmetros qualitativos e quantitativos para direcionar a tomada de decisões e o planejamento de intervenções.

Os resultados obtidos mostraram que o método utilizado apresentou um questionário visual e subjetivo para analisar o grau de alteração e o estado de conservação de um trecho dos corpos d´águas, porém muitos problemas das infraestruturas não foram identificados no questionário, dificultando a obtenção de resultados mais reais, como o caso da barragem Tancredo Neves. Todavia, o modelo auxilia em um diagnóstico rápido e que contribui para estudos das modificações fluviais.

Referências Bibliográficas

BORTOLUZZI, T.; FERNANDES, C. V. S. Aplicação de protocolo de avaliação de estabilidade de canais fluviais em trechos de rios urbanos. **RBRH**, Porto Alegre, v. 22, e25, 2017. Disponível em: https://doi.org/10.1590/2318-0331.0117160037. Acesso em: 11 jun. 2025.

BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde (FUNASA). Plano municipal de saneamento básico: cadernos temáticos de saneamento básico – drenagem e manejo de águas pluviais urbanas. Brasília: FUNASA, 2016. 23 p.

CANHOLI, Aluísio Pardo. Drenagem urbana e controle de enchentes. 2. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2014.

CORREIA, C. N.; PRATES, K. V. M. C.; UEDA, A. C.; JABOUR, A. S. Pressão urbana nos corpos hídricos da cidade de Apucarana (Paraná - Brasil). In: CONGRESSO INTERNACIONAL DE TECNOLOGIAS PARA O MEIO AMBIENTE, 7., 2023.

DNIT – DEPARTAMENTO NACIONAL DE INFRAESTRUTURA DE TRANSPORTES. Manual de drenagem de rodovias. 2. ed. Rio de Janeiro: IPR, 2006. (IPR. Publicação, 724).

FHWA. Assessing stream channel stability at bridges in physiographic regions. Report No FHWA-HRT-05-072, Federal Highway Administration, Washington, D.C. 157 p. 2006.

IAT PR. Programa de segurança de barragens. Disponível em: <https://www.iat.pr.gov.br/Pagina/Programa-de-Seguranca-de-Barragens>. Acesso em: 11 de outubro de 2025.

MONTGOMERY, D. R.; BUFFINGTON, J. M. Channel-reach morphology in mountain drainage basins. Geological Society of America Bulletin, [S. l.], v. 109, n. 5, p. 596-611, 1997. DOI: https://doi.org/10.1130/0016-7606(1997)109%3C0596:CRMIMD%3E2.3.CO;2.

PREFEITURA MUNICIPAL DE APUCARANA. Plano Municipal de Saneamento Básico (PMSB) – Caderno I: diagnóstico. 2017. Apucarana: Gabinete do Prefeito. 164 p.

TUCCI, Carlos Eduardo Morelli. Águas urbanas. Estudos Avançados, São Paulo, v. 22, n. 63, p 97-112, 2008.

PROCESSOS EROSIVOS E VULNERABILIDADE AMBIENTAL: INTEGRAÇÃO DE GEOTECNOLOGIAS E ANÁLISE MULTICRITÉRIO EM ÁREAS DE RISCO NA CIDADE DE RECIFE/PE

1Dayrla Mayrla Mendes de Paiva, 2Ester da Silva Mangueira, 3Maria Eduarda Barbosa Fabrício, 4Kalinny Patrícia Vaz Lafayette, 5Jonas da Silva Bezerra, 6Joyce Ingrid de Arandas Sobral, 7Amaury Gouveia Pessoa Neto

1 Universidade de Pernambuco, e-mail: dmmp@poli.br; 2 Universidade de Pernambuco, e-mail: esm@poli.br; 3 Universidade de Pernambuco, e-mail: mebf3@poli.br; 4 Universidade de Pernambuco, e-mail: klafayette@poli.br; 5 Universidade de Pernambuco, e-mail: jonas.bezerra@poli.br; 6 Universidade de Pernambuco, e-mail: joyce.iasobral@upe.br; 7 Universidade de Pernambuco, e-mail: agpn@poli.br

Palavras-chave: Processos Erosivos; Vulnerabilidade Ambiental; Geotecnologias.

Resumo

O intenso processo de urbanização no Brasil, frequentemente dissociado do planejamento territorial e da preservação ambiental, tem contribuído para a ocupação de áreas suscetíveis a riscos, como encostas e margens de cursos d'água, ampliando a vulnerabilidade socioambiental nas cidades. Nesse contexto, o presente artigo analisa a vulnerabilidade ambiental associada a processos erosivos no bairro de Dois Unidos, no município do Recife/PE, a partir da integração de geotecnologias e de métodos de análise multicritério, com vistas à elaboração de mapas temáticos voltados à avaliação da suscetibilidade geotécnica, considerando a interação entre fatores condicionantes, como geologia, geomorfologia, pedologia e precipitação. A abordagem adotada, fundamenta-se na integração de dados espaciais oriundos de bases institucionais, tratados em ambiente de Sistema de Informações Geográficas (SIG), com o suporte do software QGIS (versão 3.32) e da linguagem Python, além da aplicação de álgebra de mapas para o cruzamento sistemático das variáveis. Os resultados evidenciam a predominância de formações geológicas pouco consolidadas, relevo com declividades acentuadas e solos com elevada capacidade de retenção hídrica, condições que, associadas a elevados índices pluviométricos, favorecem a intensificação dos processos erosivos e a instabilidade do terreno. Verifica-se, ainda, que a ocupação antrópica desordenada, marcada pela supressão da cobertura vegetal e pela deficiência de infraestrutura, potencializa a vulnerabilidade local. Nesse contexto, os produtos cartográficos gerados, constituem a síntese espacial dessas interações, possibilitando a identificação de áreas críticas com maior suscetibilidade a movimentos de massa e reforçando a relevância das geotecnologias como instrumento de apoio ao planejamento territorial. Dessa forma, evidencia-se que a integração entre fatores naturais e antrópicos é determinante para a compreensão da dinâmica erosiva, sendo fundamental para subsidiar estratégias de mitigação de riscos e promover uma gestão urbana mais sustentável.

Introdução

A aceleração do crescimento urbano brasileiro, impulsionada pelo desenvolvimento industrial, ocorreu de forma dissociada do planejamento territorial e da preservação dos serviços ecossistêmicos, resultando na ocupação e consequente degradação de áreas de elevada fragilidade ambiental, como encostas, margens fluviais e zonas de proteção. Esse processo de urbanização desordenada, associado às desigualdades estruturais e à insuficiência de políticas habitacionais, levou à concentração de parte da população em terrenos suscetíveis a riscos geológicos e hidrológicos. Ademais, a deficiência na fiscalização e o manejo inadequado do solo, caracterizado pela remoção da cobertura vegetal e pela impermeabilização das superfícies, intensificaram a vulnerabilidade geotécnica dessas áreas, ampliando sua suscetibilidade a movimentos de massa e à ocorrência recorrente de desastres socioambientais (Fernandes; Nunes, 2025; Nunes; Costa, 2023).

A lógica do industrialismo e do consumo intensifica o impacto ambiental e estrutura padrões socioespaciais que concentram a vulnerabilidade em determinados grupos sociais. No Brasil, os benefícios da urbanização e da industrialização ao longo do século XX foram distribuídos de forma desigual, restringindo o acesso de parcelas significativas da população aos serviços urbanos essenciais e ampliando sua exposição a riscos ambientais. Nesse sentido, a distribuição desigual da infraestrutura urbana, configura-se como um dos principais componentes da vulnerabilidade socioambiental, entendida como um processo que articula dinâmicas sociais e condições ambientais. Como consequência dessa dinâmica, as grandes cidades e suas regiões metropolitanas consolidam-se como importantes polos geradores de problemas ambientais contemporâneos, exercendo pressão significativa sobre os recursos hídricos, por meio de captações superiores à disponibilidade dos mananciais, e sobre os solos, em função da contaminação por poluentes transportados pelas águas pluviais (Hogan *et al.*, 2001).

Dentre os impactos associados a esse contexto urbano e ambiental, destacam-se os processos erosivos, que decorrem da interação entre fatores naturais e antrópicos. Torna-se, portanto, essencial a análise integrada das características geológicas, geomorfológicas, pedológicas e climáticas, bem como das dinâmicas socioespaciais associadas ao uso e manejo inadequados do solo. Alterações no uso da terra, como a expansão de superfícies impermeáveis, a redução da rugosidade superficial e a implantação de sistemas de drenagem, modificam significativamente os padrões de escoamento, intensificando a ocorrência de erosões, alagamentos e inundações em áreas urbanas (Silva, 2024; Tucci, 2005).

Nesse contexto, a investigação dos efeitos da ocupação antrópica em áreas suscetíveis a instabilidades assume papel central na compreensão da vulnerabilidade ambiental e na dinâmica dos processos erosivos. Sob essa perspectiva, o geoprocessamento destaca-se como uma ferramenta essencial ao planejamento territorial sustentável, ao permitir a organização, integração e interpretação de informações espaciais relacionadas à fragilidade dos ecossistemas. Suas aplicações envolvem desde levantamentos diretos em campo até técnicas de modelagem espacial, contribuindo para a análise preditiva de cenários e para a proposição de estratégias voltadas à mitigação de impactos ambientais e à gestão urbana sustentável (Eniyew *et al.*, 2021; Boussetta *et al.*, 2022; Aouragh *et al.*, 2023).

Como aplicação prática dessas abordagens, o mapeamento de áreas suscetíveis a riscos configura-se como instrumento indispensável para orientar a expansão urbana em equilíbrio com as limitações ambientais. Esses produtos cartográficos subsidiam o planejamento de infraestrutura e fortalecem a tomada de decisão por parte do poder público, ao possibilitar a identificação prévia de áreas críticas e a prevenção de problemas geotécnicos e socioambientais (Bispo *et al.*, 2020).

Com base nesse contexto, o presente trabalho tem como objetivo elaborar mapas temáticos voltados à avaliação da vulnerabilidade geotécnica, associada a processos erosivos no bairro de Dois Unidos, em Recife-PE, a partir da análise integrada de variáveis geológicas, geomorfológicas, pedológicas e pluviométricas. Para isso, foram empregadas técnicas de geoprocessamento, com destaque para métodos multicritério e álgebra de mapas, que permitem o cruzamento sistemático de dados espaciais e uma avaliação mais robusta da sensibilidade ambiental do terreno. A aplicação dessas ferramentas possibilitou a identificação de áreas críticas em um contexto de ocupação intensiva, além de permitir a análise dos setores com maior suscetibilidade a processos erosivos e instabilidades, demonstrando a relevância do geoprocessamento como suporte técnico ao planejamento territorial orientado à conservação ambiental e à mitigação de riscos socioambientais.

Caracterização da Área

O município do Recife (Figura 1), capital do estado de Pernambuco, está inserido na faixa litorânea do Nordeste brasileiro é considerado um importante centro urbano regional. Apresenta uma população estimada em 1.587.707 habitantes distribuídos em uma área territorial de 218,843 km², o que evidencia elevada densidade demográfica e intensas pressões sobre o uso e ocupação do solo. Do ponto de vista geográfico, limita-se ao norte com os municípios de Paulista e Olinda, ao sul com o município Jaboatão dos Guararapes, a oeste com os municípios de São Lourenço da Mata e Camaragibe, e a leste com o Oceano Atlântico, inserindo-se em um contexto espacial caracterizado por forte interação entre ambientes urbanos e costeiros (IBGE, 2024; Araújo *et al.*, 2025).

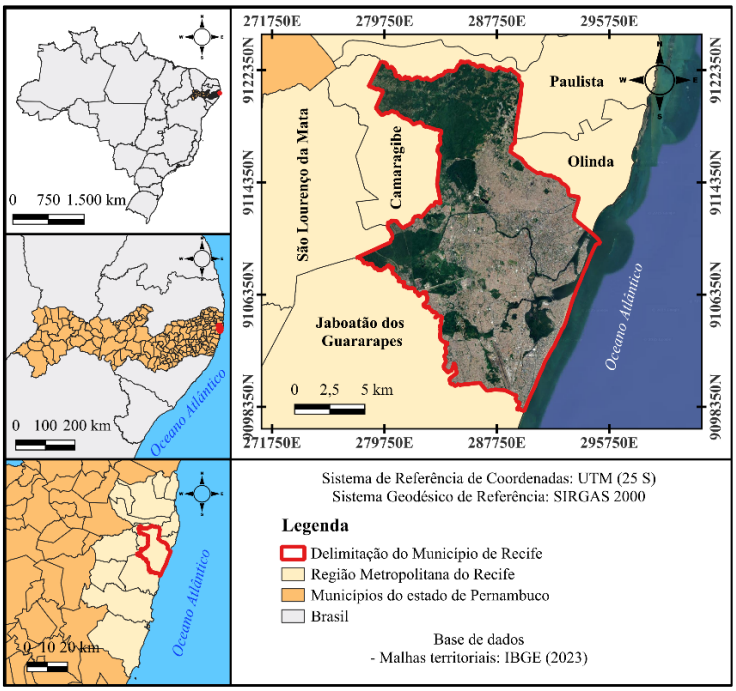


Figura 01: Mapa de localização do município de Recife/PE.
Fonte: Elaborado pelos autores (2026)

A cidade do Recife apresenta um histórico recorrente de ocorrência de movimentos de massa em áreas de morro, que abrigam uma parcela significativa da população, majoritariamente de baixa renda. Tais eventos têm resultado em perdas humanas e danos materiais expressivos, sendo potencializados pela atuação conjunta de fatores naturais, como a intensificação dos regimes pluviométricos, e antrópicos, associados à ocupação desordenada, supressão da cobertura vegetal e intervenções inadequadas nas encostas. Soma-se a esse cenário a insuficiência de políticas públicas efetivas voltadas à prevenção, monitoramento e mitigação de riscos, o que contribui para a ampliação da vulnerabilidade socioambiental dessas comunidades (Ferreira, 2023).

De acordo com dados do IBGE (2018), o município do Recife destaca-se no cenário nacional ao ocupar a quinta posição entre as cidades brasileiras com maior contingente populacional residente em áreas suscetíveis a desastres naturais, totalizando 206.761 habitantes, o que corresponde a aproximadamente 13,4% da população municipal. Ademais, estima-se que cerca de 35% das famílias recifenses estejam inseridas em áreas de morro, frequentemente caracterizadas por ocupações informais e condições habitacionais precárias. Esse quadro é agravado pela própria configuração territorial do município, na qual 67,43% da área é composta por morros, em contraste com apenas 23,26% de planícies, fator que contribui para a intensificação da vulnerabilidade socioambiental (PCR, 2024).

No que se refere ao recorte espacial deste estudo, a área de risco analisada corresponde ao bairro de Dois Unidos (Figura 2), localizado na porção norte do município do Recife e integrante da Região Político-Administrativa 2 (RPA 2). Com uma extensão aproximada de 312 hectares, o bairro abriga cerca de 32.805 habitantes, distribuídos em 9.374 domicílios, apresentando uma média de 3,5 moradores por unidade habitacional. Limita-se com os bairros de Passarinho, Brejo do Beberibe e Linha de Tiro, configurando-se como uma área de elevada densidade populacional e marcada por ocupações em encostas, o que reforça sua condição de vulnerabilidade frente a processos erosivos e movimentos de massa (PCR, 2010).

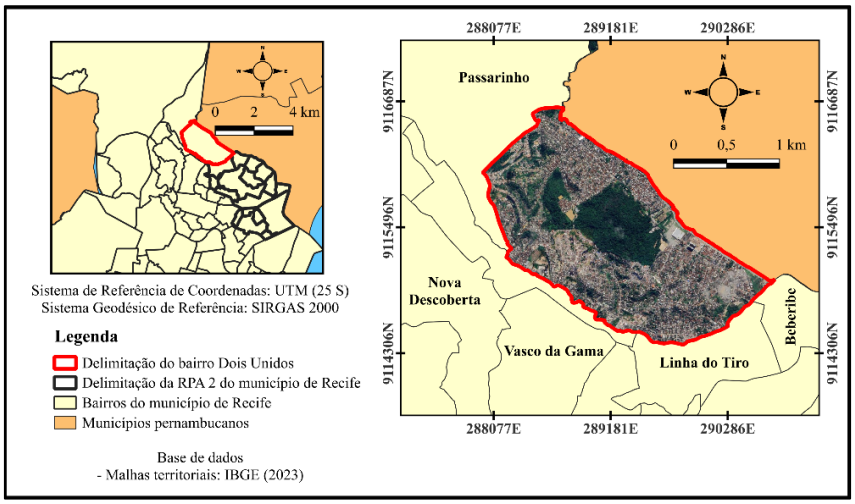


Figura 02: Localização do bairro Dois Unidos, Recife-PE.
Fonte: Elaborado pelos autores (2026)

O bairro de Dois Unidos caracteriza-se por elevada densidade urbana e concentração de populações de baixa renda, inseridas em áreas com infraestrutura deficitária e marcadas por vulnerabilidade socioambiental (Figura 3). A ocupação ocorre de forma desordenada, refletindo um crescimento não planejado que dificulta o acesso a serviços básicos. Nesse contexto, predominam moradias precárias implantadas em áreas de risco (Figura 4), como encostas íngremes e terrenos suscetíveis a alagamentos, frequentemente localizados próximos a cursos d'água, o que compromete significativamente as condições de habitabilidade (Leite, 2008).



Figura 03: Moradias em locais de vulnerabilidade socioambiental no bairro de Dois Unidos, Recife-PE.
Fonte: Acervo próprio (2026)



Figura 04: Moradias precárias em áreas de risco, no bairro de Dois Unidos, Recife-PE.
Fonte: Acervo próprio (2026)

Metodologia

A metodologia se baseia na abordagem integrada de quatro fatores condicionantes fundamentais à ocorrência de processos erosivos: geologia, geomorfologia, pedologia e precipitação. A seleção dessas variáveis decorre de sua influência direta na dinâmica dos processos superficiais, no comportamento dos materiais e na suscetibilidade do terreno à erosão. O delineamento metodológico foi estruturado de forma sistemática, conforme apresentado no fluxograma da Figura 5, contemplando etapas que envolvem a definição dos fatores condicionantes, a coleta e o tratamento dos dados, a elaboração dos mapas temáticos individuais e, por fim, a integração dessas informações para a análise espacial e interpretação dos resultados.

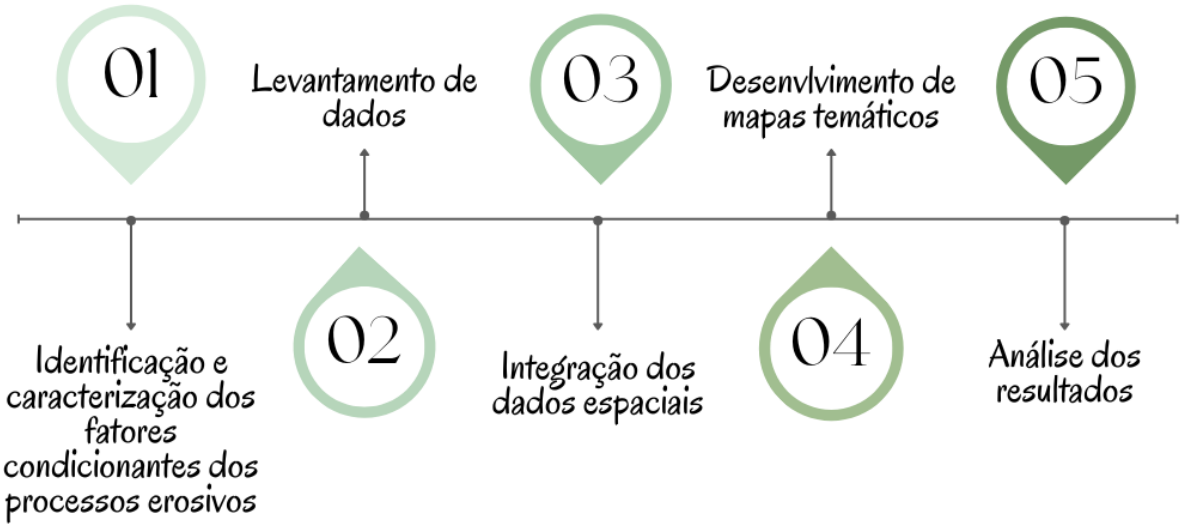


Figura 05: Etapas dos procedimentos metodológicos.
Fonte: Elaborado pelos autores (2026)

Identificação e caracterização dos fatores condicionantes dos processos erosivos

Inicialmente, realizou-se um levantamento bibliográfico com o objetivo de identificar os principais fatores condicionantes associados à ocorrência de processos erosivos, com base em estudos consolidados na literatura científica. A partir

dessa análise, foram selecionados quatro elementos de maior relevância: pedologia, geologia, geomorfologia e pluviosidade. A escolha dessas variáveis justifica-se por sua influência direta na dinâmica de instabilidade dos terrenos, sendo fundamentais para a identificação e caracterização de áreas com maior suscetibilidade a movimentos de massa.

A pedologia possui como objeto próprio de estudo o solo, considerado um corpo natural com características específicas que o distinguem dos demais elementos da natureza. A análise dessas características corresponde à sua dimensão descritiva, voltada à identificação de atributos morfológicos e propriedades físicas. No âmbito científico, a pedologia estuda a gênese, classificação e distribuição dos solos na paisagem, constituindo base fundamental para o mapeamento pedológico. Historicamente, sua aplicação tem sido amplamente associada à classificação e cartografia dos solos, especialmente em estudos voltados ao planejamento territorial e ao uso do solo (Espindola, 2010; Queiroz Neto, 1982).

A geomorfologia dedica-se ao estudo dos processos superficiais responsáveis pela modelagem do relevo ao longo do tempo geológico, desenvolvendo técnicas detalhadas para a caracterização de vertentes e a identificação de formas relictuais. Tradicionalmente, essa análise baseou-se em critérios predominantemente descritivos, voltados à observação das formas e feições do terreno (Espindola, 2010).

A geologia constitui um elemento fundamental na análise de movimentos de massa, uma vez que as diferentes formações geológicas apresentam variações significativas, quanto à resistência mecânica, à permeabilidade e à suscetibilidade à ruptura. Essas propriedades condicionam diretamente o comportamento do terreno frente a eventos de instabilidade, influenciando tanto a ocorrência quanto a magnitude desses processos (Dos Santos; Coutinho, 2023; Meena et al., 2019; Santos; Silva; Vital, 2023).

A precipitação pluviométrica constitui um dos principais componentes do ciclo hidrológico diretamente associado à suscetibilidade a deslizamentos. Em eventos de elevada intensidade, o solo tende a atingir altos graus de saturação, condição que favorece a deflagração de movimentos de massa. Nessas circunstâncias, verifica-se a redução da capacidade de infiltração das encostas, resultando no aumento significativo da instabilidade (Pessoa Neto, 2023).

Levantamento de dados

Para a construção da base de dados, os mapas temáticos foram elaborados a partir de diferentes fontes, conforme apresentado na Tabela 1. Os dados foram obtidos por meio de técnicas de sensoriamento remoto, com o uso da plataforma Google Earth, permitindo a espacialização dos fatores condicionantes associados à ocorrência de movimentos de massa.

Mapa	Fonte de Dados
Pedologia	Proveniente da Empresa Brasileira de pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), referente à distribuição dos solos no estado de Pernambuco em formato vetorial, na escala 1:100.000
Geologia	Obtido por meio da plataforma do Banco de Dados de Informações Ambientais (BDiA), em formato vetorial (shapefile), na escala 1:250.000
Geomorfologia	Obtido por meio da plataforma do Banco de Dados de Informações Ambientais (BDiA), em formato vetorial (shapefile), na escala 1:250.000
Pluviosidade	Proveniente de dados mensais históricos de precipitação referentes a 4 postos pluviométricos monitorados pela Agência Pernambucana de Águas e Clima (APAC) abrangendo o período de 1º janeiro de 2001 a 31 de dezembro de 2024

Tabela 01: Fontes de obtenção dos dados espaciais.
Fonte: Elaborado pelos autores (2026)

Modelagem e integração dos dados espaciais

O processamento e a fotointerpretação dos dados espaciais foram realizados com o suporte da linguagem de programação Python, integrada ao software QGIS (versão 3.32). Para assegurar a padronização e a precisão das análises, adotou-se o sistema de coordenadas UTM, fuso 25S, referenciado no Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas (SIRGAS 2000). A partir desses procedimentos, foram gerados os mapas temáticos de pedologia, geologia, geomorfologia e pluviosidade, que subsidiaram a análise dos fatores condicionantes dos processos erosivos.

Resultados

A aplicação do Sistema de Informações Geográficas (SIG) possibilitou a elaboração de mapas temáticos dos fatores condicionantes estudados, incluindo geologia, geomorfologia, pedologia e precipitação, os quais evidenciaram os padrões espaciais e o comportamento territorial da Região de Planejamento e Administração 2 (RPA 2). Os produtos cartográficos gerados, apresentados na Figura 6, subsidiaram a análise integrada das variáveis investigadas, permitindo uma interpretação mais consistente dos processos atuantes na área e conferindo suporte técnico às discussões dos resultados.

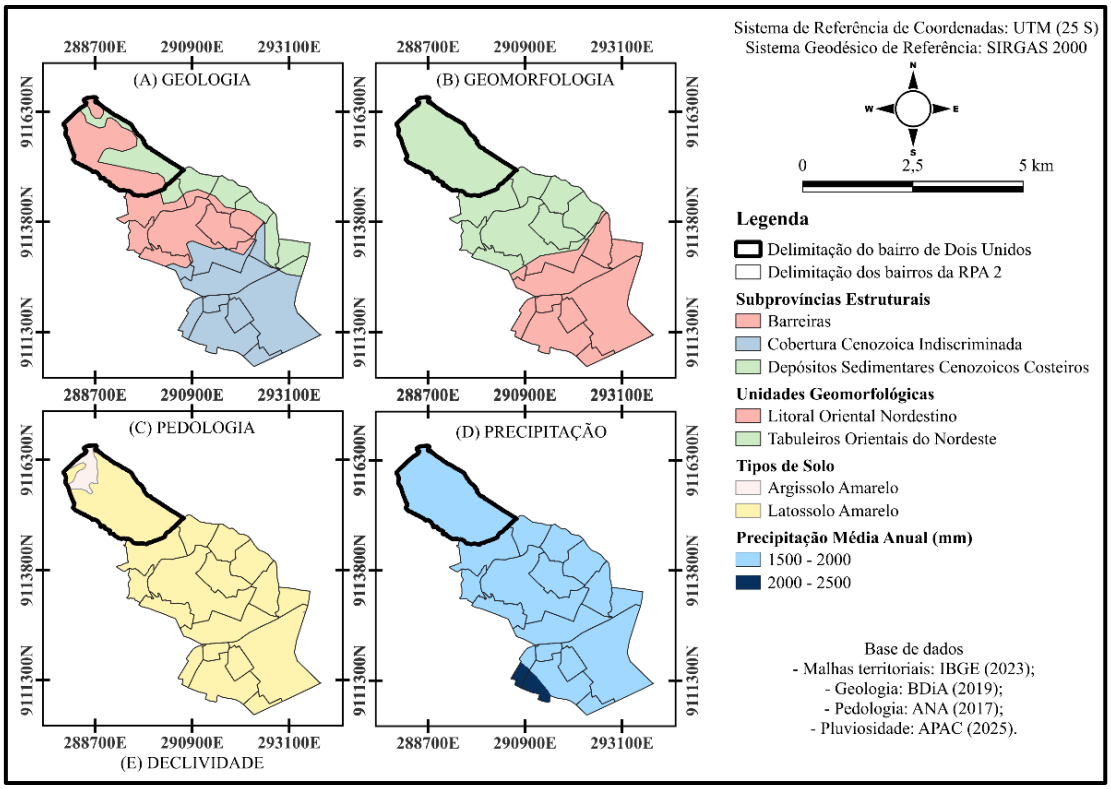


Figura 06: Mapas temáticos dos fatores condicionantes estudados.
Fonte: Elaborado pelos autores (2026)

No que se refere ao aspecto geológico, os resultados obtidos evidenciaram que a área de estudo, localizada na RPA 2, apresenta uma configuração caracterizada pela ocorrência das subprovíncias Barreiras, Cobertura Cenozoica Indiscriminada e Depósitos Sedimentares Cenozoicos Costeiros. Em escala local, com destaque para o bairro de Dois Unidos, verificou-se a predominância da Formação Barreiras, associada à significativa presença de depósitos sedimentares costeiros cenozoicos. Tal composição geológica revela a influência dessas unidades na estruturação do substrato, condicionando características físicas do terreno e contribuindo para a compreensão dos processos geoambientais atuantes na área.

Essa configuração geológica exerce papel fundamental na dinâmica dos processos erosivos e na definição da vulnerabilidade ambiental da área. Os materiais da Formação Barreiras, em geral pouco consolidados e com elevada heterogeneidade granulométrica, apresentam maior suscetibilidade à desagregação superficial e ao transporte de partículas, sobretudo sob a ação do escoamento pluvial. De forma complementar, os Depósitos Sedimentares Costeiros, frequentemente mais inconsolidados, tendem a intensificar a erodibilidade do terreno.

Diante disso, evidencia-se que as variações nas propriedades geotécnicas, especialmente resistência mecânica e permeabilidade, controlam os processos de infiltração e escoamento superficial, favorecendo a formação de feições erosivas e aumentando a instabilidade do terreno, sobretudo em áreas com interferência antrópica. Além disso, a predominância da Formação Barreiras contribui para a maior suscetibilidade a processos erosivos e deslizamentos em condições climáticas quentes e úmidas, reforçando a vulnerabilidade geoambiental da área de estudo (Santos; Silva; Vital, 2023; Santana; Listo, 2018).

Sob o ponto de vista geomorfológico, a área de estudo se inseriu nas unidades de relevo Litoral Oriental Nordestino e Tabuleiros Orientais do Nordeste, sendo esta última predominante e onde se concentrou o bairro de Dois Unidos, caracterizado por superfícies tabulares e altitudes variando entre 30 e 130 metros. Essa configuração geomorfológica condicionou a intensificação de processos erosivos, sobretudo em setores com maiores declividades e ocupação antrópica desordenada (Pessoa Neto, 2023).

O mapeamento indicou, no contexto pedológico, a predominância de Latossolo Amarelo, com ocorrência de Argissolo Amarelo na porção norte, especialmente no bairro de Dois Unidos. A análise evidenciou que as propriedades físico-hídricas desses solos, marcadas pela elevada capacidade de retenção de água, favoreceram a saturação durante períodos chuvosos, reduzindo a coesão entre partículas e aumentando a suscetibilidade à erosão. Esse comportamento condiciona a intensificação do escoamento superficial concentrado e a formação de feições erosivas, como sulcos e ravinas, com potencial evolução para estágios mais avançados, sobretudo em áreas com supressão da cobertura vegetal e interferência antrópica (Freire *et al.*, 2022; Gusmão Filho, 1995).

A análise da variabilidade da precipitação média anual evidenciou que a área de estudo esteve submetida a elevados índices pluviométricos anuais, com valores variando entre 1500 e 2000 mm, abrangendo toda a região e configurando-se como um dos principais condicionantes dos processos erosivos. Observou-se que eventos de precipitação intensa promoveram o aumento do escoamento superficial, especialmente em áreas com baixa capacidade de infiltração ou com cobertura vegetal reduzida, favorecendo o desprendimento e o transporte de partículas do solo. Esse comportamento contribuiu para a formação e evolução de feições erosivas, como sulcos, ravinas e voçorocas, além de intensificar a degradação das encostas.

Adicionalmente, a saturação hídrica do solo, associada à recorrência de chuvas intensas, reduz a resistência ao cisalhamento dos materiais superficiais e amplia a instabilidade. Nessas condições, a limitada capacidade de absorção da água excedente potencializa tanto os processos erosivos quanto a degradação ambiental, sobretudo em áreas submetidas à ocupação antrópica inadequada (Pessoa Neto, 2023).

Conclusão

Os resultados obtidos evidenciaram que a interação entre os condicionantes geológicos, geomorfológicos, pedológicos e pluviométricos desempenhou papel determinante na configuração da vulnerabilidade ambiental na RPA 2, com ênfase no bairro de Dois Unidos. A predominância de características naturais favoráveis aos processos erosivos, associada à ocupação urbana em áreas de encosta e à elevada intensidade pluviométrica, contribuiu para a redução da estabilidade dos materiais superficiais e para o aumento da suscetibilidade a movimentos de massa, potencializando a ocorrência de eventos com impactos socioambientais relevantes. Nesse contexto, os produtos cartográficos elaborados permitiram a compreensão integrada dos condicionantes físicos e antrópicos, fornecendo base técnica consistente para o planejamento territorial e para a definição de estratégias preventivas voltadas à mitigação de riscos.

A análise realizada indicou que o bairro de Dois Unidos apresentou elevada suscetibilidade a deslizamentos, configurando-se como área de risco para a população residente. A combinação entre fatores naturais, uso e ocupação inadequados do solo e limitações de infraestrutura intensificou a vulnerabilidade local, evidenciando a necessidade de intervenções estruturais e não estruturais. Adicionalmente, a metodologia empregada para o mapeamento de áreas suscetíveis demonstrou elevada eficiência e viabilidade prática, destacando-se pela capacidade de integração de dados geoespaciais, pelo baixo custo de aplicação e pelo potencial de replicabilidade em diferentes contextos territoriais, especialmente em áreas com restrições de acesso a informações detalhadas.

Por fim, ressalta-se que a redução dos riscos associados aos processos erosivos está diretamente relacionada à adoção de práticas sustentáveis de uso e ocupação do solo, como a manutenção da cobertura vegetal, o manejo adequado de resíduos sólidos e o respeito às limitações naturais do terreno. Destaca-se ainda a importância da formulação e implementação de políticas públicas voltadas ao ordenamento urbano, à gestão de riscos e à educação ambiental. Dessa forma, conclui-se que a integração entre conhecimento técnico-científico e ações de planejamento constitui elemento essencial para a mitigação da vulnerabilidade e para a promoção de maior segurança socioambiental na área de estudo.

Agradecimentos

O presente trabalho foi desenvolvido com o apoio da Universidade de Pernambuco (UPE), por meio da Escola Politécnica, destacando-se a concessão da bolsa de Iniciação Científica. Ressalta-se, ainda, a colaboração da equipe da Defesa Civil da cidade do Recife, especialmente pelo acompanhamento em campo e pela viabilização do acesso à área de risco estudada, contribuições essenciais para o desenvolvimento da pesquisa.

Referências Bibliográficas

ARAÚJO, L. F. G.; OLIVEIRA, L. F. S.; FREIRE, M. A. Q.; AMORIM, S. F.; GUEDES, M. A. N.; HAWSON, E. M. G. H.; VIEIRA, G. C. M.; FERREIRA, S. R. M. Panorama geral das ocorrências associadas a movimentos de massa em encostas na cidade do Recife–PE. **Revista Políticas Públicas & Cidades**, [S. l.], v. 14, n. 2, p. e1764, 2025. DOI: 10.23900/2359-1552v14n2-56-2025. Disponível em: https://journalppc.com/RPPC/article/view/1764. Acesso em: 29 abr. 2026.

AORAGH, M.H.; IJLIL, S.; ESSAHLAOUI, N.; ESSAHLAOUI, A.; HMAIDI, A.E.; OUALI, A.E.; MRIDEKH, M.. Remote sensing and GISbased machine learning models for spatial gully erosion prediction: A case study of Rdat watershed in Sebou basin, Morocco. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, [online] 30, 2023. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.rsase.2023.100939. Acesso em: 26 fev. 2026.

BISPO, C. O.; LISTO, F. L. R.; FALCÃO, N. A. M.; LISTO, D. G. S. Previsão de escorregamentos no município de Maceió (AL) a partir do modelo AHP. **Revista do Departamento de Geografia**. v. 39, n. 1, p. 88-101, 2020.

BOUSETTA, A.; NICULESCU, S.; BENGOUFA, S.; ZAGRARNI, M.F. Spatio-temporal analysis of shoreline changes and erosion risk assessment along Jerba island (Tunisia) based on remotesensing data and geospatial tools. **Regional Studies in Marine Science** [online] 55, 2022. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.rsma.2022.102564. Acesso em: 24 jan. 2026.

DOS SANTOS, J.C.; COUTINHO, R.Q. Geological and Geotechnical Characterization of Soils from the Barreiras Formation in a Subarea of Study in Maceio, Alagoas State, Brazil. **Geotech Geol Eng** 41, 107–133 (2023). https://doi.org/10.1007/s10706-022 02266-8. Acesso em: 26 abr. 2026.

ESPINDOLA, C. R. A pedologia e a evolução das paisagens. **Revista do Instituto Geológico**, São Paulo, v. 31, n. 1/2, p. 67-92, 2010.

ENIYEW, S.; TESHOME, M.; SISAY, E.; BEZABIH, T., 2021. Integrating RUSLE model with remote sensing and GIS for evaluation soil erosion in Telkwonz Watershed, Northwestern Ethiopia. **Remote Sensing Applications: Society and Environment** [online] 24, 2021. DOI: 10.1016/j.rsase.2021.100623.

FERNANDES, D. S.; NUNES, M. N. C. A. Urbanização e os Impactos Ambientais no Solo. **Revista Interlocus**. v. 1, n. 1, 2025. DOI: https://doi.org/10.5281/zenodo.15663892.

FERREIRA, L. M. V. **Variabilidade espacial do cisalhamento em locais de risco de deslizamento de taludes na cidade do Recife - PE**. 49p. Universidade Federal Rural de Pernambuco - Departamento de Ciência Florestal. Curso de Graduação em Engenharia Florestal, 2023.

FREIRE, L. V.; SANTOS JÚNIOR, O. F.; INGUNZA, M. P. D.; CHAVES, L. F. M.; NETO, O. F. Caracterização química, mineralógica e geotécnica de sedimentos da formação barreiras e pós-barreiras - litoral sul do Rio Grande do Norte, Brasil. **Revista de Geociências do Nordeste**, [S. l.], v. 8, n. 2, p. 76–90, 2022. DOI: 10.21680/2447- 3359.2022v8n2ID23638. Disponível em: https://periodicos.ufrn.br/revistadoregne/article/view/23638. Acesso em: 13 abr. 2026.

GUSMÃO FILHO, J. A. A experiência em encostas ocupadas do Recife: integração técnica, institucional e comunitária. **Revista do Instituto Geológico**, São Paulo, Volume Especial, p. 9-22, 1995.

HOGAN, D. J.; CUNHA, J. M. P.; CARMO, R. L.; OLIVEIRA, A. A. B. **Urbanização e vulnerabilidade sócio-ambiental: o caso de Campinas**. Campinas: NEPO/UNICAMP, 2001. p. 397-418.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA ESTATÍSTICA (IBGE). **Cidades e Estados**, 2024. Disponível em: https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/pe/recife.html. Acesso em: 11 mar. 2026.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **População em áreas de risco no Brasil**. Ministério do Planejamento, Desenvolvimento e Gestão. Rio de Janeiro, 2018. Disponível em: https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv101589.pdf. Acesso em: 07 fev. 2026.

LEITE, N. **O Bairro De Dois Unidos E As Histórias De Suas Localidades**, 2008. Disponível em: https://www.webartigos.com/artigos/o-bairro-de-dois-unidos-e-as-historias-de-suas-localidades/5920. Acesso em: 05 mar. 2026.

MEENA, S.; MISHRA, B.; PIRALILOU, S. T. A. Hybrid Spatial Multi-Criteria Evaluation Method for Mapping Landslide Susceptible Areas in Kullu Valley, Himalayas. **Geosciences**, v. 9, n. 4, 156, 2019.

NUNES, W. P.; COSTA, C. R. Uma cidade em questão: apontamentos da participação cidadã e processo de urbanização sobre o caso de Floriano-PI. **Sociedade em Debate**, v. 5, n. 1, p.182-205, 2023.

PESSOA NETO, A. G.; LAFAYETTE, K. P. V.; SILVA, F.G; FERREIRA, V. D. Método de Análise e Hierárquica (AHP) para determinar a suscetibilidade a movimentos de massa no bairro da Macaxeira (Recife-PE, Brasil). **Revista Geográfica Acadêmica**, v. 17, n. 1, 2023.

PREFEITURA DA CIDADE DO RECIFE (PCR). **Caracterização do território**, 2024. Disponível em: https://www2.recife.pe.gov.br/pagina/caracterizacao-do-territorio. Acesso em: 07 jan. de 2026.

PREFEITURA DA CIDADE DO RECIFE (PCR). **Dois Unidos**, 2010. Disponível em: https://www2.recife.pe.gov.br/servico/dois-unidos?op=NzQ1NQ==. Acesso em: 14 fev. 2026.

QUEIROZ NETO, J. P. **Pedologia: conceito, método e aplicações**, [s. l], p. 96-102, 1982.

SANTANA, J. K. R.; LISTO, F. L. R. Alterações morfológicas de encostas e deflagração de escorregamentos em áreas densamente urbanizadas: uma análise evolutiva em uma sub-bacia do município de Recife (PE). **Revista de Geografia (Recife)**. v. 35, n. 3, p. 1-19, 2018.

SANTOS, C. L.; SILVA, O. G.; VITAL, S. R. O. Mapeamento de Áreas de Risco Associadas ao Carste em Área Urbana no Município de João Pessoa-PB. **Sociedade & Natureza**, v. 34, 2023. DOI: 10.14393/SN-v34-2022-63641.

SILVA, I. A. S. Processos erosivos e interfaces com o Ensino de Geografia: enfoques conceituais e percursos didáticos. **Revista Verde Grande: Geografia e Interdisciplinaridade**, [s. l.], v. 6, n. 2, p. 500-520, 2024.

EFEITOS DA IMPERMEABILIZAÇÃO URBANA NA EVOLUÇÃO DE UMA EROSÃO HÍDRICA LINEAR EM CENÁRIO FUTURO: ANÁLISE HIDROLÓGICA EM BAURU-SP

1 João Eduardo Feitosa Ribeiro, 2 Ana Laura Pascucci de Oliveira, 3 Graziele Ruas Lagoas da Silva, 4 Simone Andrea Furegatti

1 UNESP: jef.ribeiro@unesp.br; 2 UNESP: ana.pascucci@unesp.br; 3 UNESP: graziele.ruas@unesp.br; 4 UNESP: simone.furegatti@unesp.br

Palavras-chave: erosão hídrica linear; drenagem urbana; uso e ocupação do solo.

Resumo

A erosão hídrica urbana, especialmente as erosões lineares são um problema geoambiental associado à expansão das cidades e ao aumento da impermeabilização do solo, que reduzem a infiltração de água e intensificam o escoamento superficial. No caso de Bauru-SP, os processos erosivos são agravados pela predisposição natural do meio físico, marcada por solos arenosos, litologias areníticas e relevo favorável à concentração do fluxo. A intensificação de eventos extremos de chuva tende a tornar os sistemas de drenagem urbana menos compatíveis com as condições hidrológicas futuras. Assim, o presente estudo propõe analisar como a urbanização, em cenários pretéritos, atuais e futuros, influencia a evolução de uma erosão hídrica linear localizada na Vila Aviação, considerando a impermeabilização da bacia, a vazão de pico e a instabilidade geomorfológica da área. A partir de análise multitemporal do uso e ocupação do solo, modelagem hidrológica e geoprocessamento em QGIS, foram avaliados os cenários de 2004, 2013, 2024 e uma projeção futura de consolidação urbana. Os resultados indicaram que a impermeabilização da bacia de contribuição aumentou de aproximadamente 25% em 2004 para 53% em 2024, elevando a vazão de pico na cabeceira da feição de 9,49m³/s para 16,6m³/s; em um cenário futuro, com impermeabilização estimada em 80%, a vazão projetada alcança 25,09m³/s. Esses valores evidenciam que a urbanização intensificou a produção e a concentração do escoamento superficial, ampliando a carga hidráulica lançada sobre a feição erosiva, favorecendo seu aprofundamento e alargamento. Concluiu-se que a evolução da voçoroca urbana não decorre apenas da predisposição física do terreno, mas da interação entre fragilidade geomorfológica, expansão urbana, concentração artificial das águas pluviais e possível intensificação de eventos extremos de precipitação, indicando a necessidade de reavaliar critérios convencionais de drenagem urbana frente às novas condições hidrológicas impostas pela urbanização e pelas mudanças climáticas.

Introdução

A erosão hídrica urbana tem se consolidado como um dos principais problemas geoambientais associados à expansão das cidades brasileiras, sobretudo em áreas onde a urbanização ocorre de forma acelerada e com elevada taxa de impermeabilização. Em ambientes naturais, a erosão do solo ocorre de forma lenta e equilibrada, contribuindo para a modelagem do relevo e a evolução dos solos. No meio urbano, entretanto, a substituição progressiva de superfícies permeáveis por pavimentação, edificações e infraestrutura viária altera profundamente o balanço hidrológico das bacias, reduz a infiltração e aumenta o volume e a velocidade do escoamento superficial. Como consequência, intensificam-se os processos de desagregação, transporte de sedimentos e incisão do terreno, favorecendo a formação e a evolução regressiva de feições erosivas lineares, como ravinas e voçorocas (ZACHAR, 1982; ALMEIDA FILHO, 2000; TOMÁS, 2021).

Esse quadro tende a ser ainda mais crítico em municípios com predisposição física à erosão. No município de Bauru, no interior do estado de São Paulo, a ocorrência de litologias areníticas do Grupo Bauru, associadas a solos de textura predominantemente arenosa e a formas de relevo compostas por colinas amplas e médias, confere elevada suscetibilidade aos processos erosivos. Esse conjunto geológico, pedológico e geomorfológico favorece a desagregação do material superficial e reduz a resistência do terreno à ação concentrada da água. Quando essas características naturais são somadas ao crescimento urbano, ao adensamento construtivo e à concentração artificial das águas pluviais por sistemas de drenagem, estabelece-se um ambiente propício ao surgimento e ao agravamento de erosões urbanas de grande porte (PONÇANO et al., 1981; CAVAGUTI, 1993).

Nas últimas décadas, os processos passaram a ser agravados por outro fator de grande relevância: a intensificação de eventos extremos de precipitação. A variabilidade climática e as mudanças climáticas em curso têm imposto novos padrões hidrológicos às cidades, com chuvas mais intensas, concentradas e potencialmente superiores àquelas consideradas no dimensionamento tradicional da drenagem urbana. Em bacias amplamente impermeabilizadas, esses eventos produzem picos de vazão mais elevados e tempos de resposta mais curtos, ampliando a sobrecarga do sistema de drenagem e o potencial erosivo do escoamento. Dessa forma, a análise da erosão urbana não pode mais ser restrita às condições atuais de uso do solo, devendo incorporar também cenários futuros de impermeabilização e de intensificação hidrológica. Nesse contexto, um aspecto crítico é que muitos sistemas de drenagem urbana foram concebidos com base em séries históricas e períodos de retorno que tendem a se tornar progressivamente menos representativos da realidade hidrológica futura (CARVALHO, 2008; GUERRA, 2016).

A compreensão da evolução temporal dessas feições erosivas constitui, portanto, um instrumento importante para interpretar a interação entre fatores naturais e antrópicos e para avaliar o grau de vulnerabilidade das cidades frente a um regime

hidrológico em transformação. A utilização de dados multitemporais de uso e ocupação do solo, associada à caracterização morfológica da feição e ao cálculo da vazão de pico gerada na cabeceira da erosão, permite identificar como a urbanização modifica progressivamente a resposta da bacia e contribui para a evolução regressiva do processo erosivo. Nesse sentido, o uso de ferramentas de geoprocessamento e modelagem hidrológica possibilita integrar a caracterização física da área, a dinâmica do escoamento superficial e a evolução da impermeabilização, fornecendo base técnica para a interpretação da transição de um canal de drenagem para uma voçoroca urbana ativa.

Diante desse panorama, o presente trabalho teve o objetivo de analisar as consequências da impermeabilização urbana, em cenários pretéritos, atuais e futuros, sobre a evolução de uma erosão hídrica linear localizada no bairro Vila Aviação, em Bauru, São Paulo. Considerando os fatores físicos condicionantes, a evolução temporal da ocupação da bacia de contribuição e o comportamento da vazão do escoamento superficial na cabeceira da feição, buscou-se discutir em que medida a urbanização, associada à intensificação de eventos extremos, amplia a instabilidade hidrológica e geomorfológica em cidades cuja infraestrutura de drenagem tende a responder a parâmetros cada vez menos compatíveis com a realidade climática futura.

Metodologia

A metodologia concentrou-se na análise multitemporal da impermeabilização urbana e na estimativa da vazão de pico na cabeceira da feição erosiva, em cenários pretéritos, atual e futuro. A caracterização morfológica da feição erosiva, assim como a identificação dos fatores condicionantes e sua classificação, foi previamente apresentada por Ribeiro *et al.* (2025) e adotada como base para a interpretação hidrológica e evolutiva do processo.

A evolução do uso e ocupação do solo foi analisada a partir de imagens de satélite do Google Earth e do mapa de zoneamento urbano do município de Bauru (MAPAS DIGITAIS, 2022). Foram definidos três cenários temporais, correspondentes aos anos de 2004, 2013 e 2024, com o objetivo de quantificar a progressão da impermeabilização na área de influência. Considerou-se, também, um cenário futuro de ocupação máxima, compatível com a consolidação urbana prevista para a bacia. A taxa de impermeabilização, incluindo vias pavimentadas, edificações, calçadas e áreas ainda permeáveis, foi estimada por interpretação visual de imagens do Google Earth e vetorização das superfícies urbanizadas.

A delimitação da área de contribuição e a obtenção dos parâmetros morfométricos foram realizadas em ambiente QGIS, com base na Planta Planialtimétrica de Bauru e em modelos digitais de elevação. A microbacia de contribuição da feição erosiva foi dividida em duas partes, esquerda e direita, para melhor representação da assimetria do relevo e do sistema de drenagem. Para cada parte determinaram-se o comprimento de rampa, a declividade média e a amplitude altimétrica.

A estimativa da vazão de pico na cabeceira da feição erosiva foi obtida por meio do método racional, amplamente empregado em estudos hidrológicos urbanos, ideal em bacias de pequena extensão, com áreas menores que 2km² (TUCCI *et al*., 2007), nas quais o tempo de concentração é reduzido e a resposta hidrológica tende a ser rápida e direta. Os parâmetros requeridos para obtenção da vazão máxima pelo método racional são: o coeficiente de escoamento superficial ou *runoff* (*C*); a intensidade média de precipitação (*i* em mm/h); e a área da bacia (em km²).

A intensidade da precipitação foi obtida a partir da equação de chuvas intensas da cidade de Bauru, referente ao posto pluviométrico D5059M, com períodos de dados compreendidos entre 1967, 1970–1982, 1984–1991 e 1993–1997 (MARTINEZ JR., 1999). Essa equação é expressa por:

$$i = 35{,}4487 \cdot (t+20)^{-0{,}8894} + 5{,}9664 \cdot (t+20)^{-0{,}7749} \cdot \left[-0{,}4772 - 0{,}901 \cdot log\left(log\left(\frac{Tr}{Tr-1}\right)\right)\right]$$

em que *i* é a intensidade média da chuva (mm/min), *t* o tempo de duração da precipitação (min), e *Tr* o período de retorno (anos).

O tempo de concentração (*tc*) foi calculado a partir do Modelo Digital de Elevação desenvolvido no QGIS, do qual se extraíram o comprimento de rampa principal e a amplitude altimétrica necessários à aplicação da equação de Kirpich (KIRPICH, 1940), utilizada para estimar o intervalo de tempo necessário para que a chuva gere a vazão máxima no ponto de interesse em bacias menores que 0,5km².

Para a definição do período de retorno, adotaram-se os critérios recomendados pelo DAEE (1994), nos quais são relacionados tipos de uso e ocupação do solo aos respectivos tempos de recorrência. Considerando a natureza urbana da área estudada e seu padrão de valorização imobiliária, foi adotado *Tr* = 10 anos, valor compatível com o intervalo recomendado para áreas urbanas residenciais valorizadas. O valor de 10 anos corresponde à condição mais conservadora entre os intervalos recomendados, o que resulta em maior intensidade de precipitação e, consequentemente, em maior vazão de cálculo.

O coeficiente *runoff* (*C*) representa a relação entre a vazão gerada e a precipitação que lhe deu origem, o que envolve, além do volume da precipitação vertida, a avaliação do efeito da variação da intensidade da chuva e das perdas por retenção e infiltração do solo durante a tempestade de projeto. Pode ser interpretado como a representação do grau de impermeabilização ou de urbanização da área de interesse e é estimado com base nas características da bacia de contribuição.

Tomando por base o Manual de Hidrologia Básica do DNIT (2005) e a obra Hidrologia: Ciência e Aplicação (TUCCI *et al*., 2007), adotaram-se os valores de referência, os quais indicam faixas de valores para *C* de acordo com as características das superfícies urbanizadas e das áreas desprotegidas. A partir desses valores, definiu-se o coeficiente equivalente para cada cenário temporal analisado.

A interpretação final foi realizada por meio da integração entre a progressão da urbanização, o aumento da vazão de pico na cabeceira da feição e o comportamento regressivo da erosão, com apoio de um mosaico composto por nove imagens de diferentes

períodos, elaborado para acompanhar a evolução morfológica da feição ao longo de duas décadas e avaliar como a transformação da superfície urbana modificou a resposta hidrológica da bacia e intensificou o processo erosivo ao longo do tempo.

Resultados e Discussão

O estudo foi desenvolvido no bairro Vila Aviação, no setor sul do município de Bauru, estado de São Paulo. A área apresenta ocupação urbana em consolidação, com forte expansão imobiliária e crescente impermeabilização do solo. A bacia de contribuição abrange porções do bairro Vila Aviação, das avenidas Getúlio Vargas e Nossa Senhora de Fátima, e trecho da Rodovia Marechal Rondon, elemento viário que interfere na dinâmica do escoamento superficial. Nesse contexto, a localização da área de estudo no município de Bauru é apresentada na Figura 1, com destaque para o quarteirão que contém a feição erosiva.

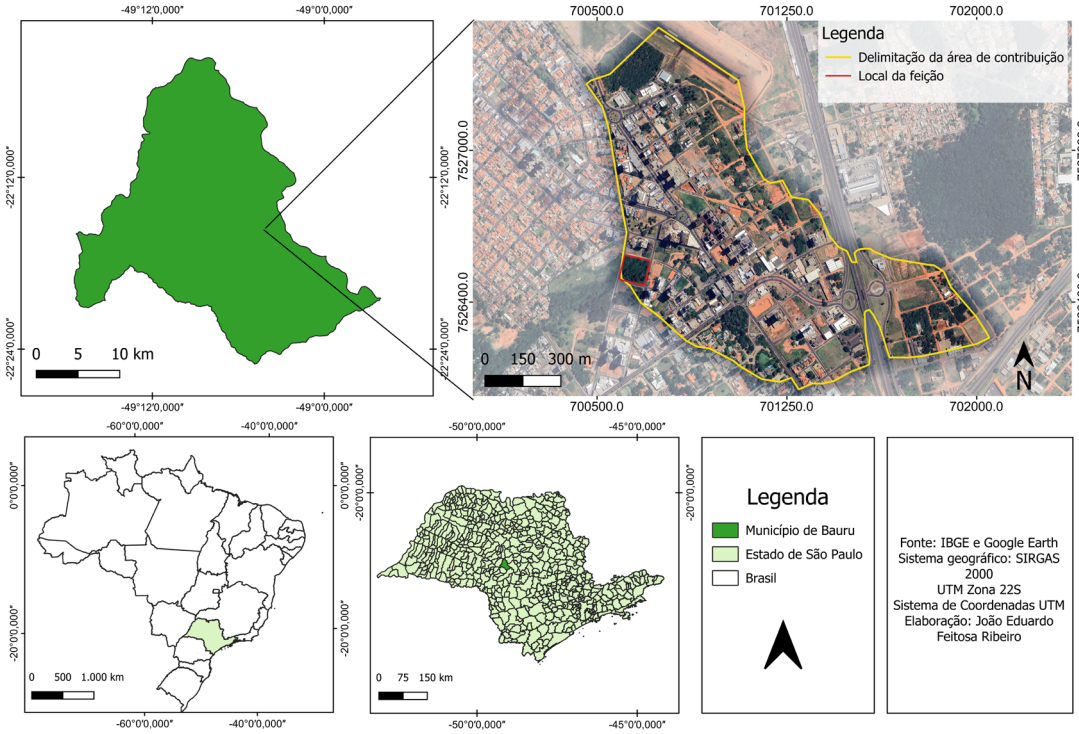
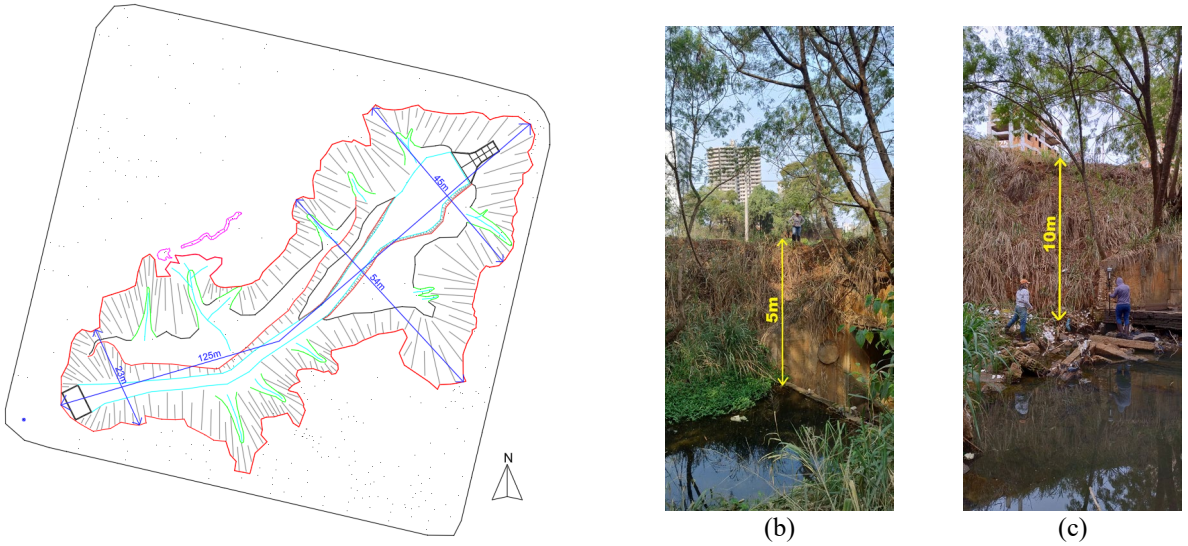


Figura 1: Localização da área de estudo no município de Bauru-SP – Brasil, destaque para a localização do quarteirão que contêm a feição erosiva.
Fonte: Autoria própria.

Do ponto de vista físico, Bauru encontra-se sobre litologias areníticas do Grupo Bauru, com relevo constituído predominantemente por colinas amplas e médias e solos de textura arenosa, sobretudo Latossolos Vermelho-Escuros e Podzólicos Vermelho-Amarelos. Essas características conferem elevada suscetibilidade à erosão hídrica do solo, especialmente em áreas urbanizadas, onde a impermeabilização reduz a infiltração e intensifica o escoamento superficial concentrado. O regime pluviométrico é típico de clima tropical, com chuvas intensas e concentradas entre primavera e verão, condição que reforça a vulnerabilidade geomorfológica da área e favorece a evolução de processos erosivos lineares.

A feição erosiva analisada apresenta características compatíveis com uma voçoroca urbana em desenvolvimento, com aproximadamente 125m de extensão, largura variável entre 23m e 55m (Figura 2a) e profundidade entre 5m e 10m (Figuras 2b e 2c). Essas dimensões, associadas ao perfil transversal em “U”, às paredes abruptas, à presença de ramificações laterais e ao afloramento do lençol freático em seu interior, evidenciam um processo erosivo linear em estágio avançado de incisão e alargamento, marcado pela atuação simultânea de fluxo superficial e subsuperficial.

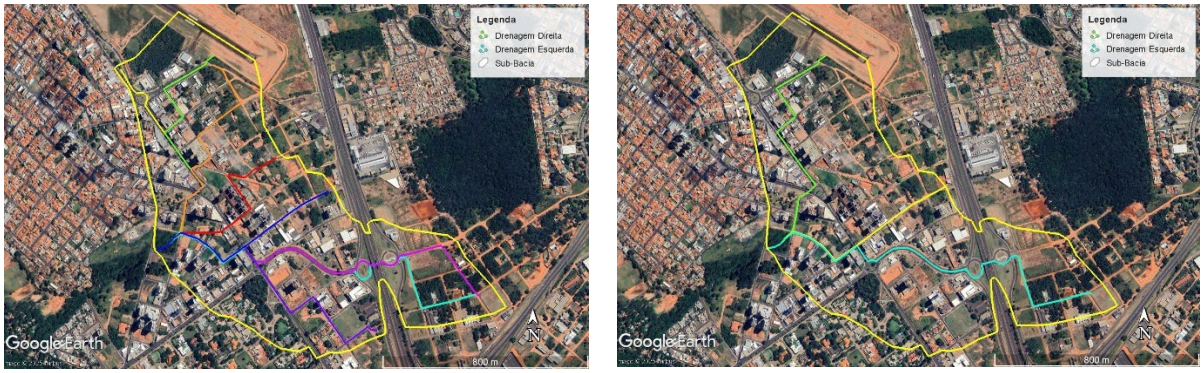
No caso estudado, o processo erosivo é agravado pela descarga de águas pluviais da rede de drenagem diretamente na cabeceira da erosão, por meio de uma escada hidráulica implantada acima do nível do lençol freático, condição desfavorável que potencializa o descalçamento da base da escada hidráulica, a instabilidade da estrutura e a concentração de energia sobre um trecho já fragilizado. A ocorrência de assoreamento, com deposição de sedimentos e resíduos sólidos no fundo da feição, evidencia um sistema em desequilíbrio morfodinâmico, no qual processos de incisão, transporte e deposição atuam simultaneamente, indicando o estado de desenvolvimento da feição erosiva. Do ponto de vista evolutivo, trata-se de uma feição instável, com taludes internos sujeitos a escorregamentos e sinais recentes de recuo lateral e aprofundamento. Essa condição de fragilidade faz com que, durante os eventos de chuva, a concentração do fluxo e a elevação do esforço hidráulico provocadas pela descarga na tubulação intensifiquem a evolução regressiva da erosão. Assim, a morfologia observada e os processos ativos identificados confirmam que a feição representa uma voçoroca urbana controlada tanto pelas condições naturais do terreno quanto pela artificialização da drenagem e pela crescente impermeabilização da área de influência.



(a) (b) (c)

Figura 2: a) Croqui da feição erosiva linear; b) profundidade a jusante; c) profundidade a montante.
Fonte: Autoria própria.

Para fins de análise hidrológica, a área de influência foi dividida em duas unidades, denominadas Encosta Esquerda e Encosta Direita, de modo a representar com maior precisão a assimetria do relevo e dos percursos principais de drenagem (Figura 3). A divisão permitiu considerar os comprimentos de rampa mais representativos de cada encosta, estimados em 1.765,7m e 1.172,5m, respectivamente, para as encostas esquerda e direita, além de seus canais principais de contribuição (Figura 3b).



(a) (b)

Figura 3: a) Linhas de fluxo da bacia de contribuição; b) Linhas de fluxo principais de cada encosta da microbacia.
Fonte: Autoria própria.

A análise do entorno da feição erosiva foi feita a partir da delimitação da área de influência hidrológica, definida com base nas curvas de nível da Planta Planialtimétrica de Bauru e ajustada conforme a configuração atual do arruamento e da ocupação urbana. A área de contribuição de fluxo é de 1,019km², com cotas altimétricas da encosta esquerda variando entre 549,00m e 621,00m e declividade média de 4,0%, e a encosta direita com cotas entre 549,00m e 616,00m e declividade média de 5,0%, características que favorecem o aumento da energia dos fluxos concentrados em direção à feição erosiva. A presença de vias estruturais e dispositivos viários, como rotatória e trechos da malha arterial, modifica o comportamento natural da drenagem e impõe percursos artificiais ao escoamento pluvial, aspecto relevante para a interpretação da resposta hidrológica da bacia.

As condições adotadas para a leitura hidrológica, apresentadas na Figura 3, sintetizam as linhas de fluxo e a divisão da bacia utilizadas para a obtenção do perfil planialtimétrico necessário ao cálculo do tempo de concentração e da vazão de pico. Dessa forma, a caracterização do entorno não se restringe à descrição espacial da área, mas constitui a base técnica para compreender como a configuração urbana e morfométrica da bacia controla o aporte hídrico conduzido à cabeceira da erosão.

A progressiva transformação da área de influência é evidenciada na Figura 4, que apresenta a evolução da taxa de impermeabilização da bacia nos anos de 2004, 2013 e 2024. Observa-se que, em 2004, a área de influência apresentava taxa de impermeabilização aproximada de 25%, refletindo uma condição marcada por baixa ocupação e maior presença de superfícies permeáveis. Em 2013, essa taxa passou para 36%, indicando o avanço da ocupação residencial e a consolidação parcial da malha viária. Em 2024, a impermeabilização atingiu 53%, caracterizando uma condição de urbanização consolidada e de forte redução da capacidade de infiltração. Esses valores evidenciam uma tendência de crescimento contínuo da impermeabilização e servem

como referência para a projeção de cenário futuro de ocupação da bacia, sem que isso represente uma condição inevitável, mas sim uma estimativa coerente com a dinâmica atual de expansão urbana observada no setor.

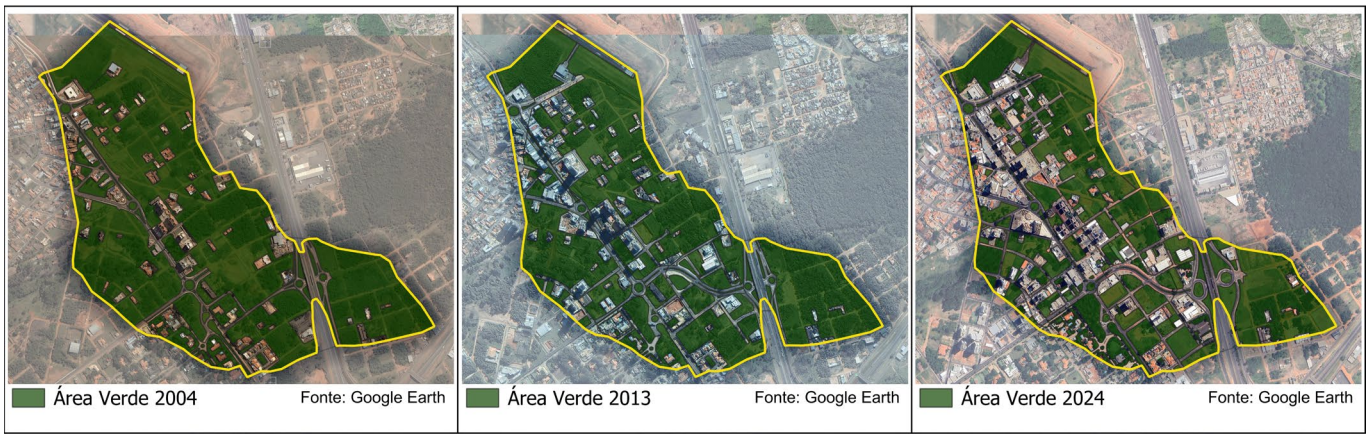


Figura 6: Evolução da área impermeabilizada.
Fonte: Autoria própria.

As imagens constantes na Figura 5 permitem associar a transformação do uso do solo à evolução morfológica da feição erosiva entre 2004 e 2024. Na imagem de 2004, observa-se um entorno com ocupação incipiente, e a feição erosiva apresenta pouca definição morfológica, devido à menor interferência antrópica direta. Nas imagens de 2010 e 2013, já se nota o início da consolidação urbana, com surgimento de residências, definição das ruas adjacentes e reorganização da drenagem superficial. Em 2013, são identificados indícios de movimentação de terra e tentativa de aterramento da feição, evidenciados por marcas de circulação de pessoas, veículos e animais no interior do quarteirão, além de alterações no traçado do canal. Nos anos subsequentes, o avanço da ocupação e da pavimentação foi acompanhado por mudanças progressivas na forma da erosão, com ampliação e maior definição do percurso do canal. Em 2018, novas intervenções, associadas à movimentação de terra e à remoção de vegetação, parecem ter modificado novamente o traçado do canal, enquanto, a partir de 2020, observa-se um processo gradual de reacomodação morfológica, com redefinição do escoamento e recuperação parcial da cobertura vegetal. Esse comportamento indica que a evolução da feição não ocorreu de forma isolada, mas em estreita relação com as transformações impostas ao entorno urbano (RIBEIRO *et al.*, 2025). Assim, a leitura conjunta das Figuras 4 e 5 sustenta a interpretação central deste estudo, segundo a qual a impermeabilização progressiva da bacia alterou sua resposta hidrológica, aumentou a concentração do escoamento superficial e contribuiu diretamente para a evolução regressiva da erosão ao longo do tempo.



Figura 7: Evolução da feição erosiva ao longo dos anos de 2004 e 2024.
Fonte: Autoria própria.

A estimativa da vazão de pico na cabeceira da feição erosiva foi realizada pelo método racional, com cálculo individualizado para as duas encostas da bacia de contribuição, Esquerda e Direita, e posterior somatória, correspondendo à real área de contribuição ao desenvolvimento da feição erosiva. O cálculo por encosta foi adotado visando representar de forma mais adequada a assimetria dos comprimentos de rampa e a heterogeneidade do uso do solo em meio urbano. Para cada encosta da bacia, foram determinados os parâmetros necessários ao cálculo hidrológico, a saber: área, tempo de concentração, período de retorno, intensidade de chuva e coeficiente de escoamento superficial.

O coeficiente de escoamento superficial foi determinado a partir da análise qualitativa do tipo de ocupação de cada encosta e calculado com base nos valores de referência, segundo Tucci *et al*. (2007) e DNIT (2005). A análise considerou a distribuição espacial de superfícies impermeáveis e permeáveis, tais como telhados, residências, ruas asfaltadas, calçadas e áreas vegetadas. A síntese da ocupação está apresentada na Figura 6, a qual serviu de base para a atribuição dos coeficientes equivalentes utilizados no cálculo da vazão de pico.

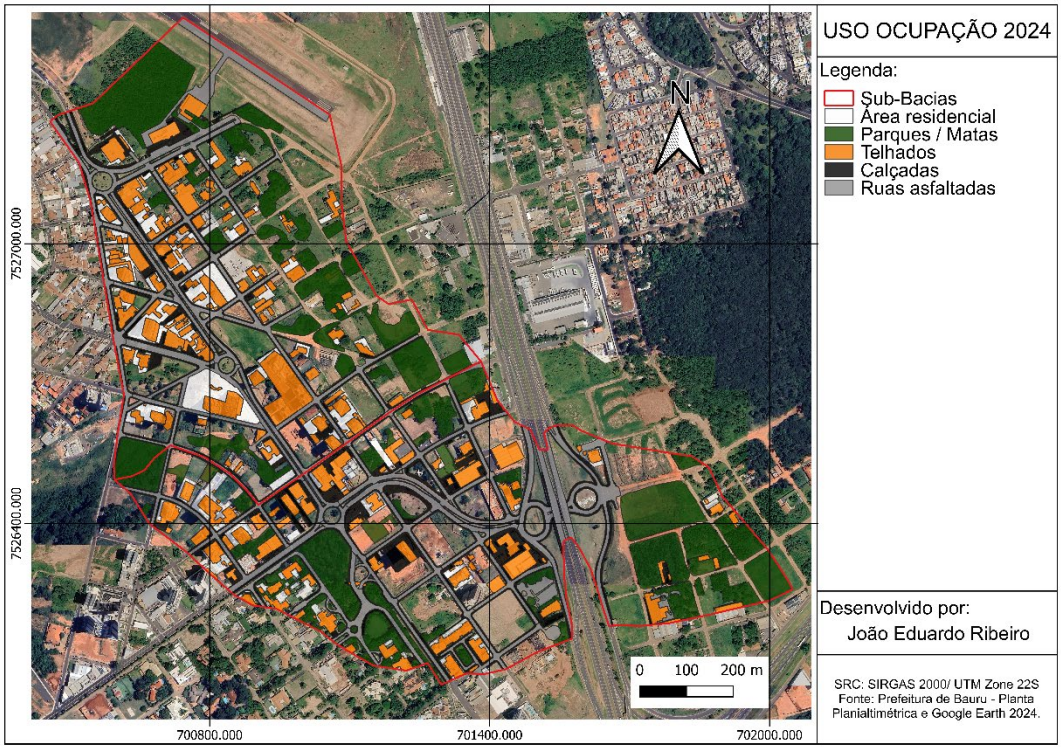


Figura 8: Tipos de uso ocupação da área de influência.
Fonte: Autoria própria.

Dessa forma, atribuíram-se valores de coeficiente de escoamento superficial para cada tipo de uso, calculando um coeficiente equivalente para cada encosta no ano de 2024 (Tabela 1).

		Encosta Esquerda	Encosta Direita
Tipo de uso	**Coeficiente adotado "C"**	**Área (%)**	**Área (%)**
Parques/Matas	0,20	22	18
Calçadas	0,85	16	12
Ruas asfaltadas	0,95	16	14
Telhados	0,90	11	14
Área residencial	0,60	3	7
Solo exposto	0,15	32	35
	Ceq.	0,49	0,49

Tabela 1: Apresentação dos coeficientes de escoamento superficial adotados e respectivas áreas.
Fonte: Autoria própria.

Na Tabela 2, são apresentados os parâmetros de cada encosta necessários para o cálculo da vazão da área de contribuição da feição erosiva. Com os dados, foi possível estimar a parcela de contribuição de cada encosta para a vazão de pico no ano de 2024. Os resultados indicam que a encosta esquerda contribui com aproximadamente 7,61m³/s, enquanto a encosta direita contribui com cerca de 9,00m³/s, totalizando 16,61m³/s na feição erosiva em eventos extremos de chuva. Esse resultado representa elevada carga hidráulica conduzida à feição erosiva, que intensifica o esforço hidráulico atuante sobre os taludes e o canal.

Dados	Encosta	
	Esquerda	Direita
Área (km²)	0,5114	0,5077
tempo de concentração (min)	21,3	13,6
Período de retorno (anos)	10	10
intensidade de chuva (mm/h)	109,2	130,2
Coeficiente *run-off* (C)	0,49	0,49

Tabela 2: Apresentação dos dados de cada encosta.
Fonte: Autoria própria.

Para interpretar a evolução temporal da feição erosiva, foi avaliada a variação da vazão de pico nos anos de 2004, 2013, 2024 e na projeção de um cenário futuro de 25 anos para a área de influência, assumindo a ocupação dos terrenos atualmente livres, indicados na Figura 6, segundo o padrão construtivo predominante no entorno. Tal hipótese não constitui previsão determinística, mas um cenário plausível de consolidação urbana, adotado como referência analítica para estimar a resposta hidrológica da bacia sob uma condição de alta taxa de impermeabilização, correspondente a aproximadamente 80%. Os resultados estão apresentados na Tabela 3, que sintetiza a evolução da vazão em função do aumento progressivo da taxa de impermeabilização e permite analisar, em base temporal, a resposta hidrológica da bacia diante da transformação urbana do entorno.

Ano	C	Vazão de pico (m³/s)
2004	0,28	9,49
2013	0,37	12,54
2024	0,49	16,61
≈ 2050	0,74	25,09

Tabela 3: Valores das vazões na cabeceira ao longo do tempo.
Fonte: Autoria própria.

O aumento da vazão de pico na feição erosiva, decorrente da elevação da taxa de impermeabilização da área de influência, resultante da expansão urbana e da consolidação do uso residencial de alto padrão no bairro Vila Aviação, alterou de forma significativa a dinâmica hidrológica local. O que anteriormente funcionava como um canal natural de drenagem, capaz de conduzir as águas pluviais de maneira difusa e compatível com a capacidade de infiltração dos solos arenosos característicos da região, passou a receber descargas concentradas de maior volume e energia, provenientes do arruamento e do sistema urbano de escoamento superficial. Como consequência, o canal natural evoluiu progressivamente para uma feição erosiva linear de grande porte, marcada por taludes íngremes, instabilidade estrutural e avanço regressivo, localizada em pleno tecido urbano. Esse quadro evidencia a forma pela qual a transformação da superfície urbana pode romper o equilíbrio hidrológico e geomorfológico local e acelerar a evolução de erosões lineares em cidades assentadas sobre meios fisicamente vulneráveis.

O processo erosivo adquire maior relevância quando analisado em associação com as condições geológicas e geomorfológicas de Bauru. A presença de litologias areníticas, solos pouco coesivos e vertentes longas favorece a rápida desagregação do material superficial e amplia a vulnerabilidade ao escoamento concentrado. Nessa condição, mesmo declividades moderadas tornam-se suficientes para sustentar processos erosivos intensos, quando associadas ao aumento do aporte hídrico. A urbanização, portanto, não atua como causa isolada, mas como agente amplificador de um sistema já predisposto à erosão linear. No caso analisado, a impermeabilização da bacia acelerou um processo cuja base de instabilidade já estava presente no meio físico.

Entre os fatores antrópicos, o posicionamento do lançamento do sistema de drenagem destaca-se como elemento determinante. A descarga direta na cabeceira da feição concentra energia no setor mais sensível do processo erosivo, favorecendo o aprofundamento do canal, o consequente descalçamento da estrutura implantada e a regressão da erosão. Em cidades assentadas sobre terrenos suscetíveis, a escolha do ponto de lançamento não pode ser tratada como aspecto secundário de projeto. Quando a drenagem urbana transfere rapidamente a água para cabeceiras instaladas sobre materiais frágeis, a infraestrutura deixa de atuar apenas como sistema de condução e passa a operar como mecanismo indutor da erosão regressiva. Os resultados hidrológicos reforçam tal interpretação, pois, mesmo com a adoção de um período de retorno de 10 anos, correspondente à condição mais conservadora entre os intervalos normalmente sugeridos para áreas urbanas valorizadas, a vazão estimada na feição erosiva se mostrou elevada. Esse aspecto é particularmente importante porque o valor adotado neste estudo não representa, necessariamente, o padrão efetivamente empregado no dimensionamento corrente da drenagem urbana, que com frequência opera com critérios menos rigorosos.

Assim, se o cenário atual já evidencia sobrecarga hidráulica sob uma hipótese conservadora, é razoável inferir que, em um horizonte próximo, até projetos elaborados com maior rigor tenderão a se tornar insuficientes diante do avanço da impermeabilização e da intensificação das chuvas extremas, sugerindo que muitos sistemas atualmente em operação já podem estar subdimensionados e que os parâmetros tradicionalmente adotados em projeto nem sempre contemplam, de forma adequada, os efeitos acumulativos e periféricos que se manifestam no curto e no longo prazo.

Essa discussão é inseparável do padrão de urbanização predominante no Brasil, caracterizado por forte expansão das superfícies impermeáveis e baixa incorporação de áreas efetivamente capazes de permitir a infiltração de água no solo, além de

amortecer e retardar o escoamento superficial. Inclusive em setores urbanos de padrão construtivo elevado, a consolidação do uso residencial costuma ocorrer acompanhada de pavimentação extensiva, alta conectividade hidráulica entre lotes e vias, e rápida transferência da água precipitada para a rede de drenagem. O resultado é a formação de bacias urbanas que promovem o escoamento com maior velocidade, menor capacidade de armazenamento superficial e maior eficiência em converter precipitação em vazão concentrada. No caso estudado, esse padrão materializou-se no crescimento progressivo da descarga conduzida à cabeceira da voçoroca e no consequente agravamento de sua evolução morfológica.

Conclusão

Os resultados obtidos demonstram que a evolução da feição erosiva estudada está diretamente relacionada à transformação hidrológica promovida pela urbanização da área de influência. O aumento progressivo da impermeabilização, de 25% em 2004 para 53% em 2024, alterou de forma significativa a resposta da microbacia, elevando a vazão de pico na feição erosiva de 9,49m³/s para 16,61m³/s, no intervalo analisado de 20 anos. No cenário futuro de ocupação próxima da máxima, com impermeabilização estimada em 80%, a vazão projetada atinge 25,09m³/s, indicando agravamento expressivo da carga hidráulica lançada sobre a feição. Os resultados confirmam que a urbanização não apenas intensificou o escoamento superficial, mas modificou estruturalmente o funcionamento hidrológico da bacia.

A evolução regressiva da voçoroca não pode ser compreendida dissociada das condições físicas locais. Em Bauru, a associação entre litologias areníticas, solos de textura predominantemente arenosa e relevo de colinas amplas e médias configura um meio naturalmente suscetível à erosão. Nesse contexto, a impermeabilização progressiva da bacia, somada à concentração artificial das águas pluviais e ao lançamento do sistema de drenagem diretamente na feição erosiva, ampliou a energia do fluxo e favoreceu o aprofundamento do canal, a instabilidade dos taludes e o avanço da erosão ao longo do tempo. O caso analisado demonstra que, em áreas urbanas fisicamente vulneráveis, o posicionamento do ponto de descarga da drenagem constitui fator determinante no desencadeamento e no agravamento de feições erosivas lineares.

A incorporação dos eventos extremos e das mudanças climáticas amplia ainda mais a relevância do problema. Em bacias urbanizadas, chuvas intensas e concentradas produzem respostas hidrológicas abruptas, elevando a probabilidade de colapso funcional da drenagem e de aceleração de processos erosivos. Nessa perspectiva, a feição analisada deve ser entendida não como ocorrência isolada, mas como manifestação local de uma condição estrutural mais ampla: cidades impermeabilizadas, assentadas sobre meios fisicamente vulneráveis e dependentes de sistemas de drenagem concebidos para regimes hidrológicos do passado tornam-se progressivamente mais suscetíveis à evolução acelerada de erosões lineares urbanas. O caso da Vila Aviação evidencia, portanto, que a erosão hídrica linear urbana pode ser interpretada como indicador geomorfológico da insuficiência adaptativa das cidades diante da combinação entre urbanização intensiva e instabilidade climática crescente.

Referências Bibliográficas

ALMEIDA FILHO, G. S. Diagnóstico de processos erosivos lineares associados a eventos pluviosos no município de Bauru–SP. 2000.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. Conservação do solo. 9 ed. São Paulo: Editora Ícone, 2014.

CARVALHO, N. O. Hidrossedimentologia prática. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2008.

CAVAGUTI, N. Erosões lineares e solos urbanos: estudos, caracterização e análise da degradação do meio físico em Bauru, SP. ABMS/USPSC, 1993.

DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA DO ESTADO DE SÃO PAULO (DAEE). Manual de cálculo das vazões máximas, médias e mínimas nas bacias hidrográficas do Estado de São Paulo. São Paulo: DAEE, 1994.

DEPARTAMENTO NACIAL DE INFRAESTRUTURA DE TRANSPORTE (DNIT) - Conceitos Básicos de Hidrologia e Drenagem para Projetos Rodoviários, Módulo 3 - Bacias Hidrográficas, 2022.

GUERRA, A. J. T. Erosão e Conservação dos Solos: conceitos, temas e aplicações. 9. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2016.

IPMET – Instituto de Pesquisas Meteorológicas (2025). Dados pluviométricos do município de Bauru (posto D5059M). Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” – UNESP.

KIRPICH, Z. P. Time of concentration of small agricultural watersheds. Civil Engineering, v. 10, n. 6, p. 362, 1940.

MARTINEZ JÚNIOR, F.; MAGNI, N. L. G. Equações de chuvas intensas do Estado de São Paulo. Edição revisada. São Paulo: Departamento de Águas e Energia Elétrica; Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 1999.

PONÇANO, W.L.; Carneiro, C.D.R.; Bistrichi, C.A.; Almeida, F.F.M. de; Prandini, F.L. Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo. São Paulo: Instituto de Pesquisas Tecnológicas. 1981. 94 p. (Publicação no. 1183).

PREFEITURA MUNICIPAL DE BAURU. Mapa Zoneamento, Corredores de Comércio e Serviço. 2022. Disponível em: https://www2.bauru.sp.gov.br/seplan/mapas_digitais.aspx. Acesso em janeiro de 2025.

PREFEITURA MUNICIPAL DE BAURU. Sistema de Drenagem Urbana e Manejo de Águas Pluviais. 2016. Disponível em: https://www2.bauru.sp.gov.br/semma/plano_saneamento.aspx. Acesso em janeiro de 2025.

RIBEIRO, J. E.; MENDES, M. G. P.; RUAS, G.; FUREGATTI, S. A. Levantamento dos fatores de influência dos processos erosivos e classificação de feição hídrica linear urbana, localizada na Vila Aviação, em Bauru/SP. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA DE ENGENHARIA E AMBIENTAL, 18., 2025, Belo Horizonte, MG: Associação Brasileira de Geologia de Engenharia e Ambiental, 2025.

TOMÁS, W. F. Hidrologia urbana e drenagem sustentável. São Paulo: Oficina de Textos, 2021.

TUCCI, C. E. M. Hidrologia: ciência e aplicação. Porto Alegre: ABRH; Editora da UFRGS, 2007.

ZACHAR, D. Soil erosion. Amsterdam; New York: Elsevier Scientific (Série Developments in Soil Science, 10). 1982.

ANÁLISE GEOMORFOLÓGICA E PEDOLÓGICA DE PROCESSOS EROSIVOS EM ÁREA DE RAVINAMENTO NA MICROBACIA DO CÓRREGO DO MACACO

1 Barbara Tiemi Arimura Utiga, 2 João Osvaldo Rodrigues Nunes
1 FCT Unesp – Pres. Prudente, e-mail: barbara.utiga@unesp.br; 2 FCT Unesp – Pres. Prudente, e-mail: joao.o.nunes@unesp.br;

Palavras-chave: Áreas degradadas; geomorfologia; depósitos tecnogênicos; estereoscopia;

Resumo

O presente trabalho analisa a dinâmica morfogenética de uma vertente inserida em microbacia hidrográfica no oeste paulista, com ênfase nos processos de ravinamento e na relação entre a organização do relevo, as propriedades pedológicas e o escoamento superficial. A abordagem metodológica fundamenta-se na integração entre mapeamento geomorfológico, interpretação das formas de vertente e análise granulométrica do solo, permitindo a compreensão da estrutura superficial da paisagem e de seus condicionantes processuais. Os resultados evidenciam o predomínio de vertentes convexas e côncavas associadas a fundos de vale encaixados, caracterizando um sistema em estágio ativo de dissecação. A textura franco arenosa identificada ao longo do perfil indica um solo com baixa coesão e elevada erodibilidade, favorecendo a desagregação e o transporte de partículas sob ação do escoamento superficial concentrado. Observa-se, ainda, a presença de depósitos tecnogênicos, que contribuem para a heterogeneidade estrutural do solo e intensificam a instabilidade geomorfológica. A conectividade entre vertentes e fundo de vale promove o transporte de sedimentos e sua deposição em zonas colúvio-aluviais, com implicações diretas na dinâmica hidrossedimentar da microbacia. À luz da abordagem sistêmica do relevo proposta por Aziz Ab'Sáber, os processos observados refletem a interação entre compartimentação topográfica, estrutura superficial e dinâmica atual da paisagem, de forma que a compreensão integrada desses elementos é fundamental para subsidiar estratégias de intervenção voltadas à estabilização das vertentes, ao controle do escoamento superficial e à conservação dos recursos hídricos da Microbacia.

Introdução

A ocupação da região do Oeste-Paulista se deu no início do século XX sob a influência de atividades agropecuárias como plantio de café, e posteriormente ao estabelecimento da Estrada de Ferro Sorocabana. Através de políticas de incentivo governamental e econômico, as terras do oeste de São Paulo tiveram sua ocupação acelerada, resultando na substituição da cobertura vegetal de matas nativas pelo café (Ghirardello, 2002), bem como sua extração madeireira para fins comerciais (Monbeig, 1984).

A fixação de núcleos urbanos ao longo da estrada de ferro estabelecidos nos espigões intensificou processos antrópicos de uso e ocupação da terra desenvolvidos de modo desordenado, acarretando mudanças profundas dos ecossistemas. Este desequilíbrio energético decorre em sistemas degradativos, ocasionando diversos problemas como deslizamentos, enchentes e processos erosivos acelerados, agravados ainda pela ausência de técnicas conservacionistas e gerando uma demanda de conhecimento para reversão destes problemas ambientais (Varcacel e Silva, 1997). Essa degradação é facilmente identificada pelos processos erosivos presentes na região do Oeste Paulista, bem como, no município de Álvares Machado, SP, Brasil.

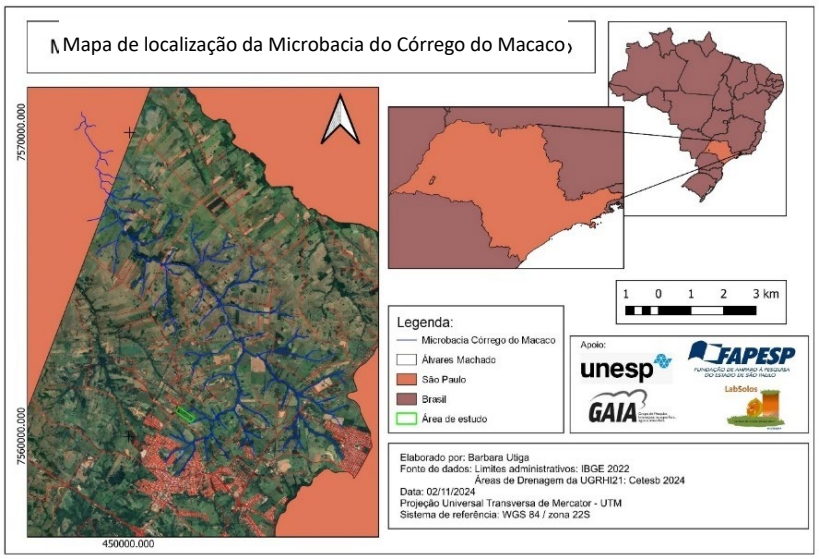


Figura 01: Mapa de localização da área de estudo em relação à Microbacia do Córrego do Macaco
Fonte: Autores (2024)

A partir da problemática apresentada, o presente trabalho visa analisar geomorfologia e pedologia de forma integrada para a análise do desencadeamento da formação de processos erosivos, em sua gênese que remonta à consolidação deste nível de degradação, aplicada em um estudo de caso para uma área que apresenta processos avançados de ravinamento ramificado em uma propriedade rural no município de Álvares Machado (Figura 1), com uso e cobertura do solo voltados para a atividade econômica da pecuária extensiva, em uma dinâmica de pequeno produtor rural.

Os processos erosivos são fenômenos naturais condicionados pela ação de vários fatores: o splash, proveniente das águas pluviais, que desagregam as partículas e reduzem a porosidade do solo; a energia cinética acumulada pelo escoamento, associada diretamente à declividade do terreno e determinante do potencial erosivo; a ruptura dos agregados, definida pela capacidade do solo de resistir aos impactos da chuva conforme suas propriedades intrínsecas, como teor de matéria orgânica e proporção de areia; e, por fim, a formação de crostas superficiais, que reduzem a taxa de infiltração e intensificam o escoamento e a perda de solo (Guerra; Silva; Botelho, 1999). Contudo, torna-se um problema quando as taxas de perda do solo ultrapassam os níveis naturais, que decorrem das práticas humanas não cuidadosas. Desta forma, o escoamento linear se inicia à medida que a água, sem qualquer barreira, não consegue se infiltrar na camada superficial saturada do solo e desce em superfície pela ação da gravidade através de um caminho preferencial, comum em áreas de pastagens, como na área de estudo, onde o gado segue sempre por um mesmo caminho, causando a compactação linear do solo (Guerra e Jorge, 2017). As propriedades pedológicas associadas ao uso e cobertura do solo e da morfoescultura do local, acabam por culminar no avanço desenfreado de em áreas consideradas suscetíveis, que serão discutidas.

Material e métodos

A análise pedológica se deu por meio da técnica de caracterização de perfil de solo em campo, utilizando-se da bibliografia dos autores De Lemos e Dos Santos (1996). O processo se inicia com a limpeza da parede, em uma profundidade de retirada da camada superficial (em 20cm à dentro do solo), até que se obtenha um perfil perpendicular. Por meio de características texturais inerentes do solo, como consistência, intensidade de penetração da faca e cor apresentada, os perfis são subdivididos em camadas e enumeradas, iniciando com a camada 1 como correspondente àquela mais superficial até a base do perfil. Após, aproveita-se a limpeza do perfil para a retirada de amostras em torrões de solos para a realização das análises granulométricas de cada camada identificada (Teixeira, 2017).

Desta forma, analisa-se a variável da textura a partir do procedimento de análise granulométrica descrito pelo Método da Pipeta aplicado para solos considerados como normais, sem a concentração elevada de matéria orgânica e sais solúveis (Teixeira, 2017), e com o objetivo de evitar erros, as análises amostrais são realizadas em triplicadas, desta forma tendo uma margem de descarte para cada uma das análises a partir de um eventual valor destoante das demais.

Este procedimento se inicia com a secagem das amostras por ao menos 3 dias em local seco e arejado, e a partir da amostra seca, esta é destorroada e homogeneizada com o auxílio das ferramentas almofariz e pistilo, passando posteriormente por uma peneira com abertura de 2,00mm para a retirada de resíduos como galhos, folhas e raízes, obtendo-se apenas a fração solo. Com a amostra seca e destorroada, inicia-se a pesagem de uma alíquota de 10 gramas em Erlenmeyer, realizadas em triplicata, adicionando-se 20mL de água destilada com uma proveta de 25mL e em seguida 10mL de solução de hidróxido de sódio (NaOH) 1 mol L^{-1} com auxílio de uma pipeta automática. A solução contida nos Erlenmeyers passa para mesa agitadora, sendo agitados durante 6 horas à 200 rpm para ativação do hidróxido, onde a partir da combinação entre a atuação da energia mecânica e química, este funcionará como dispersor de partículas, defloculando partículas finas e rompendo agregados, intensificando cargas negativas nas superfícies das partículas e individualizando partículas de areia, silte e argila. Com a separação química das sessões granulométricas, após a agitação, é necessário realizar a separação física, desta forma, as amostras são lavadas com água deionizada, a uma pressão frequente e uniforme de uma coluna de água não maior que 10 kPa e passadas por uma peneira com abertura de 0,053mm, a fim de se obter a porção areia que ficará retida na peneira. O lixiviado da lavagem é depositado em uma proveta de 1000mL, que contêm, portanto, a fração suspensa da argila e silte (Teixeira, 2017).

Desta forma, toda a fração de areia é retida na peneira, sendo transferida para placas de Petri e levadas para a estufa à 105ºC por 24 horas e posteriormente resfriadas no dessecador, objetivando o controle do calor e a umidade que atuam como fontes de variabilidade no peso. As placas são então pesadas antes e após os procedimentos, onde a fração de areia total na amostra é obtida através da diferença de peso entre os pesos inicial e final de cada placa (Teixeira, 2017).

A fração de argila é obtida por meio da retirada de uma alíquota da proveta de 1000mL, que são antes agitadas por 1 minuto para uniformização da amostra e após o período de decantação do silte é retirada uma alíquota de 5mL de cada proveta à 5cm de profundidade, após a espera do tempo de decantação de acordo com a temperatura média no dia e ambiente da análise, seguindo o princípio da Lei de Stockes.

As alíquotas são transferidas para um béquer seco e pesado e deixadas para secagem em estufa por 24 horas a 105°C, transcorrido este tempo, são deixadas igualmente a esfriar em um dessecador e posteriormente pesa-se o béquer com a argila, onde para a obtenção da fração argila da amostra é realizado o cálculo utilizando o peso específico da argila. Após a obtenção das porcentagens de argila e areia da amostra, o valor de silte é obtido através da relação de "*100% - %areia - %argila*", considerando a alíquota de 10g de solo e o peso específico do silte (Teixeira, 2017).

Para a realização da análise geomorfológica, foi elaborado um esboço do relevo local com base na técnica de estereoscopia digital, que objetiva criar a percepção de tridimensionalidade para observação do relevo a partir do princípio da visão binocular humana, interpretando a diferença da tomada de perspectiva de duas imagens com uma taxa de sobreposição em comum para interpretação visual da paralaxe. Para a visualização tridimensional obtém-se duas fotografias aéreas, onde o par

precisa cumprir os requisitos mínimos de sobreposição de 60% no recobrimento longitudinal e 40% latitudinal (Dewitt; Wolf, 2000), além de serem tomadas em ângulo ortogonal. Para replicabilidade, utiliza-se o software aberto *Google Earth pro* para obtenção das imagens.

Posteriormente, o par é enviado para o programa *StereoPhoto Maker 6.3.1.0* organizadas nas posições "*direita e esquerda*", conforme a geometria de aquisição, onde cada uma delas possui sua paleta de tons alterada para "*vermelho e ciano*", e após, são alinhadas, obtendo-se o anaglífo. Para percepção a partir de dois pontos de vista de um mesmo local atingir o princípio da visão, utiliza-se do óculos contendo duas lentes: vermelha e ciano, permitindo que somente as frequências em mesmos tons o atravessem. Não havendo cores primárias comuns entre eles, sua junção, através da visão binocular, torna passível a observação simultânea dos dois pontos de vistas do mesmo local geográfico, permitindo a visualização do relevo e de feições geomorfológicas (Fushimi, 2009).

Com o anaglífo obtido, a visualização se dá através do software *CorelDRAW 2024*, onde realiza-se o procedimento manual de observação e percepção visual das feições morfoesculturais de relevo, traçando-se áreas de topos, domínios de vertentes e planícies. Foram ainda traçados divisores de água, corrigidas e reprojetadas as redes de drenagens. As descrições simbológicas utilizadas são definidas por convenções cartográficas (Verstapen e Zuidam, 1975) e cores (Nunes et. al., 2014).

Seguindo a metodologia do IBGE (2009), inicia-se o processo de amostragem com a análise da rede de drenagem, delimitando geograficamente a área de influência dos cursos d'água perenes e intermitentes, sendo a porção de estudo ao qual se irá compreender as análises (Figura 5). Após, parte-se para uma interpretação de imagens em meio digital através do par estereoscópico e interpretação visual para identificação dos parâmetros espaciais passíveis de identificação. Seguido, de uma identificação e delimitação dos modelados e formas de relevo, identificando duas feições de relevo que descrevem a extensão do interflúvio local, sendo elas: Topos suavemente ondulados das colinas convexizadas e Domínios das vertentes côncavas, convexas e retilíneas. Também, delimita-se o perfil topográfico descrito por meio das curvas de nível com cota de altitude em uma diferença de 6m, desta forma, realizando a elaboração efetiva do esboço.

Resultados e Discussão

Análise Pedológica

Para a realização da análise pedológica de um perfil de solo foi escolhida uma ravina testemunho da área de estudo, em estágio evolutivo avançado e com cinco ramificações, apresentada na Figura 2, denotadas pelas estruturas de contenção aplicadas para absorção mecânica da energia cinética da água, para o estudo foi escolhido o braço 4. De modo a compreender e associar as propriedades físicas do solo e seu histórico descrito pelas camadas aos processos morfodinâmicos que atuam sobre a paisagem da área de estudo, é necessária a análise da gênese e dos processos evolutivos que tomaram o relevo.

	Argila	Argila	Areia	Areia	Silte	Silte
	%	g/kg	%	g/kg	%	g/kg
1	19,60	196,00	56,40	564,01	24,00	240,00
2	16,60	166,00	71,92	719,23	11,48	114,77
3	10,50	105,00	77,97	779,75	11,53	115,26
4	5,00	50,00	90,02	900,15	4,98	49,85
5	14,20	142,00	76,48	764,83	9,32	93,17
6	13,80	138,00	71,47	714,70	14,73	147,30

Tabela 01: Média de valores da análise granulométrica realizada para o perfil de solo da Ravina
Fonte: Autores (2023)

O perfil foi limpo e verticalizado, como é possível observar na Figura 3, sendo submetido ao processo de análise morfológica em campo (Teixeira, 2017) para a divisão em camadas, onde, a partir da retirada de frações amostrais, realizou-se o procedimento laboratorial de análise da sua composição.

A partir dos valores das frações granulométricas obtidas (Tabela 1) para a estrutura da ravina, verifica-se que a fração de argila se encontra em maior concentração na camada superior, e em contraste, a camada 4 é classificada como areia. Essa característica textural implica em baixa coesão do solo e menor capacidade de agregação estrutural, o que favorece a desagregação mecânica sob ação da água e o avanço do processo erosivo, presente também com o grande predomínio da característica arenosa em todo seu comprimento.



Figura 02: Exemplificação do processo de ravinamento em estágio avançado na área de estudo
Fonte: Autores (2022)

A Figura 3, que ilustra o perfil analisado, permite afirmar que há uma certa uniformidade com relação às cores e há a presença de fragmentos de arenito nas camadas inferiores. Outro ponto com relação à análise do perfil é o destaque para a camada 4, com os maiores índices de areia analisados e demonstrado em coloração mais clara, contendo ainda fragmentos de arenito não encontrados nas camadas inferiores, indicando o predomínio de morfogênese e processos deposicionais acelerados em detrimento da pedogênese. Classificadas majoritariamente como Franco Arenosas, as camadas assim caracterizadas possuem alta taxa de erodibilidade, com fator K elevado, configurando característica de baixa coesão e em solos degradados, o favorecimento do processo de compactação, aumento do escoamento superficial e baixa resistência ao cisalhamento, favorecendo o colapso lateral da ravina e quedas de blocos.

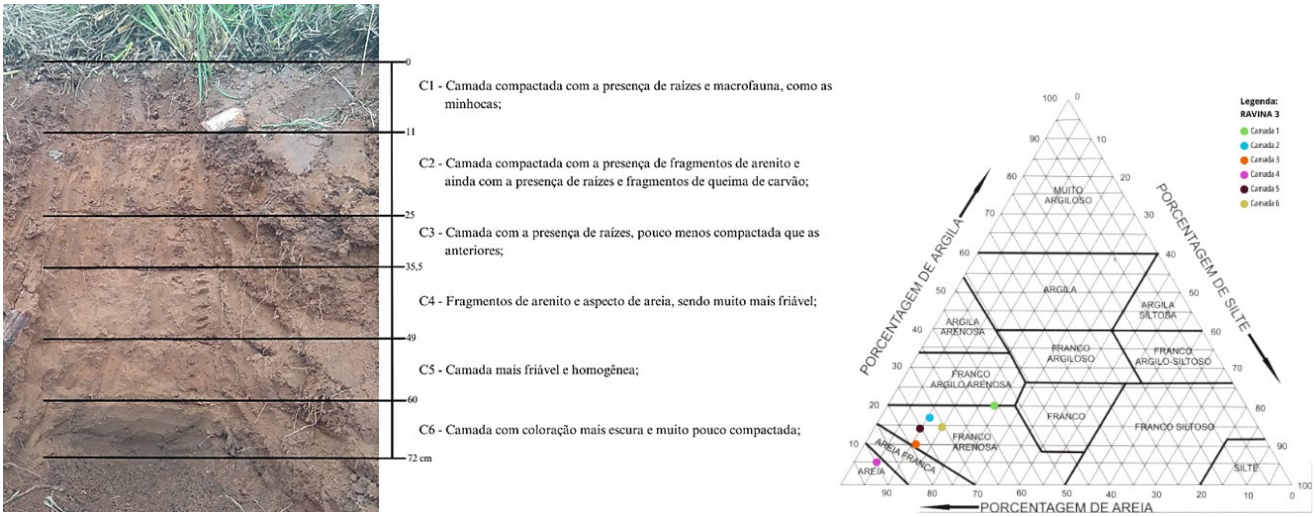


Figura 03: Perfil de solo da Ravina analisada com breve descrição de cada camada
Fonte: Autores (2023)

Observa-se que há ainda a presença de fragmentos de carvão em camadas inferiores à superficial, que indicam a realização de queimadas remotas no local e reforçam a influência antrópica nos processos deposicionais, evidenciados através da heterogeneidade das camadas do ponto de vista processual e a presença desse material tecnogênico, reforçando a existência de deposições recentes que continuam a modelar a morfodinâmica do relevo e, tendo essa heterogeneidade vertical como contribuinte para a formação de descontinuidades estruturais. Ainda, a caracterização com solos Franco Arenosos apresentam elevada permeabilidade, porém, quando associados a condições de compactação superficial, declividade acentuada e ausência de cobertura vegetal — como observado na área de estudo — passam a apresentar maior suscetibilidade à erosão hídrica que ocorre pois, embora a infiltração seja teoricamente elevada por conta da porosidade dos grãos de areia, devido as condições apresentadas esta não ocorre como na teoria, tendo o aumento do volume de água escoante e não sendo suficientemente dissipada, promovendo o destacamento e transporte de partículas remontante.

Análise Geomorfológica

Complementar à análise do processo deposicional remontante observado nas paredes das ravinas, foi realizada a análise geomorfológica (Figura 4). Utilizando-se da conceituação de compartimentação topográfica proposta por Aziz Ab'Sáber, e a partir do esboço é possível sustentar e desenvolver a afirmação de que o escoamento superficial atua como principal agente ativo de alteração da paisagem, com fluxos convergentes que remontem desde os topos convexos suavemente ondulados e dissecados, perpassando pela ruptura dos compartimentos de relevo na forma de cabeceira de drenagem em anfiteatros, as feições de galerias de anfiteatro, e pelas estruturas de vertente côncavas, responsáveis pela drenagem pluvial que converge toda a água em direção à área de estudo.

Mesmo com a presença de terraços agrícolas, a forma de anfiteatro topográfico em vertente íngreme favorece o entalhamento do rebordo e a formação de processos erosivos remontantes, evidenciados pela quantidade de sulcos observados na Figura 4. O esboço geomorfológico aborda ainda as estruturas de rede de drenagem bem definidas que perpassam pela vertente de anfiteatro e ao fundo da área de estudo na continuidade da estrutura de ravina, com deságue no córrego do macaco destacado em linha azul contínua, tendo o processo da erosão hídrica como atuante.

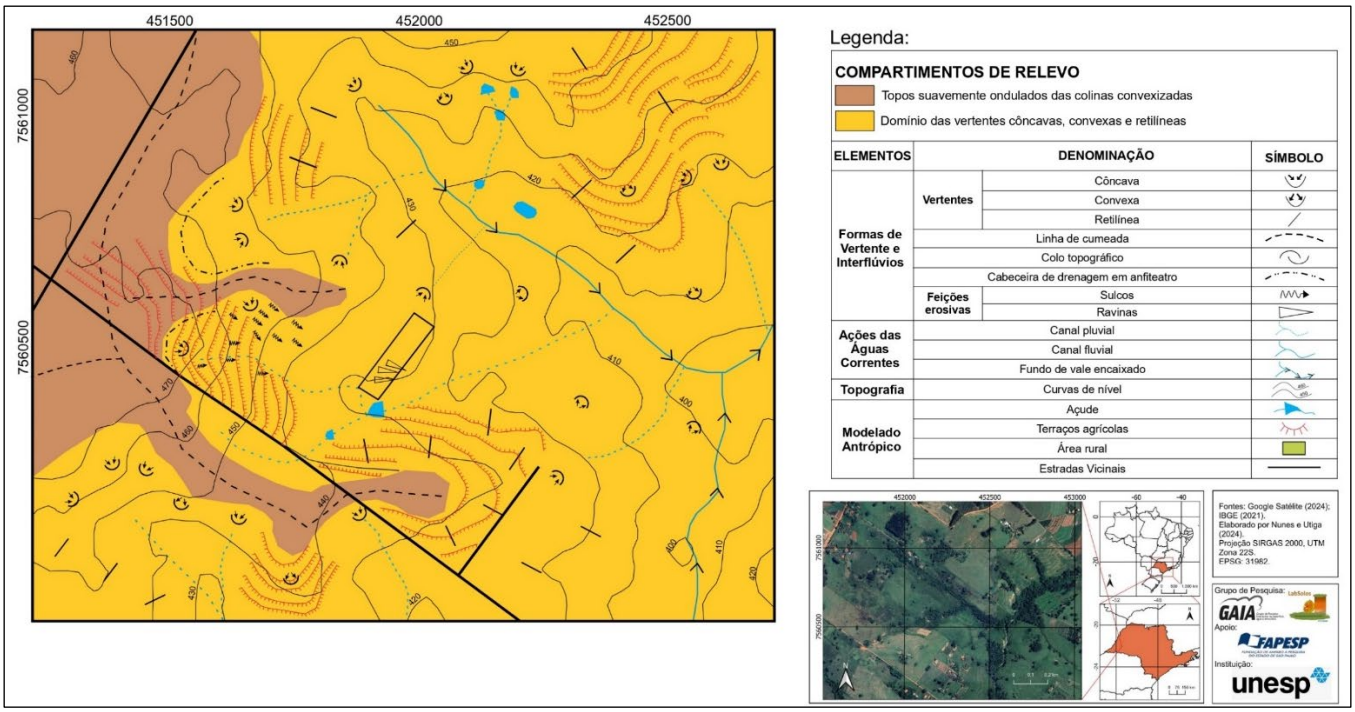


Figura 04: Esboço Geomorfológico das formas e elementos de relevo da área de estudo
Fonte: Autores (2024)

Em perspectiva de análise da bacia de contribuição do canal de drenagem que atua na formação das ravinas, foi elaborado um esquema ilustrativo da paisagem com foco no relevo tecnogênico (Figura 5), com o padrão de cores adotado seguindo a bibliografia de Nunes (2014). Na cabeceira da estrutura de ravina estudada, é possível observar uma ruptura de declive incipiente por uma menor declividade no sopé da vertente, onde há uma área de acúmulo de água caracterizada como um setor de fundo de vale com características de várzea, ou zona de acúmulo colúvio-aluvial, que denota uma quebra na energia de escoamento superficial e favorece o entalhamento do processo erosivo e as ações de deposição ainda atuantes na morfodinâmica do relevo, com uma planície aluvial ainda muito incipiente.

Há um destaque ainda para o grau de inclinação da vertente, com 270m de comprimento e um desnível total de 30m, aproximadamente 11% ou 6º de inclinação, em especial no terço inferior, onde há uma concentração maior de fluxo de água em forma de enxurrada na direção da ravina, que é compreendida como estrutura que denota o escoamento preferencial de águas pluviais, consolidada como canais de cabeceira de curso d'água, que compõe a Microbacia do Córrego do Macaco.

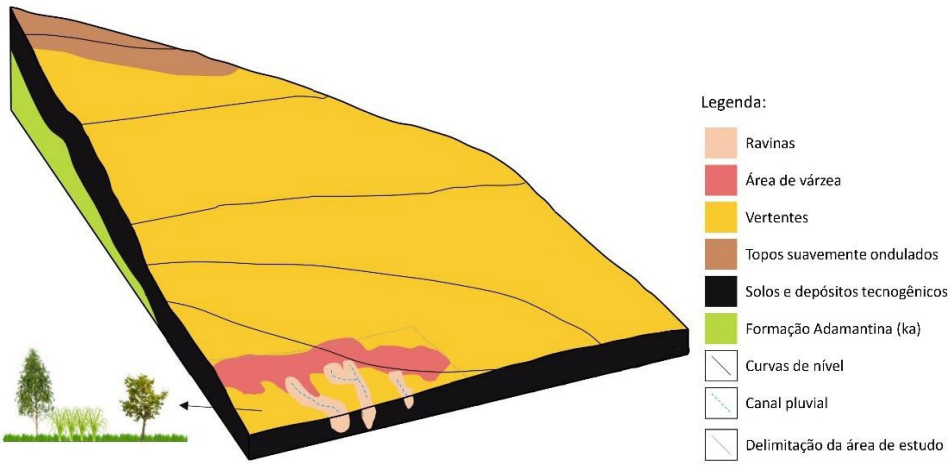


Figura 05: Esquema ilustrativo da vertente convexa e cabeceira de anfiteatro de drenagem da área
Fonte: Autores (2024)

Integração dos resultados

A análise granulométrica fornece evidências empíricas que sustentam a interpretação geomorfológica previamente realizada, na qual o escoamento superficial foi identificado como o principal agente responsável pela formação das ravinas. Desta forma, compreende-se a dinâmica do sistema com os topos compostos por solos rasos e afloramentos de arenito em ondulações convexas, que agem como dispersores das águas, com a concentração de fluxo gerada através das vertentes, onde estes utilizam-se da água como agente desagregador e carreador de sedimentos que acabam por desembocar nas estruturas de várzea e então nas ravinas presentes, que depositam uma parte dos particulados e carreia outra parte para o córrego do Macaco, favorecendo ainda mais o processo deposicional.

Tal dinâmica é observada em toda a região que corresponde à Formação Adamantina (Ab'Sáber, 2007), com aspectos dendríticos e fundos de vale encaixados em "*v*", os topos se encontram completamente dissecados com a retirada da cobertura vegetal, como para o município de Álvares Machado que retém somente 1% da cobertura vegetal nativa (IBGE, 2009). Favorecem ainda o cenário da dissecação de vertentes pelas enxurradas e formação de processos erosivos em cabeceiras de drenagem, que culminam na problemática do processo de assoreamento de pequenos canais de classe 2, que correspondem aos afluentes de microbacias que abastecem grandes cursos d'água e em contrapartida, o recurso solo, não renovável, está sendo intensamente remobilizado e perdido.

Dessa forma, a dinâmica erosiva observada na área de estudo apresenta relação direta com o funcionamento hidrossedimentar da microbacia, à medida em que as ravinas atuam como fontes ativas de sedimentos, conectando as vertentes ao sistema de drenagem. Esse processo compromete não apenas a estabilidade geomorfológica local, mas também a qualidade e quantidade de água, devido ao aumento da turbidez, ao carreamento de materiais finos, tecnogênicos e ao assoreamento (Miyazaki, 2014). A área estudada deve ser compreendida como um setor crítico dentro da microbacia, onde a degradação das vertentes repercute diretamente na dinâmica fluvial, reforçando a necessidade de intervenções integradas que considerem simultaneamente a recuperação do solo e a conservação dos recursos hídricos.

Considerações Finais

A análise integrada da compartimentação topográfica, da estrutura superficial e da dinâmica atual do relevo evidencia um sistema morfodinâmico controlado pela organização das vertentes e pela resposta do material pedológico às forças hidrodinâmicas. Ao longo da vertente estudada, a interação entre a morfologia convexa, a textura franco arenosa e a ausência de cobertura vegetal favorecem a ruptura da superfície e o desenvolvimento de ravinas, cujas paredes expõem depósitos tecnogênicos e evidenciam a instabilidade estrutural do sistema. A sucessão de interflúvios tabulares e vertentes convexas define, portanto, uma lógica espacial de concentração de fluxos e de modelação da morfoescultura do relevo, fortemente condicionada pela litologia arenítica da Formação Adamantina e pela baixa coesão dos solos derivados. A ausência de cobertura vegetal nos topos e vertentes intensifica os processos erosivos, contribuindo para a dissecação progressiva da paisagem e para a geração de sedimentos remobilizados, incorporados aos depósitos tecnogênicos observados nas feições erosivas.

Diante desse quadro, as ações de intervenção devem ser orientadas por uma abordagem integrada, que considere simultaneamente o controle do escoamento superficial, a estabilização das vertentes e a recuperação da cobertura vegetal. A implantação de estruturas de dissipação de energia, como bacias de contenção e pequenos diques, mostra-se fundamental para interromper o escoamento concentrado e reduzir seu potencial erosivo. Complementarmente, a aplicação de técnicas de bioengenharia de solos, incluindo paliçadas, enrocamentos leves e cordões vegetados, contribui para a contenção do avanço das ravinas e para a recomposição gradual da superfície, de forma complementar, ações de revegetação com espécies nativas desempenham papel essencial no aumento da coesão do solo, na melhoria da infiltração e na proteção contra o impacto das gotas de chuva, especialmente em solos de elevada erodibilidade, como a área de várzea observada. Nos setores de transição entre vertente e fundo de vale, devem ser adotadas práticas conservacionistas, evitando intervenções que comprometam a estabilização das rampas de colúvio.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), processo nº 2022/14032-0, à Universidade UNESP Júlio de Mesquita Filho, campus de Presidente Prudente pelo apoio recebido e ao proprietário, Edson, da área de estudo analisada.

Referências Bibliográficas

AB'SABER, A.N. **A terra paulista**. Boletim Paulista de Geografia, (23), pp.5-37: 1956.

AB'SÁBER, A.N. **Os Domínios de Natureza no Brasil** – Potencialidades Paisagísticas. Ateliê Editorial, 4ª edição: 2007.

DE LEMOS, R.C.; DOS SANTOS, R.D. **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo – Centro Nacional de Pesquisa de Solo. 3ª Ed. Campinas-SP. 1996.

DEWITT, B.A.; WOLF, P.R. **Elements of Photogrammetry**. McGraw-Hill Higher Education. 2000.

FUSHIMI, M. **Mapeamento Geomorfológico do Município de Presidente Prudente–SP**. Monografia de Bacharelado. 2009.

GHIRARDELLO, N. **À beira da linha: formações urbanas da Noroeste Paulista** [online]. São Paulo: Editora UNESP, 2002. 235 p. ISBN 85-7139-392-3. Disponível em: SciELO Books http://books.scielo.org.

GUERRA, A.J.T.; JORGE, M. do C.O. **Processos erosivos e recuperação de áreas degradadas**. Oficina de Textos, 2017.

GUERRA, A.J.T.; SILVA, A.S. da; BOTELHO, R.G.M. **Erosão e conservação dos solos**: conceitos, temas e aplicações. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1999.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (Brasil). **Manual Técnico de Geomorfologia**. Segunda edição. Rio de Janeiro: IBGE, 2009. 182p. (Manuais técnicos em geociências, ISSN 0103-9598; n. 5).

LEPSCH, I.F. **19 lições de pedologia**. Ed. Oficina de textos, São Paulo – SP. ESALQ. 310p. 2021.

MIYAZAKI, L.C.P. **Depósitos tecnogênicos**: uma nova perspectiva de leitura geográfica. Quaternary and Environmental Geosciences, v. 5, n. 2, 2014.

MONBEIG, P. **Pioneiros e fazendeiros de São Paulo**. p. 121-127. São Paulo, Hucitec - Polis, 1984.

NUNES, J.O.R.; et al. **Elaboração do Mapa dos Compartimentos de Relevo de parte do Município de Santo Anastácio-SP através das imagens tridimensionais**. REVISTA GEONORTE, v.5, n.16, p.121-128, 2014.

SILVA, L.C.M. **Identificação de terreno tecnogênico em área rural localizada na Apa do Timburi**–P. Prudente–SP. Dissertação de Mestrado. Repositório UNESP. 2024.

TEIXEIRA, P. C. *et al.* **Manual de métodos de análise de solo**. 3ª ed rev. ampl. Brasília – DF: EMBRAPA. 2017.

VARCACEL, R.; SILVA, Z. de S. **A eficiência conservacionista de medidas de recuperação de áreas degradadas**: proposta metodológica. Revista Floresta. Rio de Janeiro, v. 27, n. 12, p. 101-114. 1997.

AVALIAÇÃO INTEGRADA DA VULNERABILIDADE GEOTÉCNICA E DOS PROCESSOS EROSIVOS EM ENCOSTAS URBANAS NO MUNICÍPIO DE MORENO/PE

1Maria Eduarda Barbosa Fabrício, 2Dayrla Mayrla Mendes de Paiva, 3Ester da Silva Mangueira, 4Kalinny Patrícia Vaz Lafayette, 5Jonas da Silva Bezerra, 6Amaury Gouveia Pessoa Neto, 7Mônica Fernanda Tavares Pires.

1 Universidade de Pernambuco, e-mail: mebf3@poli.br; 2 Universidade de Pernambuco, e-mail: dmmp@poli.br; 3 Universidade de Pernambuco, e-mail: esm@poli.br; 4 Universidade de Pernambuco, e-mail: klafayette@poli.br; 5 Universidade de Pernambuco, e-mail: jonas.bezerra@poli.br; 6 Universidade de Pernambuco, e-mail: agpn@poli.br; 7 Universidade de Pernambuco, e-mail: mftp@poli.br

Palavras-chave: Processos erosivos; Vulnerabilidade geotécnica; Geotecnologias.

Resumo

A urbanização acelerada, em grande parte desordenada no Brasil, tem intensificado a ocupação de áreas ambientalmente frágeis, ampliando a vulnerabilidade socioambiental e a suscetibilidade a processos erosivos e movimentos de massa, especialmente em regiões de encosta. Nesse contexto, o presente estudo realiza uma avaliação integrada da vulnerabilidade geotécnica no município de Moreno/PE, considerando a interação entre a declividade do terreno e o uso e cobertura da terra como principais fatores condicionantes da dinâmica erosiva. A análise, fundamenta-se na aplicação de técnicas de geoprocessamento em ambiente de Sistema de Informações Geográficas, com destaque para métodos multicritério e álgebra de mapas, que possibilitam o cruzamento sistemático de dados espaciais e uma avaliação mais consistente da sensibilidade ambiental do terreno. Os resultados evidenciam que áreas com maiores declividades, associadas à ocupação antrópica e à supressão da cobertura vegetal, apresentam maior suscetibilidade a processos erosivos e instabilidades, enquanto áreas com cobertura vegetal preservada tendem a apresentar maior estabilidade geotécnica. Verifica-se, ainda, que a heterogeneidade do uso e cobertura da terra, aliada às condições geomorfológicas locais, exerce influência direta na configuração da vulnerabilidade ambiental, condicionando diferentes níveis de risco ao longo do território. Os produtos cartográficos elaborados permitiram identificar padrões espaciais de suscetibilidade e delimitar áreas críticas em cenários de ocupação intensiva, evidenciando a relação entre os condicionantes naturais e as intervenções antrópicas. Conclui-se, que a integração desses fatores é determinante para a compreensão da dinâmica erosiva, sendo o geoprocessamento uma ferramenta essencial para subsidiar o planejamento territorial, a mitigação de riscos e a promoção de práticas sustentáveis de uso e ocupação do solo.

Introdução

O processo de industrialização impulsionou a urbanização brasileira de forma acelerado e desordenada, resultando na ocupação desordenada do solo urbano. Essa ocupação irregular, impulsionada pela pressão por habitação em áreas periféricas, tem intensificado a vulnerabilidade socioambiental e a recorrência de desastres naturais nas cidades brasileiras. Esse processo de urbanização informal do meio físico através de intervenções antropogênicas inadequadas, como aterros e escavações de áreas frágeis que reduzem a cobertura vegetal original. Como consequência, a vulnerabilidade das populações é amplificada, dificuldade a implementação de políticas públicas eficazes de prevenção e mitigação, o que torna os grupos sociais menos favorecidos cada vez mais suscetíveis aos impactos de movimentos de massa e outros desastres ambientais (Santos; Lafayette, 2024; Zambon; Salvati, 2018).

Nesse contexto, os processos erosivos e os movimentos de massa, destacam-se como manifestações relevantes da degradação ambiental, decorrentes da interação entre fatores naturais e antrópicos. Sua intensificação está diretamente relacionada às transformações no uso e ocupação do solo, como a ampliação de superfícies impermeáveis e a alteração dos padrões de escoamento. Além disso, a ocupação desordenada, promove modificações nas características geomorfológicas do terreno, elevando a vulnerabilidade geotécnica e a suscetibilidade a instabilidades, especialmente em áreas de encosta. Tais aspectos evidenciam a necessidade de abordagens integradas que articulem variáveis ambientais e dinâmicas socioespaciais na compreensão desses processos (Silva, 2024; Tucci, 2005; Dinis; Pappalardo Jr.; Seko, 2026).

Diante desse panorama, a análise dos efeitos da ocupação antrópica em áreas suscetíveis a instabilidades torna-se fundamental para a compreensão da vulnerabilidade ambiental e da dinâmica erosiva. Nessa perspectiva, o geoprocessamento assume papel estratégico no planejamento territorial, ao possibilitar a organização, integração e análise de informações espaciais relacionadas à fragilidade dos ecossistemas. Suas aplicações abrangem desde levantamentos de campo até técnicas avançadas de modelagem espacial, favorecendo a construção de cenários preditivos e a proposição de estratégias de mitigação de impactos. A incorporação de métodos quantitativos e computacionais amplia a precisão das análises e a confiabilidade dos resultados, enquanto a integração entre Sistemas de Informação Geográfica e Sensoriamento Remoto potencializa o processo analítico, permitindo a identificação eficiente de restrições e potencialidades do território por meio de avaliações mais rápidas, precisas e economicamente viáveis (Eniyew et al., 2021; Boussetta et al., 2022; Aouragh et al., 2023; Ayer et al., 2015; Oliveira et al., 2023; Silva et al., 2022).

Como implicações dessas abordagens, o mapeamento de áreas suscetíveis a riscos consolida-se como instrumento essencial para orientar a expansão urbana em consonância com as limitações ambientais. Ao integrar múltiplos condicionantes

em bases espaciais, os produtos cartográficos subsidiam o planejamento de infraestrutura e qualificam o processo decisório no âmbito do poder público, ao possibilitar a identificação antecipada de áreas críticas e a prevenção de problemas geotécnicos e socioambientais (Bispo et al., 2020).

Nesse contexto, o presente trabalho teve como objetivo elaborar mapas temáticos voltados à avaliação da vulnerabilidade geotécnica associada a processos erosivos no município de Moreno-PE, a partir da análise integrada da declividade do terreno e do uso e cobertura da terra. Para tanto, empregam-se técnicas de geoprocessamento, com destaque para métodos multicritério e álgebra de mapas, que possibilitam o cruzamento sistemático de dados espaciais e uma avaliação mais consistente da sensibilidade ambiental do terreno. A aplicação dessas abordagens permite a identificação de áreas críticas em cenários de ocupação intensiva, bem como a delimitação de setores com maior suscetibilidade a processos erosivos e instabilidades, evidenciando a relevância do geoprocessamento como suporte técnico ao planejamento territorial voltado à conservação ambiental e à mitigação de riscos socioambientais.

Caracterização da área

O município de Moreno (Figura 1), localizado no estado de Pernambuco, na região Nordeste do Brasil, faz divisa com os municípios da mesma mesorregião: São Lourenço da mata, Cabo de Santo Agostinho e Jaboatão dos Guararapes, localizados ao norte, ao sul e ao leste, respectivamente. Além de fazer divisa com o município de Vitória de Santo Antão ao oeste, sendo esse, localizado na mesorregião da zona da mata. De acordo com o IBGE (2022), Moreno tem uma extensão territorial com cerca de 194,197 km² e uma população estimada em 55.292 habitantes, portanto, sua densidade demográfica é de cerca de 284,72 habitantes por quilômetros quadrados.

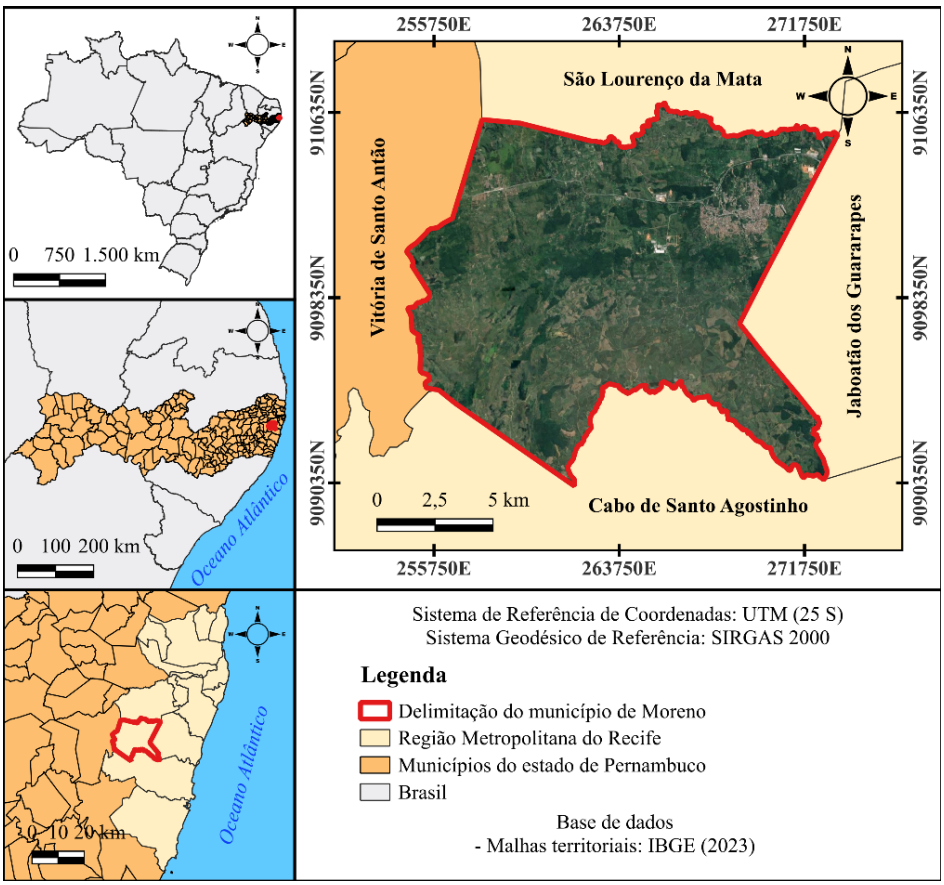


Figura 01: Mapa de localização do município de Moreno/PE.
Fonte: Elaborado pelos autores (2026)

Historicamente, o desenvolvimento urbano de Moreno está intrinsecamente ligado à herança dos antigos engenhos de açúcar e à implantação da indústria têxtil belga em meados do século XX, fatores que promoveram um crescimento populacional, o que moldou a morfologia da cidade. Essa expansão urbana ocorreu de forma acelerada e de forma desordenada, resultando na ocupação de áreas de encostas, que são geologicamente frágeis, pois a combinação de Argissolos saturados e encostas íngremes favorece a ocorrência de deslizamentos durante o período chuvoso, especialmente no mês de junho, onde são registrados os maiores índices de precipitação (Freitas, 2016; Moreno, 2015).

Sendo assim, a cidade apresenta um histórico recorrente de vulnerabilidade a processos de dinâmica superficial, como movimentos de massa e inundações, que afetam diretamente as populações residentes em áreas de morro e várzeas. Tais eventos, acarretam danos patrimoniais e ambientais que são potencializados pela convergência de diversos fatores naturais – como a

geologia cristalina da Província Borborema e os elevados índices pluviométricos sazonais – e fatores antrópicos, como a ocupação desordenadas dessas áreas de riscos. Esse cenário é agravado pela falta de infraestrutura da região, ampliando a fragilidade socioambiental das comunidades inseridas nos terrenos de alta declividade (Ferreira; Dantas, 2024).

Em relação ao recorte espacial e à configuração urbana, destaca-se uma morfologia que combina superfícies onduladas com baixas que são suscetíveis a inundações severas. A ocupação desordenada em áreas de encostas e em margens de cursos d'água, como a bacia do Rio Jaboatão, reflete um crescimento sem planejamento, impondo assim, desafios à gestão pública e à Defesa civil da cidade, juntamente com a falta de planejamento. Nesse contexto, predominam moradias inseridas em terrenos com baixa capacidade de suporte e alta suscetibilidade a processos erosivos, comprometendo a segurança e às condições habitacionais da população. Do ponto de vista geomorfológico, Moreno é caracterizado pelo relevo de "Mares de Morros" que apresenta uma topografia acidentada com encostas possuindo uma alta declividade, que quando associados à geologia local, que é composta por rochas ígneas e metamórficas do Complexo Granítico-Gnáissico da Província Borborema, tornam-se altamente suscetível a processos erosivos intensos e intemperismo químico profundo (Mascarenhas; Beltrão; Souza Junior, 2005).

No que tange aos aspectos climáticos e pedológicos, Moreno possui um clima Tropical Chuvoso, possuindo um verão seco, apresentando temperaturas médias anuais girando em torno de 26ºC e uma pluviosidade que se concentra nos meses de maio e agosto, conforme a APAC (2024). A combinação dos fatores naturais e dos fatores antropológicos intensificam os riscos socioambientais em grande escala, sendo manifestados periodicamente através de movimentos de massa, como deslizamento de terras e quedas de blocos, além de inundações severas nas áreas baixas do centro e bairro periféricos, gerando vulnerabilidade que impactam a infraestrutura urbana, o patrimônio histórico-cultural e a segurança da população residente em zonas de alto risco durante os picos do período chuvoso. Adicionalmente, a gestão territorial de Moreno enfrenta desafios para equilibrar a preservação ambiental, principalmente nas áreas de morros e de cursos d'água de rios, com a crescente demanda populacional.

Metodologia

A metodologia adotada neste estudo baseia-se na análise integrada de dois fatores condicionantes de elevada relevância para a ocorrência de processos erosivos: declividade e o uso e a cobertura da terra. A escolha dessas variáveis, fundamenta-se em sua influência direta na dinâmica dos processos superficiais, no comportamento dos materiais e na suscetibilidade do terreno à erosão. O delineamento metodológico foi estruturado de forma sistemática, conforme apresentado no fluxograma da Figura 2, contemplando etapas que abrangem a definição dos fatores condicionantes, a coleta e o tratamento dos dados, a elaboração dos mapas temáticos individuais e, por fim, a integração dessas informações para a realização da análise espacial e a interpretação dos resultados.

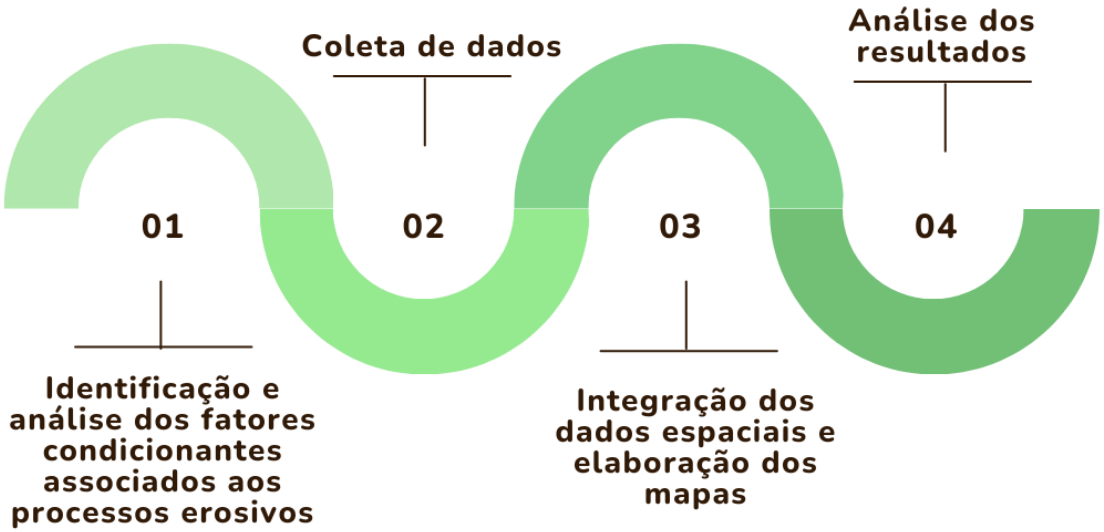


Figura 02: Etapas da metodologia adotada.
Fonte: Elaborado pelos autores (2026)

Identificação e Análise dos Fatores Condicionantes Associados aos Processos Erosivos

A etapa inicial consistiu em um levantamento sistemático da literatura, voltada à prospecção dos condicionantes associados à ocorrência de processos erosivos. Com base no referencial teórico consolidado, o modelo de análise priorizou as variáveis de declividade e uso e ocupação do solo, dada a correlação direta desses parâmetros com a instabilidade geomorfológica. A seleção de tais fatores justifica-se pela sua capacidade diagnóstica na caracterização e no mapeamento da suscetibilidade à ocorrência de processos erosivos.

A declividade de uma vertente corresponde ao ângulo formado entre sua superfície e o plano horizontal, sendo que valores mais elevados indicam maior inclinação do terreno. Vertentes com maiores graus de inclinação apresentam, consequentemente, índices mais elevados de declividade, condição que favorece a instabilidade dos materiais superficiais e

amplia a suscetibilidade à ocorrência de processos erosivos e movimentos de massa. Nesse contexto, a análise da declividade configura-se como um parâmetro fundamental para a compreensão da dinâmica geomorfológica e para a identificação de áreas com maior potencial de risco (Silva; Guedes, 2023).

A cobertura da terra, refere-se ao estado biofísico da superfície terrestre e de seu subsolo imediato, enquanto o uso da terra está associado às finalidades atribuídas pela sociedade às diferentes porções do território. Alterações nesses componentes implicam mudanças em suas proporções e características, refletindo diretamente na dinâmica ambiental. A análise dessas transformações ao longo do tempo e do espaço, permite a identificação de indicadores relevantes, uma vez que tais variáveis integram aspectos bióticos e abióticos essenciais para a compreensão da instabilidade dos terrenos. Dessa forma, para garantir maior precisão analítica, torna-se necessário que a avaliação das mudanças na cobertura e no uso da terra seja conduzida de maneira espacialmente detalhada (Meyer; Turner II, 1996).

Coleta de dados

Para a construção da base de dados, cada mapa temático foi elaborado a partir de fontes específicas, conforme apresentado na Tabela 1. As informações foram obtidas por meio de técnicas de sensoriamento remoto, com o uso da plataforma Google Earth, possibilitando a representação espacial dos fatores condicionantes associados à ocorrência de movimentos de massa.

No que se refere à declividade, os valores foram expressos em porcentagem e classificados em seis categorias, conforme a metodologia proposta pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA). Quanto ao uso e à cobertura da terra, foram consideradas, na área de estudo, classes representativas, tais como formações florestais e savânicas, áreas de silvicultura, pastagens, cultivo de cana-de-açúcar, mosaicos de usos, áreas urbanizadas, zonas de mineração, corpos hídricos, incluindo rios, lagos e ambientes oceânicos, além de superfícies não vegetadas. Essa categorização possibilitou uma análise mais detalhada e consistente das condições de estabilidade do terreno.

Mapa	Fonte de Dados
Declividade	Proveniente do programa Pernambuco Tridimensional (PE3D), que produziu Modelos Digitais de Elevação (MDE) com resolução espacial de 1 metro para todo o estado pernambucano, a partir de perfilamento a laser aerotransportado (LiDAR)
Uso e Cobertura da Terra	Obtido pela Coleção 6 do Projeto de Mapeamento Anual do Uso e Cobertura da Terra no Brasil (MapBiomas), no formato matricial e com resolução espacial de 30 metros.

Tabela 01: Indicação dos dados espaciais.
Fonte: Elaborado pelos autores (2026)

Integração dos Dados Espaciais e Elaboração dos Mapas

O processamento, a análise e a fotointerpretação dos dados espaciais foram executadas mediante a integração da linguagem de programação Python ao ambiente de geoprocessamento do software QGIS, versão 3.34.9, permitindo a automação de rotinas e a otimização da manipulação de dados matriciais e vetoriais. Visando garantir a consistência geométrica e a acurácia posicional das análises, todos os produtos cartográficos foram projetados no Sistema de Coordenadas UTM, fuso 25S, referenciado ao SIRGAS 2000, padrão oficial da geodesia brasileira. A aplicação desses procedimentos metodológicos possibilitou a elaboração sistemática dos mapas temáticos de declividade e de uso e cobertura da terra, os quais subsidiaram a análise dos fatores condicionantes associados à ocorrência de processos erosivos.

Resultados

A partir da utilização de Sistemas de Informações Geográficas (SIG), e do software QGIS versão 3.34.9, foram elaborados mapas temáticos, que evidenciam o comportamento espacial do município de Moreno, em relação às variáveis de declividade e uso e cobertura da terra. Esses produtos cartográficos permitiram identificar padrões territoriais diretamente associados à dinâmica ambiental local, destacando a influência significativa desses fatores na configuração da vulnerabilidade geotécnica e na intensificação dos processos erosivos, especialmente em áreas urbanas de encosta.

No que se refere à declividade (Figura 3), observa-se que o município de Moreno apresenta predominância de áreas planas, com valores entre 0 e 3%, bem como de relevo suave ondulado, entre 3 e 8%, e ondulado, entre 8 e 20%. Em contrapartida, as classes de relevo forte ondulado, com declividade entre 20 e 45%, e montanhoso, entre 45 e 75%, também estão presentes, porém em menor proporção na área estudada. Apesar de menos representativas em termos espaciais, essas áreas com maiores gradientes de declividade apresentam maior predisposição à ocorrência de movimentos de massa, uma vez que a inclinação acentuada favorece a instabilidade dos materiais superficiais, intensificando tanto a ocorrência de deslizamentos quanto os processos erosivos. Nesse sentido, a declividade configura-se como um fator determinante para a compreensão da vulnerabilidade da área estudada, além de constituir um importante subsídio para a formulação de estratégias voltadas ao planejamento e à gestão territorial.

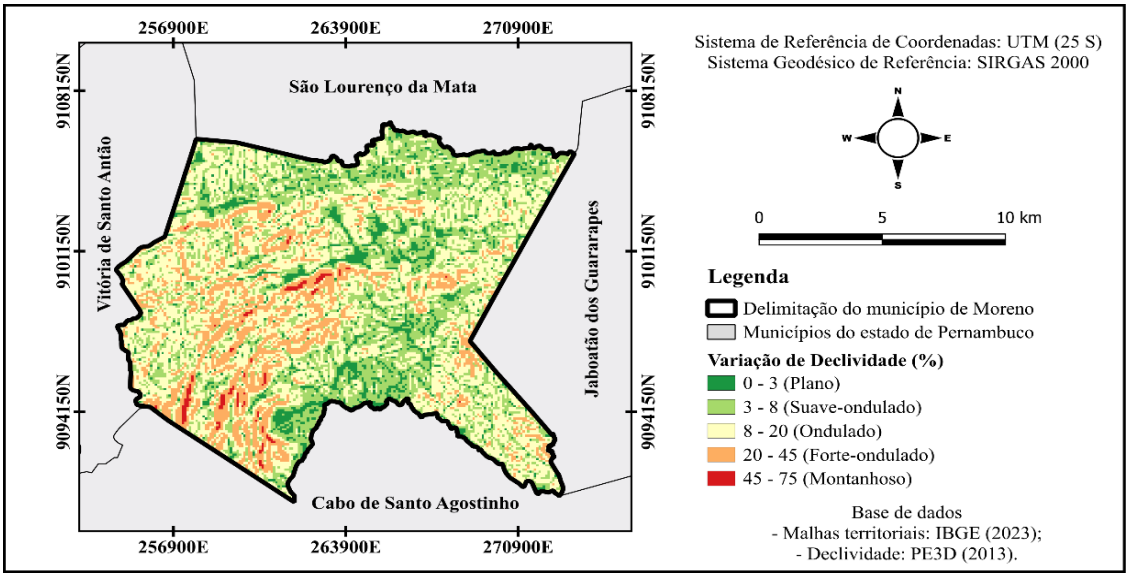


Figura 03: Mapa de declividade do município de Moreno/PE.
Fonte: Elaborado pelos autores (2026)

Quanto ao uso e à cobertura da terra (Figura 4), verifica-se que a área estudada apresenta significativa diversidade de classes, incluindo formações florestais e savânicas, áreas de silvicultura, pastagens, cultivo de cana-de-açúcar, mosaicos de usos, áreas urbanizadas, zonas de mineração, corpos hídricos, como rios, lagos e ambientes oceânicos, além de superfícies não vegetadas. Essa heterogeneidade reflete a complexidade da dinâmica territorial e evidencia diferentes níveis de intervenção antrópica, os quais influenciam diretamente o comportamento ambiental da área.

Nesse contexto, a ocupação urbana em terrenos declivosos intensifica movimentos de massa, pois a supressão vegetal e a impermeabilização do solo desestabilizam o meio e alteram a dinâmica hidrológica local. Em contrapartida, a classe de formação florestal mitiga esses riscos ao favorecer a infiltração da água e a contenção do solo. Observa-se, ainda, que a presença de vegetação remanescente, em áreas ainda não convertidas por ações antrópicas, é, portanto, vital para o equilíbrio ambiental, atuando na regulação hídrica e na prevenção de processos erosivos.

No contexto da dinâmica ambiental de encostas, observa-se que áreas desprovidas de cobertura vegetal apresentam maior suscetibilidade a processos erosivos, em decorrência da intensificação da infiltração de água no solo, o que favorece a redução da coesão e da estabilidade dos materiais superficiais, aumentando a propensão à ocorrência de deslizamentos. Nesse sentido, ressalta-se a importância da preservação da cobertura vegetal natural, uma vez que esta desempenha papel fundamental na manutenção do equilíbrio ecológico e na estabilidade geotécnica da região (Zebalos *et al.*, 2022).

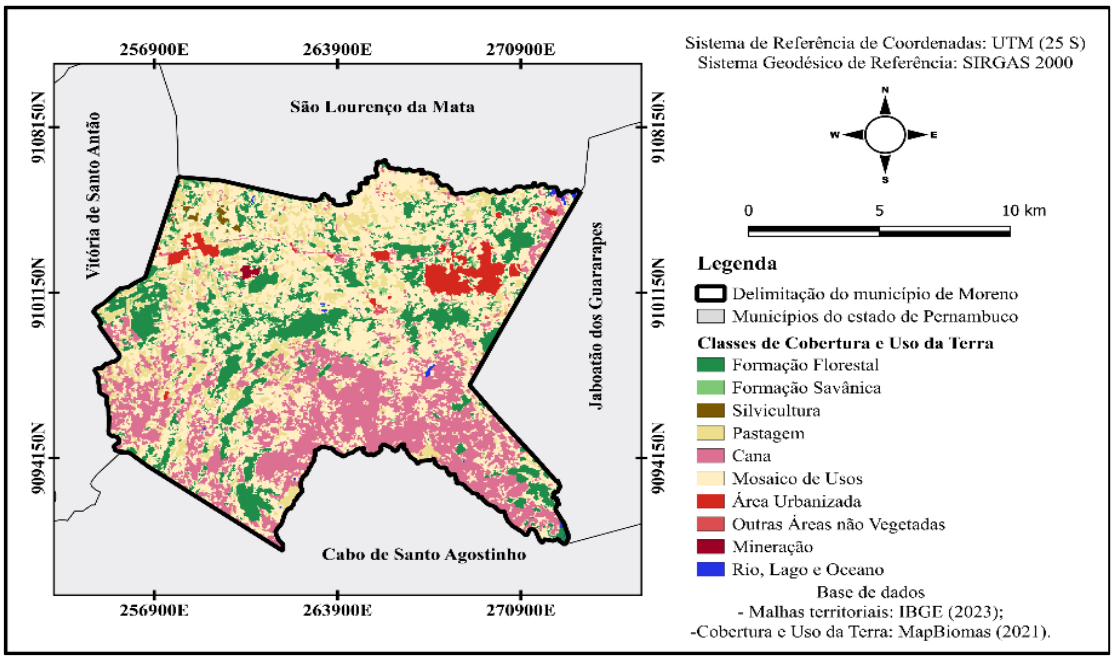


Figura 04: Mapa de uso e cobertura da terra do município de Moreno/PE.
Fonte: Elaborado pelos autores (2026)

Conclusão

Os resultados obtidos demonstram que a interação entre a declividade e o uso e cobertura da terra desempenha papel determinante na configuração da vulnerabilidade geotécnica e na dinâmica dos processos erosivos. A presença de condições naturais que favorecem a erosão, associada à ocupação urbana em áreas de encosta, contribui significativamente para a redução da estabilidade dos materiais superficiais, ampliando a suscetibilidade à ocorrência de processos erosivos e, consequentemente, potencializando eventos com expressivos impactos socioambientais.

Nesse contexto, os produtos cartográficos elaborados possibilitaram uma leitura integrada dos condicionantes físicos e antrópicos atuantes na área de estudo, permitindo identificar padrões espaciais de maior vulnerabilidade. Dessa forma, os resultados fornecem uma base técnica consistente para subsidiar o planejamento territorial e orientar a proposição de estratégias preventivas voltadas à mitigação de riscos e à gestão adequada do uso do solo.

Com base na análise realizada, conclui-se que o município de Moreno-PE apresenta áreas com elevada suscetibilidade à ocorrência de processos erosivos, que se configuram como uma área de risco para a população local. A vulnerabilidade observada resulta da interação entre fatores naturais, como as elevadas declividades, e condicionantes antrópicos, a exemplo da ocupação urbana em áreas inadequadas, das dinâmicas de uso e cobertura do solo e da carência de infraestrutura, que, em conjunto, contribuem para a instabilidade dos materiais superficiais e favorecem a ocorrência de movimentos de massa.

Diante desse cenário, destaca-se a relevância de estudos dessa natureza para subsidiar a formulação de políticas públicas voltadas ao ordenamento territorial e à gestão de riscos. A adoção de práticas sustentáveis, como a preservação da cobertura vegetal e o uso racional do solo, configura-se como medida essencial para a mitigação dos processos erosivos e para a redução da suscetibilidade a desastres, promovendo maior segurança e qualidade ambiental para a população.

Agradecimentos

O desenvolvimento deste trabalho foi possibilitado pelo apoio da Universidade de Pernambuco (UPE), por intermédio da Escola Politécnica. Registra-se também a colaboração da equipe da Defesa Civil da cidade do Recife-PE, particularmente no acompanhamento das atividades em campo e no suporte ao acesso à área de risco estudada, elementos fundamentais para a execução da pesquisa.

Referências Bibliográficas

AORAGH, M.H.; IJLIL, S.; ESSAHLAOUI, N.; ESSAHLAOUI, A.; HMAIDI, A.E.; OUALI, A.E.; MRIDEKH, M.. Remote sensing and GISbased machine learning models for spatial gully erosion prediction: A case study of Rdat watershed in Sebou basin, Morocco. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, [online] 30, 2023. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.rsase.2023.100939. Acesso em: 30 abr. 2026.

APAC. Agência Pernambucana de Águas e Clima. **Monitoramento Pluviométrico e Climatologia: Moreno - PE**. Recife: APAC, 2024. Disponível em: https://www.apac.pe.gov.br/monitoramento. Acesso em: 25 mar. 2026.

AYER, J. E. B.; OLIVETTI, D.; MINCATO, R. L.; SILVA, M. L. N. Erosão hídrica em Latossolos Vermelhos distróficos. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 45, n. 3, p. 263-271, jul./set. 2015. Disponível em: https://doi.org/10.1590/1983-40632015v4531197. Acesso em: 30 abr. 2026.

BISPO, C. O.; LISTO, F. L. R.; FALCÃO, N. A. M.; LISTO, D. G. S. Previsão de escorregamentos no município de Maceió (AL) a partir do modelo AHP. **Revista do Departamento de Geografia**. v. 39, n. 1, p. 88-101, 2020.

BOUSETTA, A.; NICULESCU, S.; BENGOUFA, S.; ZAGRARNI, M.F. Spatio-temporal analysis of shoreline changes and erosion risk assessment along Jerba island (Tunisia) based on remotesensing data and geospatial tools. **Regional Studies in Marine Science** [online] 55, 2022. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.rsma.2022.102564. Acesso em: 24 jan. 2026.

DINIS, H., PAPPALARDO Jr, A., & Seko, K. R. C. (2026). Segurança das encostas em situação de ocupação antrópica: critérios para análise e avaliação de riscos geológicos. **Revista Aracê** [S. l.], v. 8, n. 1, p. e11783, 2026. Disponível em: https://periodicos.newsciencepubl.com/arace/article/view/11783. Acesso em: 30 abr. 2026.

ENIYEW, S.; TESHOME, M.; SISAY, E.; BEZABIH, T., 2021. Integrating RUSLE model with remote sensing and GIS for evaluation soil erosion in Telkwonz Watershed, Northwestern Ethiopia. **Remote Sensing Applications: Society and Environment** [online] 24, 2021. DOI: 10.1016/j.rsase.2021.100623.

FERREIRA, R. V.; DANTAS, M. E. **Carta geomorfológica: município de Moreno - PE.** Escala 1:25.000. [S. l.]: Serviço Geológico do Brasil - CPRM, dez. 2024. Disponível em: https://rigeo.sgb.gov.br/handle/doc/25297. Acesso em: 13 mar. 2026.

FREITAS, Raíssa Rattes Lima de. **Mapeamento de riscos a movimentos de massa e inundação em áreas urbanas no município de Moreno – PE. 2016.** 125 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2016.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA ESTATÍSTICA (IBGE). **Cidades e Estados: Moreno**. Rio de Janeiro: IBGE, 2022. Disponível em: https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/pe/moreno.html. Acesso em: 18 fev. 2026.

MASCARENHAS, J. C.; BELTRÃO, B. A.; SOUZA JUNIOR, L. C. (org.). **Projeto cadastro de fontes de abastecimento por água subterrânea estado de Alagoas: diagnóstico do município de Branquinha.** Recife: CPRM, 2005.

MEYER, W. B.; TURNER II, B. L. Land-Use/Land-Cover Change: Challenges for Geographers. **Geojournal**, v. 39, n. 3, p. 237-240, 1996.

MORENO. Prefeitura Municipal. Coordenadoria Municipal de Defesa Civil. **Plano de Contingência do Município de Moreno.** Moreno, PE: COMDEC, 2015. 43 p.

OLIVEIRA, L. D., ALVES, W. S., CASTRO, R. M., PEREIRA, M. A. B., POSSA, E. M., MORAIS, W. A., MARTINS, A. P., 2023. Estimativa da erosão hídrica em uma bacia hidrográfica no estado de Goiás (Brasil) por meio de modelagem e inteligência geoespacial. **Revista Brasileira de Geografia Física [online] 16**. Disponível em: https://doi.org/10.26848/rbgf.v16.1.p081- 100. Acesso em: 30 abr. 2026.

SANTOS, I. S.; LAFAYETTE, K. P. V. Ensaios para verificação do potencial de erodibilidade do solo em áreas de risco: uma revisão sistemática de literatura. **Revista de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, [s. l.], v. 13, n. 1, p. e23803, 2024.

SILVA, I. A. S. Processos erosivos e interfaces com o Ensino de Geografia: enfoques conceituais e percursos didáticos. **Revista Verde Grande: Geografia e Interdisciplinaridade**, [s. l.], v. 6, n. 2, p. 500-520, 2024.

SILVA, D. B.; GUEDES, R. M. A. Ocupação Desordenada em Áreas de Proteção Permanente e a Relação com o Desenvolvimento Sustentável de Grandes Centros Urbanos. **Scientific Journal ANAP**, [S. l.], v. 1, n. 1, 2023. Disponível em: https://publicacoes.amigosdanatureza.org.br/index.php/anap/article/view/3449. Acesso em: 25 jan. 2026.

SILVA, E. R. S., OLIVEIRA, V. F. R.., VICK, E. P., LIMA, C. G. R., BACANI, V. M., CHAVÉZ, E. S. Geotecnologías aplicadas al análisis de la fragilidad ambiental a los procesos erosivos. **Cuadernos de Geografía: Revista Colombiana de Geografía**, v. 31, n. 1, p. 222-240, 2022.

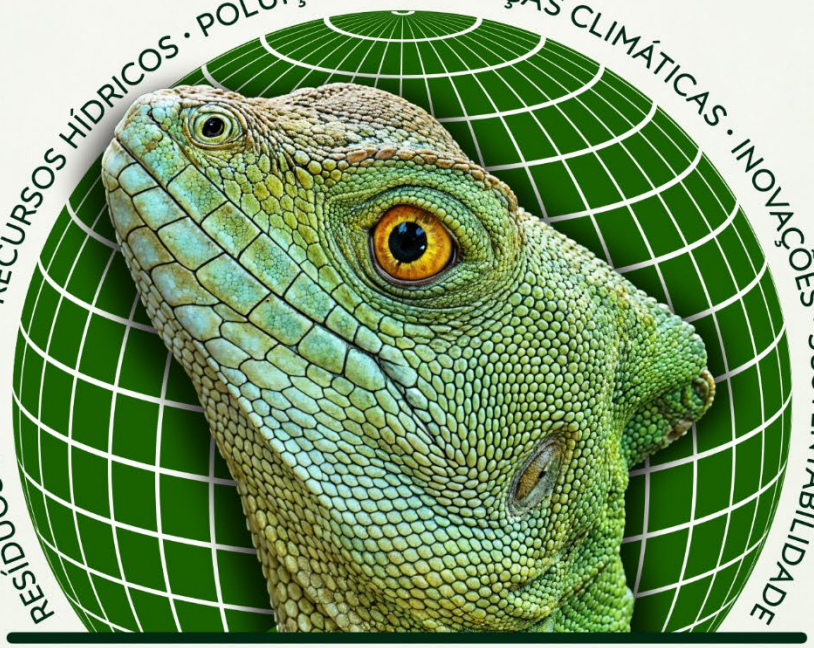
TUCCI, C. E. M. **Gestão de águas pluviais urbanas**. Brasília: Ministério das Cidades; Global Water Partnership; World Bank; Unesco, 2005.

ZAMBON, I.; SALVATI, L. Demographic dynamics, economic expansion and settlement dispersion in Southern Europe: contrasting patterns of growth and change in three metropolitan regions. **Management Research and Practice**, Bucharest, v. 10, n. 2, p. 41-62, jun. 2018.

ZEBALOS, C. H. S.; OLIVEIRA, R. F. A.; SOARES, E. R.; ALMEIDA, U. O. MELILLO, R. C. S.; CAVALCANTE, E. R.; REZENDE, J. W. Análise espaçotemporal da cobertura do solo do Município de Theobroma, Estado de Rondônia, Brasil. **Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**. v. 9, n. 21, p. 407 - 418, 2022.

ÁREA TEMÁTICA 23

RACISMO AMBIENTAL E JUSTIÇA SOCIOAMBIENTAL



5° CONGRESSO INTERNACIONAL DE

ENGENHARIA AMBIENTAL

INJUSTIÇA SOCIOAMBIENTAL EM TERRITÓRIOS URBANOS VULNERABILIZADOS: O CASO DA COMUNIDADE ROSA MÍSTICA, CAMPINA GRANDE, PARAÍBA

1 Gabriele de Souza Batista, 2 Elis Gean Rocha, 3 Mauro Normando Macêdo Barros Filho
1 Universidade Federal de Campina Grande, e-mail: gabriele.souza@estudante.ufcg.edu.br; 2 Universidade Federal de Campina Grande, e-mail: elis.gean@professor.ufcg.edu.br; 3 Universidade Federal de Campina Grande, e-mail: mauro.normando@professor.ufcg.edu.br

Palavras-chave: Vulnerabilidade ambiental; Cartografia socioambiental; Desigualdade urbana.

Resumo

A urbanização desigual nas cidades brasileiras tem produzido territórios marcados pela sobreposição de precariedades socioeconômicas, déficits de infraestrutura urbana e elevada exposição a riscos ambientais, configurando padrões persistentes de injustiça socioambiental. Nesse contexto, este artigo analisa as relações entre indicadores socioeconômicos e fatores de vulnerabilidade ambiental na Comunidade Rosa Mística, localizada em Campina Grande, Paraíba, área caracterizada por ocupação informal e pela presença do Riacho das Piabas. A metodologia integrou dados do Censo Demográfico de 2022, do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), utilizados para a construção e espacialização de indicadores de gênero, cor/raça, renda, escolaridade e infraestrutura urbana, com levantamentos de campo e cartografia social participativa realizada com moradores da comunidade. A análise espacial, conduzida em ambiente de Sistemas de Informações Geográficas (SIG), permitiu identificar padrões intraurbanos de desigualdade e sua relação com processos de degradação ambiental e exposição a riscos hidrológicos. Os resultados evidenciam que as vulnerabilidades não se distribuem de forma homogênea no território, concentrando-se de maneira mais intensa nos setores mais internos da comunidade, onde se observa maior proporção de população negra, menores rendimentos médios, déficits persistentes de saneamento e infraestrutura, além de maior incidência de inundações e moradias em áreas de risco. O mapeamento participativo revelou ainda a fragilização das instâncias de organização comunitária, limitando a mobilização social e a construção de respostas coletivas frente aos problemas socioambientais recorrentes. Conclui-se que a injustiça socioambiental na Comunidade Rosa Mística resulta de um processo estrutural de urbanização desigual, reforçado pela fragilidade institucional e pela degradação contínua do curso d'água. O estudo destaca a importância de estratégias integradas que articulem a ampliação da infraestrutura urbana, o fortalecimento da participação social e a implementação de Soluções Baseadas na Natureza como caminhos para a recuperação ambiental, o fortalecimento da resiliência socioambiental e a promoção do direito à cidade em territórios urbanos vulnerabilizados.

Introdução

A configuração desigual dos territórios urbanos brasileiros resulta de um processo histórico de urbanização excludente, marcado pela mercantilização do espaço e pela atuação seletiva do mercado imobiliário. A concentração de investimentos e infraestrutura nas áreas centrais, associada à fragilidade do planejamento urbano, deslocou populações de baixa renda para áreas periféricas, caracterizadas pela maior exposição a riscos ambientais e pela acumulação de precariedades habitacionais, sanitárias e ambientais (Azevedo *et al.*, 2023; Cappellaro *et al.*, 2024). Nesse contexto, o acesso à terra urbana constitui um marcador estrutural de desigualdade, determinando padrões diferenciados de exposição a riscos socioambientais (Davis *et al.*, 2022).

Essa dinâmica contraria o Artigo 225 da Constituição Federal de 1988, que assegura o direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado (Brasil, 1988). Contudo, a realidade urbana reflete o descumprimento desse preceito, sobretudo nos territórios periféricos e favelizados, historicamente marginalizados pelas políticas ambientais e urbanas (Carulli, 2023). A persistência dessas desigualdades revela a fragilidade de políticas públicas ainda concentradas e setorizadas, incapazes de atender às populações mais vulnerabilizadas (Lima; Bruzaca, 2022; Orestes; Costa, 2023).

Como resultado, consolidam-se ocupações em áreas de risco, com problemas sanitários, degradação ambiental e elevada exposição a inundações e outros desastres socioambientais. Esses impactos incidem de forma desigual sobre população negra, feminina e de baixa renda, reforçando padrões de injustiça ambiental espacialmente produzidos (Savelli *et al.*, 2023). O espaço, longe de ser neutro, participa ativamente da reprodução dessas desigualdades sociais (Santos, 2006). A população negra e os domicílios com renda inferior a um salário-mínimo concentram os maiores déficits de acesso ao esgotamento sanitário, iguais a 70,6% e 75,3%, respectivamente, reforçando desigualdades raciais, sociais e territoriais (Brasil, 2023; Miranda; Silva Filho, 2023).

Nesse contexto insere-se a comunidade Rosa Mística, localizada em Campina Grande, Paraíba, atravessada pelo Riacho das Piabas. A ocupação informal da área, iniciada na década de 1940, ocorreu sem infraestrutura urbana, resultando no lançamento direto de esgoto e resíduos no Riacho e na recorrência de inundações (Araújo; Valverde, 2013; Araújo, 2014). Atualmente, a comunidade é classificada como área de risco e Zona Especial de Interesse Social (ZEIS), refletindo a persistência de vulnerabilidades socioambientais associadas à ocupação de áreas ambientalmente sensíveis (Araújo, 2019; Anjos *et al.*, 2022).

Diante desse cenário, este artigo tem como objetivo analisar as relações entre indicadores socioeconômicos e fatores de vulnerabilidade ambiental na comunidade Rosa Mística, identificando padrões espacializados de injustiça socioambiental. Para isso, serão utilizados dados do Censo Demográfico do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) para mapear

indicadores de cor, gênero, renda e escolaridade, os quais serão integrados à cartografia socioambiental do território, incluindo áreas com degradação ambiental, exposição a riscos hidrológicos, déficits de saneamento e insuficiência de infraestrutura urbana.

Metodologia

Caracterização da área de estudo

A comunidade Rosa Mística localiza-se entre os bairros Alto Branco, Conceição e Louzeiro, ocupando aproximadamente 11,0 hectares, com 641 residências e população estimada em 1.814 habitantes (IBGE, 2023). Seu território é cortado pelo Riacho das Piabas, que atravessa a comunidade em duas configurações: 557,1 m em leito natural e 145,5 m canalizados em concreto. A Figura 1 apresenta a localização e delimitação da área de estudo.

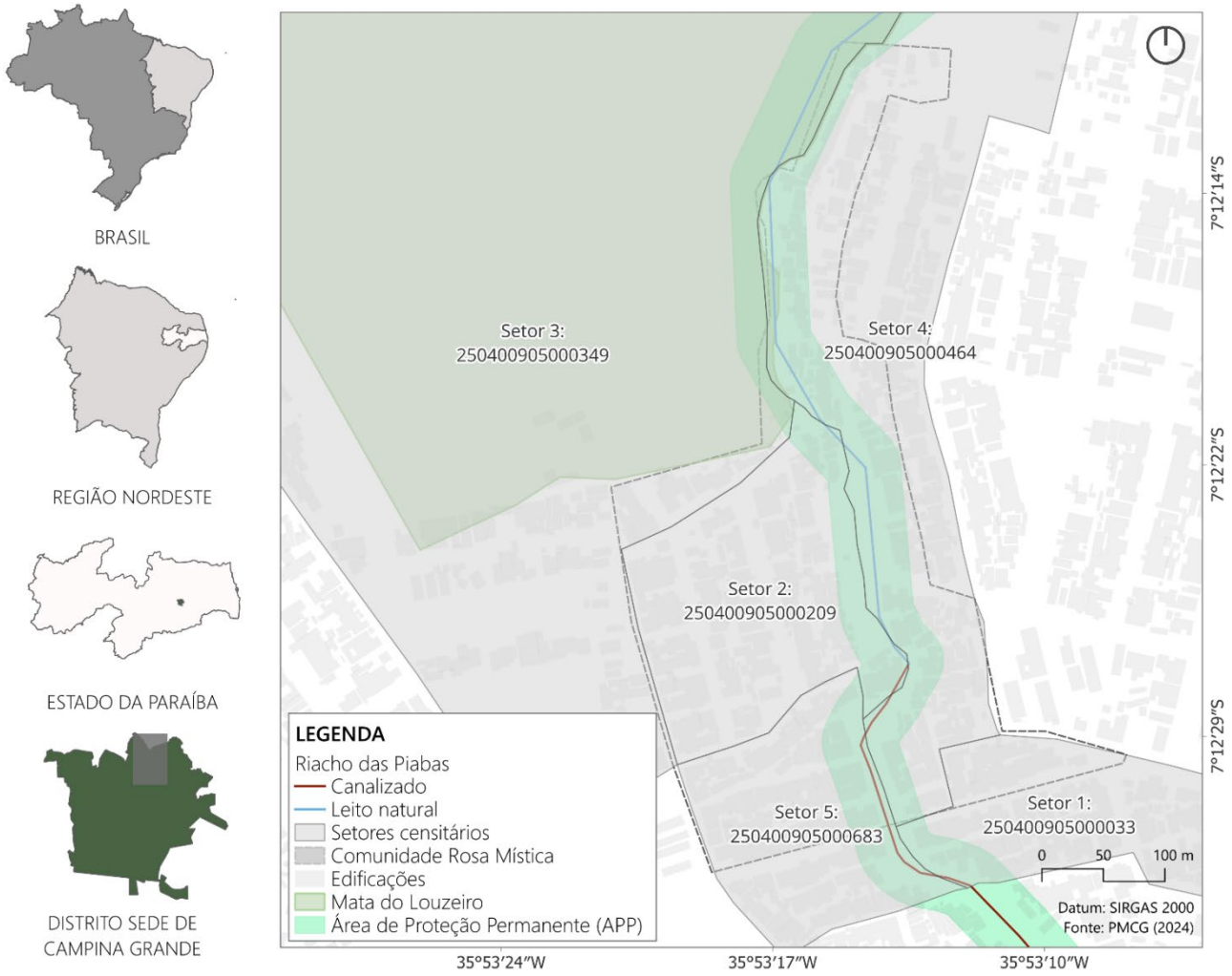


Figura 01: Delimitação da área de estudo. Fonte: Os autores (2026)

Relacionando a mancha de edificações com a delimitação da Área de Preservação Permanente (APP) do Riacho, conforme a Lei nº 12.651/2012, estima-se que 35,4% da APP é ocupada (Figura 1). A proximidade das residências ao Riacho, associada à deficiência de infraestrutura urbana, aumenta a vulnerabilidade da população a riscos ambientais e sanitários (Andrade, 2024), havendo registro de um óbito por inundação e casos de infecções bacterianas decorrentes do contato com as águas do Riacho.

Coleta e processamento dos dados

A análise foi realizada a partir de dados do Censo Demográfico 2022, disponibilizados pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). A partir dos setores censitários que abrangem a área da comunidade Rosa Mística, foram coletadas variáveis socioeconômicas de cor, gênero, renda, escolaridade e infraestrutura disponível, considerados relevantes para a análise das desigualdades socioespaciais e da vulnerabilidade socioambiental no território. Com base nessas variáveis, elaborou-se indicadores para caracterizar a população residente na área de estudo, conforme exibido na Tabela 1, tomando como base os indicadores utilizados nos estudos de Alves (2021) e Vasconcelos *et al.* (2019).

Indicador		Equação
GÊNERO	G_1: População feminina (%)	$G_1 = \frac{População\ feminina}{População\ total}$
	G_2: População masculina (%)	$G_2 = \frac{População\ masculina}{População\ total}$
COR	C_1: População branca (%)	$C_1 = \frac{População\ branca}{População\ total}$
	C_2: População negra – pretos e pardos (%)	$C_2 = \frac{População\ negra}{População\ total}$
RENDA	R_1: Rendimento médio mensal do responsável pelo domicílio	-
ESCOLARIDADE	E_1: População alfabetizada de 15 a 19 anos	$E_1 = \frac{\text{População alfabetizada de 15 a 19 anos}}{População\ de\ 15\ a\ 19\ anos}$
INFRAESTRUTURA	I_1: Domicílios com estrutura improvisada (%)	$I_1 = \frac{\text{Domicílios com estrutura improvisada}}{Total\ de\ domicílios}$
	I_2: Domicílios em ruas não pavimentadas (%)	$I_2 = \frac{\text{Domicílios em ruas não pavimentadas}}{Total\ de\ domicílios}$
	I_3: Domicílios atendidos por rede de abastecimento de água (%)	$I_3 = \frac{\text{Domicílios atendidos por rede de abastecimento de água}}{Total\ de\ domicílios}$
	I_4: Domicílios atendidos por rede coletora de esgotos (%)	$I_4 = \frac{\text{Domicílios atendidos por rede de coletora de esgotos}}{Total\ de\ domicílios}$
	I_5: Domicílios atendidos por coleta de resíduos sólidos (%)	$I_5 = \frac{\text{Domicílios atendidos por coleta de resíduos sólidos}}{Total\ de\ domicílios}$

Tabela 01: Indicadores socioeconômicos utilizados na análise e respectivas formas de cálculo. Fonte: Os autores (2026)

Complementarmente à análise de dados secundários, foram realizadas visitas técnicas à comunidade, com o objetivo de observar as condições socioambientais do território e registrar aspectos relacionados à ocupação do solo, infraestrutura urbana, presença de áreas degradadas e proximidade das habitações com o Riacho das Piabas. O levantamento em campo foi realizado com o auxílio do aplicativo QField, integrado ao *software* QGIS, permitindo o registro georreferenciado das informações coletadas.

Também foi realizada uma oficina participativa utilizando a metodologia da cartografia social, durante a etapa de diagnóstico técnico-participativo do projeto Jardins da Rosa Mística, no dia 28 de março de 2025, com a participação de moradores da comunidade. Na atividade, foi utilizado um *banner* contendo o mapa de delimitação da área, com imagem de satélite georreferenciada, sobre o qual os participantes puderam indicar elementos relevantes do território a partir de adesivos temáticos. A atividade possibilitou o levantamento participativo de informações sobre o território, incluindo a identificação de moradias precárias, áreas sujeitas a inundações, locais de lançamento de esgoto, pontos de acúmulo de resíduos e outras situações associadas à vulnerabilidade socioambiental.

Análise dos dados

A partir dos indicadores calculados, foi realizada a análise espacial dos dados utilizando Sistemas de Informações Geográficas (SIG), por meio do *software* QGIS 3.40.5. Os indicadores socioeconômicos derivados do Censo Demográfico do IBGE foram espacializados nos setores censitários que abrangem a comunidade Rosa Mística, possibilitando a visualização da distribuição territorial das variáveis analisadas. Posteriormente, essas informações foram relacionadas aos dados levantados durante as visitas técnicas de campo e àqueles obtidos na oficina de cartografia social realizada com a comunidade. Dessa forma, foi possível identificar padrões espacializados de vulnerabilidade e injustiça socioambiental, considerando simultaneamente indicadores socioeconômicos, condições de infraestrutura urbana e situações de degradação ambiental observadas na área de estudo.

Resultados e Discussão

Os mapas apresentados na Figura 2 mostram a espacialização dos indicadores de gênero (G1 e G2), cor (C1 e C2), renda (R1), escolaridade (E1) e acesso à infraestrutura urbana (I2 a I5) para os cinco setores analisados na Comunidade Rosa Mística, permitindo identificar padrões territoriais, contrastes intraurbanos e áreas de maior concentração de vulnerabilidades.

Do ponto de vista demográfico, observa-se leve predominância da população feminina (G1), com média de 53,10%, frente a 46,90% de população masculina (G2), com baixa variabilidade entre os setores. Em relação à composição racial, destaca-se a predominância expressiva da população negra (C2), que representa, em média, 65,50% da população, enquanto a população branca (C1) corresponde a 34,46%. Diferentemente da distribuição por gênero, os indicadores raciais apresentam maior variabilidade espacial, indicando concentração mais acentuada da população negra nos setores 2 e 4.

O indicador de renda (R1) demonstra baixos rendimentos médios mensais dos responsáveis pelos domicílios, com média de R$ 1.749,95 e elevado desvio padrão (R$ 731,59), revelando forte desigualdade interna. Os menores valores concentram-se justamente nos setores mais internos da comunidade e próximos ao Riacho (setores 2 e 4), indicando que a precarização socioeconômica se intensifica à medida que se avança para o interior do território.

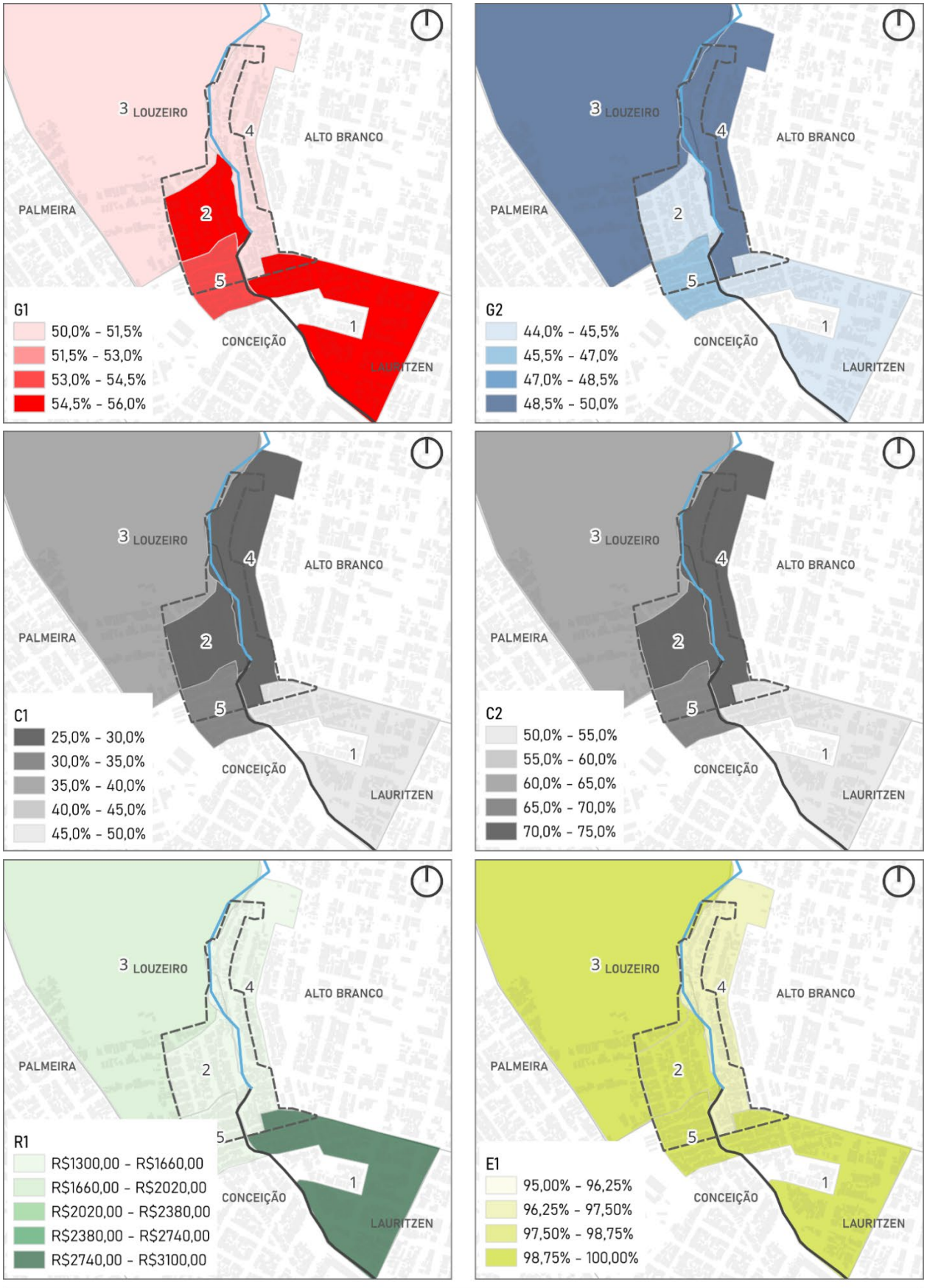


Figura 02: Espacialização dos indicadores. Fonte: Os autores (2026)

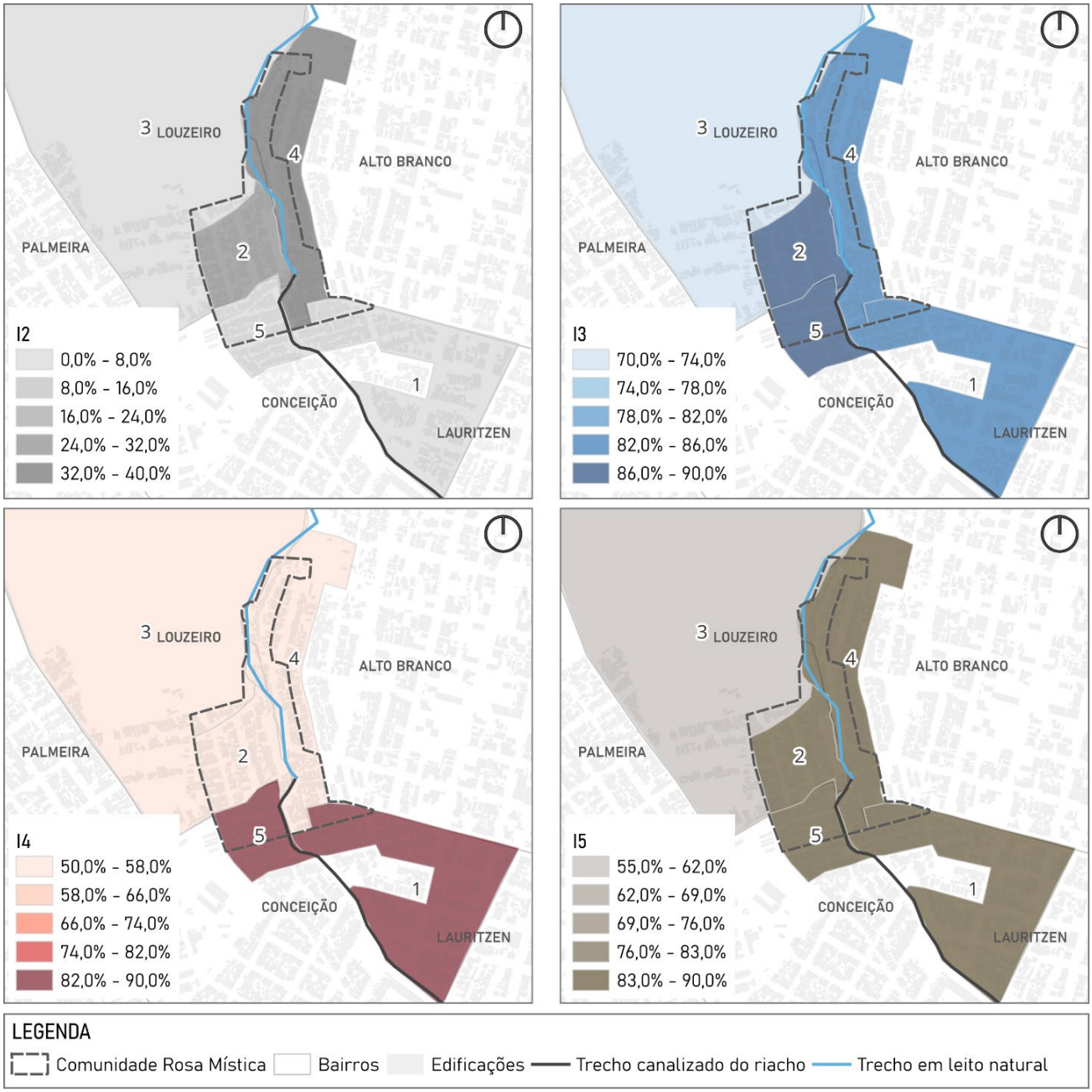


Figura 02: Espacialização dos indicadores (continuação). Fonte: Os autores (2026)

No que se refere à escolaridade (E1), a taxa de alfabetização da população de 15 a 19 anos é elevada (99,47%), com baixa variabilidade entre os setores, sugerindo avanços no acesso à educação básica. No entanto, esses resultados não se traduzem em melhores condições de renda ou infraestrutura, evidenciando a desarticulação entre escolarização e melhoria das condições materiais de vida.

Os indicadores de infraestrutura urbana ressaltam os aspectos mais críticos da injustiça socioambiental. Embora não tenham sido identificados domicílios com estrutura improvisada, observa-se precariedade viária, com 13,18% dos domicílios localizados em ruas não pavimentadas (I2), percentual que ultrapassa 35% em setores internos, especialmente no setor 4. O acesso à rede de abastecimento de água (I3) apresenta cobertura elevada (82,42%), enquanto o acesso à rede coletora de esgotos (I4) é inferior (65,57%), além de apresentar alta variabilidade espacial, indicando assimetria histórica na oferta de saneamento. A coleta de resíduos sólidos (I5), embora atinja 79,64% dos domicílios, também se distribui de forma desigual entre os setores.

De forma integrada, os resultados indicam que a injustiça socioambiental na Comunidade Rosa Mística não se manifesta de maneira homogênea, mas se organiza espacialmente, penalizando de forma mais intensa os setores mais internos do território (setores 2 e 4). Nesses setores, observa-se a sobreposição de maior proporção de população negra, menores rendimentos médios mensais e déficits persistentes de saneamento e infraestrutura urbana, configurando um padrão de urbanização desigual associado à posição intraurbana. Essa concentração dos piores indicadores socioambientais revela que determinados grupos sociais permanecem historicamente mais expostos a condições ambientais degradadas e à ausência de serviços públicos essenciais.

O mapa-síntese do mapeamento participativo, apresentado na Figura 3, retrata de forma integrada a distribuição dos equipamentos e espaços coletivos da Comunidade Rosa Mística – como escolas, unidade básica de saúde e a associação comunitária –, bem como as principais fontes de degradação ambiental identificadas pela população. Embora a presença desses equipamentos indique uma infraestrutura institucional mínima, o mapeamento revelou que a associação comunitária se encontra desativada, o que fragiliza os processos de mobilização social, participação comunitária e articulação coletiva no território. A ausência de espaços ativos de organização compromete a capacidade da comunidade de construir respostas coletivas frente aos problemas ambientais recorrentes, como o descarte inadequado de resíduos sólidos e o despejo de esgotos no Riacho, reduzindo sua resiliência socioambiental (Andrade *et al.*, 2022).

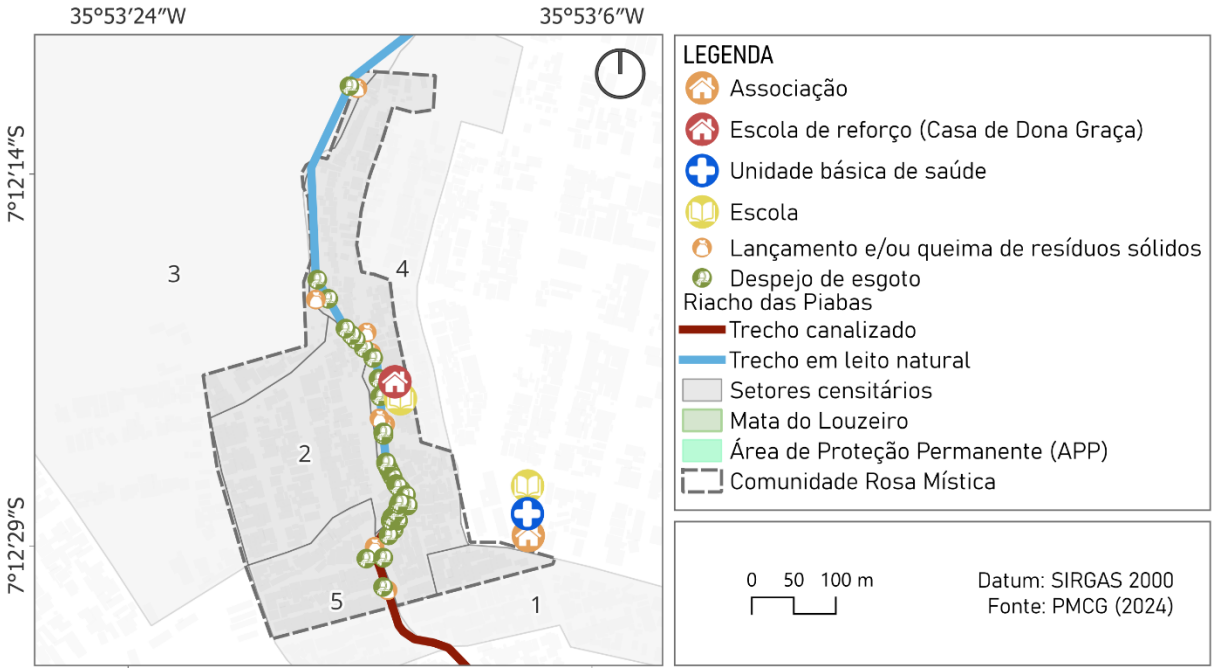


Figura 03: Mapa síntese do mapeamento participativo. Fonte: Os autores (2026)

Nesse contexto, mesmo com a existência de equipamentos públicos estratégicos, a descontinuidade das dinâmicas associativas limita o potencial de engajamento comunitário em ações de cuidado, preservação e reivindicação por melhorias socioambientais. Estudos indicam que a fragilização das instâncias de participação local tende a ampliar a dependência de respostas institucionais externas e a dificultar a construção de soluções territorializadas e sustentáveis (Diep *et al.*, 2022). Assim, o mapa-síntese não apenas representa a localização física dos equipamentos urbanos, mas revela descompassos entre presença institucional e efetividade social, aspecto central para compreender os limites atuais da mobilização comunitária e os desafios à promoção da justiça socioambiental na Comunidade Rosa Mística.

Além disso, o mapa-síntese destaca que os Setores 2 e 4, localizados no interior da Comunidade Rosa Mística, concentram as principais pressões ambientais, evidenciadas pelo lançamento e/ou queima de resíduos sólidos e pelo despejo direto de esgotos domésticos, práticas recorrentes sobretudo no trecho em leito natural do Riacho (Figura 4a). Esses setores também correspondem às áreas onde se registram os maiores problemas de inundações durante os períodos chuvosos (Figura 4b), bem como a maior concentração de moradias situadas em áreas de risco, associadas à ocupação de margens e faixas de inundação do curso d'água. A espacialização dessas ocorrências coincide com os setores que apresentam os piores indicadores socioeconômicos e de infraestrutura urbana, reforçando a relação entre precariedade urbana, exposição a riscos ambientais e intensificação dos impactos socioambientais, conforme apontado por estudos que analisam territórios socioambientalmente vulnerabilizados (Gonçalves *et al.*, 2022).

A análise integrada entre os indicadores socioeconômicos espacializados e o mapeamento participativo destacam que essas vulnerabilidades não decorrem apenas de déficits pontuais de infraestrutura, mas refletem um processo estrutural de urbanização desigual, marcado pela sobreposição de exclusões sociais, fragilidade institucional e degradação ambiental. Nesse contexto de negligência institucional e degradação ambiental contínua, o Riacho passa a ser percebido pela população não como um bem comum ou espaço de convivência, mas como um foco de insalubridade e risco, associado ao acúmulo de resíduos, ao esgotamento a céu aberto e à recorrência de inundações, especialmente nos setores mais internos do território (Andrade, 2024; Zanirato *et al.*, 2022). Essa percepção contribui para o rompimento dos vínculos simbólicos e afetivos com o ambiente natural, fenômeno amplamente discutido na literatura sobre injustiça ambiental urbana. A ruptura desses vínculos reforça práticas de abandono, estimula a poluição e desmobiliza ações de cuidado e preservação, consolidando um ciclo de injustiça ambiental, no qual o Riacho, embora vítima do modelo urbano excludente, passa a ser socialmente construído como o "vilão" do território (Oliveira; Machute *et al.*, 2023).



Figura 04: a) Despejo de esgoto e lançamento de resíduos sólidos no Riacho das Piabas; b) Ocorrência de inundações no período chuvoso. Fonte: Os autores (2025)

Comentários finais

Os resultados deste estudo demonstram que a Comunidade Rosa Mística apresenta desigualdades socioambientais estruturadas espacialmente, nas quais os setores mais internos do território (setores 2 e 4) concentram o maior percentual de população negra, os piores indicadores socioeconômicos, déficits persistentes de infraestrutura urbana, maior exposição a riscos ambientais e processos contínuos de degradação associados ao curso d'água. A análise integrada dos indicadores espacializados e do mapeamento participativo demonstra que essas vulnerabilidades não se distribuem de forma aleatória, mas seguem um padrão territorial de urbanização desigual, historicamente associado à marginalização de determinados grupos sociais.

A leitura territorial permitiu compreender que a exposição a riscos ambientais e a perda das funções ecológicas e sociais do curso d'água estão diretamente associadas à forma como o espaço urbano foi historicamente produzido e gerido. Nesse contexto, o curso d'água deixa de cumprir funções ecológicas, sociais e simbólicas e passa a expressar as contradições do modelo urbano vigente, tornando-se um elemento central na experiência cotidiana da vulnerabilidade. Tal dinâmica reforça a compreensão de que a injustiça socioambiental não é apenas um problema ambiental ou social isolado, mas o resultado da interação entre políticas urbanas insuficientes, desigualdades sociais persistentes e ausência de governança territorial efetiva.

O estudo também indica que a fragilização dos mecanismos de organização comunitária compromete a capacidade de mobilização social e de incidência política, limitando a construção de respostas coletivas e territorializadas aos problemas identificados. Essa condição reduz o potencial de resiliência socioambiental da comunidade e dificulta a implementação de estratégias de transformação baseadas na participação social e no fortalecimento dos vínculos com o território.

Dessa forma, os achados reforçam a necessidade de estratégias integradas de intervenção, que articulem a ampliação do acesso à infraestrutura urbana e ao saneamento com o fortalecimento da participação social e a valorização do território como espaço de vida, identidade e pertencimento. Ao apresentar empiricamente os mecanismos de produção da injustiça socioambiental na Comunidade Rosa Mística, este estudo contribui para o debate sobre justiça ambiental urbana e oferece subsídios para a formulação de ações territorializadas que associem Soluções Baseadas na Natureza (SbN), participação cidadã e gestão integrada, promovendo o direito à cidade e a dignidade socioambiental em contextos urbanos vulnerabilizados.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001. Os autores agradecem ao projeto "Desenvolvimento e aplicação de soluções baseadas na natureza para a recuperação do Riacho das Piabas na comunidade Rosa Mística, Campina Grande-PB (Projeto Jardins da Rosa Mística)", executado pela Universidade Federal de Campina Grande (UFCG) e aprovado na Chamada CNPq/MCTI/MMulheres nº 31/2023 (Processo nº 440176/2024-7), pelo apoio à realização deste trabalho.

Referências Bibliográficas

ALBUQUERQUE, R. O.; ANDRADE, L. M. S. A participação cidadã como princípio fundamental na conexão entre a criança e a natureza. Revista de Gerenciamento de Cidades, v. 11, n. 84, 2023. Disponível em: https://publicacoes.amigosdanatureza.org.br/index.php/anap/article/view/4114. Acesso em: 17 mar. 2026.

ALVES, H. P. F. Socio-environmental vulnerability in the São Paulo Macro-metropolis' three main metropolitan regions: a socio-environmental indicators analysis indicators analysis. Revista Ambiente & Sociedade, v. 24, p. 1-20, 2021. http://dx.doi.org/10.1590/1809-4422asoc20200030r2vu2021L1AO.

ANDRADE, R. M. Análise sintática da integração da comunidade de Rosa Mística como Riacho das Piabas em Campina Grande, PB. 2024. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental. Campina Grande: Universidade Federal de Campina Grande, 2024.

ANJOS, K. L.; ARAÚJO, C. M.; GALVÃO, C. O. A injustiça socioambiental ante as emergências climáticas em Campina Grande/PB. In: MIRANDA, L.; MORAES, D. Reforma urbana e direito à cidade: Paraíba. Rio de Janeiro: Letra Capital, 2022, p. 134-149.

ARAÚJO, C. M. O papel do estado e dos moradores no processo de consolidação da comunidade da Rosa Mística, Campina Grande / PB. 2014. Dissertação de Mestrado em Geografia. Recife: Universidade Federal de Pernambuco, 2014.

ARAÚJO, C. M. Problemáticas socioambientais urbanas: transformações e permanências no Buraco da Jia (Rosa Mística)/Campina Grande-PB. Revista de Geociências do Nordeste, v. 5, p. 91-103, 2019. https://doi.org/10.21680/2447-3359.2019v5n0ID17976.

ARAÚJO, C. M.; VALVERDE, A. T. Do Buraco da Jia à Rosa Mística: notas sobre os aspectos históricos e geográficos de uma comunidade urbana de Campina Grande – PB. Boletim de Geografia, v. 31, n. 3, p. 149-159, 2013. https://doi.org/10.4025/bolgeogr.v31i3.20014.

AZEVEDO, A. C. Z.; ONOFRE, A. J. O.; SILVA, F. M. L.; OLIVEIRA, F. M. A. A.; LORENCINI, R.; SOUZA, S. R. T. G.; SILVA, V. P.; SILVA, P. L. M. F. Racismo ambiental. Revista Científica Doctum Direito, v. 1, n. 9, p. 1-12, 2023. Disponível em: < https://revista.doctum.edu.br/index.php/DIR/article/view/437/373>. Acesso em: 21 abr. 2025.

BRASIL. Constituição da República Federativa do Brasil de 1988. Brasília: Presidência da República, 2016. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm. Acesso em: 21 abr. 2025.

BRASIL. Plano Nacional de Saneamento Básico: Relatório de Avaliação Anual 2021. Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental / Ministério das Cidades, 2023.

BRASIL. Secretaria-Geral. Subchefia para Assuntos Jurídicos. Lei Federal nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa e dá outras providências. Brasília: Diário Oficial da União, 2012.

CAPPELLARO, M. G. M.; MACHADO, M. T. S.; BORINELLI, B.; OLIVEIRA, B. C. C. M. (In)justiça ambiental: lições da crise hídrica de Brasília, Brasil. In: BORINELLI, B.; COSTA, R. S.; MACHADO, G. Água - Gestão, Conflitos e Desigualdades. Criciúma: Edinesc, 2024, p. 80-104. http://dx.doi.org/10.18616/agua03.

CARULLI, E. E. Natureza e urbanização de favelas: reflexões sobre o intervir em corpos d'água localizados em favelas. In: Encontros Nacionais da Associação Nacional de Pós-Graduação e Pesquisa em Planejamento Urbano e Regional, 20., 2023, Belém. Anais... Belém: ANPUR, 2023. Disponível em: <https://anpur.org.br/wp-content/uploads/2023/05/st04-33.pdf>. Acesso em: 21 abr. 2025.

DAVIS, L. J.; MILLIGAN, R.; STAUBER, C. E.; JELKS, N. O.; CASANOVA, L.; LEDFORD, S. H. Environmental injustice and Escherichia coli in urban streams: Potential for community-led response. WIREs Water, v. 9, p. 1-19, 2022. https://doi.org/10.1002/wat2.1583.

DIEP, L.; PARIKH, P.; DUARTE, B. P. S.; BOURGET, A. F.; DODMAN, D.; MARTINS, J. R. S. "It won't work here": Lessons for just nature-based stream restoration in the context of urban informality. Environmental Science & Policy, v. 136, 2022. https://doi.org/10.1016/j.envsci.2022.06.020.

GONÇALVES, E. O.; GRIGIO, A. M.; SOUZA NETO, L. T. S.; DIODATO, M. A. Mapeamento da vulnerabilidade socioambiental no espaço urbano de Russas, Ceará, Brasil: Uma integração de dados sociodemográficos e ambientais. Revista Brasileira de Geografia Física v.15 n. 4, p. 1800-1814, 2022. https://doi.org/10.5281/zenodo.7518856.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo Demográfico 2022: população e domicílios: primeiros resultados. Rio de Janeiro: IBGE, 2023.

LIMA, L. S. F.; BRUZACA, R. D. A atuação popular pelo direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado frente à injustiça ambiental em zonas residenciais periféricas: um estudo à luz do caso do Conjunto Residencial Solar dos Encantos. Prisma Jurídico, v. 21, n. 1, p. 176-195, 2022. http://doi.org/10.5585/prismaj.v21n1.21318.

MIRANDA, K. P.; SILVA FILHO, E. C. Direito de acesso à água potável e saneamento básico para as populações que residem em favelas e áreas periféricas. Brazilian Journal of Development, v. 9, n. 6, p. 19077-19089, 2023. https://doi.org/10.34117/bjdv9n6-025.

OLIVEIRA, F. A.; MACHUTE, H. N. G. Garimpo ilegal e degradação de rios: um panorama geográfico do Brasil e de Moçambique. Revista Mirante, v. 16, n. 3, p. 49-75, 2023. https://doi.org/10.31668/mirante.v16i3.14379.

ORESTES, J. A. L.; COSTA, C. A. Injustiça ambiental e decolonialidade: o difícil caminho na reparação de danos ambientais no Brasil. PhD Scientific Review, v. 7, n. 7, p. 8-18, 2023. https://doi.org/10.5281/zenodo.8252674.

SANTO, M. A Natureza do espaço: técnica e tempo, razão e emoção. 4. ed. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2006.

SAVELLI, E.; MAZZOLENI, M.; DI BALDASSARRE, G.; CLOKE, H.; RUSCA, M. Urban water crises driven by elites' unsustainable consumption. Nature Sustainability, v. 6, p. 929-940, 2023. https://doi.org/10.1038/s41893-023-01100-0.

VASCONCELOS, A. C. F.; FREIRE, E. M. X.; CÂNDICO, G. A. Vulnerabilidade socioambiental: uma análise dos indicadores na cidade de Natal/RN. Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais, v. 10, n. 1 p. 323-339, 2019. http://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2019.001.0027.

ZANIRATO, S. H.; PEREIRA, G. D.; DUARTE, L. F. Parques lineares em São Paulo: expressões de injustiça ambiental e de gentrificação ecológica. Revista Brasileira de Meio Ambiente, v. 10, n. 3, p. 51-72, 2022. https://doi.org/10.5281/zenodo.7518856.

DISCURSO, IDENTIDADE E INJUSTIÇA AMBIENTAL NO PÓS-DESASTRE: UMA ANÁLISE DAS NARRATIVAS SOBRE OS ATINGIDOS PELO ROMPIMENTO DA BARRAGEM DO FUNDÃO-MG

1 Ludmilla Pereira Massoto Laranjeiras, 2 Mychelle Maria Santos De Oliveira, 3 Gabriela Ventura
1 UERJ, e-mail: ludylaranjeiras@ufrrj.br; 2 IFRJ, e-mail: mychsoliveira@gmail.com; 3 IFRJ, e-mail: gabriela.silva@ifrj.edu.br

Palavras-chave: injustiça ambiental; identidade; discurso; desastre ambientais tecnológicos

Resumo

O evento do rompimento da barragem de Fundão, na cidade de Mariana/MG, no ano de 2015, constitui um marco no debate sobre desastres ambientais tecnológicos mineradores no Brasil, não apenas pelos danos materiais e ambientais, mas pelos efeitos sociais, simbólicos e políticos que se estendem no tempo, especialmente no que se refere à forma como os sujeitos atingidos são representados, reconhecidos e inseridos nos processos de reparação. No contexto pós-desastre, observa-se que os discursos institucionais desempenham um papel central na construção de sentidos sobre o evento e sobre os sujeitos atingidos, influenciando diretamente sua forma de reconhecimento social. Com isso, este trabalho toma como lente de análise um conjunto de discursos que atravessam a construção simbólica do pós-desastre e a percepção por parte dos atingidos acerca dos impactos gerados por esse evento. A pesquisa adota abordagem qualitativa de natureza exploratória, com base em análise documental da Ata da Audiência Pública de Barra Longa (MPF, 2020), documento que reúne relatos de sujeitos atingidos acerca das respostas institucionais ao evento do rompimento da barragem de Fundão. Os resultados indicam que a nomeação dos sujeitos por meio de categorias institucionais produz efeitos que extrapolam o campo administrativo, interferindo diretamente na identidade dessas pessoas e contribuindo para processos de invisibilização e deslegitimação. Tais dinâmicas se articulam a padrões estruturais de desigualdade que podem ser compreendidos à luz do racismo ambiental, evidenciando que os discursos não apenas descrevem a realidade, mas participam ativamente de sua produção.

Introdução

O evento do rompimento da barragem de Fundão, ocorrido em 2015, na cidade de Mariana/MG, configura-se como um dos principais marcos da área de desastres ambientais tecnológicos no Brasil, ou seja, um evento catastrófico causado, total ou parcialmente, por ações humanas, erros, negligência ou falhas em sistemas projetados e operados por pessoas (ZHOURI et al., 2016). Para além dos impactos ambientais e econômicos amplamente documentados, seus efeitos se desdobram em dimensões sociais, simbólicas e políticas que persistem no tempo, especialmente no que se refere à forma como os sujeitos atingidos são representados, reconhecidos e inseridos nos processos de reparação. No caso em análise, destacam-se como principais consequências o impacto sobre a saúde dos atingidos, sofrimento psicológico, mortes, desaparecimentos, remoções forçadas, perdas materiais e simbólicas.

No contexto pós-desastre, os discursos produzidos por instituições, pela mídia e por espaços de circulação de conhecimento assumem papel central na construção de sentidos sobre o evento e seus desdobramentos. Esses discursos não operam de forma neutra, mas atuam na legitimação de determinadas narrativas, na invisibilização de outras e na definição de quem é reconhecido como sujeito de direito (Zhouri et al., 2016).

A partir desse enquadramento, o estudo tem como objetivo analisar como os discursos institucionais impactam na identidade dos sujeitos atingidos, articulando essa análise à reprodução de padrões evidenciados de injustiça ambiental, com ênfase nas dinâmicas de racismo ambiental, a partir dos relatos da Ata da Audiência Pública de Barra Longa, estes descritos em um documento de 86 páginas intitulado como "Ata da audiência pública, Ministério Público Federal, Procedimento Administrativo n.º 1.22.000.003116/2017-11, Barra Longa/MG" (MPF, 2020), sendo essa a fonte adotada como base empírica primária para este estudo.

A audiência foi inicialmente motivada por demanda dos atingidos, que em maior parte concentraram seus relatos em denúncias de racismo ambiental praticado pela Fundação Renova (entidade sem fins lucrativos criada em 2016 através do Termo de Transação e Ajustamento de Conduta (TTAC) com o objetivo de reparar os prejuízos resultantes do rompimento da barragem). Ressalta-se que a audiência contou com a participação de entidades como AFRODON, Centro de Convivência Negra da UFMG, ALÁFIA, UNEGRO, Coletivo de Entidades Negras (CEN) e a Coordenação Nacional de Entidades Negras.

Dado a análise dos relatos, ainda em curso, parte-se do entendimento de que a linguagem, ao nomear, classificar e representar sujeitos, exerce papel ativo na transformação de identidades e na organização das relações sociais (Valêncio et al., 2009), especialmente em contextos marcados por desigualdades estruturais que se refletem hoje em contextos de injustiça ambiental.

Porto, Pacheco e Leroy (2013) descrevem contextos como o do Fundão como sendo o resultado da imposição de projetos nos territórios que contêm, em sua maioria, grupos expostos à vulnerabilidade social. No contexto brasileiro, tais dinâmicas frequentemente se articulam à dimensão racial, configurando-se como expressões de racismo ambiental, na medida em que populações negras (negros, pretos e pardos - classificação do IBGE) e historicamente marginalizadas são desproporcionalmente impactadas por riscos e danos socioambientais. Esse movimento assimétrico e vertical sem a consulta dos moradores locais e

dos possíveis impactos que podem vir a desencadear está imbrincado com conflitos de ordem política e simbólica que afetam as categorias de modo iníquo, por exemplo.

Diante disso, a participação ativa dos atingidos nos espaços de deliberação coletiva se mostra condição *sine qua non* para a promoção do Estado Democrático de Direito e para a elaboração de programas e políticas públicas que sejam inclusivas, resolutas e compatíveis com a realidade e necessidades dos envolvidos, pois os atingidos reconhecem e vivenciam as lacunas e hiatos advindos do crime ambiental e podem contribuir com saberes e propostas significativamente tangíveis para reduzir as adversidades desse cenário.

Apoiando ainda mais a justificativa deste estudo, o presente trabalho alinha-se, portanto, à construção de uma agenda de ciência e tecnologia já preconizada no Manifesto de Lançamento da Rede Brasileira de Justiça Ambiental, que há 25 anos considera pesquisas voltadas para justiça ambiental e voltada aos saberes das comunidades locais e grupos atingidos por barragens, como a população dos afetados pelo rompimento da Barragem do Fundão.

Material e Métodos

A pesquisa adota abordagem qualitativa de natureza exploratória, voltada à compreensão de significados, representações e efeitos simbólicos produzidos por discursos no contexto pós-desastre. O corpus empírico é constituído pela Ata da Audiência Pública de Barra Longa (MPF, 2020), documento que reúne relatos de sujeitos atingidos acerca das respostas institucionais ao evento do rompimento da barragem de Fundão.

A Ata, documento oficial de caráter público, produzido no âmbito da atuação institucional do Ministério Público Federal e regido pelos princípios de transparência e acesso à informação, comtempla todos os relatos dos atingidos que compareceram na audiência e se dispuseram a relatar suas experiencias, assim como fala dos organizadores da audiência, dentre os quais os relatos coletados e fracionados apresentados neste estudo foram transcritos fielmente, conforme registrados na ata, sem adaptações linguísticas ou correções de português, conforme exigência ética e metodológica.

Ressalta-se que o acesso a tais documentos pode ser realizado mediante solicitação formal ao órgão competente, com fundamento na Lei de Acesso à Informação (Lei nº 12.527/2011). Para fins desta pesquisa, a referida Ata foi obtida pelas pesquisadoras e será anexada como apêndice do artigo mediante a solicitação.

A escolha dessa fonte se justifica por permitir acesso às percepções dos próprios sujeitos atingidos sobre os discursos que os nomeiam, representam e enquadram ao longo do processo pós-desastre. Dessa forma, a análise não se concentra na produção midiática em si, mas nos efeitos desses discursos tais como expressos nas narrativas dos atingidos.

O procedimento metodológico envolve leitura analítica do material, identificação de categorias discursivas recorrentes, como nomenclatura, reconhecimento, participação e invisibilização, e articulação com referenciais teóricos sobre identidade (Castells, 1999), psicologia social (Myers, 2009), sociologia dos desastres (Valêncio et al., 2009) e racismo ambiental (Zhouri et al., 2016). A análise orienta-se, de forma transversal, pela identificação de como tais categorias discursivas operam na reprodução de desigualdades racializadas no contexto pós-desastre. Busca-se compreender como os sujeitos internalizam, negociam ou resistem às narrativas que lhes são atribuídas, evidenciando os efeitos simbólicos da linguagem no processo de construção identitária.

Resultados e Discussão

Relatos

Este artigo retrata o momento inicial da pesquisa sendo desenvolvida, em que foram analisadas apenas alguns relatos que explicitamente destacavam evidencias de impactos a identidade dos atingidos, estes provenientes das 28 páginas iniciais da Ata. Trata-se, portanto, de uma análise exploratória inicial, com recorte empírico delimitado, voltada à identificação de padrões discursivos relevantes ao problema de pesquisa.

Em mais detalhes, o critério de escolha dos excertos deu-se com base nos discursos que corroboram com as categorias analíticas de formação da identidade utilizadas neste material, a saber Bourdieu (2004), Castells (1999) e Bottrel (2018). Essa primeira fração de análise do documento foi utilizada como análise empírica exploratória inicial com o objetivo de coletar as frações das falas que especificamente abordam identidade, nomenclatura, comunicação institucional, comunicação governamental, disputas discursivas, reconhecimento e silenciamento.

Sobre a audiência, ocorreu dia 22 de novembro de 2019, às 19h, conduzida pelo Procurador Regional dos Direitos do Cidadão, Dr. Helder Magno da Silva, com a presença de moradores atingidos, representantes do Ministério Público Federal e diversas organizações da sociedade civil. A audiência teve como objetivo central promover a escuta qualificada das comunidades atingidas, apurar denúncias e subsidiar a atuação institucional do MPF na garantia de direitos humanos e socioambientais no contexto pós-desastre. Seguem abaixo alguns relatos.

> Simone Silva (Vítima militante e membra ativa da Comissão dos Atingidos, do Coletivo de Saúde do Atingidos e do jornal A Sirene): “A Fundação Renova foi criada sem a participação dos atingidos! Em nenhum momento nós fomos chamados pra conversar, pra falar alguma coisa [...] essas pessoas aqui, essas fotos mais recentes que estão mais nítidas é a reparação que a Fundação Renova faz no território. [...] a gente não tem tempo de chorar a morte de nossos mortos. Nós temos que fazer do luto a luta, do choro a gente tem que tirar forças.” (MPF, 2020, p.4).

A fala de Simone Silva, representante do Movimento dos Atingidos por Barragem, aponta para um processo discursivo de silenciamento, onde a ausência de diálogo institucional se converte em violência simbólica (Bourdieu, 2004), provocando reações de resistência e luta, o que Castells (1999) chama de identidade de resistência. Ao relatar que a Fundação foi instituída sem ouvir os atingidos, e que mesmo suas dores mais íntimas, como o luto, são politizadas pela necessidade de reivindicação, ela revela como os discursos institucionais moldam a subjetividade coletiva, forjando uma identidade de luta diante da negação de reconhecimento.

> Dr. Helder (Procurador Regional dos Direitos do Cidadão): "[...] um valor que pra nós é muito caro lá no Ministério Público Federal [...] é o princípio da centralidade do sofrimento dos atingidos [...] a comissão local de atingidos pediu [...] na verdade eles não pedem, eles mandam [...] para nos lembrar do que não podemos esquecer" (MPF, 2020, p. 5).

A fala do procurador, um representante governamental, colocando os atingidos como protagonistas da narrativa, evidencia uma tentativa de inverter o regime discursivo dominante, o que faz alusão ao que Castells (1999) chama de identidade legitimadora. Ao afirmar que os atingidos "mandam" em seu discurso, ele tenta mostrar que reconhece a existência de uma lógica verticalizada de comunicação, tentando reconhecer o lugar de fala dos sujeitos afetados.

> Verônica Viana (Colaboradora da Associação Estadual de Defesa Ambiental e Social - AEDAS): "[...] saudar a luta e a organização popular, que hoje faz esse momento histórico na cidade de Barra Longa, né? Que é a gente colocar e trazer de forma clara, com a voz dos atingidos, o sentimento dos atingidos um processo histórico de racismo e violação que é perpetrado pela mineração e hoje é reforçado pelo processo de reparação na figura da Fundação Renova, né? [...] quatro anos depois [seguem] sem direito à informação, sem direito à participação e sem conduzir o processo com centralidade [...] e poder de decisão real." (MPF, 2020, p. 9).

A fala da advogada Verônica Viana, representante da Associação Estadual de Defesa Ambiental e Social (AEDAS), é central para a compreensão do papel que os discursos institucionais, ou ausência deles, desempenham na marginalização e invisibilização dos atingidos. Ao afirmar que há um processo de "racismo e violação" reforçado pela própria reparação, ela denuncia como a linguagem e os protocolos institucionais não apenas falham em representar e/ou dar e respeitar a voz dos atingidos, mas operam de forma ativa para excluí-los dos processos de tomada de decisão. Posicionamento esse compartilhado por Bottrel (2018) ao destacar que as comunicações institucionais são revestidas de ideais e interesses hegemônicos que utilizam de perspectiva centrada na atuação profissional para produção de suas narrativas, deixando de considerar, assim, os pontos de vista das demais parcelas da sociedade e reforçando, com isso, uma óptica unilateral e facetada.

Tal denúncia explicita também a dimensão do racismo ambiental como elemento estruturante da gestão do desastre, evidenciando que a desigualdade não se limita à distribuição de danos, mas também se manifesta nos processos institucionais de reconhecimento e reparação.

A negação do "direito à informação" e à "participação" revela também como a comunicação institucional se estrutura para manter o monopólio do discurso e, com isso, moldam identidades dos afetados como subordinadas ou passivas, o que mais uma vez faz alusão a Castells (1999), mas também a Venancio et al. (ANO), que afirmam que discursos institucionais estratégicos buscam criar realidades que reforçam as relações de dominação e poder. Tal dinâmica evidencia o conflito entre os discursos oficiais da Fundação Renova e os saberes locais.

> Simone Silva (Vítima militante e membra ativa da Comissão dos Atingidos, do Coletivo de Saúde do Atingidos e do jornal A Sirene): "Faço parte do jornal *A Sirene*. E eu costumo dizer que eu sou graduada em o que é ser atingida pela Fundação Renova, né? Porque são quatro anos de luta e resistência aqui no território." (MPF, 2020, p. 10).

Esse trecho evidencia como os próprios atingidos produzem contradiscursos em resposta à tentativa institucional de silenciamento. O jornal A Sirene trata-se de uma ferramenta de comunicação feita no ano de 2016 pelos moradores dos setores atingidos pelo rompimento da Barragem de Fundão. No que se refere a sua participação no jornal *A Sirene,* tal mostra a apropriação de ferramentas comunicacionais para reivindicar o direito à voz, articulando subjetividade, pertencimento e enfrentamento simbólico. Essa produção midiática de resistência, usando o termo de Castells (1999), *A Sirene*, é um instrumento de reconstrução do "nós" coletivo e da memória ativa, que resiste ao apagamento e à despolitização do evento desastroso.

Simone se posiciona como agente de memória e resistência, assumindo uma identidade forjada na luta, não na passividade, o que faz referência a Castells (1999) no sentido de que a construção da identidade de resistência se dá na contraposição aos discursos hegemônicos que buscam definir os atingidos como meros beneficiários passivos de uma reparação tecnocrática.

Marcurio (2020) sublinha a simbologia do "atingido" para além do local que desencadeou a catástrofe. As consequências não se limitam a esse evento, mas são reatualizadas à medida que o acontecimento é rememorado e novos desastres passam a surgir. Além disso, a compreensão do termo implica significados além da matéria, considera a subjetividade, os elos sociais e com o ambiente.

> . Carmem Lúcia Cardoso da Silva (Vítima cortadora de cana/Autodefine-se como negra): "[...] Que nós, toda vida que eu trabalhei no Lontra, nós cortava cana, desde de sete anos nós trabaia na roça, nós nunca ficamo parado em casa, né? [Eles é…] Aí nós fomo lá neles, né? Eles deram o cartão pra nós. Eles agora cortaram nosso cartão. E lá na Renova eles tiveram coragem de falar comigo ainda que: 'Nós não precisa pensar que esse cartão volta porque não tem volta mais não.' Aí eu peguei e falei assim: 'Mas não volta, mas nós não voltamo a trabalhar porque serviço aqui não tem pra ninguém.[...] Minha casa tá lá ó, em área de risco, toda trincada. [...] e ainda tem coragem de falar que a gente não foi atingida [...] [Pessoa da Assembleia diz: "Ô Lúcia! Fala aí pro pessoal que os únicos que tiveram o cartão cortado foi só os negro."]. É isso. Cortou o cartão foi só o nosso, cortador de cana, foi só de quatro cortador de cana. O resto não foi cortando [Pessoa da Assembleia diz: "Só dos preto!"]. É, só dos preto que foi cortado! (MPF, 2020, p.24).

A relatante cortadora de cana, que se autodefine como negra, afirma que a Renova cortou seu cartão-benefício de forma irreversível, com a justificativa de que a mesma não se qualifica como vítima do evento. Compara sua situação com outras vítimas que não tiveram seus cartões descontinuados também. Durante seu relato, o público da audiência se manifestou afirmando que isso aconteceu por ela se tratar de uma pessoa negra.

> Wagner Eduardo da Silva (militante e atingido): Porque quando eu falo assim discriminação, eu falo por parte de pele, lógico, e também a maneira de se tratar o atingido. 'O fazendeiro tem um direito X, a não, aquele ali é pobre, aquele ali o direito dele vai ser de X não. E vai ser pago mais pra frente'. Então é isso que eu escuto. [...] Então me falaram, me falaram: 'Oh, cê quê ter o direito [é...] reconhecido? Sai fora da BR, sai fora dessa luta'. Falei assim: 'Não! No dia que vocês pagarem todo mundo, cês me pagam! (MPF, 2020, p. 28)

O relato de Wagner evidencia as assimetrias sociais derivadas de uma estrutura colonial, preconceituosa e limitada que submete a população preta à supressão de políticas públicas, de espaços de posicionamento político, à injustiça ambiental, à insuficiência de serviços e participações nos espaços de deliberação coletiva. Suas narrativas frequentemente são suprimidas, abreviadas e, por vezes, moldadas aos interesses de quem detém capital político e econômico, indicando, desse modo, um retrocesso dos direitos assegurados no bojo da constituição cidadã e do Estado democrático de direito (ABREU, 2013). Salienta-se também algo repetidamente observado em vários relatos encontrados na Ata: o poder unilateral da Fundação Renova em decidir quem se caracteriza como atingido ou não.

Ressalta-se que tais assimetrias se materializam como expressões de racismo ambiental, na medida em que a variável racial se associa diretamente à distribuição desigual de direitos, reconhecimento e acesso às medidas de reparação.

Análise preliminar dos relatos

O discurso percebido no contexto analisado elucida a postura política e controladora das instituições ao ditar como deve ocorrer o processo de autodefinição dos demais grupos e o que eles devem ou não reivindicar e representar. Com isso, Araújo (2021) destaca que a identidade coletiva dos sujeitos atingidos por crimes ambientais é elaborada frente ao problema vivido e as respostas apresentadas pelas empresas, sendo que os movimentos loco-regionais e a tomada de consciência dos direitos são forças estimulantes para a elaboração desse processo.

A análise preliminar dos relatos evidencia que a nomeação dos sujeitos por meio de categorias e o poder institucional em definir quem qualifica ser reconhecido e respondido como "atingido" ou não constitui um elemento central na disputa simbólica do pós-desastre. Tal, frequentemente associado a discursos técnicos e administrativos, produzem efeitos que ultrapassam o campo burocrático, interferindo diretamente na forma como os sujeitos se percebem e são reconhecidos socialmente. Conforme argumenta Castells (1999), a identidade é um processo de construção de significado que se estabelece a partir de relações de poder e de atribuições simbólicas, o que permite compreender que tais categorias não apenas descrevem, mas participam ativamente da constituição identitária dos sujeitos.

Observa-se que essas classificações tendem a reduzir experiências complexas a enquadramentos padronizados, desconsiderando vínculos territoriais, memórias coletivas e dimensões culturais das comunidades atingidas. Esse processo contribui para a deslegitimação das narrativas dos sujeitos e para a produção de invisibilização simbólica, na medida em que limita as possibilidades de reconhecimento de suas experiências.

Nesse sentido, a psicologia social oferece importantes contribuições para compreender tais dinâmicas, especialmente a partir das formulações de Myers (2009), ao destacar que os indivíduos internalizam percepções e julgamentos sociais que associadas a elementos do exogrupo implicam nas formas de nomeação e representação não apenas classificam, mas influenciam diretamente a construção da autoimagem e da identidade social.

Ao mesmo tempo, os relatos evidenciam a emergência de narrativas de resistência, nas quais os próprios atingidos disputam os sentidos atribuídos às suas experiências, reafirmando pertencimentos e reivindicando reconhecimento. Esse movimento pode ser compreendido à luz da noção de identidade de resistência proposta por Castells (1999), na qual sujeitos em posição de vulnerabilidade constroem formas de enfrentamento simbólico diante de discursos dominantes. Trata-se de um processo no qual a identidade não é apenas imposta, mas também negociada e reconstruída pelos próprios atores sociais.

A análise aqui apresentada indica que esses processos não ocorrem de forma isolada, mas se articulam a padrões estruturais de desigualdade que podem ser compreendidos no âmbito do racismo ambiental. As denúncias presentes na Ata evidenciam a ausência de participação efetiva dos atingidos, a negação do direito à informação e a imposição de categorias técnicas descoladas da realidade vivida. Esses elementos revelam uma lógica de gestão que distribui de forma desigual danos, riscos e reconhecimento, atingindo de maneira mais intensa populações historicamente vulnerabilizadas. Conforme argumentam Valêncio et al. (2009), os desastres devem ser compreendidos como processos sociais que evidenciam e aprofundam desigualdades preexistentes, deslocando o foco analítico do evento em si para as estruturas que organizam suas consequências.

Nesse sentido, a injustiça ambiental manifesta-se não apenas na dimensão material dos impactos, mas também no campo simbólico e discursivo. A desautorização das narrativas dos atingidos, a tecnificação do sofrimento e a imposição de enquadramentos institucionais operam como mecanismos de poder que contribuem para a naturalização das desigualdades e para a manutenção de hierarquias sociais. Conforme discutem Zhouri et al. (2016), o sofrimento social, nesses contextos, não é mero efeito colateral do desastre, mas resultado de práticas institucionais que classificam, hierarquizam e tornam reconhecíveis apenas determinadas formas de dano, frequentemente em detrimento das experiências vividas pelas populações atingidas.

Assim, os discursos não apenas descrevem o pós-desastre, mas participam ativamente da produção da realidade social, influenciando a distribuição de visibilidade, legitimidade e direitos. A análise evidencia que a questão identitária no pós-desastre é inseparável das estruturas sociais que organizam a distribuição desigual de riscos, reconhecimento e poder, reforçando a centralidade da dimensão discursiva na reprodução de desigualdades socioambientais.

Considerações Finais

Os resultados indicam que a análise dos discursos no pós-desastre permite compreender não apenas os efeitos simbólicos da linguagem, mas também os mecanismos pelos quais desigualdades socioambientais são reproduzidas. Ao evidenciar a relação entre discurso, identidade e injustiça ambiental, com destaque para sua dimensão racial, a pesquisa contribui para ampliar o debate sobre os desdobramentos dos desastres ambientais tecnológicos, destacando a centralidade da dimensão discursiva na produção de reconhecimento e invisibilização.

O estudo reforça a necessidade de práticas comunicacionais mais éticas, inclusivas e sensíveis às experiências dos sujeitos atingidos, bem como a importância de considerar o campo simbólico como elemento estruturante na análise das injustiças ambientais. Ao deslocar o foco da análise para os efeitos dos discursos, evidencia-se que os processos de reparação não podem ser compreendidos apenas em termos materiais, mas devem incluir o reconhecimento das dimensões identitárias e simbólicas que atravessam a experiência dos atingidos. O presente trabalho corrobora a relevância de pesquisas científicas que deem visibilidade aos casos concretos de injustiça ambiental, contribuindo para o protagonismo das populações atingidas respeitando os saberes das comunidades locais.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da CAPES – Código 001

Referências Bibliográficas

ABREU, Ivy de Souza. Biopolítica e racismo ambiental no Brasil: a exclusão ambiental dos cidadãos. Opinión Jurídica, v. 12, n. 24, 2013.

ARAÚJO, Alexsander Fonseca. Movimento de Atingidos por Barragens (MAB) no Espírito Santo: Identidade Coletiva e Redes Sociais no Contexto do Desastre no Rio Doce. Dissertação (Mestrado em Ciências Sociais) - Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2021.

BOURDIEU, Pierre. Os usos sociais da ciência: por uma sociologia clínica do campo científico. São Paulo: Editora UNESP, 2004. Disponível em: https://favaretoufabc.files.wordpress.com/2019/05/bourdieu-pierre-os-usos-sociais-da-ciencia.pdf. Acesso em: 27 jun. 2025.

BOTTREL, Rachel do Monte. A Contribuição do Acesso à Informação Pública para a Comunicação Pública no Brasil. Comunicação Pública, Lisboa, v. 13, n. 24, 2018.

CASTELLS, M. Paraísos comunais: identidade e significado na sociedade de rede. In: CASTELLS, M. O poder da identidade. São Paulo: Paz e Terra, 1999.

MARCURIO, Gabriela de Paula. “Somos atingidos todos os dias”: os efeitos dos desastres na comunidade de Paracatu de Baixo (MG). Revista da Universidade Federal de Minas Gerais, v. 27, n. 2, p. 56-79, 2020.

MINISTÉRIO PÚBLICO FEDEIRAL. Ata de Audiência Pública em Barra Longa (PR-MG-00000261/2020). 2020. Disponível em: https://www.mpf.mp.br/mg/editais/2020/ata-de-audiencia-publica_fundacao_renova. Acesso em: 22 jun. 2025.

MYERS, David G. Social Psychology. 10. ed. New York: McGraw-Hill, Nov. 16, 2009. 768 p.

VALÊNCIO, Norma; SIENA, Mariana; MARCHEZINI, Victor; GONÇALVES, Juliano Costa (Orgs). Sociologia dos Desastres: construção, interfaces e perspectivas no Brasil. São Carlos: Rima Editora, 2009.

PORTO, M.F.; PACHECO, T.; LEROY, J.P., comps. Injustiça ambiental e saúde no Brasil: o Mapa de Conflitos [online]. Rio de Janeiro: Editora FIOCRUZ, 2013, 306 p. ISBN 978-85-7541-576-4. https://doi.org/10.7476/9788575415764.

REDE BRASILEIRA DE JUSTIÇA AMBIENTAL Manifesto de Lançamento da Rede Brasileira de Justiça Ambiental. 2001. Disponível em: https://antigo.mma.gov.br/informma/item/8077-manifesto-de-lan%C3%A7amento-da-rede-brasileira-de-justi%C3%A7a-ambiental.html. Acesso em: 07 abr. 2026

ZHOURI, Andréa; VALÊNCIO, Norma; OLIVEIRA, Raquel; ZUCARELLI, Marcos; LASCHEFSKI, Klemes; SANTOS, Ana Flávia. O desastre da Samarco e a política das afetações: classificações e ações que produzem o sofrimento social. Ciência e Cultura, v. 68, n.3, jul-set., São Paulo, 2016.

PARA ALÉM DA VULNERABILIDADE: O RACISMO COMO AMEAÇA SOCIOESTRUTURAL NOS DESASTRES

Júlia Gabriela Valverde Laureano
Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho"- UNESP, e-mail: julia.valverde@unesp.br

Palavras-chave: Racismo; Desastres socioambientais; Ameaça socioestrutural.

Resumo

Nesse artigo discutimos o racismo como uma estrutura socioambiental de ameaça, a partir do conceito de desastres estabelecido pelo Escritório das Nações Unidas para Redução do Risco de Desastres (UNDRR, 2017) e o conceito de ameaça abordado pela mesma organização. Exploramos a ideia de que o racismo utiliza-se da raça para subjugar grupos e a partir de então estabelecer divisões em vários setores da sociedade, incluindo a organização socioespacial. Para além do racismo, reconhece-se aqui que a pobreza e favelas também fariam parte dessa estrutura de ameaça, mas que não será tratada diretamente aqui, nesse trabalho. Tais fatores condicionam que grupos e indivíduos ocupem áreas suscetíveis a eventos extremos, limitam a capacidade de resposta e os expõem de forma contínua a situações de ameaça. Por se tratar de uma construção social, permeada por diferentes condições é imperioso a elaboração de políticas públicas para mitigar essa injustiça social. A pesquisa de caráter teórico e qualitativo, baseia-se em revisão bibliográfica interdisciplinar, articulando contribuições da ciência dos desastres, geografia, sociologia e filosofia.

Introdução

A intensificação dos desastres socioambientais nas últimas décadas tem evidenciado a necessidade de compreender tais eventos para além de sua dimensão natural. Ainda que frequentemente associados a fenômenos físicos, os desastres resultam da interação entre ameaça, exposição e vulnerabilidade, estando diretamente relacionado à forma como o espaço geográfico está organizado e distribuído.

Assim, observa-se que os impactos desses eventos não se distribuem de forma homogênea, mas que, atingem mais intensamente e com mais frequência as minorias sociais, especialmente, populações pobres e racializadas. Tal constatação revela que processos de origem antrópica, são tratados como vulnerabilidades, mesmo possuindo características que os classificam como ameaças. Ao diferenciar uma da outra, entende-se que a ameaça corresponde ao processo ou à atividade com potencial de causar dano, enquanto a vulnerabilidade se refere às condições que indivíduos e grupos possuem para responder, mitigar, se preparar e atuar frente ao risco e ao desastre.

Partindo dessa premissa, o presente artigo propõe trazer o racismo como uma ameaça socioestrutural no contexto dos desastres. Isso porque esse fenômeno, não apenas torna os grupos vulneráveis, mas atua diretamente na produção e distribuição do risco, da mesma forma, que, entende-se que esses grupos já vivem uma realidade de ameaça constante, visto que, os afetados pelo racismo não precisam enfrentar eventos extremos para estarem ameaçados, pois, sua condição social já os dispõe ao risco.

Reduzir os processos socioestruturais em vulnerabilidades é retirar a dimensão e a importância histórica e política que esse fator tem na produção do espaço geográfico, que não é neutro, assim como o risco e o desastre. Portanto, compreendê-los como ameaça permite reconhecer que desigualdades estruturais possuem força suficiente para moldar territórios, nas relações sociais e na produção de impactos diferenciados, condicionando determinados grupos a posições de maior suscetibilidade.

Material e Métodos

A pesquisa possui caráter teórico e qualitativo, fundamentada em revisão bibliográfica interdisciplinar. O estudo articula contribuições da ciência dos desastres, da geografia, filosofia, da história e sociologia, onde busca-se compreender como a dinâmica socioespacial contribui para que o racismo seja, não somente uma vulnerabilidade, mas uma ameaça socioestrutural.

Foram analisadas referências como Ben Wisner, Illan Kelman e Yvette Veyret que discutem a produção social dos desastres juntamente com autores que abordam a formação do espaço geográfico com conceito de Milton Santos, David Harvey e Doreen Massey, juntamente com Michel Foucault e Achille Mbembe que trazem percepções a partir das relações de poder e a gestão da vida.

Além disso, incorporam-se contribuições de Silvio Almeida para abordar o racismo, juntamente a outros pesquisadores como Henri Acselrad e Selene Herculano, que permite adentrar no debate do racismo ambiental e justiça ambiental. A pesquisa interdisciplinar auxiliou na busca por compreender como determinados grupos são sistematicamente expostos a condições de risco, orientando na proposta e uma ampliação do conceito de ameaça, incluindo fatores socioestruturais como o racismo, entendidos como elementos que operam na produção e reprodução das desigualdades territoriais.

Resultados e Discussão

AMEAÇAS E VULNERABILIDADES

De acordo com a definição da UNDRR (2017), o desastre é caracterizado como um fator que gera uma “grave perturbação de uma comunidade ou sociedade”, independentemente de sua escala, é resultante de um evento perigoso que, ao ir

de encontro com pessoas que estão expostas e com baixa capacidade de proteção, gera os mais variados tipos de perdas, como econômicas, físicas e humanas. É um evento com localização no espaço-tempo, que pode perdurar um longo período ou não, e, por vezes, levará o indivíduo ou toda comunidade a necessitar de ajuda externa para se recuperar do ocorrido. O desastre não se restringe ao evento, mas é resultado de processos já existentes anteriormente.

Em um relatório da UNDRR (2025), elaborado sob a coordenação da Dra. Virginia Murray, pontua-se o que se compreende como ameaça; o resultado foi que, para ser considerado como tal, é necessário que seja perceptível no espaço-tempo, e seu impacto deve ser visível e mensurável. Dessa forma, o que foi catalogado foram ameaças ambientais, como chuvas intensas, terremotos e furacões, forças condicionadas pela natureza; ameaças tecnológicas, que são antropológicas, trata-se de rompimento de barragem, poluição do solo, da água, do ar etc; e as ameaças biológicas, como por exemplo, a Covid-19.

Entretanto, pensa-se que outras ameaças poderiam estar incluídas no relatório, visto que se encaixam no pré-requisito, são elas: o racismo, a pobreza e a favela, mas, neste artigo, será abordado com ênfase somente o primeiro fator, que ao ser abordado pela comunidade acadêmica, é visto somente como uma vulnerabilidade.

Nesse sentido, entende-se por vulnerabilidade a limitação que determinados indivíduos carregam a partir de suas condições sociais para enfrentar, resistir e/ou se proteger de um impacto socioambiental. A vulnerabilidade está relacionada tanto ao estado econômico de uma pessoa quanto às suas limitações físicas; dessa forma, diversos aspectos poderão fazer com que indivíduos se encaixem como vulneráveis, como crianças, idosos, mulheres, pobres, pessoas em situação de rua, com deficiência, racializadas etc. (Wisner et al, 2003). Portanto, a vulnerabilidade é produzida a partir de preceitos políticos, econômicos e sociais, que mostram o poder de resposta dos indivíduos.

Assim, os riscos não serão distribuídos de maneira uniforme no espaço, pois varia conforme as condições territoriais e sociais, de acordo com a forma que a política é utilizada para organizar o espaço (Veyret; Richemond, 2007; Wisner et al., 2025). A diferente exposição ao risco evidencia que os desastres estão diretamente relacionados às desigualdades estruturais presentes na sociedade, sendo, inclusive, normalizados por aqueles que convivem diariamente nessa condição (Wisner et al., 2025), portanto, o risco tem relação com a percepção:

> "O risco nasce da percepção de um perigo ou de uma ameaça potencial que pode ter origens diversas e que denominamos uma álea. Esta é sentida pelos indivíduos e pode provocar, ao se manifestar, prejuízos às pessoas, aos bens e à organização do território." (VEYRET; RICHEMOND, 2007, p.30)

E, em uma sociedade onde se visa o lucro e o desenvolvimento econômico predatório, os desastres tendem a ocorrer, pois, o modo de produção capitalista condiciona essa realidade. Para que não haja renúncia a esse modelo de desenvolvimento, torna-se necessário definir quais grupos sociais e territórios tornam alvos sacrificáveis (Beck, 2010). Ao observar o espaço geográfico nota-se quais foram os grupos escolhidos, vítimas de uma estrutura que os coloca em posição de risco constante. Vítimas da injustiça ambiental.

PRODUÇÃO DO ESPAÇO: PODER, DESIGUALDADE E RISCO

Para compreender a produção desigual do risco, é necessário entender como o espaço geográfico se consolida. Este, é resultado da junção de múltiplas ações e relações que ocorreram sobre ele ao longo da história; trata-se de uma construção que constantemente sofre mudanças e transformações (Santos, 2006; Massey, 2008), onde qualquer ação, desde o micro ao macro tem poder para transformar sua linearidade (Massey, 2008), é resultado daquilo que Milton Santos (2006) entende como espaço banal, lugar onde ocorrem as dinâmicas de poder político, econômico e social, o que torna o espaço uma expressão nada neutra de sua sociedade.

Nesse sentido, Michel Foucault propõe três elementos que agem de forma conjunta para organizar e moldar o espaço e a sociedade: relações de poder, relações de comunicação e capacidades objetivas. As relações de poder podem ser consideradas como ações exercidas uns sobre os outros, como as formas de governar; as relações de comunicação referem-se aos discursos, isto é, a forma como os indivíduos entendem e interpretam o mundo; enquanto as capacidades objetivas associam-se à técnica, o trabalho, são as capacidades práticas que transformam a realidade (Foucault, 1982).

Essas manifestações do poder são vistas não somente por meio da força, mas também pela produção e circulação de signos que moldam a forma como se enxerga a sociedade e naturalizam desigualdades. Assim, a favela deixa de ser apenas um espaço físico e passa a ter um signo social, o mesmo ocorre com a pobreza e o racismo (Foucault, 1982). A partir dessa perspectiva, o racismo pode ser compreendido para além de uma dimensão exclusivamente ideológica. Sua reprodução acontece por meio da articulação entre discursos, práticas sociais e técnicas que, ao organizarem o território de forma desigual, direcionam populações negras para espaços marcados pela precariedade.

Esse poder é exercido por aquele que Foucault chama de "soberano", isto é, grupos que detêm poder político e econômico e controlam a vida daqueles que são despossuídos de poder. Essa prática é conhecida também como biopolítica, que para Caponi (2014) é um conceito:

> "[...] eficaz para compreender de que modo operam esses processos de gestão das populações que perpetuam a existência de iniquidades ou desigualdades sociais injustas ao mesmo tempo em que reforçam e multiplicam mecanismos securitários de antecipação e prevenção de riscos." (CAPONI, 2014, p.27)

Para Foucault (1999), o poder sobre a vida do outro se dava por meio do direito de causar a morte ou permitir viver, transformando-se ao longo da história em fazer viver e deixar morrer. Portanto, se antes o foco era voltado para o indivíduo de forma disciplinar, tornando-o útil e produtivo, agora passa para a gestão da vida em diferentes escalas, por meio de estratégias políticas de administração e controle de grupos e territórios, expondo-os à morte, ao abandono e à negligência.

Nesse contexto, o controle de riscos passa a ser individualizado e repassado para sociedade, como forma de responsabilização pela própria proteção, mesmo em condições sócio estruturais degradantes (Caponi, 2014).

Essa omissão do Estado ou suas práticas de políticas prejudiciais, são denominadas necropolíticas, conceito desenvolvido por Achille Mbembe (2018), a partir da biopolítica de Foucault, que evidencia como determinados grupos são expostos à morte ou deixados desamparados, a ponto da vida não ser uma certeza, devido à precarização social e ambiental. Se encontram nessa situação devido às políticas de um Estado que utiliza de sua soberania para privilegiar determinados grupos, sendo guiado por viés racista e classista; onde, para Mbembe, o espaço também é um elemento essencial para manifestar desse poder:

> "O espaço era, portanto, a matéria-prima da soberania e da violência que ela carregava consigo. Soberania significa ocupação, e ocupação significa relegar o colonizador a uma terceira zona, entre o estatuto do sujeito e objeto" (MBEMBE, 2018, p. 39)

Assim, compreende-se que o espaço é fundamental para a gestão da vida e da morte, por ser a manifestação de decisões políticas e econômicas, principalmente, daqueles que detêm poder. Entretanto, em uma sociedade com modo de produção capitalista, a desigualdade territorial é uma consequência desse sistema, pois "A acumulação do capital sempre foi uma ocorrência profundamente geográfica." (Harvey, 2005, p.194), visto que os territórios não recebem investimentos da mesma forma, e a estrutura urbana se transforma conforme a disposição dos corpos que usufruem aquele espaço. Assim, entende-se que, a partir da lógica de acumulação, o capital encontra no espaço social formas para se materializar geograficamente.

Em escala global, tem-se como exemplo o Haiti. Kelman (2020) chama atenção para o país e seu histórico de exploração, marginalização e opressão, que os mantêm em estado constante de emergência, o que não se explica apenas pelas forças naturais, mas também pela negligência internacional. Nesse sentido, afirma que "Os perigos, porém, não são inerentes à natureza, sendo processos e eventos ambientais regulares e típicos; eles se tornam perigosos apenas quando enfrentados por uma sociedade despreparada." (Kelman, 2020, p. 40).

Toda essa lógica construída politicamente e socialmente faz com que, historicamente, populações marginalizadas sejam direcionadas para territórios mais suscetíveis a riscos, como encostas, margens de rios, áreas ambientalmente degradadas e favelas, que carregam essas características ambientais e estruturais. Como Foucault argumenta, os discursos de poder atuam na produção de sentidos e na organização social, contribui para a naturalização e associação de corpos a determinados territórios. Isso faz com que se consolide a ideia de que determinados grupos devem conviver com o risco, como se essa condição fosse indissociável de sua existência (Douglas; Wildavsky, 1983).

A partir de todas essas relações pelas quais o espaço é construído, observa-se o evento, o momento presente, que é "simultaneamente, a matriz do tempo e do espaço" (Santos, 2006, p. 94), sendo o resultado das técnicas e formas de determinado espaço, a expressão de sua totalidade, onde "[...] mudam as coisas, transformam os objetos, dando-lhes, ali mesmo onde estão, novas características." (Santos, 2006, p. 95).

RACISMO E SUA ESTRUTURA DE AMEAÇA

Além dos discursos que naturalizam a associação de indivíduos a territórios degradantes, foi necessário um longo processo histórico e político para a consolidação de uma sociedade desigual. Desde o fim da escravização, assim como, no próprio processo de libertação da população escravizada, onde não houve o intuito de promover justiça ou integração social, pelo contrário, observa-se a criação de mecanismos que libertavam formalmente o indivíduo, mas mantinham sua dependência estrutural em relação ao antigo senhor, ao mesmo tempo em que se buscava indenizar os escravagistas.

Como por exemplo a Lei do Ventre Livre (Brasil, 1871), na qual a criança nascida livre permanecia sob a condição de sua mãe escravizada e, ao completar seus oitos anos, poderia ser entregue ao Estado mediante indenização ao senhor ou permanecer sob seus "cuidados" até os 21 anos. De forma semelhante, a Lei do Sexagenário (Brasil, 1885), estabelecia que o indivíduo recém liberto deveria indenizar sua própria alforria, sendo obrigado a prestar serviços ao antigo senhor por mais três anos. Sendo importante considerar que atingir os 60 anos em condições de escravidão era de extrema dificuldade.

Mesmo com a promulgação da Lei Áurea, em 1888, não houve transformação efetiva na estrutura social. A abolição não foi acompanhada por políticas de inserção da população negra, o que evidencia que não se tratava de um projeto de inclusão, mas de reorganização das formas de exploração. Em sentido oposto, foram instituídas leis que criminalizam e controlavam a população recém-liberta, como a Lei dos Vadios e Capoeira (1890), que reforçava mecanismos de repressão e controle social. Essa legislação perdurou por décadas. A capoeira só deixou de ser considerada crime em 1937, e a chamada lei da vadiagem foi revogada apenas em 2012.

Assim, a desigualdade socioespacial racial deve ser compreendida como resultado de um processo histórico de exclusão. Dados recentes do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) evidenciam essa desigualdade se manifesta de maneira integrada e articulada em diferentes âmbitos da vida social, como na educação, carreira, trabalho, renda e moradia, configurando uma estrutura sistemática de desvantagem para a população negra no Brasil.

No campo educacional, observa-se que crianças e jovens negros enfrentam maiores dificuldades de acesso e permanência na escola, frequentemente associadas à inserção precoce no mercado de trabalho, gravidez, responsabilidades domésticas ou desinteresse decorrente de um sistema excludente. Em 2024, cerca de 1,65 milhão de crianças e adolescentes entre 5 e 17 anos estavam em situação de trabalho, com predominância de meninos negros (IBGE, 2025). Em 2023, aproximadamente 90 milhões de jovens entre 14 e 29 anos não haviam concluído o ensino médio, sendo 71,6% negros e 27,4% brancos (IBGE, 2024).

No ensino superior, a desigualdade também se expressa na distribuição dos cursos. Estudantes negros concentram-se em áreas de menor retorno econômico e menor potencial de ascensão social, como pedagogia e enfermagem, enquanto apresentam participação significativamente menor em cursos como medicina (IBGE, 2022).

No mercado de trabalho, o padrão de desigualdade se mantém. Em 2021, a taxa de desocupação entre pessoas brancas foi de 11,3%, para 16,5% de pessoas pretas e 16,2% para pardas. Quando trata-se da subutilização, foi registrado que pessoas brancas são 22,5%, contra 32,0% para pretas e 33,4% para pardas, e isso mesmo quando comparados indivíduos com níveis semelhantes de escolaridade, evidenciando que a desigualdade racial ultrapassa o fator educacional.

Essa desigualdade reflete diretamente na distribuição de renda. Em 2021, considerando a linha da pobreza do Banco Mundial, a proporção de pessoas em situação de pobreza era de 8,6% entre os brancos, 34,5% entre pretos e 38,4% de pardos (IBGE, 2022). No mesmo ano, o IBGE também apontou que o rendimento médio mensal dos trabalhadores brancos era de R$3.099, valor que supera, e muito, o rendimento de trabalhadores pretos (R$1.764) e pardos (R$1.814). Diferença que persiste mesmo entre indivíduos de ensino superior completo, onde pessoas brancas ganham em média, 50% a mais que pretos e cerca de 40% a mais que pardas (IBGE, 2022).

Ao se tratar de moradia, o padrão permanece. Embora a proporção de domicílios próprios não apresente diferenças tão expressivas, estas se acentuam na regularização fundiária. Em 2019, entre proprietários sem documentação, 10,1% eram brancos, 19,7% pretos e 20,8% pardos (IBGE, 2022). No acesso ao saneamento básico, 29,8% da população branca residia em domicílios sem esgotamento sanitário, enquanto para população negra essa porcentagem é ainda maior, 36% entre indivíduos pretos e 45,9% entre pardos (IBGE, 2022). Além disso, a concentração de grandes áreas rurais se encontra nas mãos de pessoas brancas, evidenciando o acesso desigual e histórico do acesso à terra.

Esse conjunto de indicadores mostram que a desigualdade racial não se manifesta de forma isolada, mas que de maneira articulada produz um padrão de vida marcado por limitações estruturais, redução da capacidade de resposta e maior exposição a riscos socioambientais. Milton Santos (1996/1997) denomina esse processo de cidadania mutilada, caracterizada por restrições no acesso à educação, saúde, renda, moradia e oportunidades.

Nesse contexto, o racismo pode ser compreendido como:

> [...] uma forma sistemática de discriminação que tem a raça como fundamento, e que se manifesta por meio de práticas conscientes ou inconscientes que culminam em desvantagens ou privilégios para indivíduos, a depender do grupo racial ao qual pertençam" ALMEIDA, 2020, p. 32)

Trata-se de um elemento estruturante que surge, se configura e perpétua através das relações sociais, políticas e econômicas, que produz privilégios e desvantagens baseados na raça. Não se limita a atitudes individuais, mas integra a própria organização da sociedade, tornando-se natural, sem expressar anormalidade, "fornece o sentido, a lógica e a tecnologia para a reprodução das formas de desigualdade e violência que moldam a vida social contemporânea" (Almeida, 2020, p. 21). Que, por distinguir pessoas, tem poder suficiente para direcioná-las a posições degradantes e colocar suas vidas em risco constante, portanto o racismo torna-se um perigo para pessoas racializadas (Braveman et al, 2022).

Essa perspectiva é reforçada por Sandra Caponi (2014), que ao pontuar o papel do racismo na biopolítica destaca que "O racismo se configura, assim, como condição para que os Estados modernos legitimem suas intervenções biopolíticas caracterizadas como "poder de morte" (Caponi, 2014, p. 33) e acrescenta afirmando que "O racismo é o que possibilita que seja realizada uma partição entre aquilo que deve ser eliminado e aquilo que deve ser maximizado." (Caponi, 2014, p.33).

Compreender o racismo como estrutura exige superar a ideia de que se trata apenas de uma consequência da herança do período escravocrata, mas, que trata-se de um projeto de sociedade que se atualiza continuamente. Simplificá-lo é retirar a responsabilidade daqueles que foram responsáveis por planejar e pôr em práticas as necropolíticas, pois conforme Viana (2009) "A base real da ideologia racista, como já dissemos, é o racismo praticado nas sociedades capitalistas contemporâneas.".

Os dados e a discussão referente ao racismo evidenciam que esse fator influencia o acesso aos direitos básicos e oportunidade, produz vulnerabilidade em diversas dimensões sociais e que se materializa também no contexto espacial, o que influencia diretamente em quem terá contato direto ou não aos riscos e impactos ambientais. Conforme aponta Herculano (2008), o racismo serve para classificar pessoas e, assim, desqualificar aquele que é considerado como o "outro", e não como seu semelhante:

> "[...] nosso racismo nos faz aceitar a pobreza e a vulnerabilidade de enorme parcela da população brasileira, com pouca escolaridade, sem renda, sem políticas sociais de amparo e de resgate, simplesmente porque naturalizamos tais diferenças, imputando-as a 'raças'. Colocando o outro como inerentemente inferior, culpado biologicamente pela própria situação, nos eximimos de efetivar políticas de resgate, porque o desumanizamos." (HERCULANO, 2008, p.17)

E nesse contexto, insere-se ao debate o racismo ambiental, termo que emerge nos Estados Unidos com o reverendo Benjamim Chavis, no início dos anos 1980, ao perceber que comunidades negras e hispânicas/latinas sofriam de forma desproporcional com o depósito de rejeitos tóxicos em sua região. A evidência mostrou que a variável racial era mais determinante do que a renda na localização de rejeitos perigosos, revelando que determinados grupos são sistematicamente direcionados a espaços de maior degradação ambiental (Acselrad; Mello; Bezerra, 2009).

Portanto, compreende-se o racismo ambiental como as injustiças ambientais que recaem de forma desproporcional sobre etnias, raças e grupos historicamente marginalizados e vulnerabilizados. Trata-se de um conjunto de discriminações que leva esses indivíduos a ocuparem espaços marcados por degradação ambiental e precariedade urbana, tornando-os mais expostos a desastres socioambientais, em grande medida, em decorrência da negligência do Estado (Pacheco, 2008; Acselrad; Mello; Bezerra, 2009).

No Brasil, para além de eventos mais visíveis, como deslizamentos de terra e enchentes, estudos recentes apontam a existência de ameaças ambientais menos perceptíveis, como a poluição do ar e o calor extremo, que também se distribuem de forma desigual no território. O Instituto de Estudos para Políticas de Saúde (IEPS, 2025), mostrou que áreas com maior concentração de população negra apresentam níveis mais elevados de poluentes atmosféricos e maior incidência de temperaturas extremas, condição frequentemente associada à menor cobertura vegetal (IEPS, 2025). Pesquisas da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), do Observatório de Clima e Saúde da Fiocruz e da Universidade de Lisboa indicam ainda que mortes relacionadas ao calor atingem majoritariamente pessoas negras, com baixa escolaridade, além de mulheres e idosos. Esses dados reforçam que o racismo ambiental não se restringe à exposição a riscos evidentes, mas também se manifesta na distribuição desigual de ameaças climáticas, ampliando a vulnerabilidade e a exposição ao risco.

Diante disso, esse debate clama por justiça ambiental, um movimento que denuncia a desigualdade na distribuição dos riscos e a forma desproporcional como diferentes grupos sociais são atingidos. Essa luta é inclusiva e abrange grupos étnicos, raciais, de gênero e de classe que sofrem “consequências ambientais negativas de operações econômicas, de políticas e programas federais, estaduais e locais, bem como resultantes da ausência ou omissão de tais políticas” (Herculano, 2008, p. 2). Reconhece-se que, sem justiça ambiental e o enfrentamento das desigualdades estruturais, não será possível reduzir os desastres (Acselrad; Mello; Bezerra, 2009), já que a construção de uma sociedade resiliente exige a transformação das estruturas que produzem essas desigualdades.

Considerações Finais

Os desastres socioambientais devem ser compreendidos como processos socialmente produzidos, resultantes da interação entre ameaças e vulnerabilidades distribuídas de forma desigual no território. Assim, a análise evidenciou que a organização espacial da sociedade desempenha papel central na definição de quem será mais afetado por esses eventos. Ao propor o racismo como ameaça socioestrutural, o artigo contribui para ampliar a compreensão tradicional da ciência dos desastres, destacando a importância de considerar fatores históricos e sociais na produção do risco. Tais elementos não apenas intensificam a vulnerabilidade, mas estruturam a exposição diferenciada aos impactos.

Dessa forma, a incorporação da dimensão socioestrutural na gestão de riscos mostra-se fundamental para o desenvolvimento de políticas públicas mais eficazes. A promoção da justiça socioambiental, por meio da redução das desigualdades e da democratização do acesso ao território, constitui um caminho essencial para a mitigação dos desastres e a construção de sociedades mais resilientes.

A UNDRR é uma instituição de relevância e alcance global. Propor um outro olhar para o conceito é ampliar o debate a nível internacional e evidenciar a gravidade do racismo como elemento estruturante das desigualdades, e, consequentemente, o impacto que tem na produção do risco e desastres.

Entende-se que territórios não são livres de identidade, carregam consigo pessoas, culturas e relações de poder. Em uma sociedade elitista e racista, determinados grupos são desvalorizados e tratados como descartáveis. Por conta disso, o racismo não pode ser compreendido somente como uma condição de vulnerabilidade, mas como uma ameaça socioestrutural, uma vez que opera continuamente, produzindo e reproduzindo condições de risco, mesmo na ausência de eventos extremos. Assim, o desastre é um evento resultante de uma condição já pré-existente.

Por fim, reconhece-se que, para além do racismo, a pobreza e as favelas também podem ser compreendidas como ameaças socioestrurais, na medida em que agem como manutenção para a permanência de indivíduo em condições de vida degradantes, limitando sua capacidade de ação, mitigação e resposta, sendo necessário o auxílio de agentes externos. Embora não tenham sido aprofundadas neste artigo, pretende-se elaborar trabalhos que expandem a visão de ameaças e a produção social do risco e dos desastres.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001

Referências Bibliográficas

ACSELRAD, Henri; MELLO, Cecília Campello do Amaral; BEZERRA, Gustavo das Neves. **O que é justiça ambiental**. São Paulo: Brasiliense, 2009. (Coleção Primeiros Passos).

ALMEIDA, Silvio Luiz de. **Racismo Estrutural**. São Paulo: Editora Jandaíra; Sueli Carneiro, 2020.
BRASIL. **Lei nº 2.040, de 28 de setembro de 1871**. Declara de condição livre os filhos de mulher escrava que nascerem desde a data desta lei, e dispõe sobre a criação e tratamento daqueles filhos menores e sobre a libertação anual de escravos. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/lim/lim2040.htm. Acesso em: 25 fev. 2026.

BRASIL. **Lei nº 3.270, de 28 de setembro de 1885.** Regula a extinção gradual do elemento servil. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/lim/lim3270.htm. Acesso em: 25 fev. 2026.

BRASIL. **Decreto nº 847, de 11 de outubro de 1890.** Promulga o Código Penal dos Estados Unidos do Brasil. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1851-1899/d847.htm. Acesso em: 25 fev. 2026.

BRAVEMAN, Paula A. et al. **Systemic And Structural Racism**: Definitions, Examples, Health Damages, And Approaches To Dismantling: Study examines definitions, examples, health damages, and dismantling systemic and structural racism. Health affairs, v. 41, n. 2, p. 171-178, 2022.

CAPONI, Sandra. **Viver e deixar morrer:** Biopolítica, risco e gestão das desigualdades. Revista Redbioética/Unesco, p. 27, 2014.
DOUGLAS, Mary; WILDAVSKY, Aaron B. **Risk and Culture**. Berkeley: University of California Press, 1983.
Escritório das Nações Unidas para a Redução do Risco de Desastres (UNDRR). 2017. *Terminologia do Quadro de Sendai sobre a Redução do Risco de Desastres*. "Desastre". Acesso em 20 de abril. de 2026. https://www.undrr.org/terminology/disaster.

FALCÃO, Lucas; CABRINE, Guilherme; SANTOS, Mariana; CAPOBIANCO, Maria Clara; PEÇANHA, Vinicius; BORGES, Bruna. **Racismo ambiental e saúde urbana**: poluição, calor extremo e arborização nas regiões metropolitanas. Rio de Janeiro: Instituto de Estudos para Políticas de Saúde (IEPS), 2022. Nota Técnica n. 42.

FOUCAULT, Michel. O sujeito e o poder. In: DREYFUS, Hubert L.; RABINOW, Paul. **Michel Foucault, uma trajetória filosófica**: para além do estruturalismo e da hermenêutica. Tradução de Vera Porto Carrero. Rio de Janeiro: Forense Universitária, 1995. p. 231-249.

FOUCAULT, Michel. **História da sexualidade 1**: a vontade de saber. 13. ed. Rio de Janeiro: Graal, 1999
HARVEY, David. **A produção capitalista do espaço**. São Paulo: Annablume, 2005.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Desigualdades sociais por cor ou raça no Brasil.* 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2022. Disponível em: https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=2101972. Acesso em: 10 fev. 2026.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Educação 2023 / Coordenação de Pesquisas por Amostra de Domicílios*. Rio de Janeiro: IBGE, 2024. Disponível em: https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=2102068. Acesso em: 25 abr. 2026.

KELMAN, Ilan. **Disaster by choice**: how our actions turn natural hazards into catastrophes. Oxford: Oxford University Press, 2020.
MASSEY, Doreen. **Pelo espaço**: uma nova política da espacialidade. Tradução de Hilda Pareto Maciel e Rogério Haesbaert. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2008.

MBEMBE, Achille. **Necropolítica:** biopoder, soberania, estado de exceção, política da morte. Tradução de Renata Santini. 3. ed. São Paulo: n-1 edições, 2018.

HERCULANO, Selene. **O clamor por justiça ambiental e contra o racismo ambiental**. Revista de gestão integrada em saúde do trabalho e meio ambiente, v. 3, n. 1, p. 1-20, 2008.

PACHECO, Tania. **Inequality, environmental injustice, and racism in Brazil**: beyond the question of colour. Development in practice, v. 18, n. 6, p. 713-725, 2008
PETERS, Jana; RENAUX Pedro; PIRRHO, Sabrina. Agência IBGE noticias, s/l, 23/09/2025. Disponível em: https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-noticias/2012-agencia-de-noticias/noticias/44541-pais-tinha-1-650-milhao-de-criancas-e-adolescentes-em-situacao-de-trabalho-infantil-em-2024. Acesso em: 17 Fev. 2026.

SANTOS, Djacinto Monteiro dos et al. **Twenty-first-century demographic and social inequalities of heat-related deaths in Brazilian urban areas**. PLOS ONE, v. 19, n. 1, p. 1-30, 2024.

SANTOS, Milton. **As cidadanias mutiladas**. In: LERNER, Julio (Org.). O preconceito. São Paulo: Imprensa Oficial do Estado, 1996/1997. p. 133-144.

SANTOS, Milton. A Natureza do Espaço: Técnica e Tempo, Razão e Emoção. 4. ed. 2. reimpr. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2006. (Coleção Milton Santos; 1).

United Nations Office for Disaster Risk Reduction, & International Science Council. (2025). *UNDRR–ISC Hazard Definition & Classification Review: 2025 Update of the Technical Report*. https://doi.org/10.24948/2025.04 Geneva, Switzerland, United Nations Office for Disaster Risk Reduction, Paris, France, International Science Council.

VIANA, Nildo. **Capitalismo e racismo**. In: PEREIRA, Cleito; VIANA, Nildo (orgs.). Capitalismo e questão racial. Rio de Janeiro: Corifeu, 2009. p. 24-33

VEYRET, Yvette; RICHEMOND, Nancy Meschinet de. **O risco, os riscos**. In: VEYRET, Yvette (Org.). Os riscos: o homem como agressor e vítima do meio. São Paulo: Contexto, 2007. p. 25-46.

WISNER, Ben; BLAIKIE, Piers; CANNON, Terry; DAVIS, Ian. **At Risk**: Natural Hazards, People's Vulnerability and Disasters. 2. ed. London; New York: Routledge, 2003.

WISNER, Ben et al. **Understanding and addressing disaster risk: Who speaks? Who suffers?.** Taylor & Francis, 2025.

RACISMO ESTRUTURAL E SANEAMENTO: A OMISSÃO ESTATAL NA PRODUÇÃO DA DESIGUALDADE SOCIOAMBIENTAL

1 Gabriela Pereira Rodrigues, 2 Matheus Diniz de Jesus, 3 Laura Dutra de Abreu, 4 Thatiana Muylaert
1 Universidade do Estado do Rio de Janeiro, gabriela.pereira@discentes.fat.uerj.br; 2 Universidade do Estado do Rio de Janeiro, matheus.diniz@discentes.fat.uerj.br; 3 Universidade do Estado do Rio de Janeiro, thatiana.muylaert@fat.uerj.br; 4 Universidade do Estado do Rio de Janeiro, laura.abreu@fat.uerj.br.

Palavras-chave: Saneamento básico; Desigualdade; Desigualdade estrutural

Resumo

Esta pesquisa tem como objetivo analisar a relação entre racismo estrutural e a distribuição desigual do acesso ao saneamento básico no Brasil, demonstrando que a negligência estatal não constitui uma falha técnica ou administrativa acidental, mas sim uma estratégia sistemática de manutenção da desigualdade socioespacial e racial. Dentro desse viés, conceitos como racismo ambiental, necropolítica e direitos humanos ambientais evidenciam que a precariedade do saneamento é um elemento estrutural da população brasileira, não um desvio do planejamento urbano. Metodologicamente, o estudo caracteriza-se como uma pesquisa qualitativa de base teórica, fundamentada em revisão bibliográfica e análise de dados secundários, com base em autores como Britto *et al*. (2017), Jesus (2021) e Pacheco (2008), além do confronto entre o Marco Legal do Saneamento (Lei nº 14.026/2020) e os dados do Censo Demográfico 2022 (IBGE). Os resultados evidenciam que a desigualdade no acesso ao saneamento apresenta um padrão racial persistente: enquanto 83,5% da população branca reside em domicílios com infraestrutura adequada, esse percentual reduz-se para 75,0% entre a população preta e 68,9% entre a população parda. Conclui-se que o racismo opera como critério seletivo na distribuição de condições sanitárias dignas, o que evidencia a necessidade de que as agendas de sustentabilidade e resiliência urbana incorporem, de forma central, o enfrentamento às injustiças ambientais que afetam desproporcionalmente grupos étnico-raciais vulnerabilizados.

Introdução

Este estudo aborda a relação profunda entre o racismo estrutural e a distribuição desigual do acesso ao saneamento básico no Brasil, analisando como a precariedade de infraestrutura urbana em territórios periféricos não constitui uma falha técnica ou administrativa acidental, mas um mecanismo de perpetuação da desigualdade socioespacial. Historicamente, o desenvolvimento urbano brasileiro, desde o período colonial até a urbanização acelerada do século XX, foi marcado por processos de segregação que relegaram populações negras e empobrecidas a áreas desprovidas de serviços públicos essenciais, consolidando o que Tania Pacheco (2008) denomina como racismo ambiental. Essa construção histórica, baseada na exclusão, consolidou um modelo de cidade em que o saneamento básico é distribuído de forma seletiva, refletindo as hierarquias raciais no acesso a serviços que estruturam a nação (Britto *et al*., 2017).

A motivação para a realização desta investigação decorre da necessidade de compreender a persistência das chamadas "zonas de sacrifício" no cenário urbano contemporâneo. Diante da observação de que, mesmo com a existência de marcos regulatórios robustos, como a Lei nº 11.445/2007 e a Lei nº 14.026/2020, vastas parcelas da população negra continuam privadas de dignidade sanitária, torna-se urgente investigar a negligência estatal não como uma ausência de capacidade técnica, mas como uma estratégia deliberada de gestão territorial. O fenômeno, analisado sob o viés da necropolítica e do racismo ambiental, revela que a invisibilidade política desses grupos é convertida em vulnerabilidade física, impactando diretamente a qualidade de vida dessas comunidades.

Nesse contexto, a pesquisa justifica-se pela busca por desnaturalizar a precariedade sanitária. Ao demonstrar que a negligência estatal opera como um instrumento de manutenção da desigualdade, o trabalho contribui para o debate sobre justiça ambiental e direitos humanos. A relevância desta análise reside na articulação entre o arcabouço jurídico e a realidade empírica, evidenciando a inconstitucionalidade por omissão quando o Estado falha em prover direitos básicos a grupos historicamente marginalizados, reforçando a importância de políticas públicas orientadas pela equidade racial.

Como objetivo geral, esta pesquisa propõe analisar criticamente a relação entre o racismo estrutural e a precariedade do saneamento básico no Brasil, demonstrando que a ausência de infraestrutura nestas áreas atua como uma estratégia deliberada de manutenção da segregação socioespacial. Para tanto, investiga-se as bases teóricas do racismo ambiental e da necropolítica, confrontando-as com os dados oficiais e com a legislação vigente.

Metodologicamente, a pesquisa caracteriza-se como um estudo descritivo e analítico, de abordagem qualitativa, conduzido durante o mês de abril de 2026. O trabalho pauta-se na análise de dados do Censo Demográfico de 2022 (IBGE) e em uma revisão bibliográfica que articula autores como Britto *et al*. (2017), Jesus (2021), Pacheco (2008), Santos e Ramos (2021), além do confronto crítico com as Leis nº 14.026/2020 e nº 11.445/2007. Por meio da integração de conceitos como "zonas de sacrifício" e necropolítica, busca-se compreender a lógica estruturante da negligência estatal, validando a tese de que a precariedade sanitária atua como um instrumento deliberado de gestão territorial e de exclusão de grupos racializados.

Material e Métodos

A presente pesquisa caracteriza-se como um estudo de natureza descritiva e analítica, conduzido em abril de 2026, com abordagem predominantemente qualitativa, articulada ao uso de dados quantitativos secundários. O núcleo descritivo

fundamenta-se na análise dos dados do Censo Demográfico de 2022 (IBGE), utilizados para traçar o perfil racial da exclusão sanitária e identificar disparidades territoriais no acesso aos serviços básicos.

A dimensão analítica do estudo apoia-se em revisão bibliográfica, mobilizando autores como Britto *et al*. (2017), Jesus (2021), Pacheco (2008), Santos e Ramos (2021) e Mbembe (2018), além da análise de documentos normativos, especialmente as Leis nº 11.445/2007 e nº 14.026/2020. A partir deste referencial, são utilizados os conceitos de racismo ambiental, necropolítica e "zonas de sacrifício" como categorias analíticas para a interpretação dos dados empíricos e da organização socioespacial do saneamento no Brasil.

Referencial teórico

Nesta seção, apresentar-se-á o referencial teórico que sustenta as discussões propostas na seção de resultados.

O Saneamento Básico como Marcador de Segregação

A definição de espaço urbano é compreendida pela perspectiva empírica, da conurbação e dos deslocamentos diários entre municípios e não apenas por definições legais. Dentro dele, deve haver desenvolvimento sustentável, distribuição equitativa de infraestrutura e serviços, como, por exemplo, saneamento básico, redução de desigualdades e inclusão social, espacial e produtiva para todos (Bruno, 2020). Com base na Lei nº 14.026/2020 (que altera a Lei nº 11.445/2007), saneamento básico é o conjunto de serviços públicos, infraestruturas e instalações operacionais de abastecimento de água potável, esgotamento sanitário (coleta, tratamento e disposição final); limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos; e drenagem e manejo das águas pluviais urbanas.

A distribuição desse saneamento não ocorre sob a ótica da universalidade prescrita pela base legal, mas segue uma lógica de valorização diferenciada do território. Historicamente, o Estado brasileiro tem operado sob uma economia política da infraestrutura na qual o investimento é condicionado pela rentabilidade e pelo poder de pressão dos grupos sociais instalados. O caso do município de São Gonçalo, no Rio de Janeiro, serve como exemplo paradigmático dessa estrutura. A análise desse território demonstra que a deficiência no saneamento está intrinsecamente ligada à forma como a cidade foi produzida, priorizando o investimento em áreas estratégicas para o capital enquanto segrega, através da omissão estatal, os espaços negros (Britto *et al*., 2017). Em regiões como a Ilha de Ururaí, em Campos dos Goytacazes, ou nas periferias gonçalenses, a carência de água tratada e coleta de esgoto não apenas reforça a segregação, mas potencializa vulnerabilidades socioambientais que colocam a saúde da população negra em risco constante (Santos; Ramos, 2021). Consequentemente, a ausência de infraestrutura básica nas periferias não constitui uma falha de planejamento ou administrativa, mas uma característica intrínseca à manutenção da ordem urbana vigente. A precariedade é, portanto, um elemento estruturante da cidade (Britto *et al*., 2017).

Esse processo de segregação permite que, em uma mesma metrópole, convivam realidades sanitárias antagônicas, enquanto os centros e bairros de elite desfrutam de serviços universais e contínuos, as periferias são mantidas em um estado de carência permanente. A gravidade dessa distribuição desigual é sublinhada quando percebemos que o racismo opera como o critério seletivo desse déficit. Não se trata de uma distribuição aleatória, mas de um direcionamento claro. Conforme pontua Jesus (2021, p. 2):

> O déficit de saneamento e seu impacto à saúde - é uma realidade de parcela significativa da população brasileira. No entanto, essa desigualdade não é distribuída de forma equânime na sociedade, há um perfil racial daqueles mais vulneráveis e vitimados pelas condições ambientais insalubres.

Essa constatação coloca o racismo ambiental como um pilar invisível, porém determinante na formação das cidades brasileiras. Para a pensadora negra brasileira Tania Pacheco (2008), o racismo ambiental se materializa em injustiças sociais e ambientais que afetam de forma desproporcional e implacável grupos étnicos e populações mais vulneráveis. O conceito abrange não apenas condutas deliberadamente racistas, mas igualmente aquelas que, mesmo sem essa intenção, geram impacto desproporcional com base na raça ou etnia das comunidades afetadas (Pacheco,2008, p. 11).

Dados contemporâneos do Censo Demográfico 2022 ratificam que essa disparidade não é um fenômeno superado, mas uma realidade persistente e estrutural. Segundo o IBGE (2022), a proporção de moradores em domicílios com acesso a serviços de saneamento revela uma disparidade racial profunda, enquanto 83,5% da população de cor ou raça branca reside em domicílios com infraestrutura adequada, esse índice cai para 75,0% entre a população preta e atinge o patamar crítico de 68,9% entre a população parda. Esse diferencial de acesso não é apenas um dado estatístico, mas um indicador decisivo de um projeto de nação que, sistematicamente, nega a salubridade a determinados grupos com base na raça. Ao ignorar essas disparidades, o Estado perpetua uma hierarquia racial que dita quem tem direito a um ambiente saudável e quem é condenado ao ambiente da carência, da falta de água tratada e da exposição a esgotos a céu aberto.

Portanto, a desigualdade no acesso ao saneamento não é um subproduto acidental do desenvolvimento, mas a própria base sobre a qual se assenta a segregação sócio-espacial e perpetua a preservação de uma hierarquia racial. A ruptura desse ciclo exige, o reconhecimento da falha na aplicação da propriedade fática de espaço urbano e que o saneamento, longe de ser neutro, é o espelho de um racismo que se materializa no solo da cidade, na falta de água, no esgoto que corre à porta e na invisibilidade de quem é obrigado a habitar a precariedade.

Riscos de Processo e Falhas Sistêmicas em Zonas de Sacrifício

A análise dos riscos de processo e das falhas sistêmicas no campo do saneamento básico requer o deslocamento de uma abordagem estritamente técnico-operacional para uma compreensão e análise histórico-estrutural da gestão dos territórios de riscos de acordo com os diferentes ambientes e grupos populacionais. Nesse contexto, nas denominadas zonas de sacrifício, os

riscos não se configuram como externalidades imprevistas ou falhas pontuais, mas como elementos constitutivos de um modelo de desenvolvimento que opera seletivamente pela distribuição desigual dos impactos referentes aos danos ambientais. Portanto, trata-se de uma racionalidade sistêmica que internaliza a degradação ambiental e a precariedade sanitária como custos operacionais aceitáveis, desde que territorialmente direcionados a populações socialmente vulnerabilizadas.

Nesse contexto, a noção de injustiça ambiental revela-se pilar central para a compreensão da distribuição desigual dos riscos. Conforme abordado por Acselrad, Mello e Bezerra (2009), os danos ambientais tendem a recair de forma desproporcional sobre grupos sociais com menor capacidade de mobilização política e econômica. Oliveira et al. (2017), alinhados ao pensamento de Robert Bullard, afirmam que populações racializadas e de baixa renda são historicamente escolhidas como principais depositárias de passivos ambientais, revelando a desigualdade estrutural na gestão de riscos. Portanto, as zonas de sacrifício concretizam essa lógica ao serem territórios marcados pela concentração de poluição e pela carência de infraestrutura básica para seus moradores. Nesse sentido, tais zonas de sacrifício materializam essa lógica ao constituírem territórios destinados à concentração de atividades poluidoras e à ausência de infraestrutura básica, e a população, selecionada pela sociedade para habitar, se desenvolver e procriar nessas "zonas de sacrifício" são grupos historicamente marginalizados. Essa "seleção" é compreendida pela lógica da necropolítica (Mbembe, 2018), no qual a gestão estatal decide quais corpos são dignos de proteção e quais podem ser submetidos à insalubridade permanente. Assim, o território não é apenas um espaço físico, mas um dispositivo de poder que define a fronteira entre a vida e a "morte lenta" produzida pela falta de saneamento.

Segundo os estudos de Oliveira *et al.* (2017), sobre Construção de Espaços Marginalizados em Volta Redonda (RJ), os dados demonstram que a alocação de fontes de risco, como indústrias, aterros e áreas contaminadas, tende a ocorrer em regiões habitadas por populações economicamente desfavorecidas e com baixa capacidade de resistência institucional. Tal dinâmica evidencia que os riscos de processo são socialmente produzidos e politicamente distribuídos, sendo parte integrante da lógica de funcionamento dos sistemas produtivos, como, por exemplo, o recorte feito pela autora, referente ao Setor Leste da cidade de Volta Redonda (RJ), um território periférico que abriga grupos historicamente racializados e marginalizados, colocados à disposição do processo de gestão urbana, administrado pela Companhia Siderúrgica Nacional (CSN). Vale ressaltar que o Setor Leste é classificado como "Zona de Sacrifício", já que ele, nas últimas 3 décadas, abriga os rejeitos produzidos pela atividade siderúrgica.

No território brasileiro, essa seletividade manifesta-se de forma particularmente evidente no acesso ao saneamento básico através dos dados do Censo Demográfico de 2022, que indicam que 83,5% da população branca reside em domicílios com infraestrutura sanitária adequada, enquanto esse percentual é de 75,0% entre a população preta e de 68,9% entre a população parda (IBGE, 2022). Essa discrepância não pode ser interpretada como mero resultado de desigualdades econômicas, mas como expressão de um padrão estrutural de hierarquização racial na distribuição de serviços públicos essenciais. Trata-se, portanto, de uma falha sistêmica seletiva, na qual a ausência de infraestrutura incide de forma previsível e reiterada sobre determinados grupos sociais. Ademais, de acordo com Veyret (2007), a gestão produtiva em zonas de sacrifício está associada à produção de riscos cumulativos e interdependentes, quando a ausência de sistemas adequados de esgotamento sanitário, por exemplo, não apenas expõe população a doenças de veiculação hídrica, mas também intensifica processos de degradação ambiental, como a contaminação de solos e dos corpos hídricos, além de ampliar a vulnerabilidade a eventos extremos, como enchentes e deslizamentos. Nesse sentido, tais territórios configuram o que a literatura denomina "territórios do risco", caracterizados pela permanência e pela sobreposição de vulnerabilidades.

Sob a perspectiva da economia política do desenvolvimento, essa dinâmica pode ser interpretada como parte de um modelo que externaliza custos socioambientais para territórios marginalizados. Conforme argumenta Bullard (2000), os custos iniciais da poluição tendem a ser considerados baixos em contextos em que a população afetada possui menor valor político e econômico, o que contribui para a naturalização da degradação ambiental. Essa lógica aproxima-se do conceito de "colonialismo tóxico", no qual territórios periféricos são incorporados como espaços de absorção de externalidades negativas do desenvolvimento global. Além disso, a produção de zonas de sacrifício está diretamente relacionada à concepção hegemônica de território enquanto recurso econômico. Segundo Haesbaert (2014), essa perspectiva reduz o território a uma superfície de exploração, desconsiderando suas dimensões sociais, culturais e simbólicas. Nesse sentido, a alocação desigual de infraestrutura e de riscos ambientais não constitui uma distorção, mas um mecanismo funcional de organização espacial, orientado pela maximização da eficiência econômica em detrimento da justiça socioambiental.

Dessa forma, as falhas sistêmicas observadas nas zonas de sacrifício não devem ser compreendidas como disfunções excepcionais, mas como expressões da racionalidade que orienta a gestão produtiva do território. A precariedade sanitária, a exposição contínua a riscos ambientais e a ausência de infraestrutura configuram, assim, componentes estruturais de um sistema que opera por meio da desigualdade.

Necropolítica e a Governança do Deixar Morrer: O Ambiente como Dispositivo de Poder

O conceito de necropolítica foi cunhado por Achille Mbembe (2018), baseado nos estudos de Michel Foucault acerca da biopolítica. Para Foucault (2018 *apud* Mbembe), a política governa a vida. Todavia, para Mbembe (2018), na contemporaneidade, a política possui o poder de decidir quem pode viver e quem deve morrer, tendo em vista as necessidades e desejos estatais, não se limitando apenas a uma política de vida. Nessa esfera de raciocínio, Mbembe (2018) apresenta a concepção de necropolítica, apontando a política de morte do Estado, sobretudo, aos corpos negros, que são marginalizados e caçados pelas instituições de poder cotidianamente. Dentre tantos, pode-se observar o exemplo do garçom Rodrigo Alexandre, morto pela Polícia Militar (PM) no Rio de Janeiro, ao caminhar pela favela para buscar a esposa e o filho com um guarda-chuva preto na mão, "confundido" pela PM com um fuzil.

O caso do garçom legitima e potencializa o conceito trazido por Mbembe (2018), tendo em vista que fora morto por ser um homem negro. Sabe-se que, no Brasil, pessoas negras estão sujeitas a serem perseguidas, marginalizadas, sexualizadas e, constantemente, mortas pela estereotipia social. Ou seja, há, para esse conceito, a gestão da morte por meio da criação de condições para certos grupos marginalizados, os quais são expostos à morte ou a uma vida morta, no caso da população negra exposta ao racismo ambiental, por exemplo. Nesse sentido, esses mundos de morte corroboram condições precárias em que pessoas negras são expostas cotidianamente, condicionando suas existências a condições próximas da morte.

Dentro dessa perspectiva, a ausência de políticas públicas, como saneamento básico, condições salubres de moradias, prevenção de desastres e segurança mostram notadamente com quem o Estado está preocupado e quem está mais vulnerável. Por meio dessa negligência, desastres naturais passam a ser tratados como fatalidades, o que se configura, na prática, como manobra política de exclusão e racialização de pessoas negras, isto é, política de morte assumida como condição de poder. Para Bullard (2025, p. 4), "Seja por projeto consciente ou negligência institucional, comunidades não-brancas em guetos urbanos, em "bolsões de pobreza" rurais ou reservas de povos indígenas economicamente empobrecidas enfrentam algumas das piores devastações ambientais do país".

Ainda, o autor (Bullard, 2025) aponta a prática dos sistemas econômicos de países periféricos em relação ao sistema econômico para o descarte de resíduos e acesso a tecnologias como "colonialismo tóxico". Nessa conjuntura, ele apresenta três pontos: (1) a avaliação do quanto a poluição do descarte dessas tecnologias pode ser prejudicial à saúde é causada em países cujos salários são mais baixos; (2) "Os custos de poluição provavelmente não são lineares, já que os incrementos iniciais de poluição, provavelmente, possuem custos muito baixos" (Bullard, 2025, p. 7); e (3) a necessidade de um meio ambiente limpo provavelmente se dará a países cuja renda é mais alta, o que possibilitará que países que já possuem excelentes tratamentos contra o câncer continuem a proporcionar resultados satisfatório à população e não em países cuja mortalidade infantil é de 200 mil por nascidos vivos.

A partir desse cenário, compreende-se que países menos desenvolvidos são os que concentram uma quantidade maior da população formada por pessoas negras, que são fruto da miscigenação possibilitada pela colonização desses países, assim como o Brasil. Nota-se que o racismo ambiental não é um acidente natural ou uma fatalidade, mas um projeto político de morte das instituições de poder. Essa é uma das possibilidades de a necropolítica se perpetuar socialmente. Dessa forma, Bullard (2025, p. 9) sinaliza que:

> A capacidade de um indivíduo em escapar de um ambiente ameaçador à saúde é usualmente relacionada com a sua renda. Entretanto, barreiras raciais tornam ainda mais difícil para que milhões de afro-americanos, latinos, asiáticos, povos originários das ilhas do Pacífico e povos originários americanos se mudem. Discriminações habitacionais, "redlining" e outras tensões do mercado tornam difícil para que milhões de famílias consigam meios de sair de ambientes poluídos.

Portanto, o Brasil, além de matar diretamente pessoas negras, como no caso do Rodrigo, expõe sistematicamente pessoas negras à morte, sendo consideradas pelo Estado como descartáveis. Ademais, pode-se observar que todo esse projeto político é fruto da colonização do país e da estrutura sociopolítica com a qual ele foi se constituindo, possibilitando a desigualdade ambiental racializada. Não por acaso, aterros, indústrias e obras atingem as áreas mais pobres, assim como o agronegócio e a mineração atingem as comunidades indígenas e quilombolas. Por fim, há uma distribuição desigual do direito à saúde, negligenciando a vida de pessoas negras periféricas e permitindo a perpetuação da necropolítica no Brasil.

Direitos Humanos Ambientais e Saneamento: A Omissão Estatal como Violação de Direitos e Desafio à Sustentabilidade e Resiliência Urbana

O acesso ao saneamento básico deve ser compreendido como um direito humano fundamental, diretamente relacionado à dignidade da pessoa humana, conforme dispõe o art. 1º, inciso III, da Constituição Federal de 1988. Mais do que um serviço público, trata-se de uma condição material indispensável à própria existência digna, uma vez que viabiliza o exercício de direitos como a saúde (art. 196, CF/88) e o meio ambiente ecologicamente equilibrado (art. 225, CF/88). Nesse sentido, não se pode tratar o saneamento como uma política secundária ou sujeita apenas a critérios econômicos. Sua ausência, na prática, revela a negação de direitos básicos. Como apontam Sarlet e Fensterseifer (2014), os direitos fundamentais possuem uma dimensão prestacional que obriga o Estado a garantir condições mínimas de vida, o que torna a precariedade sanitária um problema jurídico, e não apenas administrativo.

Ao deslocar o debate para o campo dos direitos humanos ambientais, torna-se possível compreender que a questão do saneamento não se limita à infraestrutura urbana. Trata-se, antes, de uma expressão concreta de como o ambiente é distribuído socialmente. A perspectiva da justiça ambiental contribui para evidenciar que determinados grupos não apenas possuem menos acesso a recursos, mas, também, são mais expostos a riscos. No caso brasileiro, isso se manifesta de forma bastante evidente. A precariedade do saneamento atinge de maneira desproporcional populações negras e periféricas, o que permite identificar a presença do racismo ambiental como elemento estruturante dessa desigualdade. Como observa Acselrad (2004, p.15) a distribuição desigual dos danos ambientais não ocorre ao acaso, mas segue padrões sociais bem definidos.

No plano jurídico, o ordenamento brasileiro estabelece diretrizes claras para a universalização do saneamento. A Lei nº 11.445/2007, atualizada pela Lei nº 14.026/2020, define a universalização como princípio fundamental (art. 2º, inciso I), além de prever a integralidade e a eficiência dos serviços. No entanto, a análise da realidade empírica revela um descompasso

significativo entre a norma e sua efetivação. Dados recentes do Censo de 2022 (IBGE, 2022) indicam que o acesso à infraestrutura sanitária ainda acompanha desigualdades históricas, especialmente quando observados recortes raciais e territoriais. Como destacam Britto *et al*. (2017, p.14), a implementação das políticas de saneamento no Brasil não ocorre de forma neutra, refletindo escolhas políticas que priorizam determinados territórios em detrimento de outros.

Diante desse cenário, a omissão estatal não pode ser interpretada apenas como ineficiência ou falha de gestão. Em muitos casos, trata-se de uma ausência sistemática de atuação que produz efeitos concretos sobre a vida das populações afetadas. Essa omissão, quando analisada à luz da Constituição Federal, pode ser compreendida como uma forma de inconstitucionalidade por omissão, especialmente por comprometer direitos fundamentais já reconhecidos. Como argumenta Sarmento (2010), o não cumprimento de deveres estatais pode gerar violações tão graves quanto ações diretas. No contexto do saneamento, isso se traduz em condições de vida marcadas pela insalubridade, com impactos diretos na saúde e na qualidade de vida.

É verdade que o ordenamento jurídico oferece instrumentos capazes de enfrentar esse tipo de situação, como as ações civis públicas e a atuação do Ministério Público. No entanto, a experiência demonstra que a judicialização, por si só, não é suficiente para alterar estruturas profundamente enraizadas. Como observa Santos (2007), o direito pode contribuir para a transformação social, mas sua atuação tende a ser limitada quando não acompanhada de mudanças institucionais mais amplas. Nesse sentido, a atuação jurídica precisa ser articulada com políticas públicas consistentes, capazes de enfrentar as causas estruturais da desigualdade no acesso ao saneamento.

Por fim, é importante destacar que a discussão sobre saneamento está diretamente relacionada às agendas de sustentabilidade e resiliência urbana. Não se trata apenas de ampliar infraestrutura, mas de repensar a forma como as cidades são organizadas e para quem elas são planejadas. Como afirma Sachs (2008), não há desenvolvimento sustentável sem justiça social. Assim, a universalização do saneamento deve ser entendida como condição essencial para a construção de cidades mais justas e resilientes. Sem enfrentar as desigualdades estruturais que marcam o acesso a esse serviço, qualquer proposta de sustentabilidade tende a permanecer incompleta.

Resultados e Discussão

A análise do Censo Demográfico de 2022 (IBGE) evidencia que a precariedade sanitária no Brasil não é neutra, mas estruturada por hierarquias raciais, concentrando-se em periferias e territórios racializados. Os dados evidenciam que a ausência de acesso à rede de esgoto e ao abastecimento de água potável concentra-se, de forma desproporcional, em periferias e áreas habitadas majoritariamente por populações negras. Conforme apontam Britto et al. (2017), essa distribuição desigual não pode ser atribuída à escassez de recursos ou a limitações puramente técnicas, mas a uma escolha política que delimita quais territórios são dignos de infraestrutura e quais são relegados à insalubridade.

Essa lógica consolida o que Pacheco (2008) define como Racismo Ambiental, em que o Estado, ao negligenciar o saneamento básico, atua na produção deliberada de "zonas de sacrifício". Sob a ótica da necropolítica de Achille Mbembe (2018), a gestão da infraestrutura torna-se um instrumento de soberania sobre a vida e a morte; a privação do saneamento atua como uma barreira física que restringe a cidadania e a saúde dessas populações, forçando-as a habitar espaços de risco contínuo.

Embora as Leis nº 11.445/2007 e nº 14.026/2020 prevejam universalização, sua implementação reproduz e legitima essas desigualdades ao priorizar áreas de maior retorno econômico. Portando, é nesse pilar que os resultados da presente pesquisa ficam evidentes, reforçando então a necessidade de debates sobre a necessidade de compreender a precariedade sanitária não como um déficit operacional isolado, mas como expressão material de uma racionalidade estatal seletiva, que distribui proteção, infraestrutura e dignidade de forma racialmente desigual.

No decorrer do texto, pôde-se observar que o acesso ao saneamento básico no Brasil não segue o princípio da universalidade previsto na Lei nº 11.445/2007 e na Lei nº 14.026/2020, mas sim uma lógica de valorização seletiva do território. Os dados do Censo Demográfico de 2022 (IBGE) evidenciaram que, enquanto 83,5% da população branca reside em domicílios com infraestrutura sanitária adequada, esse percentual cai para 75,0% entre a população preta e para 68,9% entre a população parda, revelando que o racismo ambiental opera como um pilar invisível, porém determinante, na distribuição desigual dos serviços essenciais. Mediante o histórico de formação urbana brasileira, marcado pela segregação colonial e pela exclusão sistemática de populações negras e empobrecidas, é fundamental observar que a negligência estatal, no acesso ao saneamento, não pode ser interpretada como mera ineficiência administrativa. Trata-se, antes, de uma expressão concreta do que Achille Mbembe (2018) denomina necropolítica: a gestão estatal que decide quais corpos são dignos de proteção e quais podem ser submetidos à insalubridade permanente. As chamadas "zonas de sacrifício" – territórios periféricos desprovidos de infraestrutura básica – materializam essa lógica, convertendo a invisibilidade política de grupos racializados em vulnerabilidade física e morte lenta. As intervenções estatais no campo do saneamento, embasadas por marcos regulatórios que preconizam a universalização, revelam-se contraditórias quando confrontadas com a realidade empírica. A priorização de áreas de maior retorno econômico, a judicialização insuficiente e a ausência de políticas públicas orientadas pela equidade racial demonstram que o Estado opera sob uma economia política da infraestrutura que externaliza custos socioambientais para territórios marginalizados, reproduzindo e legitimando o racismo ambiental como elemento estruturante da desigualdade. Portanto, é indispensável a compreensão de que a precariedade sanitária no Brasil não é um subproduto acidental do desenvolvimento urbano, mas a própria base sobre a qual se assenta a segregação socioespacial e a perpetuação da hierarquia racial. A omissão estatal, ao negligenciar o direito fundamental ao saneamento básico, viola a Constituição Federal de 1988 em seus princípios da dignidade da pessoa humana (art. 1º, inciso III), do direito à saúde (art. 196) e do meio ambiente ecologicamente equilibrado (art. 225), configurando verdadeira inconstitucionalidade por omissão. Para romper com esse ciclo de desigualdade estrutural e com a naturalização da precariedade

sanitária como destino reservado a populações negras e periféricas, é necessário mais do que investimentos técnicos e financeiros: exige-se uma reconfiguração profunda das bases políticas e institucionais que orientam a distribuição de riscos e recursos no espaço urbano. Evoquem-se as vozes e saberes de Tania Pacheco, de Achille Mbembe, de Robert Bullard e dos movimentos de justiça ambiental que, em sua luta cotidiana, denunciam que o saneamento, longe de ser neutro, é o espelho de um racismo que se materializa no solo da cidade – na falta de água tratada, no esgoto a céu aberto e na invisibilidade de quem é obrigado a habitar a precariedade. Que se construa, assim, um futuro em que o direito a um ambiente saudável não seja privilégio de poucos, mas condição universal de existência digna para todos os corpos e territórios.

Portanto, os resultados discutidos indicam que a precariedade sanitária no Brasil não constitui um subproduto acidental do desenvolvimento urbano, mas a própria base sobre a qual se assenta a segregação socioespacial e a perpetuação da hierarquia racial. Nesse sentido, a omissão estatal, ao negligenciar o direito fundamental ao saneamento básico, viola princípios constitucionais centrais, como a dignidade da pessoa humana, o direito à saúde e ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, configurando uma forma persistente de inconstitucionalidade por omissão.

Considerações Finais

Este artigo foi elaborado com o objetivo central de analisar criticamente a relação entre o racismo estrutural e a precariedade do saneamento básico no Brasil. Ao interpolar conceitos como necropolítica e "zonas de sacrifício" com a realidade evidenciada por dados do Censo Demográfico de 2022 (IBGE) e as estruturas legais para acesso ao saneamento básico no Brasil, a análise qualitativa deste estudo evidencia que a precariedade sanitária no país não é um fenômeno neutro ou meramente técnico, trata-se de uma estrutura consolidada por hierarquias raciais, na qual os territórios desprovidos de acesso a condições básicas de saneamento são, em sua maioria, em periferias e espaços racializados.

Por conseguinte, para romper com esse ciclo de desigualdade estrutural e com a naturalização da precariedade sanitária como destino reservado a populações negras e periféricas, é necessário mais do que investimentos técnicos e financeiros: exige-se uma reconfiguração profunda das bases políticas e institucionais que orientam a distribuição de recursos no espaço urbano. A efetivação do direito ao saneamento básico no Brasil exige o reconhecimento dessas disparidades como um problema jurídico e político central, demandando políticas públicas de saneamento que incorporem a equidade racial e a justiça ambiental como eixos norteadores.

Referências Bibliográficas

ACSELRAD, Henri; MELLO, Cecilia Campello do Amaral; BEZERRA, Gustavo das Neves. O que é justiça ambiental. Rio de Janeiro: Garamond, 2009.

ACSELRAD, Henri (org.). Conflitos ambientais no Brasil. Rio de Janeiro: Relume Dumará; Fundação Heinrich Böll, 2004.

BRASIL. *Constituição (1988)*. Constituição da República Federativa do Brasil de 1988. Brasília, DF: Presidência da República, 1988. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm. Acesso em: 22 abr. 2026.

BRASIL. Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. *Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico*. Brasília, DF: Presidência da República, 2007.

BRASIL. Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020. *Atualiza o marco legal do saneamento básico*. Brasília, DF: Presidência da República, 2020.

BRITTO, Ana Lucia *et al*. A segregação socioespacial no município de São Gonçalo, RJ: uma análise a partir do acesso ao saneamento básico. In: ENCONTRO NACIONAL DA ANPUR, 17., 2017, São Paulo. *Anais...* São Paulo: ANPUR, 2017. Disponível em: https://xviienanpur.anpur.org.br/publicacoes/XVII.ENANPUR_Anais/ST_Sessoes_Tematicas/ST%204/ST%204.7/ST%204.7-01.pdf. Acesso em: 23 abr. 2026.

BRITTO, Ana Lucia *et al*. A implementação do direito humano à água e ao saneamento básico. In: ENCONTRO NACIONAL DA ANPUR, 17., 2017, São Paulo. *Anais...* São Paulo: ANPUR, 2017.

BRUNO, Ana Paula. *Desenvolvimento urbano*: o contexto de formulação da Política Nacional de Desenvolvimento Urbano. Brasília: Ministério do Desenvolvimento Regional, 2020.

BULLARD, R.D. Dumping in Dixie: Race, class, and environmental quality. Boulder, CO: Westview Press, 2000.

BULLARD , Robert; MIYAMOTO (TRAD.), James; COELHO (TRAD.), Luiza. Anatomia de um racismo ambiental e o movimento de justiça ambiental. Revista Thésis, Rio de Janeiro, v. 10, n. 19, 2026. DOI: 10.51924/revthesis.2025.v10.572. Disponível em: https://thesis.anparq.org.br/revista-thesis/article/view/572. Acesso em: 23 abr. 2026.

HAESBAERT, R. Viver no limite. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil. 2014.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Censo Demográfico 2022: características dos domicílios – resultados do universo*. Rio de Janeiro: IBGE, 2022. Disponível em: https://educa.ibge.gov.br. Acesso em: 22 abr. 2026.

JESUS, Victor de. Racializando o olhar (sociológico) sobre a saúde ambiental em saneamento da população negra: um continuum colonial chamado racismo ambiental. **Tempus***:* Actas de Saúde Coletiva, Brasília, v. 15, n. 2, p. 11-30, 2021.

MBEMBE, Achille. *Necropolítica*: biopoder, soberania, estado de exceção, política da morte. São Paulo: n-1 edições, 2018.

MOURA, Carolina. PM confunde guarda-chuva com fuzil e mata garçom no Rio, afirmam testemunhas. **El País**, Rio de Janeiro, 19 set. 2018. Disponível em: https://brasil.elpais.com/brasil/2018/09/19/politica/1537367458_048104.html. Acesso em: 23 abr. 2026.

OLIVEIRA, Sarah; MELLO, Eduardo; PEIXOTO, Maria. Zonas de sacrifício e (in)justiça ambiental: construção de espaços marginalizados em Volta Redonda (RJ). Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/320736476_Zonas_de_Sacrificio_e_In_Justica_Ambiental_Construcao_de_Espacos_Marginalizados_em_Volta_Redonda_RJ. Acesso em: 26 abr. 2026.

PACHECO, Tania. Racismo ambiental: expropriação do território e negação da cidadania. In: *Racismo ambiental*: um conceito para além das fronteiras. Rio de Janeiro: Fase; Rel-UITA, 2008.

SANTOS, Boaventura de Sousa. *A gramática do tempo*: para uma nova cultura política. 2. ed. São Paulo: Cortez, 2007.

SANTOS, Marcela Pereira; RAMOS, Tatiana Tramontani. Segregação socioespacial e vulnerabilidade: o impacto do saneamento ambiental na qualidade de vida da população da Ilha de Ururaí. In: CONGRESSO FLUMINENSE DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA E TECNOLÓGICA, 12., 2021, Campos dos Goytacazes. *Anais...* Campos dos Goytacazes: IFF, 2021.

SARLET, Ingo Wolfgang; FENSTERSEIFER, Tiago. *Princípios do direito ambiental*. Coimbra: Almedina, 2014.

SARMENTO, Daniel. *A proteção judicial dos direitos fundamentais no Brasil*. Rio de Janeiro: Lumen Juris, 2010.

VEYRET, Yvette. *Os riscos:* o homem como agressor e vítima do meio ambiente. São Paulo: Contexto, 2007.

LEVANTAMENTO DE COMUNIDADES INDÍGENAS, QUILOMBOLAS E ASSENTAMENTOS ATINGIDOS PELO EVENTO DE DESASTRE DE 2024 NO RIO GRANDE DO SUL: UM INDICATIVO DE RACISMO AMBIENTAL

1 Laura Lahiguera Cesa, 2 Ana Julia Rosa de Almeida, 3 Emanuel Fusinato, 4 Maurício Andrades Paixão
1 Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH/UFRGS), e-mail: laura.lahiguera.c@gmail.com; 2 Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH/UFRGS), e-mail: anajuliarosadealmeidama@gmail.com; 3 Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH/UFRGS), e-mail: eng.emanuelfusinato@gmail.com; 4 Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH/UFRGS), e-mail: mauricio.paixao@ufrgs.br

Palavras-chave: Desastre; Justiça ambiental; Mapeamento.

Resumo

O racismo ambiental pode ser compreendido como uma forma de expressão de injustiça socioambiental, sendo manifestado pela privação de grupos étnicos de acesso a recursos naturais de qualidade e territórios seguros para moradia. No Brasil, onde o racismo é parte estrutural da sociedade, esse termo fica ainda mais evidente em situações de desastres. O presente trabalho teve como objetivo mapear a extensão de comunidades indígenas, quilombolas e assentamentos de reforma agrária atingidos pelo evento extremo de 2024 no Rio Grande do Sul, como evidência do racismo ambiental neste desastre. O mapeamento foi realizado através da integração dos dados geoespaciais das áreas indígenas, quilombolas e de assentamentos com as áreas atingidas pela inundação e por movimentos de massa. Foram identificadas 34 áreas atingidas, sendo 5 terras indígenas, 4 comunidades quilombolas e 25 assentamentos. Tais áreas estão localizadas principalmente na região da Bacia Hidrográfica do Guaíba. A partir dos dados obtidos no mapeamento, foi possível observar que territórios de populações tradicionais foram afetados pelo evento em diferentes níveis, podendo influenciar negativamente as condições e os meios de vida pré-existentes.

Introdução

Em um período de crise climática e sanitária, são desencadeados impactos no âmbito social, ambiental e econômico, e os grupos em vulnerabilidade social e econômica são os mais impactados (GUEDES et al., 2023). A discussão sobre racismo ambiental tem origem no movimento por justiça ambiental nos Estados Unidos, consolidado a partir dos anos 1960, que evidenciou a concentração de atividades poluidoras em territórios habitados majoritariamente por populações negras e de baixa renda (BULLARD, 1993; BULLARD, 2004a; BULLARD, 2004b). Tais evidências contestam a ideia de que os impactos ambientais são distribuídos de forma homogênea, mas sim que recaem de maneira desproporcional sobre minorias étnicas e grupos socialmente marginalizados (PINDERHUGHES, 1996; ACSELRAD; MELLO; BEZERRA, 2009).

No Brasil, a compreensão do racismo ambiental está diretamente vinculada à formação histórica do território e às heranças do período escravocrata, os quais estruturam desigualdades raciais persistentes após a abolição (JACINO, 2020). O racismo ambiental manifesta-se, portanto, como uma forma de injustiça socioambiental caracterizada pela negação do acesso equitativo a recursos naturais, serviços e territórios, afetando de maneira mais intensa grupos étnicos historicamente vulnerabilizados (PACHECO, 2008). Essa dinâmica está relacionada às disputas por demarcação de território, bem como à incidência desigual de danos ambientais. Entre suas expressões, destacam-se a degradação ambiental, a exploração predatória de recursos naturais, a expansão do agronegócio e a ocupação de áreas de risco, frequentemente associadas à ausência de políticas públicas inclusivas (SILVA, 2019; CIMI, 2025; Fundo Brasil, 2024).

Esse cenário é agravado pelos efeitos das mudanças climáticas, que deixam de se configurar como uma ameaça futura para se consolidarem como eventos recorrentes e de grande magnitude (CIMI, 2025). Entre 27 de abril e 10 de maio de 2024, o Estado do Rio Grande do Sul registrou acumulados extremos de precipitação, resultando em um desastre de grandes proporções (Pillar e Overbeck, 2024), com impactos que incluíram desde inundações em áreas urbanas até a ocorrência de movimentos de massa ao longo da Escarpa Sul do Planalto Meridional (ANDRADES-FILHO et al., 2024). Nesse contexto, grupos em situação de maior vulnerabilidade, como comunidades indígenas, quilombolas e populações de assentamentos de reforma agrária, foram desproporcionalmente afetados, em função de processos históricos de marginalização e acesso limitado a políticas públicas (BITTENCOURT JUNIOR, 2024). Soma-se a isso a ausência ou insuficiência de sistemas de alerta e de protocolos preventivos eficazes, o que contribui para intensificar os impactos sobre essas populações, evidenciando e reforçando desigualdades socioambientais associadas ao racismo ambiental (BITTENCOURT JUNIOR, 2024).

No Rio Grande do Sul, residem aproximadamente 36 mil indígenas, pertencentes a quatro etnias principais (Charrua, Kaingang, Mbyá-Guarani e Xokleng), além de mais de 17,5 mil pessoas distribuídas em 203 comunidades quilombolas (IBGE, 2022). Soma-se a esse cenário a presença de 12.246 famílias assentadas em projetos de reforma agrária no RS, conforme dados do Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA). Entretanto, a garantia de direitos territoriais para essas populações ainda enfrenta entraves significativos, como a morosidade nos processos de demarcação e medidas legais restritivas, a exemplo do Marco Temporal (Lei 14.701/2023), que limita o reconhecimento de terras indígenas à ocupação comprovada em

1988. Esse contexto contribui para a intensificação de conflitos e violências, incluindo invasões, exploração ilegal de recursos naturais e ataques diretos às comunidades (CIMI, 2025).

O desastre de 2024 evidencia e agrava as condições das comunidades, devido à destruição de moradias, perdas produtivas, isolamento territorial e à dificuldade de acesso a serviços básicos. Relatos apontam para a insuficiência de respostas institucionais e para a ocorrência de práticas que podem ser interpretadas como formas de racismo institucional e ambiental, refletidas na distribuição desigual de assistência e recursos emergenciais (BITTENCOURT JUNIOR, 2024; LEÓN, 2024; MPI, 2024). Assim, o presente trabalho tem como objetivo analisar, sob uma perspectiva espacial e quantitativa, a relação entre as áreas atingidas pelo desastre de 2024 no Rio Grande do Sul e os territórios de comunidades indígenas, quilombolas e assentamentos de reforma agrária, buscando compreender se estes territórios apresentaram maior exposição ao evento.

Materiais e Métodos

Para o presente trabalho, foi realizada uma análise espacial entre i) as áreas afetadas pelo desastre de 2024 no Rio Grande do Sul, por meio de bases oficiais de dados e produções científicas; e ii) territórios de comunidades indígenas, quilombolas e assentamentos de reforma agrária. Conforme o Portal de Dados Abertos do Governo Federal, a base de dados do Acervo Fundiário possui periodicidade de atualização diária, refletindo o estado das certificações processadas até a data da consulta (março de 2026), o que justifica a ausência da data de publicação da referência.

Segundo dados da Fundação Nacional dos Povos Indígenas (FUNAI), divulgados por meio do Atlas Socioeconômico do Rio Grande do Sul (SPGG, 2024), as áreas indígenas no estado se dividem em 3 classificações: regularizadas (24 áreas), declaradas (5 áreas) e delimitadas (4 áreas). Elas estão distribuídas em 33 municípios gaúchos, sendo a região norte do estado a com maior presença indígena.

De acordo com o INCRA, o Rio Grande do Sul possui 27 áreas quilombolas demarcadas, distribuídas por 20 municípios e concentradas majoritariamente na região leste. No entanto, o estado abriga ao todo 146 comunidades remanescentes (KROEFF, 2023), que se encontram em diferentes estágios de reconhecimento e demarcação territorial pelas autoridades competentes.

Os projetos de assentamento de reforma agrária, por sua vez, se dividem em dois grupos: os projetos federais (PA) e os projetos estaduais (PE). Eles se encontram em 98 municípios gaúchos, totalizando 218 áreas demarcadas. A região sul do estado é aquela com o maior número de famílias assentadas, concentrando quase a metade deste número.

Em relação ao montante de municípios atingidos pela catástrofe, de acordo com os dados divulgados pelo Mapa Único Plano Rio Grande (SERG, 2024), dos 497 existentes no Rio Grande do Sul, 95 (19,1%) foram reconhecidos em estado de calamidade pública, enquanto 357 (71,8%) entraram em situação de emergência (SPGG, 2024).

O mapeamento de áreas atingidas por inundações e movimentos de massa decorrentes do evento extremo de 2024 consiste no levantamento conduzido pelo SPGG (2024) e pesquisas realizadas por Oliveira e Eckhardt (2024), Paiva et al. (2024) e Andrades-Filho et al. (2025).

A Área Diretamente Atingida (ADA) foi consolidada pela Secretaria de Planejamento, Governança e Gestão (SPGG, 2024). O mapeamento foi realizado por meio da integração de múltiplas fontes de dados geoespaciais e metodologias complementares, envolvendo sensoriamento remoto, modelagem e validação em campo. Esses produtos foram continuamente avaliados e validados, com apoio de modelos digitais de elevação e bases hidrográficas. Paralelamente, diferentes instituições científicas contribuíram com incrementos à mancha de inundação, enquanto informações autodeclaradas pelas Defesas Civis municipais foram incorporadas e posteriormente validadas, contribuindo para o refinamento e a maior confiabilidade da delimitação final.

A mancha de inundação da cheia de maio de 2024 foi gerada por Paiva et al. (2024) para todo o estado do Rio Grande do Sul, mas com foco na bacia hidrográfica que drena para o Guaíba em Porto Alegre. Ela foi desenvolvida a partir de observações históricas de estações pluviométricas e fluviométricas, além de resultados de modelagem hidrológica em escala regional.

A mancha de inundação, por Oliveira e Eckhardt (2024), foi gerada a partir da integração de imagens ópticas de sensoriamento remoto de maio de 2024, modelos digitais de elevação e pontos coletados em campo próximos ao pico da cheia. A delimitação inicial foi realizada por interpretação visual das imagens e dados de satélite, identificando tanto áreas com presença de água quanto zonas com lama e detritos indicativos da passagem da inundação. Os dados foram disponibilizados por meio do trabalho de Possantti et al. (2024).

O inventário de cicatrizes de movimentos de massa foi gerado por Andrades-Filho et al. (2025) através da interpretação visual de imagens de satélite, seguido de validação em campo em regiões possíveis. Os pontos de iniciação dos movimentos de massa foram contabilizados, já atingindo mais de 15 mil ocorrências. Os registros demonstram predomínio de eventos em encostas íngremes e em áreas com acentuada variabilidade topográfica.

Resultados e Discussões

A análise espacial entre as áreas diretamente atingidas pelo desastre de maio de 2024 no Rio Grande do Sul e os territórios de povos indígenas, comunidades quilombolas e assentamentos de reforma agrária evidenciou a sobreposição entre áreas atingidas e territórios. Foram identificadas 34 áreas afetadas, distribuídas entre 5 terras indígenas (15,1% do total de terras indígenas do Rio Grande do Sul), 4 comunidades quilombolas (14,8%) e 25 assentamentos de reforma agrária (11,5%). Adicionalmente, ao se considerar a proporção de área efetivamente atingida em cada categoria territorial, observa-se que 1,33% das terras indígenas, 9,28% das áreas quilombolas e 4,70% dos assentamentos foram afetados pelo evento. Em comparação, a área total atingida no estado corresponde a 8,48% do território do Rio Grande do Sul.

A Figura 01 apresenta, de forma espacializada, os territórios atingidos e, complementarmente, a Tabela 01 detalha as informações desses territórios.

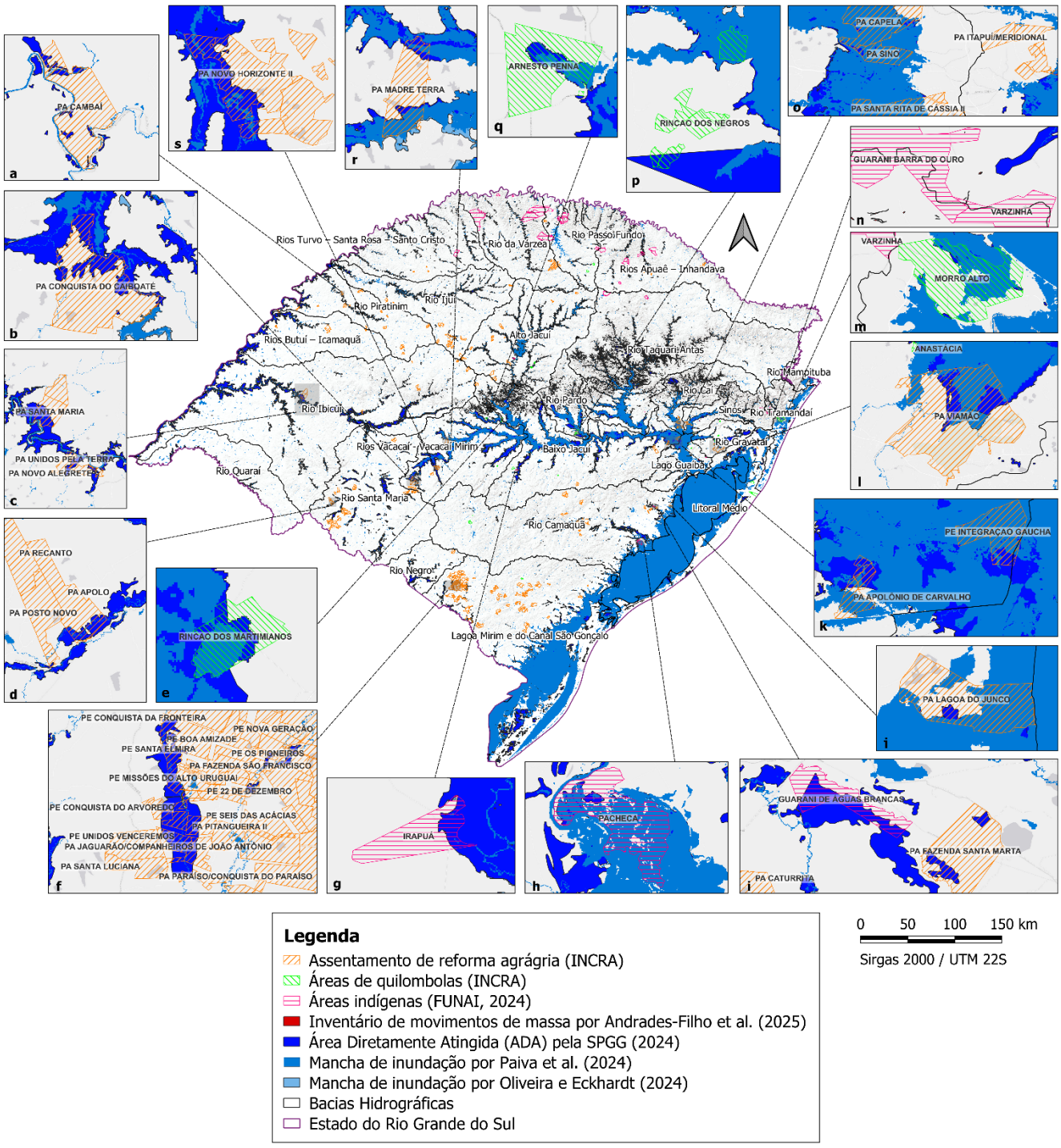


Figura 01: Mapa dos territórios atingidas pelo desastre de 2024.
Fonte: Elaboração própria.

Bacia Hidrográfica	Município	Território	Nome do território	Destaque no mapa	Parcela atingida	Base de dados
Rio Piratinim	São Nicolau	Assentamento federal	Cambaí	a	Parcialmente	ADA (SPGG, 2024)
Rio Ibicuí	Alegrete e Manoel Viana	Assentamento federal	Unidos Pela Terra, Novo Alegrete, Santa Maria e Santa Mercedes/Gleba B	c	Parcialmente	ADA (SPGG, 2024)
Rio Santa Maria	Santana do Livramento	Assentamento federal	Apolo, Posto Novo e Recanto	d	Parcialmente	ADA (SPGG, 2024)
Lagoa Mirim e do Canal São Gonçalo	Hulha Negra	Assentamento federal	Chê Guevara, Conquista do Arvoredo, Conquista do Futuro, Santa Elmira e Unidos Venceremos	f	Parcialmente	ADA (SPGG, 2024)
Rio Camaquã	Camaquã	Terra Indígena	Pacheca	h	Parcialmente	ADA (SPGG, 2024) e Oliveira e Eckhardt (2024)
	Arambaré	Terra Indígena	Águas Brancas	i	Quase totalmente	Paiva et al. (2024)
	Arambaré	Assentamento federal	Fazenda Santa Marta	i	Levemente	ADA (SPGG, 2024)
	Tapes	Assentamento federal	Lagoa do Junco	j	Quase totalmente	ADA (SPGG, 2024) e Paiva et al. (2024)
Baixo Jacuí	Caçapava do Sul	Terra Indígena	Irapuá	g	Parcialmente	ADA (SPGG, 2024) e Oliveira e Eckhardt (2024)
	Eldorado do Sul	Assentamento federal	Apolônio de Carvalho	k	Quase totalmente	ADA (SPGG, 2024), Paiva et al. (2024) e Oliveira e Eckhardt (2024)
	Eldorado do Sul	Assentamento estadual	Integração Gaúcha	k	Totalmente	ADA (SPGG, 2024), Paiva et al. (2024) e Oliveira e Eckhardt (2024)
Rio Gravataí	Viamão	Assentamento federal	Viamão	l	Parcialmente	ADA (SPGG, 2024), Paiva et al. (2024) e Oliveira e Eckhardt (2024)
Rio Tramandaí	Maquiné e Osório	Comunidade Quilombola	Morro Alto	m	Parcialmente	ADA (SPGG, 2024) e Paiva et al. (2024)
Rio dos Sinos	Nova Santa Rita	Assentamento federal	Itapuí/Meridional	o	Parcialmente	ADA (SPGG, 2024), Paiva et al. (2024) e Oliveira e Eckhardt (2024)
Rio dos Sinos e Rio Tramandaí	Caraá e Maquiné	Terra Indígena	Varzinha e Guarani Barra do Ouro	n	Pontual	Andrades-Filho et al. (2025)
Rio Caí	Nova Santa Rita	Assentamento federal	Capela, Santa Rita de Cássia II e Sino	o	Parcialmente	ADA (SPGG, 2024), Paiva et al. (2024) e Oliveira e Eckhardt (2024)
Rio Pardo	Rio Pardo	Comunidade Quilombola	Rincão dos Negros	p	Parcialmente	ADA (SPGG, 2024), Paiva et al. (2024) e Oliveira e Eckhardt (2024)
Rios Vacacaí-Vacacaí Mirim	Santa Maria	Comunidade Quilombola	Arnesto Penna	q	Parcialmente	Paiva et al. (2024) e Oliveira e Eckhardt (2024)
	Restinga Seca	Comunidade Quilombola	Rincão dos Martimianos	e	Quase totalmente	ADA (SPGG, 2024), Paiva et al. (2024) e Oliveira e Eckhardt (2024)
	São Gabriel	Assentamento federal	Madre Terra	r	Parcialmente	ADA (SPGG, 2024), Paiva et al. (2024) e Oliveira e Eckhardt (2024)
	São Gabriel	Assentamento federal	Conquista do Caiboaté	b	Parcialmente	ADA (SPGG, 2024), Paiva et al. (2024) e Oliveira e Eckhardt (2024)
	Santa Margarida do Sul	Assentamento federal	Novo Horizonte II	s	Parcialmente	ADA (SPGG, 2024) e Oliveira e Eckhardt (2024)

Tabela 01: Informações dos territórios atingidas pelo desastre de 2024.

Do total, 19 áreas foram atingidas por inundações, concentradas em bacias hidrográficas com histórico de eventos hidrológicos, como as regiões do Baixo Jacuí, Rio Camaquã e Guaíba. A base de dados de inundação empregada para a bacia do Guaíba foi o modelo de Paiva et al. (2024), já para as outras bacias utilizaram-se os dados consolidados pela Área Diretamente Atingida (ADA).

Já os impactos associados a movimentos de massa foram menos expressivos em termos de número de áreas atingidas, sendo identificadas apenas duas terras indígenas afetadas, Varzinha e Guarani Barra do Ouro. As duas áreas são vizinhas e localizadas sob os limites dos municípios de Maquiné e Caraá. Ainda assim, é provável que o mapeamento de áreas de movimentos de massa de Andrades-Filho et al. (2024) esteja subestimado, especialmente no que tange às áreas urbanizadas e fenômenos de pequena escala, que, segundo Collischonn et al. (2025), ficam menos visíveis para métodos de sensoriamento remoto.

Além disso, foram consideradas apenas áreas com delimitação formal reconhecida pelos órgãos competentes, o que exclui um número significativo de comunidades tradicionais ainda em processo de reconhecimento. Isso implica uma subestimação dos impactos reais, especialmente no caso das comunidades quilombolas. Dados complementares (EMATER/RS, 2025) indicam que a totalidade dessas comunidades no estado foi afetada em algum grau, com impactos que incluem desalojamento, perdas materiais e comprometimento de atividades produtivas.

Observa-se que, embora os assentamentos representem a maior quantidade de áreas atingidas, proporcionalmente as comunidades quilombolas apresentam maior extensão de território afetado, indicando não apenas exposição diferenciada aos riscos, mas também maior fragilidade estrutural frente a eventos extremos. Esse padrão evidencia que territórios quilombolas tendem a se concentrar em áreas de maior exposição a perigos hidrometeorológicos, como planícies de inundação e encostas suscetíveis a movimentos de massa. Além disso, a predominância de assentamentos entre as áreas atingidas (76,5% do total mapeado) reforça a relação entre processos históricos de ocupação territorial, desigualdade no acesso à terra e maior suscetibilidade a desastres. Assim, os impactos do evento extremo de 2024 não ocorreram de forma aleatória no espaço, mas seguiram padrões associados à vulnerabilidade socioambiental, reforçando a materialização do racismo ambiental no território.

Considerações Finais

O racismo ambiental constitui uma forma de injustiça socioambiental que se apresenta em diferentes territórios e se evidencia ainda mais durante situações de calamidade. Para os territórios indígenas e quilombolas, em especial, os impactos assumem um elemento adicional, pois o território faz parte da identidade cultural e da reprodução social. A ameaça ou perda parcial desses espaços implica não apenas danos materiais, mas também perdas simbólicas. No que se refere aos assentamentos de reforma agrária, muitas vezes localizados em áreas ambientalmente frágeis e com infraestrutura limitada, os impactos dos desastres tendem a ser intensificados, evidenciando também sua inserção em dinâmicas de vulnerabilidade socioambiental.

Os efeitos do desastre não se limitam apenas às áreas diretamente atingidas. Em áreas indiretamente afetadas, foram observadas situações de isolamento geográfico, que podem agravar condições pré-existentes de vulnerabilidade social, como evidenciado por León (2024), em que 15 comunidades quilombolas ficaram totalmente isoladas em maio de 2024 devido aos danos nas estradas.

Desta forma, o desastre de 2024 não é apenas um evento natural extremo, mas um fenômeno socioambiental que pode aprofundar desigualdades sociais. Em que pese não seja possível, nesse momento, afirmar de forma inequívoca a ocorrência de racismo ambiental, a exposição, vulnerabilidade e capacidade de resposta dessas populações estão associadas a processos históricos de exclusão espacial, à insuficiência de políticas públicas e à negligência institucional. Esses elementos apontam para a injustiça ambiental em um contexto racializado, trazendo indícios de racismo ambiental. Nesse sentido, foi possível concluir que o evento de desastre em questão atuou como um catalisador de desigualdades, tornando mais visíveis dinâmicas estruturais que historicamente moldam o território gaúcho.

Agradecimentos

Agradecimento à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio Grande do Sul (FAPERGS), pela concessão de apoio financeiro a projeto de pesquisa com o termo de outorga: 24/2551-0002124-8, pelo Edital FAPERGS 06/2024 - Programa de pesquisa e desenvolvimento voltado a desastres climáticos.

Referências Bibliográficas

ACSELRAD, H.; MELLO, C. C. do A.; BEZERRA, G. das N. O que é justiça ambiental? Ambiente & Sociedade, Campinas, v. 12, n. 2, p. 389-392, 2009.

ANDRADES-FILHO, C. O. et al. Nota técnica conjunta IGEO/CEPSRM (04/2024): mapeamento das cicatrizes de movimentos de massa decorrentes do acumulado de chuva no RS entre 27/04 e 13/05 de 2024. 2024.

BITTENCOURT JUNIOR, J.; MACHADO, C.; RODRIGUES, J. C.; SILVA, P. Movimento social negro, unido aos quilombolas gaúchos, resiste ao racismo ambiental. Porto Alegre: UFRGS, 2024.

BRASIL. Ministério dos Povos Indígenas. Relatório da SESAI indica que mais de 16 mil indígenas foram impactados pelas enchentes no Rio Grande do Sul. Brasília, DF: MPI/SESAI, 23 maio 2024. Disponível em:

https://www.gov.br/povosindigenas/pt-br/assuntos/noticias/2024/05/relatorio-da-sesai-indica-que-mais-de-16-mil-indigenas-foram-impactados-pelas-enchentes-no-rio-grande-do-sul. Acesso em: 22 fev. 2026.

BULLARD, R. D. Confronting environmental racism. Boston: South End Press, 1993.

BULLARD, R. D. Enfrentando o racismo ambiental no século XXI. In: ACSELRAD, H.; HERCULANO, S.; PÁDUA, J. A. Justiça ambiental e cidadania. Rio de Janeiro: Relume-Dumará, 2004a. p. 41-66.

BULLARD, R. D. Environment and morality: confronting environmental racism in the United States. Genebra: UNRISD, 2004b.

CIMI - CONSELHO INDIGENISTA MISSIONÁRIO. Relatório: violência contra os povos indígenas no Brasil: dados de 2024. 22. ed. Brasília: CIMI, 2025. 260 p. ISSN 1984-7645.

COLLISCHONN, W. et al. The exceptional hydrological disaster of April-May 2024 in southern Brazil. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 30, p. e1, 2025.

EMATER - Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural. Relatório de impactos socioclimáticos aos quilombolas. Porto Alegre/RS: EMATER, 2024: Acesso em: 11 mar. 2026.

FUNDO BRASIL. Rio Grande do Sul: o que as enchentes têm a ver com racismo ambiental? São Paulo, 20 de maio de 2024. Disponível em: https://www.fundobrasil.org.br/blog/rio-grande-do-sul-o-que-as-enchentes-tem-a-ver-com-racismo-ambiental/. Acesso em: 29 jan. 2026.

GUEDES, W. P.; SUGAHARA, C. R.; FERREIRA, D. H. L. Racismo Ambiental: Reflexões sobre as mudanças climáticas e Covid-19. Perspectivas em Diálogo, Naviraí, v. 10, n. 23, p. 237-258, 2023.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo Demográfico de 2022. [S.l.]: IBGE, 2022.

INCRA - INSTITUTO NACIONAL DE COLONIZAÇÃO E REFORMA AGRÁRIA. Dados geoespaciais do acervo fundiário. Disponível em: https://certificacao.incra.gov.br/csv_shp/export_shp.py. Acesso em 21 mar. 2026.

JACINO, R. Por que a COVID-19 afeta mais negros no Brasil e EUA? In: IX Semana da Biologia UFABC. Santo André, SP: Universidade Federal do ABC, 2021.

KROEFF, D. R. Diagnóstico das comunidades quilombolas certificadas do Rio Grande do Sul. Porto Alegre/RS: Secretaria da Agricultura, Pecuária, Produção Sustentável e Irrigação (SEAPI). Departamento de Diagnóstico e Pesquisa Agropecuária (DDPA), 2023.

LEÓN, L. P. Quinze quilombos estão totalmente isolados pelas chuvas no RS. Agência Brasil, Brasília, 16 maio de 2024. Disponível em: https://agenciabrasil.ebc.com.br/geral/noticia/2024-05/quinze-quilombos-estao-totalmente-isolados-pelas-chuvas-no-rs. Acesso em: 22 fev. 2026.

PACHECO, T. Racismo ambiental: expropriação do território e negação da cidadania. In: BAHIA. Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Superintendência de Recursos Hídricos. Justiça pelas águas: enfrentamento ao racismo ambiental. Salvador: Superintendência de Recursos Hídricos, 2008. (Série Textos Água e Ambiente).

PAIVA, R. et al. Caracterização e modelagem das cheias de 2023 e 2024 no Rio Grande do Sul em escala regional. Porto Alegre/RS: UFRGS: IPH,2025. Base de dados online. Disponível em: https://zenodo.org/doi/10.5281/zenodo.15831242. Acesso em: 9 set. 2025.

PILLAR, V. D.; OVERBECK, G. E. Learning from a climate disaster: the catastrophic floods in southern Brazil. Science, v. 385, n. 6713, 2024.

PINDERHUGHES, R. The impact of race on environmental quality: an empirical and theoretical discussion. Sociological Perspectives, v. 39, n. 2, p. 231-249, 1996.

POSSANTTI, I. et al. Banco de dados das cheias na Região Hidrográfica do Lago Guaíba em maio de 2024 (versão 1.2). 2024. Conjunto de dados. Zenodo. Disponível em: https://zenodo.org/doi/10.5281/zenodo.11164049. Acesso em: 05 mar. 2026.

SERG - SECRETARIA DA RECONSTRUÇÃO GAÚCHA. Plano Rio Grande: Mapa Único. 2024. Disponível em: https://planoriogrande.rs.gov.br/mapa-unico. Acesso em 20 de mar. de 2026.

SILVA, G. A. Sofrimento psíquico e resistência cultural em território quilombola após catástrofe climática no RS. Revista Contraponto, v. 12, p. 1–12, 2025. Disponível em: https://doi.org/10.5935/2358-3541.2024152344-pt. Acesso em: 04 mar. 2026.

SILVA, I. P. Racismo ambiental e comunidades indígenas no Sul do Brasil. 2019. 17 f. Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado em Gestão Ambiental) – Universidade Estadual do Rio Grande do Sul, Unidade Universitária em Erechim, Erechim, 2019.

SPGG - SECRETARIA DE PLANEJAMENTO, GOVERNANÇA E GESTÃO. Área Diretamente Atingida (ADA) pelos desastres naturais ocorridos no Rio Grande do Sul em abril e maio de 2024. Rio Grande do Sul: SPGG, 2024. Disponível em: https://revistas.planejamento.rs.gov.br/index.php/boletim-geografico-rs/article/download/4637/4233/26789. Acesso em: 09 mar. 2026.

SPGG - SECRETARIA DE PLANEJAMENTO, GOVERNANÇA E GESTÃO. Comunidades quilombolas. Porto Alegre: SPGG, 2024. Disponível em: https://atlassocioeconomico.rs.gov.br/comunidades-quilombolas. Acesso em: 10 fev. 2026.

ANÁLISE DO RACISMO AMBIENTAL NO LICENCIAMENTO DE PEQUENAS CENTRAIS HIDRELÉTRICAS DO PARANÁ

1 Mauricio Pinto de Lima, 2 Ana Carolina Sandi Kaiser, 3 Ana Rafaela Vesaro, 4 Isabela Olivia Luciani Franzini, 5 Elias Lira dos Santos Júnior

1 Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: mauricio.p.lima@gmail.com; 2 Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: anacarolinakaiser@gmail.com; 3 Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: anarafaelavesaro@gmail.com; 4 Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: isabelafranzini27@gmail.com; 5 Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: eliasjunior@utfpr.edu.br.

Palavras-chave: desigualdade racial; justiça ambiental; setor hidroenergético.

Resumo

A geração de energia hidrelétrica é considerada uma alternativa de energia limpa e sustentável, ao mesmo tempo em que seus efeitos sobre comunidades tradicionais indicam a importância de uma análise mais ampla e contextualizada. O presente trabalho apresenta um estudo sobre o racismo ambiental no contexto da geração hidroenergética, analisando os impactos socioambientais gerados por Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCHs) no Paraná. O racismo ambiental pode ser definido como a discriminação racial manifestada na distribuição, de forma desproporcional e negativa, dos danos ambientais sobre grupos historicamente vulnerabilizados, sobretudo comunidades tradicionais como povos indígenas, quilombolas e faxinalenses. Assim, o estudo investigou a contribuição desses empreendimentos para o racismo ambiental a partir do cruzamento de dados governamentais, mapeamento dos empreendimentos no Paraná, e avaliação das Licenças de Operação (LO) vigentes de PCHs, com foco naquelas com potência outorgada igual ou superior a 10 Megawatts (MW), as quais são obrigadas à elaboração do Estudo de Impacto Ambiental (EIA). Sob essas condições, foram identificadas 20 PCHs em operação no Paraná, sendo que apenas 5 delas possuíam EIA associado à LO vigente. A análise detalhada desses casos revelou que nenhum dos cinco empreendimentos examinados apresentou estudos sobre o modo de vida, nem incluíam medidas específicas de proteção ou compensação voltadas às comunidades tradicionais presentes em suas áreas de influência. Os estudos apresentaram apenas os aspectos físicos, bióticos e econômicos, negligenciando as relações entre essas populações e os territórios que ocupam. Tal padrão de omissão aponta para a reprodução do racismo ambiental, no qual a invisibilidade dessas comunidades nos instrumentos formais de planejamento e controle ambiental demonstra a negligência sistemática com os impactos sobre populações historicamente marginalizadas.

Introdução

O racismo ambiental consiste na exposição deliberada de comunidades negras e minorias étnicas a riscos e degradações ambientais. Manifesta-se na distribuição desigual de benefícios e prejuízos ambientais, afetando principalmente populações pobres e marginalizadas (Viana, 2007).

O conceito, criado por Benjamin Franklin Chavis Jr. em 1981, foi definido como a discriminação racial na elaboração de políticas ambientais e na destinação de comunidades negras para instalações de resíduos tóxicos (Chavis, 1994). Já o sociólogo Robert D. Bullard ampliou o conceito ao destacar como instituições governamentais, jurídicas, econômicas, políticas e militares podem reforçar práticas que desfavorecem grupos com base na cor ou raça, por meio de políticas, práticas ou diretrizes ambientais (Bullard, 2002).

No Brasil, em 2005, ocorreu o Primeiro Seminário Brasileiro contra o Racismo Ambiental, promovido pelo Laboratório de Estudos, Pesquisas e Ação sobre Cidadania, Territorialidade e Ambiente (LACTA/UFF). Durante esse evento, o termo racismo ambiental ganhou relevância institucional ao reunir representantes de movimentos sociais negros e indígenas, pesquisadores acadêmicos e gestores federais. No debate, foram discutidas as desigualdades ambientais enfrentadas por comunidades negras urbanas, ribeirinhas, extrativistas, pescadores, caiçaras, indígenas, quilombolas e outros grupos tradicionais (Porto; Pacheco; Leroy, 2013).

Os grupos mais vulneráveis a esse fenômeno são os chamados povos e comunidades tradicionais, definidos pelo Decreto nº 6.040/2007 como grupos culturalmente diferenciados que possuem suas próprias formas de organização social, que fazem uso e ocupação de territórios e recursos naturais como condição para sua reprodução cultural, social, religiosa, ancestral e econômica (Brasil, 2007). No Brasil, esses grupos são representados por 28 segmentos oficialmente reconhecidos, entre os quais se destacam, no contexto paranaense, os povos indígenas, as comunidades quilombolas e os faxinalenses.

Segundo o Ministério do Meio Ambiente (2024), os povos indígenas são os descendentes das populações que aqui viviam antes do período colonial e mantêm sua identidade cultural própria, considerando-se distintos da sociedade nacional. Esses povos estão distribuídos ao longo de todo o território nacional, habitando áreas urbanas e rurais, sendo a maior parte da população concentrada na região norte do Brasil. Ademais, possuem seus direitos reconhecidos pelo artigo 231 da Constituição Federal de 1988 (Brasil, 1988) e suas terras são demarcadas pela Fundação Nacional dos Povos Indígenas (FUNAI).

As comunidades quilombolas, por sua vez, originaram-se a partir do século XVI como refúgios para pessoas escravizadas fugitivas. Distribuíram-se em quilombos ao longo do território brasileiro, mesclando heranças das ancestralidades negra, indígena e branca, o que contribuiu para a formação de uma rica identidade cultural (MMA, 2024). Seus direitos territoriais

são assegurados pelo artigo 68 do Ato das Disposições Constitucionais Transitórias e regulamentados pelo Decreto nº 4.887/2003 (Brasil, 2003). O cadastro oficial dos territórios quilombolas no país é realizado pela Fundação Cultural Palmares (FCP), responsável pela certificação dessas comunidades (FCP, 2022).

Já os faxinalenses, ou faxinais, são os povos formados principalmente por descendentes de colonizadores europeus, que vivem em pequenas áreas rurais na região sul do país. Esses povos mantêm suas tradições e realizam atividades agrícolas e pecuárias, prezando pelo manejo sustentável dos recursos naturais (MMA, 2024).

Essas comunidades são frequentemente impactadas pela implantação de grandes obras de infraestrutura, como a construção de hidrelétricas, as mudanças de curso dos rios e os megaempreendimentos da monocultura (Castro, 2018). Tais intervenções exigem seu deslocamento para outras áreas, que, em alguns casos, são as periferias urbanas, enfraquecem suas culturas e as obrigam a conviver com a contaminação e a degradação do ambiente em que vivem (Bullard, 2004).

Nesse contexto, o Brasil apresenta 58,9% da capacidade instalada de geração elétrica por meio de usinas hidrelétricas (EPE, 2024). Embora apresentadas como alternativa energética limpa e renovável, a construção de Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCHs) têm gerado impactos sociais, culturais e ambientais significativos sobre povos originários e comunidades tradicionais (Silveira, 2018).

O estado do Paraná, que concentra expressivo número de PCHs, não constitui exceção nesse cenário. Diante disso, o presente trabalho tem como objetivo investigar e analisar o racismo ambiental decorrente dos empreendimentos hidrelétricos, em especial as PCHs no Paraná, identificando as consequências socioambientais sobre comunidades tradicionais com base em revisão bibliográfica e análise documental.

Material e Métodos

A metodologia utilizada neste estudo teve em vista a obtenção de dados consistentes e representativos sobre a produção de energia no Paraná. O estado do Paraná foi selecionado para a pesquisa por ocupar a quinta posição nacional em potência outorgada de PCHs, com 504,56 MW registrados em 2023 (SIGA, 2024), além de concentrar um número expressivo desses empreendimentos, totalizando 41 PCHs em operação no mesmo ano. A coleta e análise dos dados foram realizadas entre junho e agosto de 2024. Dessa forma, a metodologia foi dividida em quatro etapas.

Na primeira etapa foi realizada uma coleta inicial de dados, onde foram consultados bancos de dados e plataformas governamentais como a Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL), o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), a Companhia Paranaense de Energia Elétrica (COPEL) e a Empresa de Pesquisa Energética (EPE), visando à obtenção de dados estatísticos, regulamentações, relatórios técnicos e políticas públicas relevantes.

Em seguida, na segunda etapa, foi realizado o mapeamento das PCHs a partir do Sistema de Informações de Geração da ANEEL (SIGA) e cruzamento de dados com o Código Único de Empreendimentos de Geração (CEG), a fim de confirmar a fase de licenciamento de cada empreendimento. Nesta etapa, foram selecionados apenas os empreendimentos com potência igual ou superior a 10 MW, para os quais é exigido o Estudo de Impacto Ambiental (EIA), uma vez que PCHs com potência inferior a esse valor estão sujeitas apenas ao Relatório Ambiental Simplificado (RAS).

A terceira etapa consistiu na prospecção dos processos de licenciamento ambiental, realizada inicialmente nos sites dos empreendimentos. Quando essas informações não estavam disponíveis, a busca foi complementada junto ao Instituto Água e Terra (IAT) por meio do Sistema de Gestão Ambiental (SGA). A partir disso, foram selecionados apenas empreendimentos com Licença de Operação (LO) válida, dentro do prazo de vigência. Em seguida, foram analisadas as condicionantes de cada licença, com foco no meio socioeconômico, verificando se estavam alinhadas aos estudos realizados pelo empreendimento.

Na quarta e última etapa, foram utilizados dados de portais especializados, como o Observatório Terras Quilombolas da Comissão Pró-Índio de São Paulo (CPI-SP) e o Terras Indígenas do Brasil pelo Instituto Socioambiental (ISA), para identificar a localização de comunidades tradicionais no estado do Paraná, permitindo relacionar esses territórios com as áreas de influência dos empreendimentos. Em seguida, analisaram-se os impactos socioambientais gerados pelos empreendimentos selecionados, com foco na identificação de situações relacionadas ao racismo ambiental, a partir dos estudos ambientais e dos processos de licenciamento. Essa abordagem possibilitou uma análise mais detalhada dos impactos socioambientais associados às PCHs no Paraná.

Resultados e Discussão

O estado do Paraná conta com 41 PCHs em operação (SIGA, 2024), das quais 20 apresentam potência igual ou superior a 10 MW (Grupo 1), e 21 possuem potência inferior a 10 MW (Grupo 2). Conforme a SEDEST 09, para as PCHs do Grupo 1 é exigida a elaboração de um EIA, enquanto para as do Grupo 2, exige-se apenas o RAS (SEDEST, 2021).

A análise da situação legal dos 20 empreendimentos hidrelétricos pertencentes ao Grupo 1, envolvendo o licenciamento e estudo ambiental, pode ser observada no Quadro 1.

Pequena Central Hidrelétrica	Licença de Operação	Estudo de Impacto Ambiental
Apucaraninha	Indisponível	Indisponível
Arturo Andreoli	Indisponível	Indisponível

Bela Vista	Disponível	Disponível
Boa Vista II	Disponível	Disponível
Canhadão	Vencida	Indisponível
Cantú 2	Vencida	Incompleto
Cavernoso II	Indisponível	Indisponível
Chaminé	Indisponível	Indisponível
Confluência	Disponível	Versão Prévia
Dois Saltos	Disponível	Disponível
Foz do Estrela	Disponível	Disponível
Invernadinha	Disponível	Disponível
Itaguaçu	Vencida	Indisponível
Novo Horizonte	Indisponível	Indisponível
Pedrinho I	Disponível	Indisponível
Pesqueiro	Vencida	Indisponível
Salto Mauá	Vencida	Indisponível
Salto Natal	Disponível	Indisponível
São Francisco	Indisponível	Indisponível
Três Capões Novo	Indisponível	Indisponível

Quadro 01: Situação do licenciamento ambiental e do EIA das PCHs do Grupo 1 no Paraná (2024).
Fonte: Elaborado pelos autores com base em dados dos empreendimentos e do SGA/IAT (2024)

Todas as LOs disponíveis, mesmo as vencidas, continham condicionante exigindo a manutenção de página na internet atualizada com os documentos pertinentes, o que em sua maioria não foi cumprido. Sem acesso à documentação e dados sobre os impactos a que estão sujeitas, essas populações perdem o direito de conhecer, contestar e/ou exigir reparações, evidenciando a exclusão dos processos decisórios que as impactam diretamente (Bullard, 2002).

Diante disso, apenas cinco empreendimentos atenderam aos critérios de regularidade, apresentando simultaneamente LO vigente e EIA completo disponível, sendo eles: Bela Vista, Boa Vista II, Dois Saltos, Foz do Estrela e Invernadinha. Entretanto, nenhuma das cinco LOs possuía condicionante específica voltada às comunidades tradicionais, mesmo que nas suas áreas de influência se fizessem presentes comunidades indígenas, quilombolas e/ou faxinalenses. A ausência dessas condicionantes nas licenças indica não apenas uma falha dos empreendedores, mas também dos órgãos responsáveis pela aprovação e fiscalização dos estudos, visto que, os termos de referência do IAT exigem a realização de estudos etnoecológicos e antropológicos para obtenção do licenciamento ambiental (IAT, 2011).

Considerando a análise dos impactos socioambientais, traduzidos em racismo ambiental, a partir dos EIAs dos cinco empreendimentos, revelou-se um padrão de omissão no que diz respeito às comunidades tradicionais. Os EIAs contemplaram prioritariamente os aspectos físicos, bióticos e econômicos, deixando a interação entre o meio ambiente e os seres humanos em um plano secundário. Tal feito contribui para o que Bullard (2002) denomina racismo ambiental institucional, no qual as instituições formais reproduzem desigualdades, não necessariamente de forma pretendida, mas devido a desconsideração de grupos mais vulneráveis em processos decisórios.

A PCH Bela Vista (29,81 MW), localizada na Bacia Hidrográfica do Rio Chopim, abrange os municípios de Verê e São João. Nestes municípios não há identificação de comunidades quilombolas certificadas pela FCP, nem Terra Indígena (TI) demarcada pela FUNAI. Os municípios apresentam indicadores socioeconômicos que evidenciam vulnerabilidade preexistente: o Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDHM) de São João é de 0,73 e o de Verê é de 0,72 (ATLAS, 2010), sendo que 98,02% da população de Verê não está conectada à rede de esgoto e 26,53% não é abastecida pela rede geral de água (SNIS, 2023). Essas condições ampliam os riscos associados à instalação de empreendimentos que possam comprometer ainda mais o acesso a recursos naturais, como a água.

O EIA reconhece que dentro da Área de Influência Indireta (AII) deste empreendimento, determinada como sendo a área da bacia do Rio Chopim, encontram-se duas TIs (Mangueirinha e Palmas). No entanto, o estudo conclui que não há o que se falar sobre impactos a essas comunidades, argumentando que apenas 2% da TI de Mangueirinha está dentro da área da bacia e que a TI de Palmas está distante do empreendimento (EIA, 2011a). Além disso, não há o levantamento de comunidades quilombolas (a 76 km encontra-se o Quilombo Despraiado) ou outros povos tradicionais, conforme previsto no termo de referência do IAT. Assim, evidencia-se o racismo ambiental pela omissão dessas comunidades, o que impede qualquer forma de proteção ou compensação.

Outro aspecto importante é que a condicionante nº 13 da LO estabelece que a disponibilidade de água nas propriedades lindeiras ao reservatório deve ser assegurada (LO, 2021), mas não foi apresentado plano ou programa no EIA para atingir esta condicionante.

A PCH Boa Vista II (24 MW), localizada na Bacia Hidrográfica do Rio Marrecas e no município de Turvo, no qual encontram-se registrados um quilombo certificado pela FCP (Campina dos Morenos a 20 km do empreendimento) e uma TI demarcada pela FUNAI (Marrecas a 3,5 km do empreendimento). Este município apresenta IDHM de 0,642 (ATLAS, 2010) e 87,12% de sua população sem acesso à rede de esgoto (SNIS, 2023), salientando a situação de vulnerabilidade socioeconômica em que se inserem as comunidades afetadas pelo empreendimento.

Essa PCH, apresenta o EIA e a LO em sua página da internet (PCH, 2024a). O EIA realizou um levantamento de 12 comunidades com maior potencial de impactos socioeconômicos, das quais uma é TI e quatro são comunidades faxinais, totalizando aproximadamente 2.500 pessoas afetadas diretamente na Área de Influência Direta (AID) do estudo. E apesar do estudo reconhecer a proximidade da TI Marrecas com o empreendimento, argumenta que por se situar a montante das obras, as implicações sobre a área seriam minimizadas. Entretanto, esse argumento ignora que empreendimentos hidrelétricos geram impactos que extrapolam o trecho diretamente alterado, incluindo mudanças na qualidade da água, na fauna, no modo de vida e na subsistência das comunidades do entorno (Silveira, 2018).

Além disso, a AII do empreendimento abrange 27 faxinais, totalizando 7.908 faxinalenses, que dependem do sistema agroflorestal da região (EIA, 2017). Assim, com relação às comunidades indígenas e faxinais, o estudo falha ao não apontar quais os reais impactos e medidas mitigadoras ou compensatórias a serem adotadas. Também deixa de considerar riscos críticos, tais como a especulação fundiária e o agravamento de conflitos territoriais, visto que as obras contribuem para um fluxo migratório de pessoas e geração de atividades econômicas. Além disso, desconsidera a alteração da dinâmica do ecossistema local, que pode vir a afetar as populações tradicionais.

A PCH Dois Saltos (30 MW), encontra-se localizada na Bacia Hidrográfica do Rio dos Patos e no município de Prudentópolis, o qual não possui quilombo certificado pela FCP, nem TI demarcada pela FUNAI. O IDHM do município é de 0,68 (ATLAS, 2010), e 44,74% de sua população não está conectada à rede de esgoto, enquanto 33,32% não é abastecida pela rede geral de água (SNIS, 2023).

O EIA leva em consideração que o empreendimento se situa no contexto de duas PCHs existentes, a PCH Salto do Rio Branco e a PCH Rio dos Patos/Salto Manduri. Além disso, considera o município de Guaramiranga como área influenciada, visto que a PCH/CGH Rio dos Patos encontra-se dentro do seu limite municipal. Assim, a AID é composta pelas áreas urbanas de Prudentópolis e Guamiranga; a AII são os dois municípios; e a Área Diretamente Afetada (ADA) diz respeito às propriedades direta ou indiretamente atingidas pela construção do empreendimento (aproximadamente 300 ha) (EIA, 2011b).

Dentro da sua AID, o estudo identificou 10 comunidades faxinalenses, correspondentes a cerca de 2.560 famílias e uma população média de 10.000 habitantes, ocupando aproximadamente 13.870 hectares. Diante disso, o estudo aborda a importância dos faxinais, não apenas cultural e histórica, mas também ambiental, visto que apresentam uma estrutura tradicional de uso e ocupação do solo, voltada à práticas agrícolas sustentáveis e conservação de recursos. Porém, não detalha os impactos sobre essas comunidades, nem quais seriam as medidas de compensação a serem adotadas (EIA, 2011b).

Contraditoriamente, o estudo reconhece a relevância ambiental do sistema faxinal, mas ignora os impactos do empreendimento sobre a população que o sustenta. Nesse sentido, considerando que esse sistema não representa apenas um modelo de organização social, mas também de manejo ambiental sustentável que contribui para a conservação de florestas nativas e cursos d'água da região, qualquer ameaça a essas comunidades acarreta danos sociais e perdas ambientais (MMA, 2024).

Ademais, o estudo prevê um Programa de Compensação Ambiental, para compensar os impactos ambientais e sociais consequentes das obras, tais como: supressão da vegetação nativa; eliminação de habitats naturais; atropelamento de espécies da fauna local; consequente aumento na ocorrência de acidentes com animais peçonhentos; isolamento das comunidades (EIA, 2011b). No entanto, esse programa não encontra-se disponível em sua página oficial e sua LO não apresenta condicionante específica voltada às comunidades tradicionais (LO, 2022a).

A PCH Foz do Estrela (29,5 MW) localiza-se dentro da Bacia Hidrográfica do Rio Iratim, no município de Coronel Domingos Soares, no qual não há quilombo certificado pela FCP, nem TI demarcada pela FUNAI. O IDHM do município de

Coronel Domingos Soares é de 0,60 (ATLAS, 2010), o mais baixo entre os municípios analisados, e 55,74% de sua população não possui coleta de lixo regular (SNIS, 2023), o que reforça a vulnerabilidade do contexto em que o empreendimento se insere.

Em sua página da internet encontra-se tanto o EIA quanto sua LO (PCH, 2024b). O EIA apresentou em seu diagnóstico ambiental para o meio socioeconômico que o empreendimento não tem influência nenhuma sobre as comunidades tradicionais, visto que, no município de Coronel Domingos Soares não possui Cipozeiras, Faxinais e nem Ilhéus, assim como Comunidades Quilombolas e Povos Indígenas (EIA, 2013). Entretanto, o estudo desconsidera comunidades localizadas nos municípios da AII, tais como comunidades quilombolas presentes no município de Palmas (Adelaide Maria Trindade Batista e Castorina Maria da Conceição, ambas a aproximadamente 42 km do empreendimento) e a TI Mangueirinha, a 46 km. A ausência de investigação sobre essas comunidades compromete a validade do diagnóstico socioambiental e caracteriza o racismo ambiental por invisibilização (Bullard, 2002).

A PCH Invernadinha (18MW) localiza-se no município de Mangueira, pertencente à Bacia Hidrográfica do Rio Marrecas. Neste município, encontra-se registrada apenas uma TI demarcada pela FUNAI (Mangueirinha a 15 km do empreendimento), não havendo registros de quilombo certificado pela FCP.

Em seu EIA, a existência da TI é reconhecida, assim como sua economia e aspectos culturais da comunidade que influenciam o município. Além disso, o estudo apresenta um programa de educação ambiental e comunidade social para o meio humano, citando que nas áreas de entorno do empreendimento não foram observados assentamentos, quilombos, aldeias ou áreas urbanizadas. Logo, no que diz respeito à outros impactos sociais, haveria pouca ou nenhuma relevância, considerando a tipologia da obra (EIA, 2014). Entretanto, não foram realizadas análises aprofundadas sobre essas comunidades que vivem nas áreas de influência do empreendimento, tampouco analisados os impactos potenciais sobre seus modos de vida. Além disso, o estudo não menciona a previsão de pesquisa futura voltada ao monitoramento desses grupos e nenhuma condicionante em sua LO voltada às comunidades tradicionais (EIA, 2014; LO, 2022b).

Diante dessas lacunas, observa-se a redução dessas comunidades a aspectos folclóricos e turísticos, desconsiderando que se tratam de sujeitos de direitos, com dimensões política e territorial, passíveis de impactos socioambientais gerados pelo empreendimento. Tal negligência diverge do estabelecido pelo artigo 231 da Constituição Federal, que reconhece os direitos dos povos indígenas sobre as terras que tradicionalmente ocupam e atribui à União o dever de demarcá-las, protegê-las e fazer respeitar todos os seus bens (Brasil, 1988).

As cinco PCHs regulares (Bela Vista, Boa Vista II, Dois Saltos, Foz do Estrela e Invernadinha), que apresentaram LO vigente e EIA disponível para consulta pública, foram caracterizadas como promotoras de racismo ambiental. Visto que, o racismo ambiental se evidenciou pela ausência de condicionantes, nas licenças ambientais, voltadas às comunidades tradicionais. Além do diagnóstico superficial apresentado nos estudos ambientais sobre as comunidades do entorno dos empreendimentos, que não detalham os impactos reais a que estão expostas, nem as medidas compensatórias a serem adotadas pelo empreendimento.

Destacam-se ainda, alguns impactos da ampliação de projetos, como a PCH Boa Vista II, que leva à especulação fundiária, intensificação de conflitos territoriais e potencial alteração da dinâmica do ecossistema local. No caso da PCH Dois Saltos, por outro lado, evidencia-se a ameaça de deslocamento dos povos faxinalenses, comprometendo a preservação ambiental associada ao manejo sustentável da terra por essas comunidades.

No que diz respeito aos 15 empreendimentos em situação irregular, seja por estarem com a LO vencida, não apresentarem o EIA ou por não disponibilizarem esses documentos para consulta pública, também contribuem para a reprodução do racismo ambiental. Nesses casos, o racismo está associado ao descumprimento da condicionante padrão das licenças do IAT, que exige a atualização de página na internet contendo as devidas informações dos documentos, como o EIA.

Entre esses casos, destaca-se a PCH Apucaraninha, em operação desde 1949 e parcialmente instalada dentro da Terra Indígena Apucaraninha, no município de Tamarana. Apesar de o próprio empreendimento reconhecer essa sobreposição territorial em sua página na internet e mencionar acordos extrajudiciais firmados com a comunidade indígena, a FUNAI e o Ministério Público Federal por meio de Termos de Ajustamento de Conduta (TAC), nem a LO nem o EIA estão disponíveis para consulta pública (PCH, 2024c), impossibilitando qualquer avaliação sobre as ações efetivamente implementadas em favor dessa comunidade. Esse caso ilustra de forma emblemática como a falta de transparência documental pode encobrir situações de racismo ambiental, protegendo os interesses do empreendedor em detrimento dos direitos das populações afetadas (Porto; Pacheco; Leroy, 2013).

Considerações Finais

O estudo evidenciou que o racismo ambiental está presente no licenciamento das PCHs analisadas no Paraná, tanto pela precariedade documental, visto que 15 dos 20 empreendimentos com potência igual ou superior a 10 MW não dispõem de EIA ou LO vigente, quanto pela insuficiência de dados nos estudos dos cinco empreendimentos regulares.

Houveram complicações para o desenvolvimento da pesquisa, como a dificuldade em acessar os estudos de impacto ambiental, assim como a licença de operação, que deveriam ser disponibilizados de forma pública e de fácil acesso. Os estudos de impactos dos empreendimentos analisados se concentraram apenas nos aspectos ambientais, abordando o meio físico e biótico, e nos aspectos sociais, com enfoque na economia e antropologia. No entanto, pouco foi abordado sobre a interação entre o ser humano e o meio ambiente, especialmente no contexto das comunidades tradicionais.

Com relação aos cinco empreendimentos analisados, em nenhum caso foram elaborados estudos etnoecológicos ou antropológicos completos sobre as comunidades tradicionais presentes no território e os impactos gerados pela instalação do

empreendimento sobre elas, bem como não foram desenvolvidos programas ou ações a fim de assegurar o modo de vida desses grupos, apesar da existência do órgão ambiental regional da realização de estudos etnoecológicos e antropológicos sobre as comunidades quilombolas e sobre áreas de faxinais e vilas de pescadores.

Além disso, nenhuma LO entre as analisadas incluiu condicionante específica para a proteção de comunidades tradicionais, mesmo quando indígenas, quilombolas ou faxinalenses estavam inseridos nas áreas de influência dos empreendimentos.

As comunidades tradicionais, que mantêm relação intrínseca com a natureza, dependendo dela para subsistência, sustentação do modo de vida e sua reprodução cultural, social e econômica, permanecem invisíveis nos processos decisórios sobre grandes projetos energéticos. Para romper esse ciclo, é necessário que o licenciamento ambiental de PCHs passe a exigir obrigatoriamente estudos etnoecológicos e antropológicos, a fim de compreender os impactos que os empreendimentos possam causar nas interações das comunidades tradicionais com os ecossistemas que elas habitam, além da inclusão de condicionantes protetivas específicas para estas comunidades nas licenças de operação e a fiscalização efetiva, por parte dos órgãos ambientais competentes, para o cumprimento das exigências previstas.

Referências Bibliográficas

ATLAS. **Índice de Desenvolvimento Humano Municipal - IDHM**. 2010. ANEEL. Disponível em: http://www.atlasbrasil.org.br/consulta/map. Acesso em: 05 jul. 2024.

BRASIL. **Decreto n.º 4.887, de 20 de novembro de 2003**. Diário Oficial da União, 2003. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/2003/d4887.htm. Acesso em: 16 jul. 2024.

BRASIL. **Decreto n.º 6.040, de 7 de fevereiro de 2007**. Brasília, DF: Diário Oficial da União, 2007. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/decreto/d6040.htm. Acesso em: 17 jul. 2024.

BULLARD, R. Confronting Environmental Racism in the Twenty-First Century. Global Dialogue, v. 4, n. 11, p. 5, 2002. Disponível em: https://www.csu.edu/cerc/documents/EnvironmentandMorality-ConfrontingEnvironmentalRacismInTheUnitedStates-Bullard2004.pdf. Acesso em: 08 jun. 2024.

BULLARD, R. Enfrentando o racismo ambiental no século XXI. In: ACSELRAD, H.; HERCULANO, S.; PÁDUA, J. A. (Org.). **Justiça ambiental e cidadania.** Rio de Janeiro: Relume Dumará, 2004. p. 41-68.

CASTRO, E. R. de. Produção de conhecimento sobre hidrelétricas na área de ciências humanas no brasil. **Novos Cadernos NAEA**, v. 21, p. 31–59, set 2018. ISSN 1516-6481 / 2179-7536. Disponível em: https://www.periodicos.ufpa.br/index.php/ncn/article/view/6123. Acesso em: 27 jun. 2024.

CHAVIS, B. F. J. **Unequal Protection**: Environmental justice and communities of color. San Francisco: Sierra Club Books, 1994. xi– xii p.

EIA. **Estudo De Impacto Ambiental PCH Bela Vista.** 2011. Site do Empreendimento. Disponível em: https://pchbelavista.com.br/estudos-ambientais/. Acesso em: 15 jul. 2024.

EIA. **Estudo De Impacto Ambiental PCH Dois Saltos.** 2011. Site do Empreendimento. Disponível em: http://www.pch2saltos.com.br/wp-content/uploads/2021/07/EIA_EMPREENDIMENTO_DOIS_SALTOS_final_v2.pdf. Acesso em: 15 jul. 2024.

EIA. **Estudo De Impacto Ambiental PCH Foz do Estrela.** 2013. Site do Empreendimento. Disponível em: https://www.elera.com/arquivo/novo/Meio%20Ambiente/PCH%20Foz%20do%20Estrela%20-%20Estudo%20de%20Impacto%20Ambiental%20(EIA).pdf. Acesso em: 15 jul. 2024.

EIA. **Estudo De Impacto Ambiental PCH Invernadinha.** 2014. Site do Empreendimento. Disponível em: https://www.iat.pr.gov.br/sites/agua-terra/arquivos_restritos/files/documento/2020-10/eia_pch_invernadinha_v2014.pdf. Acesso em: 15 jul. 2024.

EIA. **Estudo De Impacto Ambiental PCH Boa Vista II.** 2017. Site do Empreendimento. Disponível em: https://www.ibemapar.com.br/pch-bvii-regulatorio. Acesso em: 15 jul. 2024.

EPE. **Matriz Energética e Elétrica**. [S.l.], 2024. Disponível em: https://www.epe.gov.br/pt/abcdenergia/matriz-energetica-e-eletrica. Acesso em: 07 ago. 2024.

FCP. **Certificação Quilombola**. 2022. FCP. Disponível em: https://www.gov.br/palmares/pt-br/departamentos/protecao-

preservacao-e-articulacao/certificacao-quilombola. Acesso em: 10 jun. 2024.

IAT. Termo de Referência para Licenciamento Ambiental - PCH e UHE – acima de 10MW. Instituto Água e Terra, 2011. Disponível em: http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/Legislacao_ambiental/Legislacao_estadual/RESOLUCOES/17_NOV_2010_TR_PCH_e_UHE_acima_10MW.pdf. Acesso em: 30 jun. 2024.

LO. **Licença de Operação PCH Bela Vista.** 2021. Site do Empreendimento. Disponível em: https://pchbelavista.com.br/licencas-ambiental/. Acesso em: 21 jun. 2024.

LO. **Licença de Operação PCH Dois Saltos.** 2022a. Site do Empreendimento. Disponível em: http://www.pch2saltos.com.br/wp-content/uploads/2023/05/Licen%C3%A7a-Ambiental-de-Opera%C3%A7%C3%A3o.pdf. Acesso em: 21 jun. 2024.

LO. **Licença de Operação PCH Invernadinha.** 2022b. Site do Empreendimento. Disponível em: https://pchinvernadinha.blogspot.com/search?q=licen%C3%A7a+de+opera%C3%A7%C3%A3o. Acesso em: 21 jun. 2024.

MMA. Povos e comunidades tradicionais. **Constituição da República Federativa do Brasil**, 2024. Disponível em: https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/povos-e-comunidades-tradicionais. Acesso em: 17 jul. 2024.

PCH. **Apucaraninha**. 2024c. Site do Empreendimento. Disponível em: https://www.copel.com/site/copel-geracao/usinas/usina-apucaraninha/. Acesso em: 21 jun. 2024.

PCH. **Boa Vista II**. 2024a. Site do Empreendimento. Disponível em: https://www.ibemapar.com.br/pch-bvii-regulatorio. Acesso em: 21 jun. 2024.

PCH. **Foz do Estrela**. 2024b. Site do Empreendimento. Disponível em: https://www.elera.com/transparencia/. Acesso em: 21 jun. 2024.

PORTO, M. F.; PACHECO, T.; LEROY, J. P. **Injustiça ambiental e saúde no Brasil**: o mapa de conflitos [online]. Rio de Janeiro: Editora FIOCRUZ, 2013. 306 p. ISBN 978-85-7541-576-4. Disponível em: https://doi.org/10.7476/9788575415764. Acesso em: 08 jun. 2024.

SEDEST. Resolução SEDEST 09 - 23 de fevereiro de 2021. **Casa Civil do Governo do Estado do Paraná**, 2021. Disponível em: https://www.legislacao.pr.gov.br/legislacao/listarAtosAno.do?action=exibir&codAto=245470&indice=1&totalRegistros=37&anoSpan=2021&anoSelecionado=2021&mesSelecionado=0&isPaginado=true. Acesso em: 30 jun. 2024.

SIGA. **Dados Abertos.** [S.l.], 2024. Disponível em: https://dadosabertos.aneel.gov.br/dataset/siga-sistema-de-informacoes-de-geracao-da-aneel. Acesso em: 29 jun. 2024.

SILVEIRA, P. G. Energia e mudanças climáticas: impactos socioambientais das hidrelétricas e diversificação da matriz energética brasileira. **Revista Opinión Jurídica**, v. 17, n. 33, p. 123–147, 2018. Disponível em: https://doi.org/10.22395/ojum.v17n33a5.v17n33a5. Acesso em: 3 jun. 2024.

SNIS. **Sistema Nacional de Informação Sobre Saneamento**. 2023. Ministério das Cidades. Disponível em: https://www.gov.br/cidades/pt-br/acesso-a-informacao/acoes-e-programas/saneamento/snis. Acesso em: 05 jul. 2024.

VIANA, N. **Capitalismo e Racismo**. Rio de Janeiro: Corifeu, 2007. 24 p. ISBN 9788577941674.

RACISMO AMBIENTAL Y DESIGUALDAD DE GÉNERO: UNA MIRADA DESDE UN PROYECTO DE COOPERACIÓN INTERNACIONAL

Esther Valentim dos Reis, Giovanna Andrade de Oliveira, Maryenis Galván Potes
Universidad Metropolitana de Barranquilla, e-mail: evalentim@unimetro.edu.co; Universidad Metropolitana de Barranquilla, e-mail: gandrade@unimetro.edu.co; Universidad Metropolitana de Barranquilla, e-mail: proyectonorec@unimetro.edu.co

Palavras-chave: perspectiva de género; psicologia ambiental; vulnerabilidade sociambiental.

Resumen

El proyecto de cooperación internacional "Fortalecimiento de las Capacidades para la Resiliencia Local", financiado por la Agencia Noruega de Cooperación para el Intercambio y desarrollado por universidades de Colombia y Brasil, se orienta a fortalecer las capacidades locales para la resiliencia comunitaria frente al cambio climático en territorios vulnerables de América Latina. Este artículo tiene como objetivo presentar la experiencia sobre dichas iniciativas, destacando sus aportes en la comprensión y abordaje de los impactos del cambio climático desde una perspectiva comunitaria e interdisciplinaria. Se trata de un estudio cualitativo, basado en las experiencias del proyecto, que articuló acciones de educación proambiental, movilización comunitaria e integración con políticas públicas, con un enfoque interdisciplinario basado en la psicología ambiental y social. La iniciativa incorporó un enfoque crítico de justicia climática, abordando el racismo ambiental como un eje central para comprender cómo los impactos climáticos afectan de manera desproporcionada a comunidades racializadas y marginadas, debido a desigualdades históricas en el acceso a recursos, servicios y procesos de toma de decisión. Los resultados evidencian que los fenómenos climáticos extremos afectan de manera desproporcionada a las poblaciones vulnerables, especialmente a las mujeres y a los grupos racializados, lo que refuerza la importancia de las estrategias interseccionales. Se destaca el protagonismo comunitario, sobre todo femenino, en la construcción de respuestas locales, así como el papel de la Psicología en la promoción del bienestar psicosocial y en la mediación entre la comunidad y las políticas públicas. Se concluye que la cooperación internacional puede potenciar las acciones locales y contribuir a la promoción de la justicia climática.

Introducción

El aumento de la frecuencia y la intensidad de los fenómenos climáticos extremos ha puesto de manifiesto las profundas desigualdades sociales y ambientales existentes, especialmente en los países en desarrollo. De acuerdo con informes recientes de las Naciones Unidas, el año 2023 registró los más altos niveles de temperatura global, así como un aumento significativo en eventos extremos como inundaciones, sequías y olas de calor, los cuales han generado desplazamientos, pérdidas económicas y riesgos crecientes para las poblaciones más vulnerables. En este contexto, el cambio climático puede entenderse como una alteración prolongada del sistema climático global causada principalmente por actividades humanas que incrementan la concentración de gases de efecto invernadero, intensificando la ocurrencia de eventos extremos y sus impactos socioambientales (PNUMA, 2023).

Por su parte, la desigualdad social, desde una perspectiva contemporánea, se define como un fenómeno estructural que condiciona la exposición diferencial al riesgo climático, así como la capacidad de adaptación y recuperación de los distintos grupos sociales, siendo más severa en regiones como América Latina, caracterizadas por desigualdades históricas en el acceso a recursos y servicios (Alatorre, 2024). Asimismo, el concepto de racismo ambiental ha sido retomado en la literatura reciente para explicar cómo comunidades racializadas y marginadas son desproporcionadamente afectadas por los impactos ambientales negativos, debido a procesos históricos de exclusión territorial, política y económica, que las ubican en zonas de mayor riesgo y menor protección institucional (Chancel, 2023)

De este modo, los fenómenos climáticos extremos no solo constituyen una crisis ambiental, sino también una problemática social y política compleja, en la que convergen el cambio climático, la desigualdad estructural y el racismo ambiental, afectando de manera más severa a las poblaciones en contextos de vulnerabilidad socioeconómica. Esta convergencia evidencia que los impactos del cambio climático traspasan lo físico-ambiental, con un impacto directo en las dinámicas sociales, las condiciones de vida y el bienestar de las comunidades.

En este contexto, se hace fundamental desarrollar estrategias completas que articulen la prevención, la mitigación y la adaptación, incorporando no solo los aspectos ambientales, sino también los impactos psicosociales asociados a estos fenómenos. En este marco, la psicología, especialmente en su interfaz con lo ambiental y lo social, ofrece contribuciones relevantes para comprender las relaciones entre individuos, comunidades y territorios, así como para el diseño de acciones orientadas al fortalecimiento de la resiliencia comunitaria y la promoción del bienestar en contextos de vulnerabilidad.

Material y Métodos

Se trata de un estudio cualitativo, del tipo relato de experiencia, basado en la sistematización de las acciones llevadas a cabo en un proyecto de cooperación internacional entre la Universidad Metropolitana de Barranquilla y la Universidade de São Caetano do Sul, en comunidades locales en América Latina.

El proyecto se desarrolló en territorios urbanos periféricos caracterizados por una alta vulnerabilidad socioambiental. Las estrategias metodológicas incluyeron:

- Diagnóstico participativo con los residentes;
- Talleres de educación psicoambiental;
- Círculos de conversación y escucha cualificada;
- Observación participante;
- Articulación con actores institucionales y políticas públicas.

El análisis de la información se realizó de manera interpretativa, considerando las dimensiones sociales, ambientales y psicológicas involucradas en las experiencias relatadas.

Resultados

El análisis de los resultados se organiza en torno a ejes temáticos que permiten comprender la complejidad de los impactos del cambio climático en contextos de vulnerabilidad. En especial, se abordan las relaciones entre la vulnerabilidad socioambiental, las desigualdades estructurales y las experiencias comunitarias, incorporando además una perspectiva de género que pone de relieve los efectos diferenciados y los roles en la construcción de respuestas locales.

Vulnerabilidad socioambiental y desigualdades estructurales

Según Roberto Pizarro (2019), la vulnerabilidad social es una fragilidad dominante en América Latina. Los impactos generados por las formas de producción y los valores que conforman un nuevo paradigma de desarrollo en los países de la región han dejado a los grupos de bajos ingresos expuestos a altos niveles de inseguridad y en una situación de indefensión. Estos fenómenos se atribuyen al capitalismo subdesarrollado latinoamericano, que es la condición de fragilidad material o moral de grupos e individuos debido a la falta de acceso a derechos básicos de ciudadanía, como los ingresos, la salud, la educación y la vivienda.

El modelo de desarrollo actual también pone de manifiesto la incapacidad de los grupos más vulnerables de la sociedad para hacer frente a los problemas, obtener beneficios o minimizar los daños sociales. La inseguridad y la fragilidad que caracterizan a estos grupos no se deben necesariamente a la falta de ingresos monetarios, propia de la pobreza. Si comparamos las condiciones de vida entre los trabajadores de las zonas urbanas y los campesinos de las zonas rurales que se dedican a la agricultura, se observa que estos últimos se ven menos afectados por los impactos de naturaleza macroeconómica. Por el contrario, los trabajadores urbanos, al depender mayoritariamente de un ingreso proveniente del empleo y enfrentarse a los desafíos de las nuevas instituciones, se encuentran más expuestos a la vulnerabilidad social, aunque no siempre estén por debajo de la línea de pobreza (Roberto Pizarro, 2019).

La situación reciente en América Latina y el Caribe, con sus más de 650 millones de habitantes, se caracteriza por la persistencia y profundización de desigualdades históricas asociadas a la desprotección social, la informalidad y la precariedad laboral, las cuales se han visto intensificadas por crisis globales como la pandemia y los conflictos internacionales (Cecchini, 2022, p. 4). Estas condiciones estructurales forman escenarios de alta vulnerabilidad frente a los impactos del cambio climático.

Los territorios caribeños y paulistanos analizados presentaron una elevada exposición a riesgos ambientales, asociada a la precariedad de la vivienda y a la insuficiencia de las infraestructuras urbanas. En estos contextos, los fenómenos climáticos afectan de manera desproporcionada a las poblaciones que habitan en periferias, lo que pone de manifiesto la existencia de racismo ambiental e injusticia climática. El racismo ambiental puede entenderse como una forma específica de discriminación en la que comunidades racializadas y socialmente marginadas son expuestas de manera sistemática a mayores riesgos ambientales y a condiciones de vida más precarias, producto de desigualdades históricas en la distribución de recursos, infraestructura y protección estatal (Monteiro, Santos & Souza, 2023).

En este sentido, los hallazgos muestran que dichas desigualdades no son casuales, sino que responden a procesos estructurales vinculados a modelos de desarrollo que reproducen la exclusión social, la urbanización desigual y la invisibilización de saberes locales, especialmente en territorios del Caribe colombiano (Ramos, 2024). La injusticia climática se expresa, así, en el hecho de que las poblaciones con menor responsabilidad en la generación de emisiones son las que enfrentan los impactos más severos de la crisis climática, incluyendo afectaciones a la salud, pérdida de medios de vida y deterioro de las condiciones ambientales (Romanello, 2023).

Además, la distribución desigual de los riesgos no solo responde a factores económicos, sino también a marcadores sociales como la raza, el género y el territorio. En las periferias urbanas, la menor inversión en infraestructura, saneamiento y planificación incrementa la exposición a desastres, mientras que las respuestas institucionales suelen ser insuficientes o tardías, perpetuando ciclos de vulnerabilidad (Belmont, 2024).

En este escenario, los impactos no se limitan a lo material, sino que se extienden de manera significativa a la salud mental de las poblaciones afectadas. La exposición recurrente a eventos climáticos extremos, las pérdidas materiales y la

incertidumbre constante frente a nuevos desastres generan experiencias de ansiedad, miedo e inseguridad, configurando un sufrimiento psicosocial sostenido. Tal como evidencian los estudios analizados, estas afectaciones se intensifican en contextos donde las condiciones estructurales de desigualdad limitan las posibilidades de recuperación, reforzando la relación entre vulnerabilidad socioambiental, racismo ambiental e impactos en la salud colectiva (Ramos, 2024; Veloso dos Santos, Wakimoto & Nery, 2025). De este modo, la crisis climática debe ser comprendida también como una crisis de salud mental, especialmente en territorios históricamente marginados, lo que refuerza la necesidad de respuestas integrales que articulen justicia social, ambiental y cuidado psicosocial.

Según los relatos de los participantes, estas problemáticas se evidencian a partir de los productos y espacios generados durante el proceso formativo, especialmente en las cartografías sociales del riesgo, los estudios de caso y los espacios de socialización comunitaria, donde se hicieron visibles las pérdidas materiales recurrentes, la inseguridad y los impactos en la salud mental en contextos de desastres. Asimismo, durante las actividades participativas y las discusiones grupales, fueran compartidas experiencias relacionadas con la ansiedad como un síntoma recurrente, no solo vinculado a las afectaciones del entorno y las pérdidas sufridas, sino también a la preocupación constante por la estabilidad laboral. Estos aspectos se hicieron particularmente observables en contextos de análisis de situaciones reales y en los ejercicios de reflexión colectiva, donde los participantes manifestaron la necesidad de continuar trabajando mismo en condiciones de riesgo, exponiéndose a entornos recientemente afectados por eventos asociados al cambio climático.

Educación psicoambiental

De acuerdo con la UNESCO, que define la educación ambiental como un proceso permanente mediante el cual los individuos y las comunidades adquieren conciencia de su entorno, desarrollan valores, conocimientos y habilidades, y se comprometen a actuar para resolver problemas ambientales presentes y futuros. A partir de este concepto, se puede comprender que la educación ambiental es un tema transversal y multidisciplinario que debe abordarse en todas las áreas del conocimiento. No se limita únicamente a asignaturas como ciencias naturales, sino que también se relaciona con campos como la ética, la economía, la cultura y la política.

Pero para alcanzar la sostenibilidad, es necesario que la sociedad recupere su vínculo con la naturaleza. De ahí la importancia de la educación ambiental unida a la psicología, que dota a los individuos de las herramientas y les permite reflexionar y analizar críticamente la realidad, lo que potencia una acción transformadora, en la que los agentes sociales pasan a actuar de manera compartida, desarrollando una visión de respeto hacia todas las formas de vida.

La educación psicosocial es un enfoque interdisciplinario que integra aspectos psicológicos (emocionales y mentales) con aspectos sociales (contexto y relaciones). En el proceso de enseñanza, aprendizaje y desarrollo humano, con el objetivo de promover el bienestar biopsicosocial, la inclusión y la salud mental en contextos educativos. Se utiliza como una herramienta para comprender mejor los territorios vividos, así como una herramienta de intervención para los procesos de escucha cualificada y enseñanza ambiental (Ramos, 2024).

Los procesos cognitivos se refieren a un conjunto de acciones mentales que comprenden la percepción, la memoria, el raciocinio, la atención y la resolución de problemas. La importancia de los procesos cognitivos para la educación ambiental se encuentra en la capacidad de comprender e interpretar la información ambiental, lo que facilita la concienciación y la adopción de comportamientos sostenibles. Esto refuerza el desarrollo de una identidad socioambiental positiva.

Las actividades educativas desarrolladas promovieron una mayor comprensión del cambio climático y sus repercusiones en la vida cotidiana, especialmente considerando que parte de la población no contaba con conocimientos previos sobre esta problemática. En este marco, se implementaron talleres formativos y espacios de educación psicoambiental orientados a la reflexión crítica y al aprendizaje colectivo, los cuales permitieron comprender los impactos locales del cambio climático y fortalecer la conciencia ambiental. Asimismo, se llevaron a cabo dinámicas participativas y trabajos grupales basados en el aprendizaje activo, en los que los participantes analizaron problemáticas reales de sus territorios y propusieron soluciones, fomentando el pensamiento crítico, la autonomía y el trabajo colaborativo.

Como parte de las actividades prácticas, se realizó la elaboración de cartografías sociales del riesgo, facilitando la identificación de zonas seguras y áreas vulnerables dentro de las comunidades, lo que contribuyó a mejorar la preparación frente a emergencias. De igual manera, se desarrollaron acciones ambientales concretas como la siembra de plantas, actividades de reciclaje y la construcción de trampas para mosquitos, promoviendo prácticas sostenibles y medidas de prevención a nivel comunitario. Estas experiencias se complementaron con la producción de materiales pedagógicos y creativos, como mapas, infografías y presentaciones, que facilitaron la apropiación y difusión del conocimiento.

Finalmente, el proceso culminó con un espacio de socialización comunitaria en formato de feria, donde los participantes presentaron sus resultados, compartieron aprendizajes y reflexionaron colectivamente sobre las estrategias construidas. En conjunto, estas actividades no solo fortalecieron la educación psicoambiental, sino que también contribuyeron al desarrollo de prácticas preventivas, a la identificación de riesgos y a la construcción de saberes locales orientados a la resiliencia comunitaria frente al cambio climático.

Protagonismo comunitario y género

En relación con el contexto observado, cabe destacar que la explotación y extracción de recursos naturales en América Latina ha estado históricamente marcada por dinámicas de extractivismo asociadas al capitalismo y a procesos de colonialidad, que han configurado territorios profundamente desiguales. En el caso de la costa caribe colombiana, estos procesos se articulan con

formas de urbanización desigual, expropiación ambiental e invisibilización de saberes locales, intensificando la vulnerabilidad socioambiental de comunidades estigmatizadas (Ramos, 2024). Este modelo de desarrollo, sostenido por lógicas patriarcales y racistas, afecta de manera desproporcionada a mujeres pobres y a grupos racializados, quienes suelen ocupar posiciones más precarias en la estructura social y laboral, siendo expuestas a mayores riesgos ambientales y a condiciones de vida más inestables.

En este sentido, las desigualdades de género, raza y clase no solo se superponen, sino que configuran escenarios de mayor vulnerabilidad frente a los impactos del cambio climático, especialmente en contextos donde la ausencia de políticas públicas efectivas limita las capacidades de respuesta y adaptación. Tal como señalan Matos, García y Santos (2023), estas dinámicas evidencian la necesidad de abordar la justicia ambiental desde una perspectiva de género, entendida como un enfoque que analiza cómo las problemáticas ambientales y las desigualdades sociales se entrelazan, generando una distribución desigual de los beneficios y las cargas ambientales. De este modo, pensar en la justicia ambiental de género implica reconocer estas intersecciones y promover estrategias que integren la equidad social, la sostenibilidad ambiental y el reconocimiento de los saberes y prácticas de las comunidades.

Ante lo expuesto, es posible visualizar la intersección entre las cuestiones de género y el racismo ambiental, lo que resalta así importancia de la interseccionalidad en los análisis, así como en la elaboración e implementación de políticas públicas y en las propuestas de gestión integral de riesgos, emergencias y desastres. En este sentido, se reconoce que las mujeres, especialmente en contextos de vulnerabilidad, son quienes enfrentan de manera más directa y desproporcionada los impactos de los eventos climáticos extremos, siendo en muchos casos desplazadas y configurándose como población afectada por dinámicas asociadas a la migración climática (ONU Mujeres, 2023).

En este marco, se destacó el papel central de las mujeres en la organización comunitaria y en la implementación de estrategias de adaptación y mitigación. A pesar de su mayor exposición a los riesgos climáticos, las mujeres surgen como lideresas locales, promoviendo iniciativas colectivas, fortaleciendo redes de apoyo y dinamizando procesos de cuidado comunitario. No obstante, persisten desafíos como la sobrecarga de responsabilidades y la limitada participación en espacios formales de toma de decisiones.

Como parte del trabajo orientado al fortalecimiento del protagonismo comunitario y de género, se desarrolló el curso “Empoderamiento de Mujeres para el Cuidado y la Resiliencia Comunitaria en Contextos Climáticos Adversos”, concebido como una estrategia formativa para potenciar el liderazgo femenino y la organización social en contextos de crisis climática. Este curso, de carácter semipresencial y con metodologías participativas y vivenciales, promovió espacios de reflexión, intercambio de experiencias y construcción colectiva de conocimientos, abordando temáticas como liderazgo comunitario, violencias de género en contextos climáticos, salud integral, redes de apoyo y resiliencia comunitaria.

Asimismo, la propuesta formativa incentivó la creación de redes colaborativas y el fortalecimiento del sentido de pertenencia, contribuyendo al desarrollo de comunidades más inclusivas, sostenibles y resilientes. A través de actividades prácticas, artísticas y de análisis de casos locales, el curso permitió reconocer y visibilizar los saberes y experiencias de las mujeres, consolidándolas como actoras clave en la gestión del riesgo y en la construcción de respuestas comunitarias frente al cambio climático.

Discusión

Los resultados refuerzan de manera clara que los impactos del cambio climático no son neutros, sino que se distribuyen de forma desigual según estructuras históricas de poder, evidenciando la presencia del racismo ambiental y las desigualdades de género. En este sentido, el racismo ambiental permite comprender cómo comunidades racializadas y en situación de vulnerabilidad, frecuentemente ubicadas en territorios con mayores niveles de riesgo, son desproporcionadamente expuestas a amenazas como inundaciones, calor extremo o degradación ambiental, al tiempo que enfrentan mayores barreras para acceder a recursos, protección institucional y procesos de recuperación. Paralelamente, la perspectiva de género visibiliza que las mujeres no solo se encuentran en una posición de mayor vulnerabilidad frente a estos eventos, debido a condiciones estructurales como la sobrecarga de cuidados, la desigualdad económica y la violencia de género, sino que también desempeñan un papel central como agentes de cambio, liderando procesos comunitarios, redes de apoyo y estrategias de adaptación.

En este contexto, la Psicología Ambiental y Social desempeña un papel estratégico al integrar dimensiones subjetivas, colectivas y territoriales, permitiendo comprender cómo estas desigualdades se internalizan, se experimentan y se reproducen en la vida cotidiana, contribuyendo a la construcción de respuestas más eficaces, situadas y sensibles a a los contextos locales.

De este modo, es necesario considerar al sujeto histórico-social, cuya identidad se construye en interacción con el entorno en el que vive, es decir, actuando en él como producto y productor. Desde esta perspectiva, la psicología tiene el desafío de elaborar estrategias que respondan a las demandas emergentes derivadas de las crisis socioambientales, incorporando de manera transversal el enfoque de género y el análisis del racismo ambiental, con el fin de defender a las poblaciones marginadas y garantizar los derechos humanos. Estas acciones pueden incluir intervenciones individuales, pero deben articularse con estrategias colectivas e institucionales, ya que la magnitud de los eventos climáticos extremos exige respuestas integrales y coordinadas (Lane & Codo, 2007; Consejo Federal de Psicología, 2005).

El proyecto promovió el acercamiento entre las comunidades, especialmente aquellas históricamente excluidas, y las instituciones públicas locales, evidenciando la importancia de la participación social en la gestión del riesgo y de desastres. Sin embargo, también puso de manifiesto desafíos persistentes, como la falta de datos actualizados con enfoque diferencial, la desarticulación institucional y la insuficiencia de respuestas gubernamentales, puntos que tienden a profundizar las desigualdades preexistentes.

Finalmente, la experiencia demuestra que las acciones centradas exclusivamente en la emergencia resultan insuficientes frente a problemáticas estructurales como el racismo ambiental y las desigualdades de género. Por ello, se hace necesario invertir en estrategias preventivas, estructurales y participativas que reconozcan estas intersecciones, promoviendo la justicia socioambiental. En este proceso, la cooperación internacional ha sido clave para el intercambio de conocimientos, el fortalecimiento institucional y la ampliación del alcance de intervenciones con enfoque interseccional.

Consideraciones finales

El informe presentado demuestra que el fortalecimiento de la resiliencia local frente a los fenómenos climáticos extremos requiere enfoques integrados, intersectoriales y participativos. En este sentido, la cooperación internacional puede actuar como catalizadora de los procesos locales, promoviendo el intercambio de conocimientos y potenciando las acciones comunitarias, especialmente en contextos donde los datos evidencian brechas significativas en la capacidad de respuesta y adaptación.

A lo largo de esta experiencia, se ha destacado cómo las poblaciones más vulnerables se ven afectadas de manera desproporcionada por las condiciones climáticas extremas. Cuando se analiza el cambio climático desde una perspectiva de género, los datos revelan cifras alarmantes que ponen en evidencia profundas desigualdades estructurales: mayores niveles de exposición al riesgo, limitaciones en el acceso a recursos y una sobrecarga de responsabilidades vinculadas al cuidado, que incrementan la vulnerabilidad de las mujeres en contextos de crisis. Estas cifras no solo reflejan impactos diferenciados, sino también una distribución inequitativa del poder, donde las mujeres continúan teniendo una participación limitada en los espacios de toma de decisiones relacionados con la prevención, mitigación y gestión de desastres.

Asimismo, las observaciones son alarmantes en relación con el reconocimiento y apoyo al liderazgo femenino en procesos comunitarios. A pesar de que las mujeres desempeñan un papel fundamental en la organización social, la gestión del cuidado y la promoción de prácticas sostenibles, sus iniciativas suelen recibir escaso respaldo institucional y social. Esta falta de apoyo no solo limita el alcance de sus acciones, sino que también reproduce dinámicas de exclusión que debilitan las capacidades colectivas de respuesta frente al cambio climático.

De manera similar, el informe “Feminist Climate Justice: A Framework for Action” (Justicia climática feminista: un marco de acción), de ONU Mujeres, señala que los efectos del cambio climático podrían empujar a 158 millones de mujeres y niñas a la pobreza y a 236 millones a la inseguridad alimentaria para 2050 (ONU Mujeres, 2023). Estos datos demuestran claramente el impacto desigual de las emergencias climáticas y refuerzan la necesidad de políticas públicas inclusivas para mitigar dichos efectos. De lo contrario, estas estadísticas seguirán aumentando, agravando no solo la situación de las niñas y las mujeres, sino también la de todas las poblaciones en situación de vulnerabilidad.

Ante este panorama, resulta esencial revisar las concepciones sociales sobre el cambio climático y sus consecuencias, además de contrarrestar las narrativas dominantes sobre conceptos claves relacionadas con el tema. Para ello, es necesario desarrollar estrategias pedagógicas que promuevan la adquisición de conocimientos esenciales para hacer frente a esta crisis global, un proceso que puede entenderse como “alfabetización climática”. Este enfoque tiene el potencial de fortalecer la justicia climática, combatiendo el racismo ambiental y las desigualdades de género, además de garantizar mejores condiciones de vida para las poblaciones más vulnerables.

En cuanto al enfoque multidisciplinario, esta iniciativa debe contribuir a la elaboración y aplicación de nuevas políticas públicas que integren tanto al individuo como a la comunidad. En este sentido, resulta fundamental señalar que es responsabilidad del Estado garantizar y facilitar el acceso a la atención psicológica, especialmente en contextos afectados por fenómenos climáticos extremos, donde los impactos en la salud mental suelen intensificarse. Por ello, la psicología debe ampliar su perspectiva para abordar estas problemáticas, pero es el gobierno quien debe asegurar que estos servicios sean accesibles, oportunos y adecuados, con especial atención a las poblaciones marginadas y en situación de vulnerabilidad.

Asimismo, cabe destacar que, aunque las mujeres son las más afectadas por el cambio climático, también lideran gran parte de las iniciativas orientadas a la preservación ambiental y la resiliencia comunitaria. Este hecho reafirma la importancia de ampliar el financiamiento para estrategias con enfoque de género, priorizando las acciones lideradas por mujeres. De este modo, se vuelve urgente que los gobiernos asuman un compromiso concreto no solo en la formulación de políticas públicas eficaces, sino también en la garantía de acceso a servicios de apoyo psicosocial, respondiendo de manera integral a las demandas sociales emergentes.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la Agencia Noruega para la Cooperación y el Intercambio (NOREC) por su inversión y apoyo al proyecto en todas las etapas de su desarrollo. Agradecen a la Universidad Metropolitana de Barranquilla y a la Universidad de São Caetano do Sul por la colaboración y por hacer posible la realización de las investigaciones.

Agradecemos a las coautoras por su colaboración y por compartir sus conocimientos, así como a todos los demás participantes involucrados indirectamente a través de las comunidades donde se desarrolló el proyecto.

Referencias Bibliográficas

Belmont, M. (2024). Racismo ambiental y justicia climática – Con Mariana Belmont. Pauta Publica. Recuperado de: https://open.spotify.com/episode/0Kcosjm7XPbiLrqZS HNiep?si=r_TINdSRSTGl48HuDASVMA

Bock, A. M. B. (1997). Formación del psicólogo: un debate a partir del significado del fenómeno psicológico. Psicología: Ciencia y Profesión, 17(2), 37–42. doi: 10.1590/S1414- 98931997000200006.

CECCHINI, Simone. Panorama social de América Latina 2022. Santiago: CEPAL, 2022. Obtenido de: https://issuu.com/publicacionescepal/docs/s2300628_es.

Carvalho, A. F. (2024). El protagonismo femenino en la respuesta a los fenómenos climáticos y meteorológicos extremos: estudio de caso con mujeres educadoras (Tesis doctoral). Universidad Estatal de Campinas, Campinas. Consultado en https://repositorio.unicamp.br/acervo/detalhe/1412441.

Matos, P., García, G. A. F., y Santos, M. A. dos (2023). El papel del género en la mitigación y la adaptación al cambio climático en Cabo Verde. Derecho Ambiental y Desarrollo Sostenible, 20. Recuperado de https://dspace.almg.gov.br/handle/11037/52408.

Monteiro, R. R., Santos, M., Souza, J. O. R., & Borges Vieira, M. B. V. (2023). Racismo ambiental, justicia ambiental y cambio climático en Brasil: un análisis de los Informes Anuales de los Objetivos de Desarrollo Sostenible. Revista Em Favor de Igualdade Racial, 6(3), 117–132. doi: 10.29327/269579.6.3-9.

ONU Brasil. (2021). COP26: El 80 % de las personas desplazadas por desastres y el cambio climático son mujeres. Recuperado de https:// brasil.un.org/pt-br/157806-cop26-80-dos-deslocadospor-desastres-e-mudan%C3%A7as-clim%C3%A1ticass%C3%A3o-mulheres

PNUMA (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente). Climate Change 2023: Synthesis Report. Nairobi: UNEP, 2023. Obtenido de: https://www.unep.org/resources/report/climate-change-2023-synthesis-report

RAMOS, Flávio Lima et al. Capitalismo, cambio climático y salud colectiva en comunidades vulnerables de la costa caribeña colombiana. 2024.

ROMANELLO, Marina et al. El informe de 2023 de The Lancet Countdown sobre salud y cambio climático: la necesidad imperiosa de una respuesta centrada en la salud en un mundo que se enfrenta a daños irreversibles. The Lancet, vol. 402, n.º 10419, p. 2346–2394, 2023. DOI: https://doi.org/10.1016/S0140-6736(23)01859-7

VELOSO DOS SANTOS, Mariana; WAKIMOTO, Paula; NERY, Lucas. Salud mental y cambio climático en contextos vulnerables. 2025.

Naciones Unidas. (2009). Las mujeres, la igualdad de género y el cambio climático. Obtenido de https://www.un.org/ womenwatch/feature/climate_change/downloads/ Women_and_Climate_Change_Factsheet.pdf

ONU Mujeres (2023). Justicia climática feminista: un marco de acción. Nueva York: Entidad de las Naciones Unidas para la Igualdad de Género y el Empoderamiento de las Mujeres (ONU Mujeres). Obtenido de https://www. unwomen.org/sites/default/files/2023-12/Feministclimate-justice-A-framework-for-action-en.pdf.

UNESCO. Conferencia Intergubernamental sobre Educación Ambiental: informe final. Tiflis, URSS, 14-26 de octubre de 1977. París: UNESCO, 1978. Obtenido en: http://biblioteca.udgvirtual.udg.mx/jspui/handle/123456789/2221.

RACISMO AMBIENTAL E (IN)JUSTIÇA SOCIOAMBIENTAL: COMO ESSES FENÔMENOS AFETAM O SANEAMENTO DA BAIXADA FLUMINENSE DO RIO DE JANEIRO - BRASIL?

Luize Esther Silva Procopio
Instituição: CEDAE, e-mail: luizeprocopio3@gmail.com

Palavras-chave: racismo ambiental; baixada fluminense; Companhia de Estadual De Águas e Esgotos do Estado do Rio de Janeiro-Brasil

Resumo

A Baixada Fluminense é um espaço urbano que enfrenta historicamente condições socioambientais precárias e ocupa posição central nos debates sobre crise ambiental, problemas que recaem principalmente sobre comunidades majoritariamente não brancas e de baixa renda. Estes problemas não são apenas circunstâncias ambientais isoladas, mas estão associados a processos históricos e estruturais de exclusão socioespacial que configuram formas de racismo ambiental. Esse debate sobre justiça ambiental e suas implicações se torna ainda mais necessário porque parte expressiva das operações da Companhia Estadual de Águas e Esgotos se concentra instalada neste território. Este estudo tem como objetivo explicar os conceitos de racismo e justiça ambiental, realizar a consolidação histórica dos conceitos de (in)justiça e racismo ambiental para tornar possível estabelecer relações entre esses fenômenos e o território da Baixada Fluminense, compreender a construção histórica dos conceitos, entender a sua aplicabilidade do território da Baixada Fluminense, entender o que a Companhia Estadual de Águas e Esgotos do Rio de Janeiro- Brasil está fazendo para mitigar os efeitos desses fenômenos sociais e, por fim, responder aos problemas de pesquisa pertinentes ao assunto.

Introdução

A crise ambiental contemporânea não pode ser compreendida apenas como um fenômeno ecológico isolado, pois está profundamente relacionada às dinâmicas históricas de desigualdade social, racial e territorial que estruturam as cidades brasileiras. Em contextos marcados por urbanização acelerada, ausência de planejamento e concentração desigual de investimentos públicos, determinados grupos populacionais passam a suportar, de forma desproporcional, os impactos negativos da degradação ambiental. Nesse cenário, emergem os debates sobre racismo ambiental e justiça ambiental como categorias analíticas fundamentais para compreender como a distribuição de riscos, danos e benefícios ambientais se articula às hierarquias sociais e raciais.

A Baixada Fluminense, como o próprio nome já diz, se trata de um território plano, rebaixada ao nível do mar ou quando comparada com seu entorno, atravessada por rios e canais meandrados e com extensas planícies de inundação (Britto, Quintslr e Pereira, 2019). Além disso, é uma região historicamente marcada por precariedade de infraestrutura, vulnerabilidade socioeconômica e forte presença de população majoritariamente negra e de baixa renda, constitui um território central para a análise dessas questões. A concentração de problemas relacionados ao saneamento básico, à gestão hídrica e à ocupação urbana irregular evidencia como processos estruturais de exclusão socioespacial se materializam no cotidiano dessas comunidades. Além disso, a atuação da Companhia Estadual de Águas e Esgotos do Rio de Janeiro- Brasil nesse território torna o debate ainda mais relevante, na medida em que coloca em evidência o papel das políticas públicas na mitigação das injustiças socioambientais. Dessa forma, o presente estudo propõe discutir os conceitos de racismo ambiental e justiça ambiental, resgatando sua construção histórica e analisando sua aplicabilidade ao território da Baixada Fluminense. Busca-se ainda, compreender de que maneira tais fenômenos se manifestam na região, quais impactos produzem sobre a qualidade de vida e o acesso aos direitos socioambientais das populações locais, e quais medidas vêm sendo adotadas para enfrentar e mitigar essas desigualdades. Diante do exposto, as perguntas que ficam são: de que forma o racismo ambiental e as injustiças socioambientais se manifestam na Baixada Fluminense e quais são os impactos sobre a qualidade de vida e o acesso aos direitos socioambientais das populações que residem nesses territórios e como esses fenômenos estão sendo mitigados?

Material e Métodos

O presente trabalho consistiu em realizar uma pesquisa bibliográfica qualitativa de natureza exploratória, com o objetivo de obter uma visão geral a respeito do assunto. O material utilizado nessa pesquisa abrangeu as bases de dados do IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística), Google Acadêmico, SciELO Brasil, Academia.edu, além de livros físicos e referências em sites do governo brasileiro e governo americano para auxiliar na fundamentação teórica e no embasamento histórico dos conceitos trabalhados. Para as pesquisas realizadas nas bases de dados on-line foram utilizadas combinações com as seguintes palavras-chave: injustiça ambiental na Baixada Fluminense, história do racismo ambiental e injustiça ambiental.

Discussão

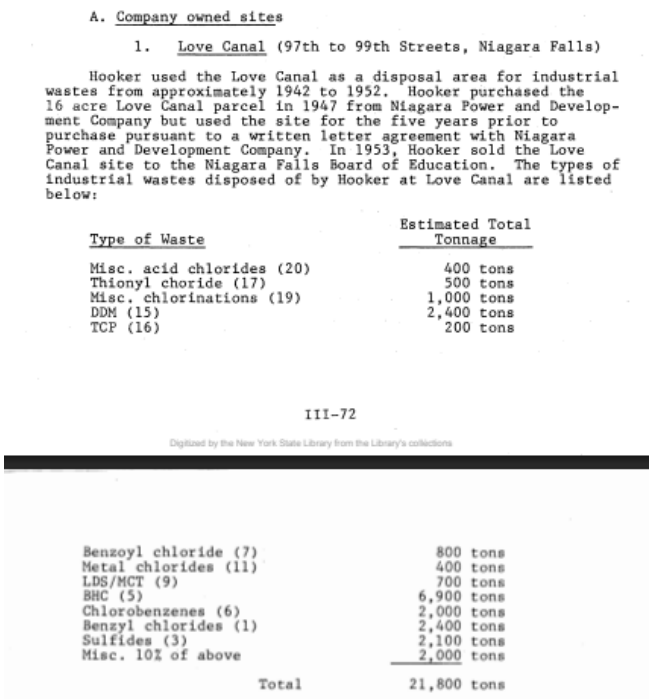
Racismo ambiental ou ecorracismo é um conceito que descreve sobre como as injustiças ambientais recaem de forma desproporcional sobre populações de etnias vulnerabilizadas (Herculano, 2008).

> A expressão suscita estranheza e há quem ache teria sua dose de oportunismo e "apelação". Mas olhe a cor da pele de quem mora nas favelas sobre os morros, nos beira-rios e beira-trilhos; olhe a cor da pele de expressivo número dos corpos levados pelas enchentes, soterrados pelos deslizamentos" (Herculano, 2006)

Já a injustiça ambiental consiste na ideia de que os danos ambientais são distribuídos de forma desigual e influenciados por padrões de desigualdade, esses fenômenos ocorrem quando comunidades de baixa renda são impactadas por fatores como resíduos tóxicos, extração de recursos e outros usos da terra dos quais os moradores dessas comunidades não se beneficiam, e, por fim, justiça ambiental utilizando a explicação de Robert Bullard, considerado o pai da justiça ambiental é:

> a busca do tratamento justo e do envolvimento significativo de todas as pessoas, independentemente de sua raça, cor, origem ou renda no que diz respeito à elaboração, desenvolvimento, implementação e reforço de políticas, leis e regulações ambientais. Por tratamento justo entenda-se que nenhum grupo de pessoas, incluindo-se aí grupos étnicos, raciais ou de classe, deva suportar uma parcela desproporcional das consequências ambientais negativas resultantes de operações industriais, comerciais e municipais, da execução de políticas e programas federais, estaduais, locais ou tribais, bem como das consequências resultantes da ausência ou omissão destas políticas. (Bullard, 1993)

Dessa forma, é possível perceber que os conceitos funcionam de forma complementar. Antes de entrar nas aplicações de racismo e injustiça ambiental no território da Baixada Fluminense, é importante considerar o histórico desses dois fenômenos sociais. Os conceitos de racismo e injustiça ambiental tem início entre as décadas de 1950 e 1970 com a luta pelos direitos civis, mas tem um *boom* e se consolida nos Estados Unidos durante a década de 80 (Souza, 2019), a partir do caso emblemático de *Love Canal.* Com o surgimento de casos com esses, percebeu-se que as comunidades constituídas por minorias étnicas recebiam uma quantidade desproporcional de fontes de problemas ambientais que, ao mesmo tempo, representavam grandes riscos para a saúde. Para tornar a explicação do conceito mais palpável, vale dar uma breve explicação do desastre ecológico de Love Canal. O desastre ecológico de *Love Canal* foi provocado pelo despejo de poluentes no bairro residencial *Love Canal* localizado em *Niagara Falls* durante a década de 1970, porém, essa história se inicia no ano de 1892, com o planejamento de um projeto por parte de William Love, para a construção de um canal que conectaria as regiões norte e sul do Rio Niágara, e então seria uma cascata artificial que abasteceria residências e indústrias da região. Duas crises econômicas, o Pânico de 1893 e o Pânico de 1907, na América do Norte, que antecederam a guerra na época, não permitiram a continuidade das obras, então, em 1910 a obra foi interrompida. A partir desse momento, o que seria um canal tornou-se um depósito de lixo químico para as grandes indústrias. Durante mais de 20 anos (1920-1941), os rejeitos eram depositados sem regulação e entre 1942 e 1953 a empresa *Hooker Chemicals and Plastics* descartou mais de 21 mil toneladas de aproximadamente 200 resíduos tóxicos e 11 destes sendo suspeitos de serem cancerígenos, dentre esses estavam os compostos químicos benzeno, tolueno, lindano, tricloroetileno, clorofórmios, cloreto de metileno e outros compostos químicos de altíssima toxicidade (Figura 01). No último ano de funcionamento, a empresa drenou e fechou o canal com argila. Posteriormente o terreno foi vendido para o Conselho de Educação da região por US$1, no contrato tinha uma cláusula eximindo a empresa de qualquer responsabilidade futura pelos resíduos tóxicos ali jogados. Após essa venda, a área foi transformada em um bairro residencial, com casas adjacentes ao aterro e uma escola primária (Fletcher, 2002). Antes do desastre acontecer, os moradores da região já tinham relatado ao poder público a presença de fortes odores, aparecimento de doenças, recém-nascidos com anomalias congênitas, alta taxa de abortos espontâneos, alergias respiratórias e epidérmicas e outros problemas de saúde (*The Office of Public Health*, 1978). No ano de 1978 após uma nevasca, o aterro ficou exposto, evidenciando a causa de todos aqueles problemas. Os produtos químicos subiram à superfície, os odores pioraram, foram descobertas infiltrações químicas subterrâneas em blocos de cimento em algumas casas mais próximas do canal e árvores morreram. Diante dessa situação, o secretário de saúde de Nova York declarou a área como um ameaça para a saúde e bem-estar dos seres humanos, assim ordenando que o acesso ao local fosse restringido (*New York State Department of Health*, 1988). Após a descoberta do local, o Conselho Nacional de Pesquisa dos Estados Unidos (NRC) realizou estudos sobre a saúde dos moradores e do local. O órgão observou que a principal exposição preocupante era a água subterrânea, e não a água para consumo direto. A água subterrânea infiltrava nos porões e então se espalhava para o ar e solo. O Conselho observou um estudo que constatou que as crianças que foram expostas apresentavam excesso de convulsões, problemas de aprendizagem, hiperatividade, dores abdominais, erupções cutâneas, incontinência e problemas relacionados ao crescimento.



A. Company owned sites

1. Love Canal (97th to 99th Streets, Niagara Falls)

Hooker used the Love Canal as a disposal area for industrial wastes from approximately 1942 to 1952. Hooker purchased the 16 acre Love Canal parcel in 1947 from Niagara Power and Development Company but used the site for the five years prior to purchase pursuant to a written letter agreement with Niagara Power and Development Company. In 1953, Hooker sold the Love Canal site to the Niagara Falls Board of Education. The types of industrial wastes disposed of by Hooker at Love Canal are listed below:

Type of Waste	Estimated Total Tonnage
Misc. acid chlorides (20)	400 tons
Thionyl choride (17)	500 tons
Misc. chlorinations (19)	1,000 tons
DDM (15)	2,400 tons
TCP (16)	200 tons

III-72

Digitized by the New York State Library from the Library's collections

Benzoyl chloride (7)	800 tons
Metal chlorides (11)	400 tons
LDS/MCT (9)	700 tons
BHC (5)	6,900 tons
Chlorobenzenes (6)	2,000 tons
Benzyl chlorides (1)	2,400 tons
Sulfides (3)	2,100 tons
Misc. 10% of above	2,000 tons
Total	21,800 tons

Figura 01: Parte do relatório que mostra o tipo e a quantidade dos compostos químicos encontrados na região.
Fonte: *Draft report on hazardous waste disposal in Erie and Niagara counties, New York* (1979)

A partir do caso exposto a pergunta que fica é: por que comunidades e/ou países em desenvolvimento, composta em sua maioria por pessoas não brancas e com pouco poder aquisitivo, foram e são até hoje são "escolhidas" para o despejo irregular de rejeitos tóxicos, enquanto os bairros de pessoas brancas que eram mais próximos dessas indústrias, como a *Hooker Chemicals and Plastics* além de não serem escolhidas, não foram tampouco consideradas? O controverso *Memorando Summers* que se tornou um marco simbólico nos debates sobre racismo ambiental explicita como decisões econômicas globais podem estruturar a distribuição desigual da poluição e dos riscos ambientais. O documento defendia que faria "sentido" transferir as "indústrias sujas" para países pobres, já que como os salários eram mais baixos em países pobres, o "custo" econômico de doenças e mortes seria menor e alegava-se que alguns países africanos estariam "menos poluídos" e, portanto, teriam "margem" para receber mais poluição. Logo após esses desastres e o vazamento do documento, diversos acadêmicos começaram a pesquisar a relação desses acontecimentos com a questão racial (por ex. *Toxic Wastes and Race In The United States*), e ficou claro que a questão racial foi considerada a variável mais expressiva, mais significativa do que a pobreza, a propriedade e os valores da terra.

A Baixada Fluminense (B.F.) se localiza no Estado do Rio de Janeiro- Brasil, e é constituída pelos municípios de Duque de Caxias, Nova Iguaçu, Nilópolis, Belford Roxo, Queimados, Magé, Paracambi, Japeri, Guapimirim, Mesquita, Itaguaí, Seropédica e São João de Meriti. Trata-se de um território majoritariamente formado por população não branca, sendo que aproximadamente 70% dos habitantes se autodeclaram pretos ou pardos (IBGE, 2022), essa posição coloca o território como uma das regiões com maior concentração de população negra no estado e no Centro-Sul do Brasil. Historicamente, a região ocupou posição estratégica no estado do Rio de Janeiro. Sempre apresentou intenso fluxo e permanência de pessoas, além de manter estreita relação com a cidade do Rio de Janeiro. No século XVIII, destacou-se como área produtora de alimentos para a capital e como rota de passagem do ouro proveniente de Minas Gerais em direção ao porto carioca. Diante da necessidade de escoamento do ouro e abastecimento da província mineira, a então denominada Baixada da Guanabara consolidou-se como espaço estratégico e de circulação obrigatória de insumos e pessoas. Apesar da sua relevância histórica e territorial, a B.F enfrentava a expansão urbana desordenada, surtos de doenças como malária, febre amarela e insalubridade. Na contemporaneidade, a Baixada Fluminense pode ser compreendida como um "organismo" autônomo dentro do estado do Rio de Janeiro. A região possui rica trajetória histórica na construção do estado, conta com municípios com prefeituras próprias, redes municipais de saúde e educação, além de uma dinâmica socioeconômica relativamente autônoma. Entretanto, apesar dessa relevância histórica e administrativa, a Baixada permanece marcada por profundas vulnerabilidades estruturais. Destacam-se a deficiência na infraestrutura urbana, a exposição a riscos ambientais como enchentes e deslizamentos, a elevada concentração de indústrias poluentes e o acesso insuficiente ao saneamento básico. Considerando suas especificidades históricas, sociais e geográficas, a Baixada Fluminense configura-se como território estratégico para a análise dos conceitos de racismo e justiça ambiental. Diversos autores abordam a questão ambiental na região enfatizando que os problemas atuais são resultado de um legado histórico que contribuiu para a consolidação de um território marginalizado e para a persistência de processos de exclusão (Costa e Ioris, 2015). Nesse contexto, a população negra figura como a mais afetada pela negligência estrutural. As tragédias decorrentes de enchentes e deslizamentos de terra ocorrem de forma cíclica, atingindo sobretudo áreas periféricas majoritariamente ocupadas por população negra, onde se concentra o maior número de vítimas fatais.

Fadel (2006) em sua tese de doutorado apresenta a percepção da Baixada Fluminense como um local insalubre expondo um caso publicado no periódico Gazeta de Notícias em um artigo de 2 de maio de 1907, intitulada de "Em Xerém ─ na captação das águas ─ a febre palustre dizima". A reportagem mostra um grupo de operários contando as suas experiências com a febre palustre, doença conhecida atualmente como malária, transmitida pelo mosquito *Anopheles* (mosquito-prego). Segundo Brito e Quintslr (2020), a precariedade no acesso ao esgotamento sanitário é um dos maiores problemas ambientais da Região Metropolitana do Rio de Janeiro, em especial o território da Baixada Fluminense, e afeta negativamente as condições de vida da população e os rios da região, sendo uma das principais causas da poluição da Baía de Guanabara. Desse modo, é possível perceber que as bibliografias acerca da temática reconhecem a Baixada Fluminense como um território historicamente vulnerável e marginalizado, apesar de exercer muita influência para o funcionamento da Região Metropolitana do Rio de Janeiro de uma forma geral.

Uma questão que vale ponderar é o caso da Cidade dos Meninos, que foi um dos episódios mais graves de contaminação ambiental e negligência sanitária da história do Brasil. A Cidade dos Meninos era um complexo formado por moradias e escolas em Pilar, bairro localizado no distrito de Campos Elíseos, no município de Duque de Caxias (RJ). O projeto foi idealizado por Darcy Vargas, em 1943, com o objetivo de amparar crianças em situação de vulnerabilidade da região. Inicialmente chamado de "Cidade das Meninas", o espaço contaria com diversos pavilhões destinados à moradia, educação e cursos profissionalizantes. A proposta previa que, ao atingirem a idade adulta, as meninas permaneceriam no local, formando novos núcleos habitacionais compostos por cerca de 20 integrantes cada (Braga, 1996 *apud* Herculano, 2001). Em 1945, a administração foi transferida para a Fundação Abrigo Cristo Redentor, vinculada a Levi Miranda, e o nome passou a ser "Cidade dos Meninos", embora a proposta original tenha sido mantida a região também foi sendo utilizada para atividades industriais ligadas ao governo. Já em 1949, o químico holandês Henk Kemp, responsável por processos industriais de produção de HCH (hexaclorociclohexano) por catálise a baixa temperatura, visitou a instituição e sugeriu a Mário Pinotti, então diretor do Serviço Nacional de Malária, a instalação de uma unidade de produção de DDT e do chamado comumente "pó-de-broca" (HCH) no local para o controle de vetores de doenças como malária e doença de Chagas. A fábrica foi instalada em 1950 e operou até a década de 1960, quando as operações foram encerradas, grandes quantidades de resíduos químicos foram simplesmente deixadas no local, sem qualquer tratamento e descarte adequados. Com o passar dos anos, os recipientes que armazenavam esses produtos se deterioraram, permitindo que o veneno se espalhasse pelo solo e pela água. A população que vivia na região, muitas vezes sem saber do risco, acabou sendo exposta diretamente à contaminação, muitos até acreditavam que o DDT e o HCH eram remédios e alguns moradores usavam os venenos como remédio para matar piolhos. Muitas crianças chegaram a brincar com o pó branco que vazava dos barris, sem imaginar que se tratava de uma substância altamente tóxica. Essa exposição prolongada trouxe consequências sérias, como problemas neurológicos, distúrbios hormonais e aumento do risco de câncer.

> "Misturava o pó de broca com banha de porco, faz aquela pasta, bota um pouquinho de enxofre amarelinho que tinha também lá no chão da fábrica, bota na cabeça e amarra um saco para dar uma abafada."
>
> -Trecho da entrevista para Repórter Brasil cedida por Miguel da Silva, uma liderança da comunidade
>
> "Nós usávamos o pó de broca para tudo. Colocávamos nas casas para matar mosquito; se a criança tinha piolho, ou raspava o cabelo ou metia pó de broca. Era um santo remédio", relembra dona Maria Sarmento"
>
> - Trecho da entrevista cedida para Repórter Brasil

O HCH é um composto organoclorado classificado como carcinogênico para humanos. Amplamente produzido e utilizado entre as décadas de 1940 e 1980, apresenta alta resistência à degradação ambiental, sendo atualmente classificado como um poluente orgânico persistente (POP). Já o DDT (diclorodifeniltricloroetano) é um inseticida igualmente organoclorado, utilizado a partir da 2° Guerra Mundial para combater malária e pragas agrícolas. O DDT é tóxico, irritante, classificado como possivelmente carcinogênico para humanos e devido à sua bioacumulação e efeitos nocivos, foi proibição em muitos países a partir da década de 1970, no Brasil o uso foi proibido pela Lei n° 11.936/2009. A substância, assim como o HCH, também é classificada como um Poluente Orgânico Persistente e tem o seu uso controlado pela Convenção de Estocolmo. O *boom* acerca da temática se iniciou com uma solicitação da Ministério da Saúde para que a Fundação Osvaldo Cruz (Fiocruz) colaborasse no esclarecimento dos fatos, noticiados pela imprensa carioca em 1989 relativos a uma contaminação ambiental por HCH. A imprensa denunciava o fato de moradores da Cidade dos Meninos estarem vendendo "pó de broca" em feiras e em lojas de ferragens na região de Duque de Caxias, algumas notícias também destacavam que na mesma área funcionava um orfanato que abrigava cerca de 400 crianças e adolescentes e que a população residente convivia com esta substância desde os anos 50, período de início das operações da fábrica.

Outra questão que permeia o meio ambiente da região é a concentração de grandes indústrias dos setores petroquímico, energético, logística e atacado. A mais significativa é a Refinaria de Duque de Caxias (REDUC), inaugurada em 1961 durante o

governo de Juscelino Kubitschek e atualmente é muito notável pela geração de empregos, pelo pioneirismo na produção do óleo diesel S-50, produto que possui 90% menos enxofre que o diesel utilizado anteriormente nas regiões metropolitanas, o que contribuí muito para a melhoria da qualidade do ar, mas sobretudo a Refinaria é muito conhecida pelos acidentes ocorridos em 1972 e 2000. O primeiro acidente ocorreu em 1972 no distrito de Campos Elísios e foi descrito na manchete do Jornal A Notícia como o que parecia ser "o fim do mundo" e após o desastre "médicos choravam e feridos pediam para serem mortos". Foi desencadeado por um vazamento de gás liquefeito de petróleo (GLP) que causou uma explosão, seguida de outras explosões menores (Costa, 2011). Já o acidente ocorrido em 2000 foi o vazamento de 1,3 milhões de litros de óleo na Baía de Guanabara, devido ao rompimento de um duto que bombeava o óleo refinado para o Terminal da Ilha d' Água, nas proximidades da Ilha do Governador. Assim como em *Love Canal*, a Baixada Fluminense é um território que apresenta profundas desigualdades socioespaciais, e, que como citado anteriormente apresenta clássicas experiências de injustiça ambiental relacionados à industrialização e a localização de atividades poluentes como refinarias e indústrias próximas a áreas periféricas e não brancas. Além disso, a região sofre com as "ilhas de calor", que segundo Gregório e Brandão (2010), é ocasionada por algumas características comuns dos centros, como a substituição de áreas verdes por área construída, dificulta a infiltração das águas pluviais no solo, acarretando alargamento e chuvas intensas, e, com a redução dessas áreas verdes, o calor fica preso no espaço urbano e com a altura cada vez maior dos prédios prejudicando a livre circulação dos ventos.

Nesse contexto de mudanças climáticas e negligência no que diz respeito a questão ambiental, a questão do abastecimento hídrico e do saneamento torna-se central, já que o acesso à água potável e ao saneamento básico são direitos essenciais humanos, pois tanto a água quanto o esgoto estão relacionados intrinsecamente a vida e a dignidade humana (Estevam, 2024). A Companhia Estadual de Águas e Esgotos do Estado do Rio de Janeiro é a empresa responsável pela captação e tratamento de água na Região Metropolitana do Rio de Janeiro, foi criada em 1975 a partir da união de três empresas: a Companhia Estadual de Águas da Guanabara (Cedag), a Empresa de Saneamento da Guanabara (Esag) e a Companhia de Saneamento do Estado do Rio de Janeiro (Sanerj), e opera os principais sistemas de abastecimento de água potável, principalmente os sistemas Guandu-Lameirão e Lajes-Acari, que são responsáveis por atender parte expressiva da população da região metropolitana do Estado. Entretanto, assim como no período imperial, a urbanização permanece como um desafio estrutural. A expansão urbana desordenada e a ocupação de áreas próximas aos mananciais comprometem a qualidade ambiental e tensionam a gestão dos recursos hídricos. Essas dinâmicas evidenciam processos de injustiça ambiental, sobretudo quando se observa que populações negras e periféricas são as mais expostas à precariedade do saneamento, aos riscos de enchentes e deslizamentos e à negligência histórica do poder público.

O planejamento estratégico futuro precisa considerar e já está considerando esses aspectos. A implementação de políticas ESG tem se tornado cada vez mais estratégica, com foco em ações sustentáveis, governança responsável e responsabilidade social. Em 2021, a Companhia passou a integrar o Pacto Global da ONU, a maior iniciativa de sustentabilidade corporativa do mundo, comprometendo-se com princípios relacionados a direitos humanos, meio ambiente, trabalho e combate à corrupção (CEDAE, 2026). No campo ambiental, a Companhia desenvolve programas voltados à proteção de mananciais como o Programa de Restauração do Corredor Tinguá-Bocaína, o Programa Replantando Vida, programa que utiliza mão de obra apenada para realizar tarefas relacionadas ao tratamento de água, confecção de uniformes, jardinagem, atendimento no *call center*, além de serviços gerais, administrativos e operacionais, além da abertura da chamada pública "Quem planta floresta, colhe água", que chama a ação, instituições públicas e privadas, pessoas físicas que atuem na restauração ou enriquecimento florestal, por meio da doação de mudas nativas da Mata Atlântica; redução de perdas no sistema de abastecimento e ampliação do tratamento de esgoto, visando mitigar impactos ambientais e ampliar a segurança hídrica e por fim, vale considerar também o programa Recicla Cedae, que tem como principal objetivo a promoção da conscientização e educação ambiental e a sustentabilidade e a destinação adequada de resíduos recicláveis (cooperativa de catadores) e de resíduos orgânicos (compostagem) produzidos pelos colaboradores em seu cotidiano, favorecendo a adesão no programa de Coleta Seletiva Solidária da Companhia, aprimorando a segregação dos resíduos e rejeitos, além de contribuir positivamente para a destinação sustentável de resíduos visando possível certificação Lixo Zero e contribuindo para a sustentabilidade social do Estado, ultrapassando as fronteiras do território da Cidade Nova, bairro que se localiza o prédio sede da Companhia. No âmbito social, investe em projetos de educação ambiental, como a Estação de Educação Socioambiental do Tinguá, ações comunitárias em áreas vulneráveis, como o Cedae Cidadania e iniciativas voltadas à universalização do acesso à água e ao saneamento, buscando reduzir desigualdades históricas que afetam especialmente a população negra e periférica da Baixada Fluminense. Já na dimensão da governança, fortalece mecanismos de transparência, conformidade regulatória e gestão de riscos, se alinhando às melhores práticas de sustentabilidade corporativa.

Dessa forma, a incorporação das diretrizes ESG e a adesão ao Pacto Global da ONU indicam uma mudança de paradigma na gestão dos recursos hídricos, na qual eficiência operacional, responsabilidade ambiental e justiça social passam a ser dimensões interdependentes. No entanto, para que esses compromissos se traduzam em transformação efetiva do território, é fundamental que as políticas sustentáveis dialoguem diretamente com a realidade socioambiental da Baixada Fluminense, enfrentando de maneira estrutural as desigualdades que historicamente marcaram a região.

Considerações Finais

Durante o artigo, foi possível abordar de forma clara os conceitos de racismo e injustiça ambiental e perceber quanto esses dois conceitos estão enraizados na história do território da Baixada Fluminense. A região enfrenta a expansão urbana desordenada, surtos de doenças como malária e febre amarela, insalubridade e desastres ambientais desde quando era chamada

"Baixada da Guanabara" e possuía relevância histórica e econômica para o funcionamento do estado. Na contemporaneidade, a região é encarada como um "organismo" praticamente autônomo, com municípios com prefeituras próprias, redes municipais de saúde e educação, que permanece marcada por profundas vulnerabilidades estruturais, sobretudo no que diz respeito a temática do saneamento e abastecimento hídrico. Nesse sentido, a questão do saneamento e abastecimento hídrico se torna central. Também foi possível analisar o que Companhia está fazendo para mitigar os efeitos do racismo e injustiça ambiental não somente na região da Baixada, mas na região metropolitana do Rio de Janeiro de uma forma geral por meio de iniciativas de plantio, educação ambiental e proteção aos mananciais. Pensar em racismo ambiental na Baixada Fluminense é de suma importância para tecer relações com outras áreas do conhecimento, como história, sociologia, administração pública, geografia, gestão e engenharia ambiental para a formulação de políticas públicas acerca do assunto.

Agradecimentos

Agradeço profundamente à minha família pelo apoio incondicional, tanto emocional quanto financeiro, que foi essencial ao longo desta trajetória. Expresso também minha sincera gratidão a Verônica e Luciana por todo o suporte, incentivo e contribuições significativas, que fizeram e fazem diferença não apenas na minha formação acadêmica, mas também no meu desenvolvimento profissional.

Referências bibliográficas

AGÊNCIA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DOS ESTADOS UNIDOS (EPA). ***Love Canal tragedy.*** Disponível em: https://www.epa.gov/archive/epa/aboutepa/love-canal-tragedy.html. Acesso em: 24 abr. 2026.

BERKELEY UNIVERSITY. **Memorando Summers**. Disponível em: https://eml.berkeley.edu/~webfac/harrison/e181_s04/181s04summers.pdf. Acesso em: 24 abr. 2026.

BRITTO, A. L. N. de P.; QUINTSLR, S. **Políticas e programas para esgotamento sanitário na metrópole do Rio de Janeiro: um olhar na perspectiva das desigualdades ambientais.** Cadernos Metrópole, v. 22, n. 48, p. 435–456, maio 2020.

BURMANN, Alexandre; BURGEL, Caroline Ferri; STEINMETZ, Wilson Antônio. **A tragédia ambiental do bairro residencial Love Canal em Nova York.** Revista Quaestio Iuris, [S. l.], v. 16, n. 2, p. 1268–1288, 2023. DOI: 10.12957/rqi.2023.71211. Disponível em: https://www.e-publicacoes.uerj.br/quaestioiuris/article/view/71211. Acesso em: 29 abr. 2026.

CEDAE (Companhia Estadual de Águas e Esgotos do Rio de Janeiro). **Relatório institucional**. Rio de Janeiro: CEDAE, 2026.

COSTA, Maria Angélica Maciel; IORIS, Antônio Augusto Rossotto. **Até a última gota: complexidade hidrossocial e ecologia política da água na baixada fluminense (RJ, Brasil).** In: CASTRO, José Esteban; HELLER, Léo; MORAIS, Maria da Piedade (Ed.). *O direito à água como política pública na América Latina: uma exploração teórica e empírica*. Brasília, DF: Ipea, 2015. p. 109–128.

EJOLT. ***Lawrence Summers' principle***. Disponível em: http://www.ejolt.org/2013/02/lawrence-summers%E2%80%99-principle/. Acesso em: 7 abr. 2026.

ESTADOS UNIDOS. New York State Department of Health. ***Habitability decision report on habitability Love Canal emergency declaration area***. Disponível em: https://www.health.ny.gov/environmental/investigations/love_canal/lcdec88.pdf. Acesso em: 8 fev. 2026.

ESTEVAM, Douglas. ***Concessão regionalizada do saneamento: região metropolitana do Rio de Janeiro***. [S. l.: s. n.], [s. d.].

FLETCHER, Thomas. ***Neighborhood change at Love Canal: contamination, evacuation and resettlement***. 2002.

GOVERNO DO BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Projeto PCB**. Disponível em: https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/meio-ambiente-urbano-recursos-hidricos-qualidade-ambiental/seguranca-quimica/convencao-de-estocolmo/pcb/projeto_pcb. Acesso em: 24 abr. 2026.

GREGÓRIO, Leandro da Silva; BRANDÃO, Ana Maria P. Macedo. **O clima urbano de São João de Meriti/RJ: um estudo aplicado à análise do campo térmico e ilhas de calor**. Revista Brasileira de Climatologia, [S. l.], v. 7, 2021. DOI:

10.5380/abclima.v7i0.25623. Disponível em: https://ojs.ufgd.edu.br/rbclima/article/view/13571. Acesso em: 31 mar. 2026.

GRIST. ***Little Louisiana (Cancer Alley)***. Disponível em: https://grist.org/article/little-louisiana/. Acesso em: 24 abr. 2026.

HERCULANO, Selene. **Racismo ambiental: o que é isso?** [S. l.: s. n.], [s. d.].

HERCULANO, Selene. **Resenhando o debate sobre justiça ambiental: produção teórica, breve acervo de casos e criação da rede brasileira de justiça ambiental**. Desenvolvimento e Meio Ambiente, [S. l.], v. 5, 2002. DOI: 10.5380/dma.v5i0.22124. Disponível em: https://revistas.ufpr.br/made/article/view/22124. Acesso em: 3 maio 2026.

IBM. ***Environmental justice***. Disponível em: https://www.ibm.com/br-pt/think/topics/environmental-justice. Acesso em: 20 abr. 2026.

NATIONAL GEOGRAPHIC BRASIL. **As origens da justiça ambiental: por que só agora está recebendo atenção**. Disponível em: https://www.nationalgeographicbrasil.com/meio-ambiente/2021/03/as-origens-da-justica-ambiental-por-que-so-agora-recebendo-atencao. Acesso em: 24 abr. 2026.

NEW YORK (State). Interagency Task Force on Hazardous Wastes. ***Draft report on hazardous waste disposal in Erie and Niagara counties, New York***. [S. l.: s. n.], 1979. Disponível em: https://nysl.ptfs.com/aw-server/rest/product/purl/NYSL/i/27765baf-c055-43eb-aed1-a2a3a7bb5601. Acesso em: 4 abr. 2026.

NEW YORK CITY. ***Resource Conservation and Recovery Act***. Disponível em: https://www.nyc.gov/assets/ddc/downloads/town-and-gown/Resource%20Conservation%20and%20Recovery%20Act.pdf. Acesso em: 26 fev. 2026.

RESEARCHGATE. ***PCBs and Warren County***. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/Gerald-Waneck/publication/244483263_Special_water_issue_PCBs_and_Warren_County/links/00b4951d3bb170489d000000/Special-water-issue-PCBs-and-Warren-County.pdf. Acesso em: 24 mar. 2026.

REPORTER BRASIL. **Uma cidade envenenada: a história desconhecida de um dos maiores desastres ambientais do Brasil**. Disponível em: https://reporterbrasil.org.br/2021/08/uma-cidade-envenenada-a-historia-desconhecida-de-um-dos-maiores-desastres-ambientais-do-brasil/. Acesso em: 20 mar. 2026.

SCIENCEDIRECT. ***Neighborhood change at Love Canal: contamination, evacuation and resettlement***. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0264837702000455. Acesso em: 24 abr. 2026.

UNESP. **Documento sobre Love Canal**. Disponível em: https://repositorio.unesp.br/server/api/core/bitstreams/b5df3c6f-3381-40ec-9285-63caa9a937f4/content. Acesso em: 24 abr. 2026.

ILHAS DE CALOR, RACISMO AMBIENTAL E INJUSTIÇA SOCIOAMBIENTAL EM SALVADOR (BA): UMA ANÁLISE SOCIOESPACIAL DO COMPLEXO HABITACIONAL CAJAZEIRAS

1 Emanuelle Silveira Damasceno Meira, 2 Lorena Franklin Pinto, 3 Raul Costa Pinto

1 Universidade Federal da Bahia (UFBA), e-mail: emanuelledamasceno.m@gmail.com; 2 Universidade Estadual Vale do Acaraú (UVA), lorenafranklin883@gmail.com; 3 Universidade do Estado da Bahia (UNEB), e-mail: raulcosta7@hotmail.com

Palavras-chave: Ilhas de calor; racismo ambiental; justiça socioambiental.

Resumo

Historicamente o processo de urbanização cresceu de forma desigual, especialmente no bairro Cajazeiras localizado no município de Salvador - BA o qual apresenta diversos problemas decorrentes do passado. O presente trabalho objetiva analisar o racismo ambiental e a justiça socioambiental na cidade de Salvador, bairro Cajazeiras. A fim de realizar uma análise socioespacial, foi utilizado pesquisas bibliográficas, tratamento de dados espaciais e a elaboração de mapas no Qgis 3.40.6 sobre a população negra e a temperatura do Complexo Habitacional de Cajazeiras. A pesquisa resultou da relação entre temperatura e quantitativo da população negra na periferia interferindo diretamente na qualidade de vida da população. As altas temperaturas e o baixo percentual de arborização na região periférica de Salvador reforça a ocorrência de racismo ambiental e de injustiça socioambiental.O crescimento de Salvador influenciou diretamente no desenvolvimento do bairro Cajazeiras, bem como o baixo investimento em expansão da vegetação na região periférica o qual ocupa o maior percentual de população baixa renda e negra.

Introdução

O processo de urbanização brasileira apresenta um padrão historicamente marcado pela distribuição desigual de benefícios ambientais, orientada por uma lógica essencialmente mercantil. Em decorrência do ritmo acelerado do modo de produção capitalista do espaço urbano, as cidades tornaram-se ambientes progressivamente mais frágeis, complexos e vulneráveis. Ações como a supressão da vegetação, frequentemente associada com o propósito de ampliar áreas destinadas à construção civil e à expansão imobiliária, produziram impactos significativos sobre o clima urbano e reduziram a capacidade de resiliência das cidades frente a eventos ambientais adversos.

Nesse contexto, adensamentos mal planejados, acentuação da verticalização imobiliária, ocupações irregulares e impermeabilização extensiva do solo se constituem como fatores diretamente relacionados ao aumento da temperatura no espaço urbano. Tais processos se manifestam em ambientes urbanos, sobretudo naqueles com maior capacidade de absorção e retenção de calor, favorecendo a formação e consolidação de ilhas de calor.

Entretanto, as ilhas de calor não se distribuem de modo linear, homogêneo ou aleatório ao longo das cidades. Sua ocorrência está vinculada à lógica de produção capitalista do espaço e à valorização desigual do território urbano. O valor do espaço encontra-se diretamente relacionado a sua estrutura e vantagens competitivas de mercado. Assim, as heterogeneidades sociais associadas à população que vive em cada bairro com seu respectivo grau de valorização refletem também as vulnerabilidades socioambientais às quais elas estão submetidas.

Ao mercantilizar aspectos do urbano de paisagens preservadas ou produzidas, cujos espaços são dotados de arborização, parques e outras infraestruturas verdes, a sustentabilidade urbana se converte em ativo econômico. Nesse sentido, a sustentabilidade passa a desempenhar um papel importante em processos especulativos e de diferenciação do espaço. Deste modo, o capital apropria-se deste discurso e transforma atributos ambientais em mecanismos de agregação de valor ao metro quadrado a ser comercializado e ao seu entorno imediato.

Processos como estes podem ser compreendidos como os norteadores da chamada gentrificação verde. Compreende-se como gentrificação uma manifestação da segregação socioespacial, na qual espaços urbanos são reorganizados a partir de uma lógica de financeirização da habitação e de reorientação voltada para o mercado (Milian, 2022). Políticas favoráveis à gentrificação são sinalizadas como aquelas que contribuem com a especulação do espaço, elevando exponencialmente o seu valor de troca, e restringindo o acesso das populações de menor renda a áreas anteriormente habitadas por elas. Como consequência, grupos sociais que não dispõem de capital suficiente para acessar e viver nestes determinados locais são progressivamente deslocados.

Anguelovski (2022) afirma que o valor de infraestruturas verdes é amplamente reconhecido em cidades europeias em razão de seus diversos benefícios ecossistêmicos vinculados à adaptação climática, entre eles o resfriamento urbano, a melhoria da qualidade do ar e a ampliação do conforto térmico. No entanto, a autora ressalta que as injustiças referentes à distribuição do acesso aos espaços verdes permanecem diretamente associadas a marcadores estruturais de raça e renda. De modo semelhante, esta mesma configuração se manifesta nas cidades brasileiras.

A gentrificação verde constitui, portanto, uma vertente da gentrificação tradicionalmente replicada em territórios urbanos, diferenciando-se por incorporar o discurso dotado de um viés de sustentabilidade ao seu modo de funcionamento. O investimento em infraestruturas verdes, as intervenções paisagísticas e a chamada produção da natureza passam a ser artifícios utilizados pelo setor imobiliário como diferenciais mercadológicos. Esses atributos são convertidos em vantagens ambientais e, consequentemente, em um aumento expressivo do preço do espaço urbano, resultando na expulsão das populações pobres dessas localidades.

Baliscei e Ferreira (2025) definem o processo de gentrificação verde como um mecanismo de segregação sustentável, reflexo da reconfiguração de áreas urbanas voltadas à maximização de lucros por meio da comercialização de espaços verdes com maior valor agregado. Embora estes autores afirmem que tais efeitos podem ser mitigados mediante a priorização da justiça ambiental e da equidade social - fatores que deveriam ser indissociáveis entre si -, esse movimento se opõe aos interesses estruturais do capital.

A negação de direito à cidade, e, de modo mais específico, o acesso desigual aos serviços ambientais desempenhados pela presença e manutenção de áreas verdes atingem de forma mais incisiva a população mais pobre que habita na cidade (Baumgartner, 2021). Como consequência, novas desigualdades sociais, raciais e de saúde são produzidas, afastando a possibilidade de construção de cenários orientados pela equidade de acessos e pela justiça climática (Anguelovski, 2022).

Ainda de acordo com os autores, a "sustentabilidade insustentável" se refere à forma com que os benefícios ambientais são aplicados quando se negligencia a equidade social de acessibilidade aos efeitos positivos. Como resultado, grupos marginalizados, submetidos a deslocamentos forçados ou à expulsão indireta, passam a ocupar áreas desprovidas de tais infraestruturas verdes e mais suscetíveis a diferentes riscos ambientais. Quando aspectos geográficos, sociais, econômicos não são levados em consideração no processo de implementação de modernizações verdes, as contradições da produção capitalista do espaço urbano tornam-se ainda mais expressivas, reforçando processos de exclusão, desigualdade e especulação (Baliscei e Ferreira, 2025)

As relações entre sociedade e natureza materializam-se nos territórios urbanos de modo particularmente mais intenso, fator que exige uma leitura crítica, analítica e socialmente comprometida quanto às alterações climáticas em curso. Torna-se necessário preparar os espaços urbanos para serem capazes de contemplar os requisitos necessários para mitigação dos impactos ambientais negativos e para a adaptação climática, mantendo como princípio norteador a promoção de justiça socioespacial (Baumgartner, 2021).

De modo mais específico, no que tange à percepção de calor e ao conforto térmico em um determinado espaço, considera-se que ambos são objetos de percepção que se consolidam como experiências socialmente diferenciadas. As distintas classes sociais vivenciam de formas desiguais as condições climáticas do espaço urbano. O clima nas cidades pode, portanto, ser interpretado como construção social, e ao passo que este processo é reconhecido, faz-se necessário direcionar maior atenção aos grupos mais vulneráveis às alterações climáticas (Santos; Zangalli Jr, 2024).

Para além do fator renda e da condição de classe social, frequentemente mobilizados para explicar os impactos da gentrificação verde, é imperativo reconhecer que a raça também é um marcador central de acesso e permanência no espaço urbano. A população negra e pobre tende a encontrar maiores obstáculos para arcar com os custos de permanência em áreas que passaram pelo processo de valorização. Deste modo, esta parcela é frequentemente deslocada para locais marcados por precariedades estruturais que possuem riscos ambientais associados ao seu espaço. Entre esses, é válido ressaltar o risco de inundações, deslizamentos de encostas e a elevada incidência de ilhas de calor.

Os menores Índices de Qualidade Urbano-Ambiental em Salvador (IQUASalvador) concentram-se em bairros marcados pela escassez de vegetação e pela incidência de temperaturas superficiais elevadas. Somam-se a isso diferentes formas de vulnerabilidade socioambiental, expressas pela ocorrência de deslizamentos e alagamentos, pela precariedade habitacional em áreas de encosta, pela baixa renda. Trata-se, ainda, de territórios ocupados predominantemente pela população negra (Borja, *et al.* 2022)

Ao analisar os aspectos de distribuição espacial das amenidades ambientais, e o perfil populacional que ocupa tais espaços, torna-se possível compreender que as suas ocorrências não se dão de maneira aleatória, mas obedecem a padrões historicamente estruturados. As ocupações em periferias e favelas foram historicamente destinadas às populações pobres tipicamente marginalizadas. Assim sendo, os impactos ambientais afetam as pessoas em seus territórios de modos bastante desiguais. A distribuição dos fenômenos naturais revela-se espacializada segundo marcadores de raça e renda devido a uma divisão racista dos espaços (Santana e Farias, 2021)

De acordo com o IBGE (2022) apenas 34,11% da cidade está arborizada em vias públicas, consequentemente, há o aumento da sensação de desconforto térmico vindo de uma cidade urbanizada, estruturada para que a vegetação não seja a protagonista da situação, assim a população com renda mais baixa tende a sofrer mais com os impactos que as altas temperaturas podem causar do que nos bairros voltados para os moradores de alta renda.

Salvador é caracterizada pela impermeabilização do solo por causa da expansão urbana e por ser uma área urbanizada, equipamentos de grande porte, como shopping, condomínios, etc. Com a expansão urbana esses equipamentos também começaram a se expandir na cidade, principalmente na área nobre, aumentando os índices de supressão vegetal, tendo em vista que para uma área evoluir haverá a necessidade dessa atividade, agravando o desconforto térmico, formando ilhas de calor, porém vale ressaltar que em bairros de alta renda os habitantes driblam a situação com a intensificação do uso de ar-condicionado, agravando mais a sensação de desconforto térmico (De Carvalho e Rafael De Aguiar, 2022).

Concentrando cerca de 86% das favelas de todo o estado da Bahia, a capital baiana é reconhecida como a cidade mais negra fora da África, porém, conforme atestam Santana e Farias (2021), os problemas ambientais comuns às favelas são distintos e mostram-se mais severos do que aqueles observados nos bairros nobres. Os autores apontam a relevância de se avaliar o perfil social e racial do território a fim de contemplar as interpretações acerca da relação estabelecida entre esses dois fatores quando inter-relacionados com o aspecto ambiental. Ressalta-se ainda, que determinados bairros nobres da cidade encontram-se geograficamente próximos de áreas favelizadas, contudo, essa proximidade limita-se apenas à dimensão espacial, visto que indicadores de valorização imobiliária, degradação ambiental e composição racial se apresentam como diametralmente opostos.

A urbanização em Salvador ocorreu sob forte influência do Estado, por meio de intervenções sobre a infraestrutura urbana e a partir de programas de habitação social. No bairro de Cajazeiras, localizado no miolo urbano da capital, por exemplo, o ritmo da expansão periférica se deu de modo acelerado. Isso se deve à segregação habitacional, processo em que a criação de conjuntos habitacionais para pessoas de menor renda se deram em localidades mais distantes do centro (Lopes, 2021). Segundo Oliveira (2024) embora o bairro tenha sido planejado por políticas públicas, ocupações irregulares e ilegais contribuíram com um crescimento desordenado e uso inadequado do solo urbano, tornando o ambiente desconfortável em diversos níveis, inclusive sob a perspectiva climática.

O bairro de Cajazeiras é considerado o mais populoso de Salvador, visto que "o complexo Habitacional Cajazeiras é constituído pelos bairros Cajazeiras II, III, IV, V, VI, VII, VIII, X e XI, as Fazendas Grande I, II, III e IV, Águas Claras e Boca da Mata" (Silva, 2019, p. 61 *apud* Santos, 2023, p.17). O complexo é reconhecido por ser uma área detentora de altos índices de vulnerabilidade socioambiental em Salvador. Nele, "declives bastante íngremes das encostas favorecem um intenso escorrimento superficial de águas pluviais, influindo favoravelmente nos processos erosivos do solo, principalmente em áreas desnudas de vegetação" (Bahia, 1977, p.9).

Nesse contexto destaca-se a formação de ilhas de calor heterogêneas ao longo das cidades, por exemplo áreas mais distantes da zona urbana tendem a menor formação de ilhas de calor que na zona rural. Em compensação áreas localizadas nas regiões periféricas da cidade tendem a sentir mais os efeitos das ilhas de calor, por diversas causas, como ausência de vegetação que poderia proporcionar ilhas de frescor, moradias com estrutura precária, falta de recursos para adquirir alternativas que proporcionem a redução da sensação de desconforto térmico demonstrando impactos ambientais e vulnerabilidade socioeconômica para a população de baixa renda por ser o primeiro grupo a sofrer com as consequências dos impactos ambientais.

Além disso, se observa a diferença de especulação imobiliária nesses casos. Costumeiramente as áreas da zona urbana consideradas de alto padrão são menos susceptíveis aos impactos ambientais, como no caso de aumento da sensação de desconforto térmico existe uma facilidade de adaptação a altas temperaturas, como a intensificação do uso de ar condicionado, falta de água, são casos que regiões de alto padrão são menos afetadas que as áreas de baixa renda.

Paralelamente, tem se discutido sobre sustentabilidade no mercado imobiliário, como soluções baseadas na natureza, expansão de áreas verdes, trazendo ambiguidade no discurso por ser algo econômico o foco principal.

Em consonância com o pensamento do sociólogo Pierre Bourdieu (2013), o lugar e o local são indicadores da posição no espaço social. A hierarquia se manifesta entre o espaço físico e o espaço social. Em Salvador, Cajazeiras constitui expressão concreta dessa dinâmica. O bairro objeto deste estudo tem seu espaço social fisicamente caracterizado pela falta de bens e serviços, sendo esta distribuição o fator que define o valor diferencial de tal espaço. A distância de tais amenidades ambientais e estruturais também é um marcador social segregante que reproduz e reforça a desigualdade ao associar a dificuldade de mobilidade a uma expressão da hierarquia social e distribuição espacial dos poderes (Bourdieu, 2013). Desse modo, a luta de classes contemporânea se espacializa como luta pelo solo em um cenário marcado pela ação do urbanismo neoliberal, cujo funcionamento se estrutura na financeirização do espaço e na transformação de cidade em ativo econômico e mercadoria (Souza, 2018).

Material e Métodos

A presente pesquisa se caracteriza como qualitativa, de natureza exploratória, com análise socioespacial crítica, tendo como área de estudo o Complexo Habitacional de Cajazeiras (CHC), localizado na cidade de Salvador (BA). O estudo fundamenta-se na análise de produções acadêmicas sobre clima urbano, ilhas de calor, racismo ambiental, gentrificação verde, e produção do espaço. Foram priorizados estudos com enfoque na cidade de Salvador, e mais especificamente, no CHC, incluindo autores como Santos; Zangalli Jr, (2024), Ferreira et al (2020) Santana e Farias (2021), Lopes (2021), Oliveira (2024) e Santos (2022; 2023).

Como forma de aprofundamento de pesquisas do presente estudo, a seleção considerou relevância temática e recorte espacial alguns trabalhos, como entre outros, bem como o tratamento de dados geoespaciais e a elaboração de mapas no *software* livre Qgis 3.40.6 sobre a população negra e as ilhas de calor. Para isso, foram utilizadas camadas de dados secundários. Os dados populacionais foram obtidos a partir de fontes oficiais: O Censo Demográfico de 2022 do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), estando presente no Qgis por meio de complemento. Os dados relativos à temperatura foram obtidos a partir da campanha de 2025 da Heat Watch Salvador. Destes, foram analisados conteúdos do grupo de pesquisa Colapso, com destaque para Zangalli Jr. (2025), que apresenta o mapeamento das ilhas de calor no município e contribui para a compreensão das tendências de aumento das temperaturas urbanas, permitindo a identificação da distribuição espacial das ilhas de calor no município.

Para análise da temática em questão foi realizado um recorte do CHC, bem como uma pesquisa bibliográfica que trouxesse informações relevantes para a referida área A fim de realizar esta pesquisa bibliográfica, alguns critérios nortearam a exclusão dos textos a serem avaliados, tais como: textos muito abrangentes que citavam apenas a cidade de Salvador (e não havia estudos sobre o CHC), repetição de assuntos abordados, problemas que não faziam parte do recorte e anúncios não confiáveis. A análise dos estudos científicos relevantes foi determinante para delimitação da área de estudo, visto que a escolha partiu da recorrência de estudos, a fim de proporcionar um desenvolvimento mais forte e concreto da pesquisa.

A análise dos dados foi conduzida de modo interpretativo, buscando compreender a manifestação desigual de amenidades ambientais alinhadas com os processos históricos de segregação socioespacial. Dessa forma, os resultados foram analisados a partir da compreensão teórica dos trabalhos referenciados, permitindo uma leitura crítica sobre as desigualdades manifestadas no ambiente urbano de Salvador

Resultados e Discussão

Ao realizar uma análise histórica, percebe-se que o Brasil cresceu de forma desordenada e a cidade de Salvador está inclusa nesse padrão. Isso torna-se bastante problemático porque a cidade cresceu sem planejamento prévio, assim a zona de preservação ambiental não foi preservada anteriormente por questões culturais como ainda hoje existe essa falta de interesse em manter áreas verdes nos bairros, loteamentos, etc., porém é exigido por lei e as pessoas precisam utilizar o improviso para manter essas áreas verdes, tendo em vista que a cidade não foi pensada para manter esse recorte (Dos Santos Oliveira; Estevam, 2019).

A supressão vegetal, canalização de rios, torna o bairro cada vez mais desconfortável termicamente e a população não tem onde se refugiar em períodos de altas temperaturas porque há apenas 34,11% de arborização nas vias públicas e as áreas de baixa renda por não ter especulação imobiliária não tem investimento nesse quesito e nem há preocupação em manter áreas verdes nestes locais (Dos Santos Oliveira e Estevam, 2019).

De acordo com o relatório QUALISalvador (2022), a supressão da cobertura vegetal repercute negativamente sobre os microclimas da cidade. Observa-se que 81% dos bairros soteropolitanos encontram-se sob condições não ideais no que se refere ao clima, evidenciando uma assimetria na qualidade urbano-ambiental ao longo do território municipal. Esse resultado aponta para uma macropolítica urbana que não incorpora adequadamente a cobertura vegetal ao planejamento urbano local. As áreas que atendem aos parâmetros previstos no Plano Diretor de Arborização Urbana Municipal estão localizadas nas áreas de maior valor imobiliário da cidade, segundo a análise dos autores. O mesmo padrão de arborização se repete quando relaciona-se às rendas familiares predominantes nos bairros analisados: quanto maior a faixa de renda, maior o índice de percepção de arborização (Santos *et al*., 2022).

Ferreira *et al* (2020) sinalizam que a cidade de Salvador pode ser categorizada como resultado de um processo de urbanização marcado por deficiências de planejamento, cujas diagramações estruturais não favorecem adequadamente a circulação de vento. A expansão de áreas periféricas ocorreu como resposta à crescente demanda por novos espaços para moradia, o que explica o fato de Cajazeiras ter passado por um processo de revestimento do solo em decorrência da pavimentação de avenidas e intensificação da ocupação. Como consequência da supressão de áreas verdes sem posterior recomposição vegetal, verificou-se a predominância de superfícies de baixo albedo, isto é, materiais escuros com elevada capacidade de absorver uma alta intensidade de radiação solar, fator que contribuiu para o aumento das altas térmicas (Ferreira *et al.* 2020).

Salvador foi considerada a 5ª maior cidade com maior estresse térmico do Brasil de acordo com o Jornal Correio. Oliveira (2024) constatou que a incidência de asfalto que reveste as áreas centrais e periféricas no CHC se configura como um fator preponderante no que tange à produção e retenção de calor. Além disso, a urbanização descontrolada contribuiu para a supressão da cobertura natural do solo. Nas áreas com maior índice de exposição superficial do solo e menor presença de vegetação, as temperaturas superficiais tendem a apresentar valores mais elevados. Em contrapartida, as áreas que contam com cobertura vegetal, atuam como importantes reguladores térmicos do bairro.

Outra causa é o avanço das construções sobre áreas de proteção ambiental, processo que ocasiona desflorestamento de mata nativa e intensifica efeitos de aumento da temperatura local. Soma-se a isso a ampliação da exposição a outros riscos naturais, como deslizamentos de encostas, tendo em vista que Cajazeiras localiza-se em uma área de topo de morro Oliveira (2024).

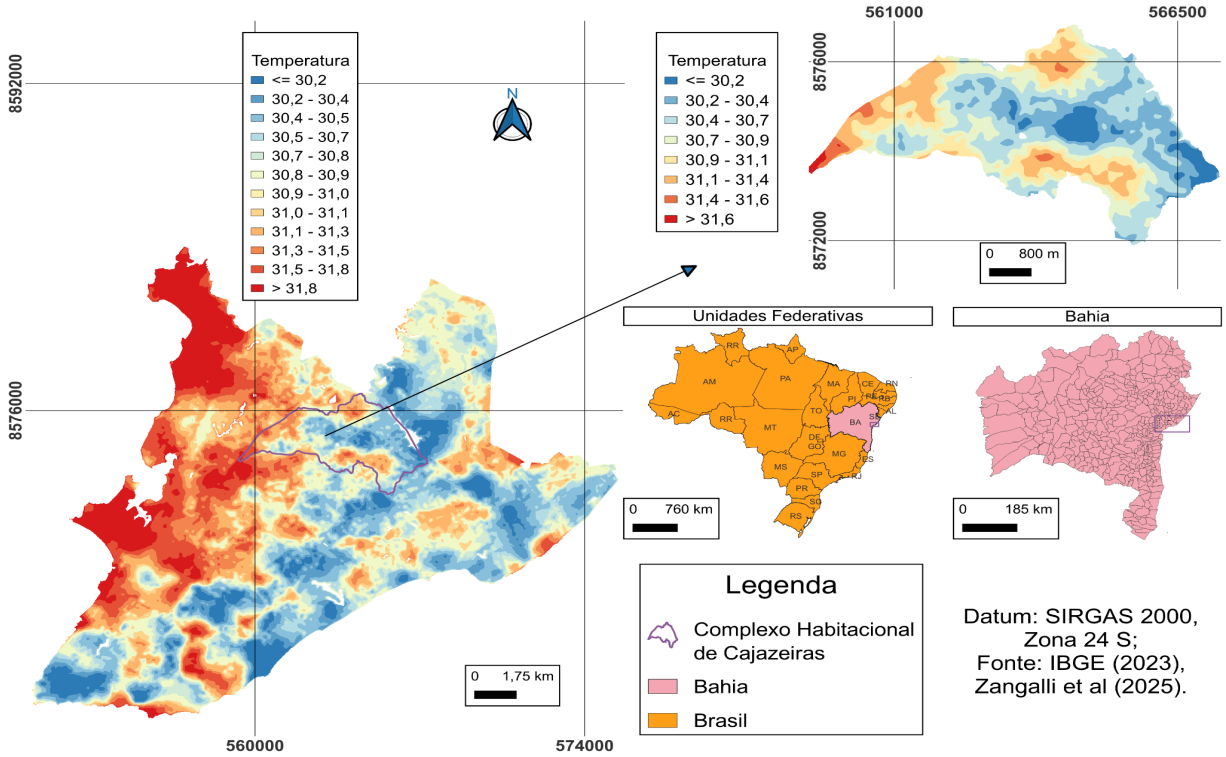


Figura 01- Distribuição de ilhas de calor na área continental de Salvador (BA) e no CHC

De acordo com a figura 01, foi possível observar que as áreas mais avermelhadas e mais escuras apresentam temperaturas mais elevadas em comparação com as áreas de coloração mais clara. As áreas mais claras apresentam temperaturas mais baixas, menores que 30,2ºC. Para os aclimatados da região a temperatura pode ser considerada baixa, porém é importante levar em consideração as características do entorno, como vegetação, estruturas das residências, inclusive a matéria - prima utilizada nessas estruturas que podem aumentar ou reduzir a sensação de desconforto térmico.

Ao fazer um comparativo do mapa com o percentual de arborização do IBGE e o climatempo, foi verificado que a região tem estrutura bastante desconfortável termicamente. O baixo índice de arborização representa baixa preocupação com a sustentabilidade, baixo investimento governamental em áreas verdes que poderiam proporcionar para os citadinos uma redução na sensação de desconforto térmico e também a formação das ilhas de frescor, sendo cruciais para melhorar a qualidade de vida dos citadinos.

A falta de planejamento das edificações dos conjuntos habitacionais do bairro Cajazeiras que inicialmente seria uma cidade dentro de outra por sua extensão territorial , tendo em vista que o bairro foi pensado para que as pessoas da periferia não precisassem se deslocar para a capital com equipamento comercial, residências. A ideia inicial seria que o bairro fosse independente, porém é possível o afastamento das pessoas de baixa renda de bairros de alta renda, não ficando feio para a capital de Salvador que é considerado ponto turístico (Santos,2022).

É perceptível a segregação urbana vinculada às altas temperaturas, tendo em vista que o bairro Cajazeiras foi mal planejado, houve expansão urbana desordenada e as áreas verdes foram deixadas de lado para aumentar o concreto, sendo o local conhecido como Favela de Concreto.

Ao analisar o mapa foi possível observar que a área delimitada possui temperaturas elevadas, variando entre menor que 30,2ºC e maior 31,6ºC. Há uma predominância de temperatura 30,2ºC e 30,9°C e uma área com temperatura mais alta sendo considerada a área maior que 31,6ºC. As áreas com temperaturas predominantes, além das características naturais da região, estão relacionadas à urbanização e falta de planejamento anterior durante o Projeto Cajazeiras.

A área com registro mais alto pode ser levado em consideração a ausência de vegetação, estrutura dos bairros, edificações que interferem na circulação de vento, área muito asfaltada, vegetação pontual e prédios altos. Por ser considerada uma cidade dentro de Salvador, é possível verificar o paradigma da ideia de que para evoluir é preciso degradar.

Atualmente existe uma diversidade de leis que priorizam a preservação ambiental, como a Lei 10.431/2006 (Bahia, 2006) que trata da Política Estadual de Meio Ambiente e de Proteção da Biodiversidade do Estado da Bahia. A Lei exige que o Estado concilie a preservação ambiental com a expansão urbana e cobra questão do poluidor - degradador, bem como a participação da sociedade na preservação ambiental, tendo em vista que para haver proteção ambiental, a população precisa sentir - se parte daquele ambiente, precisa que faça sentido para cada pessoa e aí haverá melhores resultados, redução da sensação de desconforto térmico e em períodos de altas temperaturas que no caso do Estado da Bahia ocorre na maior parte do ano, as pessoas teriam alternativas para driblar o desconforto térmico.

Consoante Santos (2022), o processo de construção de Cajazeiras apresentou um viés segregacionista, uma vez que sua implementação estava associada à intenção de reduzir o deslocamento para a parte central de Salvador por parte das pessoas de rendas mais baixas moradoras deste novo bairro. Desse modo, o CHC "é *inventada* como uma cidade, por conter pessoas e práticas que destoavam dos ideais de civilidade propagadas pelas camadas mais abastadas da sociedade" (Santos, 2022, p.7). Por parte da população, uma postura antirracista orienta os movimentos políticos e culturais do Complexo Cajazeiras (Santos, 2023).

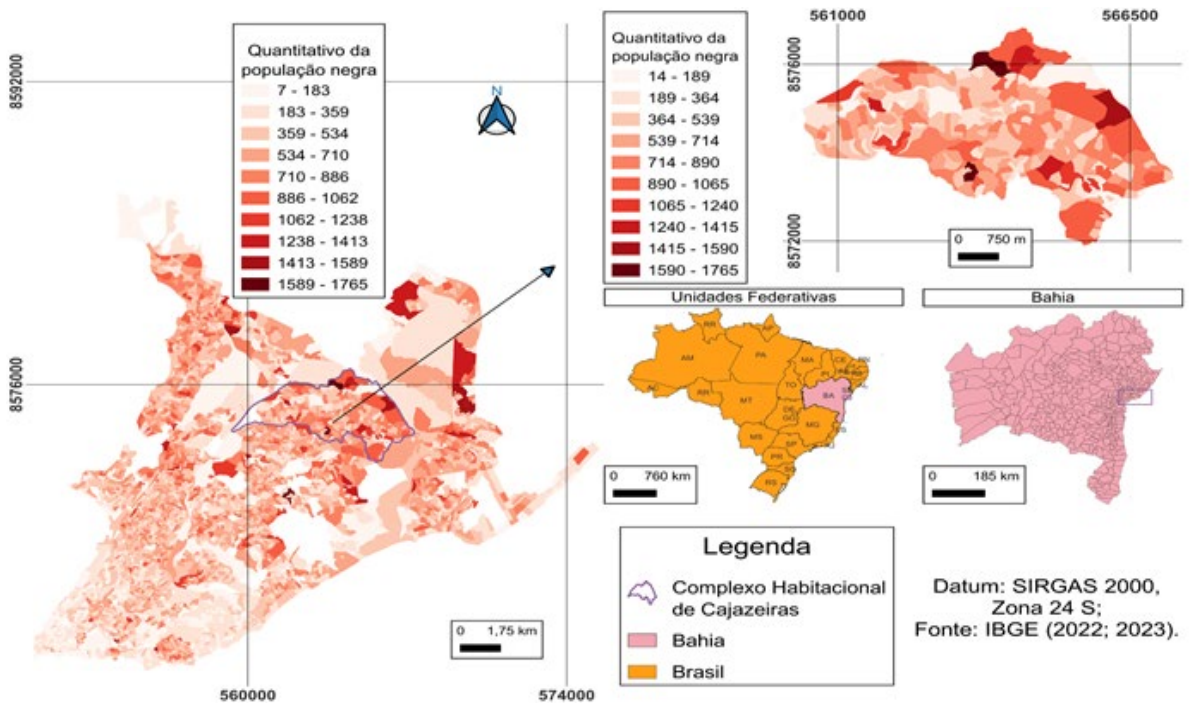


Figura 02 - Quantitativo da população negra no Complexo Habitacional de Cajazeiras

Conforme ilustrado na figura 02, pode-se reconhecer em Cajazeiras uma manifestação clara e explícita do que se compreende como racismo ambiental, devido à predominância da população negra em seu território. Existe uma dimensão racial no aspecto climático, "que inclui além de negros e negras, indígenas, ribeirinhos, extrativistas, pescadores, pantaneiros, geraizeiros, caiçaras, ciganos, quilombolas, moradores de favelas e encostas, mulheres, mães solos e jovens" (Dutra, 2023, p.89). Assim sendo, riscos e injustiças socioambientais que ocorrem no bairro de Cajazeiras devem ser racializadas, pois têm o racismo como norteador, e como instrumento que reforça e perpetua as desigualdades estruturais.

O bairro Cajazeiras é também conhecido como "Favela de Cimento" por ser um bairro que foi construído para habitar pessoas de renda mais baixas e apresentar Salvador como atração turística, conhecido por suas riquezas naturais e ao mesmo tempo é um dos bairros que é mais afastado do centro da capital, além de possui condições precárias, o que faz com que essas estruturas gerem as formações de ilhas de frescor ou ilhas de calor. A estrutura da cidade interfere diretamente na formação dessas ilhas, portanto um local conhecido por pelo termo supracitado, com condições precárias de moradias, influencia diretamente no aumento da temperatura e aumento da sensação de desconforto térmico.

Do ponto de vista socioespacial, Cajazeiras expressa contradições recorrentes em bairros periféricos pobres. O Estado é quem direciona os serviços e infraestruturas que são capazes de valorizar ou desvalorizar certa área, a partir do interesse capitalista de acumulação, ocasionando o fenômeno de forte segregação socioespacial (Lopes, 2021). Entende-se que pautadas nesta lógica, como afirma Santos (1978), "há desigualdades sociais que são, em primeiro lugar, desigualdades territoriais, porque derivam do lugar onde cada qual se encontra". Em Salvador, os mais pobres enfrentam diariamente deficiências nas infraestruturas urbanas de seus bairros mais desvalorizados visivelmente desiguais sob a ótica de especulação imobiliária.

A cidade transforma-se assim em palco de contradições simbólicas e materiais. Ao ser retirado o direito de habitar em todo e qualquer território da cidade, a segregação assume características espaciais bem definidas, e os efeitos decorrentes dessa lógica também se territorializam. Assim sendo, consolidam-se na prática as injustiças socioambientais ao distribuir de modo desigual vantagens ou riscos ambientais (Santana et al. 2025).

Evidencia-se que a distribuição de classes de renda superiores em área no Centro e Orla, enquanto a predominância de classes de renda inferiores se concentra no Miolo e Subúrbio, onde a classificação do padrão de habitabilidade pela Secretaria Municipal de Habitação (SEHAB) é frequentemente sinalizado como "precário" e "insuficiente" (Lopes, 2021).

De acordo com Pena e Rebouças (2015), existe um grande percentual da população negra no Complexo Habitacional de Cajazeiras, também conhecido por Miolo. Os autores relatam sobre a segregação racial em bairros de baixa renda de Salvador, dentre eles o Miolo. As quantidades presentes no mapas acima deve-se ao histórico da população negra. Iniciando com a época da escravidão e após a abolição da escravatura as desigualdades permaneceram porque não houve uma política que incluísse os ex-escravos na sociedade, no mercado de trabalho, gerando problemas até hoje, inclusive a desigualdade salarial, a moradia em bairros, consequentemente aumento da expansão das periferias.

Ao fazer uma analogia com a sustentabilidade, foi possível analisar que no Complexo Habitacional Cajazeiras há pouca ou nenhuma presença de vegetação, dependendo da localização, o qual proporciona qualidade de vida para os moradores do bairro, também o adensamento urbano, ou seja, amontoado de casas muito próximas o qual aumenta a sensação de desconforto térmico, há formação das ilhas de calor porque não há circulação de ar. Representando a vulnerabilidade socioambiental em áreas periféricas como a área de estudo.

O esgotamento da natureza, em contexto urbano, constitui-se como manifestação da crise climática e representa atributos na qualidade desigual das cidades, seja pela presença, seja pela ausência das amenidades ambientais. Ao pensar as cidades como lócus mercantil de apropriação do ambiente natural e sua respectiva transformação em produto utilitário, corrompe-se a relação metabólica entre sociedade e natureza. Nessa perspectiva, o conforto térmico revela-se então como um produto do processo de produção do espaço urbano, variando a partir dos elementos materiais e socioeconômicos que compõem as esferas locais (Santos, et al. 2022)

O espaço urbano em Salvador reproduz esse padrão ao enxergar a natureza como meio para a produção de cidades. A valorização estética de ambientes verdes já é sugerida como mecanismo de segregação de áreas periféricas. A contribuição da vegetação para benefícios ambientais é frequentemente subjugada quando comparada ao seu apelo estético e controlado, objeto de domínio e conquista (Santos, et al. 2022).

Santos et al. (2022) afirmam que "a cidade mercadoria coloca o verde como um recurso estético e contemplativo capaz de valorizar o solo urbano como uma mercadoria". Portanto, constata-se que injustiças socioambientais perpetuam através de distinções concretas nas vivências das condições térmicas urbanas, prejudicando especialmente as áreas marcadas por infraestruturas precárias e ausência de arborização. É imperativo ressaltar que estudos como estes reconhecem que há uma associação direta entre os fatores renda, raça e a qualidade do microclima local.

Comentários finais

A partir da pesquisa bibliográfica, foi verificado que o aumento da temperatura na cidade de Salvador é histórico e não apenas atual. Isso deve-se porque o Brasil cresceu desordenadamente e consequentemente as cidades cresceram mantendo o mesmo padrão, porém por causa das altas temperaturas registradas nos últimos anos, as discussões sobre a temática começaram a aumentar. A supressão vegetal passou a ser uma alternativa para se expandir uma área urbana, em detrimento da perda de conforto térmico.

Como fatores que favorecem a formação de ilhas de calor em Salvador, Ferreira et al. (2020) citam as ocupações irregulares, canalização de rios urbanos e ausência de projetos consistentes de arborização. Tais processos geram desequilíbrios

ambientais capazes de interferir na dinâmica térmica, alterando seus microclimas locais. Diante desse cenário, os autores propõem ações de reurbanização e implementação de políticas públicas a fim de mitigar esse efeito, especialmente em áreas mais impactadas pelas ilhas de calor.

É possível inferir também que o racismo ambiental é um fator predominante que norteia a espacialização em bairros de Salvador, mais especificamente, o Complexo Habitacional Cajazeiras. Na cidade, a lógica da gentrificação verde espacializa os riscos e as amenidades ambientais. Deste modo, reforça-se a concentração de benefícios ambientais nas áreas mais valorizadas da cidade, enquanto perpetua-se as vulnerabilidades socioambientais nos bairros mais negros e pobres

No bairro de Cajazeiras manifesta-se de modo evidente o desconforto térmico decorrente do seu histórico de ocupação e a precariedade de sua infraestrutura urbana, fator que afeta a qualidade de vida de seus moradores.

Portanto, a fim de mitigar a intensidade das ilhas de calor em Cajazeiras, sugere-se a busca de soluções baseadas na natureza articuladas com políticas públicas orientadas sob princípios da justiça socioespacial, não apenas para melhoria das condições térmicas manifestadas no espaço, mas também visando reduzir as desigualdades socioambientais urbanas.

Referências Bibliográficas

ANGUELOVSKI, I. et al. Green gentrification in European and North American cities. Nature Communications, v. 13, n. 3816, 2022. DOI: https://doi.org/10.1038/s41467-022-31572-1

BAHIA (Estado). Lei nº 10.431, de 20 de dezembro de 2006. Dispõe sobre a Política de Meio Ambiente e de Proteção à Biodiversidade do Estado da Bahia e dá outras providências. *Diário Oficial do Estado da Bahia*, Salvador, BA, 21 dez. 2006.

BALISCEI, M. M.; FERREIRA, A. R. M.. O paradoxo da segregação sustentável: a gentrificação verde como mecanismo de exclusão social. **Revista Brasileira de Direito Urbanístico (RBDU)**, Belo Horizonte, ano 11, n. 21, p. 355–368, jul./dez. 2025.

BAUMGARTNER, W. H.. Gentrificação verde e os objetivos do desenvolvimento sustentável em áreas urbanas. **Geografia (Rio Claro)**, v. 46, n. 1, 2021.

BOURDIEU, P.. Espaço físico, espaço social e espaço físico apropriado. **Estudos Avançados**, v. 27, n. 79, 2013. DOI: https://doi.org/10.1590/S0103-40142013000300010

BORJA, P. C.; SANTOS, E.; MORAES, L. R. S.; OLIVEIRA, N. de; PEDRASSOLI, J. C.; ZANGALLI JR., P. C.; ALVES, G. B.; BENEVIDES, T.; GAMA, C. M.; BACELAR, C.; FRÓES, F.; DIZ, F.; SOUZA, J.; ROSSI, R. A.; MARQUES, F. T.; SANTOS, L.; COUTINHO, G. R.; SILVA, T. S. Viver em Salvador: o índice de qualidade urbanoambiental de Salvador (IQUASalvador). In: SANTOS, Elisabete et al. (org.). **QUALISalvador: qualidade do ambiente urbano na cidade da Bahia**. 2. ed. Salvador: Edufba, 2022. p. 61–91.

CLIMATEMPO**. Previsão do tempo para Salvador (BA)**. Disponível em: https://www.climatempo.com.br/previsao-do-tempo/cidade/56/salvador-ba. Acesso em: 25 abr. 2026. DUTRA, A.. Racismo ambiental: justiça climática é justiça racial. In:

BELMONT, Mariana (org.). **Racismo ambiental e emergências climáticas no Brasil**. São Paulo: Oralituras, 2023. p. 89.
DE CARVALHO, I. M. M.; ARANTES, R. de A.. Transformações na estrutura urbana e desigualdades sociais: reflexões a partir da trajetória de Salvador. **Caderno CRH**, v. 35, p. e022032, 2022.

DOS SANTOS OLIVEIRA, J.; ESTEVAM, A. L. D. Ilhas de calor no bairro Cajazeiras: estudo de caso na cidade de Salvador, Bahia–Brasil. **Geopauta**, v. 3, n. 3, p. 75-91, 2019.

FERREIRA, B. C.; OLIVEIRA, L. dos S.; ESTEVAM, A. L. D. Ilhas de calor e conforto térmico na cidade de Salvador (BA). **Revista Textura**, v. 14, n. 2, p. 74–94, 2020. DOI: https://doi.org/10.22479/texturav14n2p74_94

FUNDAÇÃO MARIO LEAL FERREIRA (FMLF). BAHIA, Governo do Estado da. Projeto **Urbanístico Integrado Cajazeira: Síntese**. São Paulo:HIDROSERVICE, 1977. v. 3. p. 9.

GOIS DOS SANTOS, L.; ZANGALLI JÚNIOR, P. C. CADEIAS DE IMPACTOS CLIMÁTICOS ENQUANTO METODOLOGIA DE GESTÃO DO RISCO. HUMBOLDT, Rio de Janeiro, v. 2, n. 1, 2024. Disponível em: https://www.e-publicacoes.uerj.br/humboldt/article/view/74715. Acesso em: 1 maio. 2026.

GORDILHO SOUZA, A. M. Urbanismo neoliberal, gestão corporativa e o direito à cidade: impactos e tensões recentes nas cidades brasileiras. Cadernos Metrópole, [S. l.], v. 20, n. 41, p. 245–265, 2018. Disponível em: https://revistas.pucsp.br/metropole/article/view/2236-9996.2018-4112. Acesso em: 1 maio. 2026.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Salvador (BA) – Panorama**. Disponível em:

https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ba/salvador/panorama. Acesso em: 25 abr. 2026.

https://www.correio24horas.com.br/salvador/salvador-ja-bateu-36c-em-2026-veja-as-maiores-temperaturas-do-ano-0126

LOPES, K. F. F. **Cajazeiras XI: retratos da (i)mobilidade urbana e segregação socioespacial na periferia de Salvador**. 140 f.: il. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Arquitetura e Urbanismo – Faculdade de Arquitetura e Urbanismo – Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2021.

MILIAN, E. E. Gentrificação: as diferentes faces da segregação urbana. In: **XIX Encontro Nacional da ANPUR**, 2022, Blumenau, SC. Anais [...]. 2022.

MORAIS, E. Salvador já bateu 36°C em 2026; veja as maiores temperaturas do ano. **Correio 24 Horas**, Salvador, 21 jan. 2026. Disponível em: https://www.correio24horas.com.br/salvador/salvador-ja-bateu-36c-em-2026-veja-as-maiores-temperaturas-do-ano-0126. Acesso em: 25 abr. 2026.

OLIVEIRA, J. dos S. Ilhas de calor e conforto térmico na cidade de Salvador, BA: as condições de estresse térmico positivo no bairro de Cajazeiras. In: **Geografia e sociedade: compreendendo as dinâmicas globais**. 2024.

PENA, João Soares; BOUÇAS, RL de J. Racismo, luta e resistência da população negra na cidade segregada. **Sociedade Brasileira de Urbanismo**, 2015.

SANTANA, J. S.; FARIAS, U. P. L. de. Racismo Ambiental: a divisão racial da cidade de Salvador e os impactos ambientais. Educação Sem Distância. Rio de Janeiro, n.4, dez. 2021.

SANTOS, E.; BENEVIDES, T.; BORJA, P. C.; MORAES, L. R. S.; OLIVEIRA, N. de; PEDRASSOLI, J. C.; SOUZA, J.; GAMA, C. M.; FRÓES, F. (org.). **QUALISalvador: qualidade do ambiente urbano na cidade da Bahia**. 2. ed. Salvador: Edufba, 2022. E-book.

SANTOS, V. R. dos. **"Cajazeiras, capital com jeito de interior": segregação urbana e invenção de um bairro-cidade em Salvador-BA (1975–1995)**. 2023. 187 f. Dissertação (Mestrado em História Regional e Local) – Universidade do Estado da Bahia, Departamento de Ciências Humanas, Santo Antônio de Jesus, 2023.

SANTOS, V. Complexo Habitacional Cajazeiras: discursos, conflitos e resistências no contexto urbano de Salvador-BA. **O Social em Questão**, v. 1, n. 53, p. 179-200, 2022.

SANTOS, R. A.. O verde, o clima e a desigualdade socioambiental em Salvador. In: SANTOS, E.; BENEVIDES, T.; BORJA, P. C.; MORAES, L. R. S.; OLIVEIRA, N. de; PEDRASSOLI, J. C.; SOUZA, J.; GAMA, C. M.; FRÓES, F. (org.). **QUALISalvador: qualidade do ambiente urbano na cidade da Bahia**. 2. ed. Salvador: Edufba, 2022. p. 99–119.

SANTOS, V. Uma "favela de cimento": memórias e discursos sobre a construção de um bairro-cidade em Salvador-BA. In: **Anais do 20º Encontro de História da Anpuh-Rio**. Rio de Janeiro: Anpuh-Rio, 2022. Disponível em: https://www.encontro2022.rj.anpuh.org/resources/anais/13/anpuh-rj-erh2022/1658184825_ARQUIVO_e7047df5b4f6abc01e5585b6090959d5.pdf. Acesso em: 1 mai. 2026.

ZANGALLI JR., Paulo. Salvador mapeia ilhas de calor e revela tendência de aumento das temperaturas nas próximas décadas. Colapso, 26 abr. 2025. Disponível em: https://colapso.ggf.br/salvador-mapeia-ilhas-de-calor-e-revela-tendencia-de-aumento-das-temperaturas-nas-proximas-decada. Acesso em: 3 maio 2026.

CARTOGRAFIA SOCIAL COMO INSTRUMENTO DE IDENTIFICAÇÃO E ANÁLISE DE IMPACTOS SINÉRGICOS E CUMULATIVOS: O CASO DA BARRAGEM DE FRONTEIRAS, CRATEÚS (CE), BRASIL

1 Thaiara Basílio de Melo Gonçalves, 2 Maressa Oliveira Martins, 3 Karina Albuquerque da Silva, 4 Luana Viana Costa e Silva

[1]Universidade Federal do Ceará - Campus Crateús, eng.amb.thaiarabasilio@gmail.com ; [2] Universidade Federal do Ceará-Campus Crateús, maressamartins47@gmail.com ; [3] Universidade Federal do Ceará, karinalbuquerque.ufc@gmail.com
[4]Universidade Federal do Ceará - Campus Crateús, luanaviana@crateus.ufc.br

Palavras-chave: Comunidades Atingidas; Avaliação de Impacto Ambiental (AIA); Resiliência Territorial.

Resumo

A construção de barragens no semiárido brasileiro está historicamente associada a políticas de combate à seca, frequentemente pautadas em soluções técnico-infraestruturais que desconsideram as dinâmicas sociais dos territórios atingidos. Nesse contexto, o presente estudo teve como objetivo analisar comparativamente as narrativas institucionais e comunitárias sobre os impactos socioambientais da Barragem de Fronteiras, localizada em Crateús (CE). A pesquisa adotou uma abordagem qualitativa, de caráter exploratório, baseada na análise documental do Estudo de Impacto Ambiental (EIA) e do Relatório de Impacto Ambiental (RIMA), articulada à realização de entrevista com moradora do Assentamento Palmares II, vinculada ao Movimento dos Atingidos por Barragens. Os resultados evidenciam a existência de racionalidades distintas na compreensão dos impactos socioambientais. No âmbito institucional, predomina uma abordagem técnico-instrumental, centrada em indicadores quantificáveis e na dimensão físico-biótica. Em contraposição, as narrativas comunitárias revelam uma compreensão ampliada dos impactos, incorporando dimensões sociais, subjetivas e políticas, como sofrimento psicossocial, incerteza prolongada, conflitos internos, assimetria no acesso à informação, percepção de injustiça nos processos indenizatórios e exclusão nos processos decisórios. Concluiu-se que os instrumentos tradicionais de avaliação ambiental apresentam limitações ao não contemplarem a complexidade das experiências vividas pelas populações atingidas, evidenciando uma disputa de natureza epistemológica na definição do que é reconhecido como impacto socioambiental. Nesse sentido, destaca-se a necessidade de revisão dos modelos de avaliação ambiental, com a incorporação de abordagens mais participativas e sensíveis às realidades territoriais, contribuindo para processos mais justos e inclusivos.

Introdução

Os procedimentos de Avaliação de Impacto Ambiental (AIA) associados a grandes empreendimentos hídricos se configuram como instrumentos centrais na mediação entre decisões técnico-institucionais e dinâmicas territoriais, estruturando não apenas a identificação de impactos, mas também os próprios critérios de inteligibilidade do território (Sánchez, 2013; Glasson, Therivel e Chadwick, 2012). Nesse sentido, a AIA pode ser compreendida como um regime de produção de conhecimento que, ao mobilizar categorias analíticas, escalas espaciais e parâmetros normativos, define quais dimensões da realidade são passíveis de reconhecimento técnico.

A predominância de modelos padronizados e bases cartográficas oficiais confere consistência metodológica aos estudos ambientais, porém tende a restringir a apreensão de contextos marcados por elevada complexidade socioambiental, como aqueles presentes em regiões semiáridas (Acselrad, 2010; Little, 2006). Nesses territórios, caracterizados por usos múltiplos, dependência de recursos naturais e densas relações socioculturais, observa-se a recorrente invisibilização de práticas territoriais que não se enquadram nos parâmetros técnicos convencionais.

A cartografia, nesse contexto, assume papel estruturante. Longe de ser um instrumento neutro de representação, os mapas operam como dispositivos de poder e conhecimento, organizando informações, estabilizando categorias e delimitando espacialmente os impactos reconhecidos (Harley, 1989; Acselrad e Coli, 2008). Assim, a produção cartográfica participa diretamente da construção dos critérios que orientam a definição técnica dos impactos ambientais. É nesse cenário que a cartografia social emerge como uma alternativa metodológica e epistemológica, ao incorporar saberes locais, experiências vividas e narrativas territoriais na produção do conhecimento espacial (Corbett, Rambaldi e Kyem, 2006; Acselrad, 2015). Apesar de seu potencial, sua inserção nos processos de AIA tem sido predominantemente periférica, frequentemente limitada a funções consultivas, com baixa incidência sobre os critérios técnicos centrais.

Diante dessa lacuna, o presente estudo investiga a cartografia social como elemento estruturante na definição técnica de impactos socioambientais, partindo da hipótese de que sua incorporação não apenas amplia os dados coletados, mas reconfigura os próprios critérios de delimitação, classificação e significância dos impactos.

Material e Métodos

A pesquisa adotou uma abordagem qualitativa de natureza analítico-interpretativa, fundamentada nas perspectivas da ecologia política e da geografia crítica, que compreendem os impactos ambientais como construções sociotécnicas, produzidas

a partir de relações de poder, dispositivos metodológicos e enquadramentos institucionais (Robbins, 2012; Acselrad, 2010). O recorte empírico concentra-se em área diretamente afetada da Barragem Lago de Fronteiras, com ênfase na comunidade de Poti, situada no município de Crateús (CE), região marcada por vulnerabilidade socioambiental e dependência de sistemas hídricos intermitentes. A escolha do local se justifica pela inserção da comunidade no processo de reconfiguração territorial decorrente da implantação do empreendimento (Figura 01).

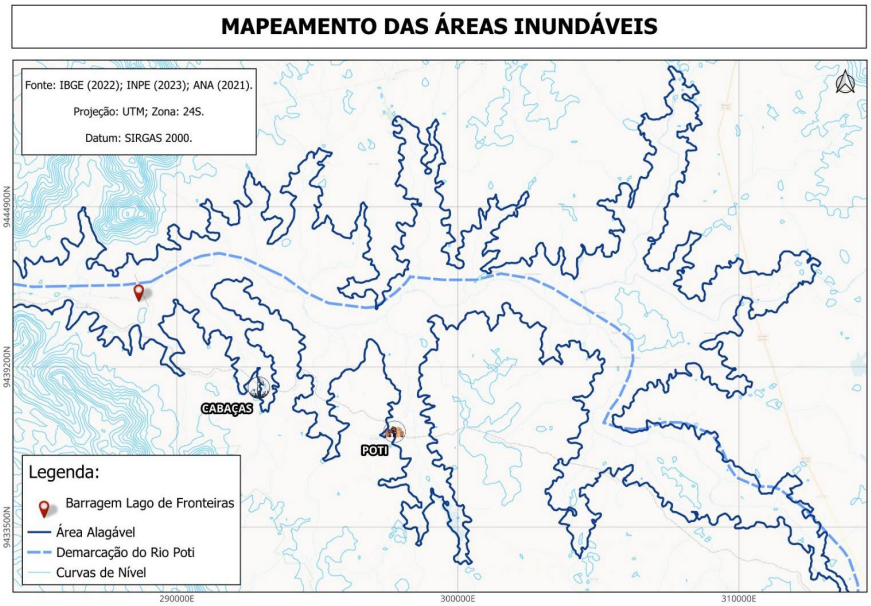


Figura 01: Mapa de áreas alagáveis pela Barragem Lago de Fronteiras
Fonte: Martins. M.O.; Basílio. T.M.G. (2026)

A coleta dos dados baseou-se na metodologia de cartografia social, entendida como prática participativa de produção de conhecimento territorial (Corbett et al., 2006), envolvendo oficinas, rodas de diálogo, elaboração de mapas sociais e registros georreferenciados. Foram também utilizados instrumentos de diagnóstico participativo, como a matriz FOFA, para sistematização das dinâmicas territoriais. Paralelamente, procedeu-se à análise documental do Estudo de Impacto Ambiental (EIA), e seus respectivo Relatório de Impacto Ambiental (RIMA) e bases cartográficas institucionais, com o objetivo de compreender os critérios formais de definição, classificação e delimitação dos impactos. Essa triangulação metodológica permite evidenciar os deslocamentos analíticos produzidos pela cartografia social na estrutura técnica da AIA.

Adicionalmente, foram considerados registros provenientes de processo de cartografia social previamente desenvolvido na comunidade de Cabaças, também atingida pela Barragem de Fronteiras (Figura 01), conduzido sob a mesma abordagem metodológica participativa (Quadro 01). A incorporação desse referencial empírico não se orienta por uma comparação direta entre comunidades, mas pela possibilidade de observar a recorrência dos efeitos do método sobre a definição técnica dos impactos, permitindo avaliar sua consistência enquanto dispositivo de produção de conhecimento territorial. Dessa forma, a análise privilegia a identificação dos deslocamentos produzidos nos critérios técnicos de definição dos impactos, expressos na ampliação de áreas de influência, na emergência de novas categorias analíticas e na redefinição de parâmetros de significância ambiental.

FORÇAS
Associação dos moradores; União da comunidade; Celebrações; Transporte escolar; Associação Caatinga (doação de cisternas; cursos de artesanato, bijuteria e corte de cabelo); Agricultura; Pecuária; Festa dos Reis; Casa dos forrozeiros; Oficina de motos; Escola (reuniões, encontros religiosos, etc.); Abastecimento de água.
FRAQUEZAS
Educação (escassez de alunos); Infraestrutura da escola; Estradas em más condições; Carências no sistema de saúde; Falta de representatividade política; Desemprego; Construção do Lago de Fronteiras; Incompreensão dos objetivos dos movimentos sociais.

OPORTUNIDADES
MST/Acampamentos; Assistência social; Garantia do reassentamento; Resgatar a história da comunidade; Apoio político; Movimentos sociais.
AMEAÇAS
Desmatamento; Perda de habitat para os animais; Moradia; Problemas psicológicos; Perda de bens materiais (casas e propriedades); Poluição dos rios e do solo; Desapropriação; Tráfego de caminhões pesados; Falta de transparência; Dúvidas quanto à viabilidade e condições do reassentamento; Desvalorização da comunidade.

Quadro 01: Sistematização dos dados da Matriz FOFA - Cabaças
Fonte: ALVES, V. V (2024)

Resultados e Discussão

A análise dos dados evidenciou que a cartografia social, ao ser incorporada como prática de produção de conhecimento territorial, ultrapassa a função instrumental de levantamento de informações e passa a incidir diretamente sobre os fundamentos técnicos da Avaliação de Impacto Ambiental (AIA). Esse deslocamento confirma a compreensão de que os impactos ambientais não são entidades objetivas previamente dadas, mas construções sociotécnicas dependentes dos dispositivos metodológicos e dos regimes de conhecimento que orientam sua identificação (Sánchez, 2013; Acselrad, 2010). A sistematização das dinâmicas territoriais por meio da matriz FOFA gerou o Quadro 02.

FORÇAS
Festas do padroeiro; Quadrilhas juninas; Jogos de Futebol; Mês Mariano; Festa do Dia das Mães e Pais; Barraca de festejos; Pentecoste; União comunitária; Agricultura familiar; Cacimbões e poços d'água; Escola de cidadania; Posto de saúde; Escolaridade local (sem deslocamento); Ensino de Jovens e Adultos (EJA); Produção e venda local; Engajamento comunitário
FRAQUEZAS
Associações pouco atuantes; Movimentos culturais enfraquecidos; Representação política insuficiente; Ausência de lideranças locais; Poucas opções de atividades recreativas; Alta taxa de desemprego
OPORTUNIDADES
Equipe de saúde multiprofissional; Movimentação da economia local pelo recebimento de Bolsa família e aposentadoria
AMEAÇAS
Baixa incidência de políticas públicas; Não expansão da produção agrícola local; Barragem de Fronteiras (isolamento geográfico, desmotivação para reformas nas residências; óbitos por motivos psicológicos; apatia pelo cansaço; baixa taxa de empregos instáveis).

Quadro 02:Sistematização dos dados da Matriz FOFA - Poti
Fonte: Autoria Própria (2026)

É possível identificar um território marcado por forte coesão social e presença de práticas culturais e produtivas consolidadas, como agricultura familiar, festividades religiosas e redes de solidariedade comunitária. Tais elementos configuram um conjunto de forças estruturantes da resiliência territorial, frequentemente negligenciadas nos estudos ambientais convencionais. Ao mesmo tempo, o quadro evidencia fragilidades institucionais relevantes, como a baixa atuação de associações locais, ausência de liderança política e dependência de políticas assistenciais, indicando um cenário de vulnerabilidade estrutural.

A leitura integrada dos resultados de cada categoria analisada permite compreender que os impactos não se manifestam sobre um território homogêneo, mas sobre um sistema socioespacial complexo, no qual fatores históricos, institucionais e culturais condicionam a forma como os efeitos do empreendimento são produzidos e distribuídos. Essa abordagem reforça a crítica de que análises baseadas exclusivamente em parâmetros que subdimensionam os sociais tendem a menosprezar a complexidade dos territórios afetados (Little, 2006; Robbins, 2012). No que se refere à identificação dos impactos, a matriz derivada da cartografia social (Quadro 03) evidencia um conjunto articulado de transformações que extrapolam as categorias tradicionalmente consideradas.

Componente Ambiental	Evidência Empírica (Cartografia Social)	Processo Gerador do Impacto	Impacto Identificado
Recursos Hídricos	Alteração no acesso e disponibilidade hídrica local.	Diminuição da incidência de projetos públicos nos territórios do perímetro inundável	Redução da segurança hídrica domiciliar e comunitária
Produção Agroalimentar	Diminuição do plantio de culturas básicas (milho, feijão, mandioca, gergelim) por perda de acesso à terra produtiva.	Restrição de uso de áreas produtivas desapropriadas.	Comprometimento da segurança alimentar
Habitação	Desmotivação para reforma estruturais e de melhorias; incerteza sobre tempo de permanência.	Insegurança fundiária e territorial	Degradação das condições habitacionais
Dinâmica Econômica	Expectativa de empregabilidade; Baixa oferta de emprego, em comparação com as promessas; Empregos sazonais e de pouca qualificação.	Restrição das oportunidades econômicas locais	Aumento da vulnerabilidade socioeconômica local
Estrutura Organizativa Comunitária	Fragilização associativa; Conflitos entre as associações; Ausência de representação política local.	Fragilização da gestão comunitária	Diminuição do poder de resposta a impactos
Apoio e Infraestrutura pública	Enfraquecimento e ausência de políticas e investimento público.	Baixa presença e continuidade institucional	Ampliação do déficit de infraestrutura básica e assistência pública
Saúde e Bem-estar	Indícios de sofrimento social; apatia pelo cansaço; desgaste coletivo; ambiente social pressionado.	Falta de comunicação oficial eficiente.	Desenvolvimento e agravamento de doenças e constatação de óbitos associadas
Ambiente comunitário	Surgimento e intensificação de conflitos externos e internos por fragmentação social.	Desconfiguração territorial e social	Intensificação de conflitos territoriais

Quadro 03: Matriz de Impactos Socioambientais Derivada da Cartografia Social - Poti
Fonte: Autoria Própria (2026)

Observa-se que os impactos não se restringem a alterações ambientais diretas, mas envolvem processos de reconfiguração territorial, perda de acesso a recursos produtivos, fragilização das estruturas sociais e intensificação da vulnerabilidade socioeconômica. Destaca-se a relação entre a alteração no acesso aos recursos hídricos e a redução da segurança hídrica domiciliar, bem como a reconfiguração do uso do solo associada à perda de terras produtivas e à interrupção de sistemas agroalimentares locais (Quadro 03). Esses elementos evidenciam que os impactos ambientais se materializam de forma integrada, afetando simultaneamente dimensões ecológicas, econômicas e sociais, apresentando proporções distintas dependentes dos resultados desse imbricamento.

Além disso, a matriz explicita impactos frequentemente invisibilizados nos estudos institucionais, como o enfraquecimento da coesão social, o surgimento de conflitos socioambientais e os efeitos sobre a saúde mental das populações atingidas, sinérgicos e cumulativos. A identificação de expressões como *"apatia pelo cansaço"* indica a presença de processos prolongados de desgaste social, associados à incerteza territorial e à ausência de respostas institucionais adequadas, aspecto também destacado na literatura sobre deslocamentos involuntários e grandes empreendimentos (Cernea, 2000).

A incorporação dos dados provenientes da comunidade de Cabaças (Quadro 01) permite aprofundar a análise ao evidenciar que os efeitos identificados em Poti não se configuram como casos isolados, mas como expressões recorrentes de um mesmo processo de reconfiguração territorial associado à implantação da Barragem de Fronteiras. Diferentemente de uma comparação direta, a articulação entre os dois conjuntos empíricos possibilita compreender como a cartografia social revela padrões estruturais na definição dos impactos, ao mesmo tempo em que evidencia suas variações conforme as condições locais.

No caso de Cabaças, a matriz FOFA indica um território com forte base comunitária, evidenciada pela presença de associações, práticas culturais consolidadas e estratégias produtivas vinculadas à agricultura e à pecuária. No entanto, essas

mesmas estruturas aparecem tensionadas por fragilidades como a precariedade da infraestrutura, limitações no acesso a serviços de saúde, desemprego e baixa representatividade política. Esse conjunto de elementos delineia um cenário semelhante ao identificado em Poti, no qual forças comunitárias coexistem com vulnerabilidades estruturais que condicionam a forma como os impactos se manifestam.

A leitura articulada entre os dois territórios evidencia a recorrência de dinâmicas centrais, como a insegurança em relação ao futuro territorial, a desestruturação progressiva das bases produtivas e o enfraquecimento das condições institucionais de suporte às comunidades. Em Cabaças, aspectos como a incompreensão acerca do empreendimento e a inserção de ações externas (como projetos pontuais de organizações) indicam processos de mediação territorial que também se fazem presentes em Poti, ainda que com diferentes intensidades. Esses elementos reforçam que os impactos não se limitam a alterações físico-ambientais, mas envolvem processos mais amplos de instabilidade social e reconfiguração das formas de organização comunitária.

Ao mesmo tempo, as diferenças entre os contextos permitem qualificar a análise. Enquanto em Poti os dados evidenciam maior ênfase nos efeitos associados à insegurança fundiária, ao sofrimento social e à desmotivação coletiva, em Cabaças observa-se maior centralidade das condições materiais e institucionais pré-existentes, como infraestrutura e acesso a serviços. Essas variações indicam que, embora os vetores de impacto sejam comuns, sua materialização depende das condições territoriais específicas, o que reforça a necessidade de abordagens que considerem o território como um sistema socioespacial complexo.

Considerações Finais

Os resultados indicam que a cartografia social demonstra sua capacidade de não apenas identificar impactos, mas de revelar os processos que os estruturam, ao evidenciar tanto a recorrência quanto a especificidade das dinâmicas territoriais. A presença de padrões semelhantes nos dois contextos analisados reforça a consistência do método enquanto instrumento de produção de conhecimento, ao passo que as diferenças observadas evidenciam sua sensibilidade às particularidades locais. Assim, a articulação entre Poti e Cabaças contribui para sustentar a compreensão de que a definição técnica dos impactos ambientais é diretamente influenciada pelas formas de leitura do território mobilizadas no processo de avaliação.

A articulação entre os elementos apresentados nos Quadros 01, 02 e 03 permite evidenciar que os impactos não podem ser compreendidos de forma isolada, mas como parte de um processo mais amplo de desarranjo territorial. Enquanto os Quadros 01 e 02 explicitam as condições estruturais do território, incluindo seus mecanismos de resistência e vulnerabilidade, o Quadro 03 traduz essas condições em impactos palpáveis dentro de parâmetros técnicos, revelando como tais dinâmicas se materializam no cotidiano da população.

Esse encadeamento analítico reforça a compreensão de que a cartografia social não apenas identifica impactos, mas contribui para explicar os processos que os geram, estabelecendo relações causais que frequentemente não são captadas pelos modelos tradicionais de avaliação ambiental. Nesse sentido, a abordagem participativa permite avançar de uma lógica descritiva para uma leitura processual dos impactos, ampliando a capacidade explicativa da análise. Adicionalmente, a partir dos dados sistematizados no Quadro 03, observa-se a emergência de categorias analíticas que tensionam os enquadramentos convencionais, como impactos sobre modos de vida, redes de sociabilidade e práticas culturais. Tais dimensões, historicamente marginalizadas, assumem centralidade na leitura territorial produzida pela cartografia social, corroborando a necessidade de revisão dos critérios técnicos utilizados na definição dos impactos (Acselrad, 2015).

A redefinição dos parâmetros de significância também se torna evidente quando se considera a centralidade atribuída pelas comunidades a elementos como segurança hídrica, acesso à terra e continuidade das práticas produtivas. Impactos que, sob a ótica técnica tradicional, poderiam ser classificados como de baixa magnitude, são reinterpretados como críticos quando analisados a partir de sua incidência sobre a reprodução social e econômica do território. Dessa forma, a análise integrada dos quadros evidencia que a cartografia social opera como um dispositivo capaz de reconfigurar não apenas a identificação dos impactos, mas os próprios critérios que orientam sua definição, classificação e hierarquização. Ao introduzir outras formas de leitura do território, a abordagem participativa amplia os limites da AIA e contribui para a construção de diagnósticos mais aderentes às realidades socioambientais. Em síntese, os resultados indicam que diferentes formas de produzir conhecimento territorial resultam em diferentes formas de definir o impacto ambiental. Nesse sentido, a cartografia social não apenas amplia o que é visível, mas transforma os próprios parâmetros de análise, com implicações diretas sobre os processos decisórios e sobre a promoção da justiça socioambiental.

Referências Bibliográficas

ACSELRAD, Henri. Justiça ambiental e construção social do risco. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, Curitiba, n. 10, p. 35-47, 2004.

ACSELRAD, Henri; MELLO, Cecília Campello do Amaral; BEZERRA, Gustavo das Neves. *O que é justiça ambiental*. Rio de Janeiro: Garamond, 2009.

ALIER, Joan Martínez. *O ecologismo dos pobres: conflitos ambientais e linguagens de valoração*. São Paulo: Contexto, 2007.

CASTRO, Iná Elias de. *O mito da necessidade: discurso e prática do combate à seca no Nordeste*. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1992.

ESCOBAR, Arturo. *Territórios de diferença: lugar, movimentos sociais, vida e redes*. Popayán: Envión Editores, 2014.

FOUCAULT, Michel. *Segurança, território, população: curso dado no Collège de France (1977–1978)*. São Paulo: Martins Fontes, 2008.

HAESBAERT, Rogério. *O mito da desterritorialização: do "fim dos territórios" à multiterritorialidade*. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2004.

HALBWACHS, Maurice. *A memória coletiva*. São Paulo: Vértice, 1990.

HARAWAY, Donna. Situated knowledges: the science question in feminism and the privilege of partial perspective. *Feminist Studies*, v. 14, n. 3, p. 575-599, 1988.

LEFF, Enrique. *Racionalidade ambiental: a reapropriação social da natureza*. Rio de Janeiro: Civilização Brasileira, 2006.

PORTO, Marcelo Firpo de Souza. Complexidade, processos de vulnerabilização e justiça ambiental: um ensaio de epistemologia política. *Revista Crítica de Ciências Sociais*, n. 93, p. 31-58, 2011.

PORTO, Marcelo Firpo de Souza; PACHECO, Tania; LEROY, Jean-Pierre. *Injustiça ambiental e saúde no Brasil: o mapa de conflitos*. Rio de Janeiro: Fiocruz, 2013.

PERUZZO, Cecília Maria Krohling. *Comunicação nos movimentos populares: a participação na construção da cidadania*. Petrópolis: Vozes, 2009.

SANTOS, Boaventura de Sousa. *A crítica da razão indolente: contra o desperdício da experiência*. São Paulo: Cortez, 2000.

SANTOS, Boaventura de Sousa. Para além do pensamento abissal: das linhas globais a uma ecologia de saberes. *Revista Crítica de Ciências Sociais*, n. 78, p. 3-46, 2007.

SPIVAK, Gayatri Chakravorty. Can the subaltern speak? In: NELSON, Cary; GROSSBERG, Lawrence (org.). *Marxism and the interpretation of culture*. Urbana: University of Illinois Press, 1988. p. 271-313.

THIOLLENT, Michel. *Metodologia da pesquisa-ação*. 18. ed. São Paulo: Cortez, 2011.

ZHOURI, Andréa. Justiça ambiental, diversidade cultural e accountability: desafios para a governança ambiental. *Revista Brasileira de Ciências Sociais*, v. 27, n. 78, p. 45-62, 2012.

ZHOURI, Andréa; LASCHEFSKI, Klemens. *Desenvolvimento e conflitos ambientais*. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2010.

SILVA, José Borzacchiello da. *Políticas públicas e semiárido: reflexões sobre a questão da seca*. Fortaleza: UFC, 2003.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE OBRAS CONTRA AS SECAS (DNOCS). *Estudo de Impacto Ambiental (EIA) – Barragem Lago de Fronteiras*. Fortaleza: DNOCS, 2010.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE OBRAS CONTRA AS SECAS (DNOCS). *Relatório de Impacto Ambiental (RIMA) – Barragem Lago de Fronteiras*. Fortaleza: DNOCS, 2010.

PONTOS DE MEMÓRIAS COMO COMPENSAÇÃO AMBIENTAL DE DESLOCAMENTOS INVOLUNTÁRIOS: O CASO DA BARRAGEM DE FRONTEIRAS, EM CRATEÚS-CE

1 Thaiara Basílio de Melo Gonçalves, 2 Maria Inaiara Alves Martins, 3 Bruno Nobre de Sousa, 4 Karina Albuquerque da Silva, 5 Luana Viana Costa e Silva

[1]Universidade Federal do Ceará - Campus Crateús, eng.amb.thaiarabasilio@gmail.com; [2] Universidade Federal do Ceará - Campus Crateús, inaiaramartinseng@gmail.com; [3] Universidade Federal do Ceará - Campus Crateús, brunonobre101203@gmail.com; [4]Universidade Federal do Ceará, karinalbuquerque.ufc@gmail.com ; [5] Universidade Federal do Ceará - Campus Crateús, luanaviana@crateus.ufc.br

Palavras-chave: Barragens hídricas; Desterritorialização; Comunidades atingidas

Resumo

A implantação de megaempreendimentos hídricos frequentemente resulta em processos de desterritorialização e deslocamentos populacionais forçados, exigindo medidas que ultrapassem a compensação financeira. O presente trabalho buscou analisar a implementação de pontos de memórias como instrumento de compensação ambiental em empreendimentos que geram deslocamento involuntário, utilizando como estudo de caso a Barragem Lago de Fronteiras, em Crateús-CE. A metodologia abordada se baseou na coleta de informações in loco junto às comunidades atingidas pelo projeto hídrico que confirmou os impactos socioambientais, reiterando a urgência de medidas atenuadoras da problemática. Sob essa perspectiva, a seleção das comunidades participantes dessa pesquisa baseou-se em metodologias participativas incluindo capacitações e registros fotográficos onde os sujeitos atingidos pelo perímetro de inundação tornaram-se protagonistas da construção coletiva do acervo histórico capturando fotografias que serão anexadas nos pontos de memórias. Os resultados apontaram que a espacialização dos registros fotográficos alocados em pontos estratégicos de memória no novo reassentamento desempenha uma importante ferramenta de reterritorialização simbólica ao contrabalançar os impactos do patrimônio cultural imaterial. Conclui-se que a memória coletiva é uma forma de compensação ambiental complementar capaz de atenuar, de forma parcial, as perdas históricas e os danos sofridos pelas comunidades deslocadas futuramente.

Introdução

Historicamente, a implementação de megaempreendimentos hídricos no semiárido brasileiro se baseia por um modelo de desenvolvimento que garante uma segurança hídrica, entretanto costuma desconsiderar o modo de vida tradicional das comunidades atingidas pelo perímetro inundado pela obra. Sob essa lógica, a construção da Barragem Lago de Fronteiras, situada no interior de Crateús, no estado do Ceará, foi viabilizada como alternativa do enfrentamento dessa escassez hídrica da região, refletindo diversos impactos ambientais, sociais e culturais. Os deslocamentos involuntários impostos à coletividade local evidenciam uma verdadeira ruptura ontológica nas relações entre sujeitos e territórios, estruturando uma desterritorialização expressada pelo banimento do lugar, quebra das conexões residências e fragmentação das referências simbólicas construídas ao longo das gerações. Essa configuração é intensificada pela insuficiências de intervenções concretas de compensação ambiental, maximizando o abismo social exposto pela injustiça ambiental sustentada (Alves, 2023).

Compensação ambiental é um instrumento que visa contrabalançar os impactos ocorridos ou previstos no processo de licenciamento ambiental de grandes empreendimentos, atribuindo responsabilidade aos entes responsáveis com o objetivo de compensar os impactos não mitigáveis causados (Fonseca, 2015). A inexistência ou falhas nos processos de compensação ambiental acarreta desafios imensuráveis produzindo efeitos que ultrapassam a incapacidade de reestruturar as vivências e tradições anteriores, como também viola direitos evidenciando uma contradição institucional, uma vez que são incapazes de reparar os danos produzidos e ainda acabam aprofundando as desigualdades que deveriam minimizar.

A Política Nacional de Direitos das Populações Atingidas por Barragens (PNAB), instituída pela Lei nº 14.755/2023, prevê essa compensação no âmbito do reassentamento coletivo como opção prioritária, de forma a favorecer a preservação dos laços culturais e de vizinhança prevalecentes na situação original. Todavia, observa-se uma contradição na efetivação dessa política compensatória, uma vez que, na prática, há limitações que comprometem o cumprimento do direito à reparação previsto no Artigo 3º, inciso II, da referida lei, especialmente no que se refere ao deslocamento compulsório decorrente do reassentamento. Nesse contexto, tais limitações estruturais configuram-se como barreiras sistêmicas que dificultam a efetivação justa dos instrumentos de compensação ambiental junto às populações afetadas.

Nessa lógica, Zen (2021) evidencia a existência de uma dívida com a coletividade, em decorrência da desigualdade de benefícios dos empreendimentos de barragens e a vasta sobreposição dos impactos aos mais vulneráveis. Esses procedimentos sem a voz e participação efetiva da coletividade nos processos decisórios da construção e de implantação, torna-se uma decisão unilateral, dado em não reconhecer a importância das peculiaridades culturais de cada povo para em consenso conduzir medidas que promovam a correta compensação ambiental, especialmente no que refere ao âmbito das memórias.

Sob essa perspectiva, os pontos de memórias surgem como um elo de pontes simbólicas e afetivas entre os territórios bem como exerce o potencial de manter vivas as lembranças das vivências de cada comunidade atingida pela Barragem Lago

de Fronteiras, permitindo que essas memórias sejam repassadas às próximas gerações, fortalecendo o pertencimento e identidade mesmo após o reassentamento concretizando uma re-territorialização simbólica, mesmo diante das adversidades. Assim, cada ponto de memória capta cada detalhe registrado, valorizando elementos que carreguem fielmente memórias e identidades culturais coletivas com a finalidade de permitir o acesso aos registros perante aos deslocamentos forçados.

Logo, a principal finalidade deste trabalho foi analisar o potencial dos pontos de memória como instrumento de compensação ambiental em contextos de deslocamento involuntário, com ênfase na valorização do cotidiano e das dimensões socioculturais das comunidades atingidas, como forma de preservação de suas memórias. Nesse sentido, busca-se compreender em que medida essa estratégia se configura como mecanismo de fortalecimento da memória coletiva e territorial, contribuindo, ainda que de forma parcial, para a atenuação dos impactos associados a esses processos.

Material e Métodos

O estudo foi desenvolvido no âmbito do projeto Fronteiras de Memórias e consistiu na construção participativa de registros fotográficos em comunidades afetadas pela implantação da Barragem Lago de Fronteiras, no estado do Ceará. A abordagem metodológica adotada caracteriza-se como qualitativa, de natureza participativa, integrando instrumentos de coleta de dados primários, produção cartográfica e registros imagéticos como estratégias de análise territorial. A condução da pesquisa seguiu procedimentos sistemáticos de investigação qualitativa, contemplando a articulação entre diferentes técnicas de produção e organização de dados (Minayo, 2014).

Inicialmente, procedeu-se a delimitação do universo de estudo, contemplando as comunidades de Poti, Palmares II, Curral Velho, Barra do Rio, Cabaças e Ibiapaba, selecionadas em função de sua inserção na área de influência direta do empreendimento e de sua relevância no contexto dos processos de deslocamento involuntário. A espacialização dessas localidades foi realizada por meio da elaboração de um mapa representativo, fundamentado em técnicas de levantamento cartográfico, visitas de campo e procedimentos de georreferenciamento. Esse processo possibilitou a representação espacial dos territórios e a organização das informações de base necessárias ao desenvolvimento das etapas subsequentes da pesquisa (Gil, 2008).

Na etapa subsequente, procedeu-se a aplicação de formulários com a finalidade de realizar as inscrições para participação em um curso de capacitação voltado à formação dos moradores das comunidades atingidas na produção de registros fotográficos. Essa etapa foi estruturada de modo a garantir a seleção e organização dos participantes, bem como o levantamento de informações básicas necessárias à condução das atividades. O curso foi concebido como instrumento metodológico de produção de dados primários, orientado à utilização da fotografia como recurso de registro territorial, conforme abordagens participativas em pesquisa qualitativa (Minayo, 2014).

Após a realização da capacitação, os participantes foram orientados a produzir registros fotográficos em seus respectivos territórios, priorizando espaços dotados de relevância simbólica, aspectos históricos e vínculos de afetividade associados às vivências comunitárias. Os materiais produzidos foram posteriormente coletados, organizados e sistematizados pela equipe de pesquisa, sendo submetidos a processo de espacialização com base na identificação dos locais registrados. Esse procedimento resultou na elaboração de um segundo produto cartográfico, no qual se identificam e distribuem espacialmente os pontos de memória definidos a partir dos registros produzidos pelos próprios moradores, assegurando a incorporação de perspectivas locais ao processo de construção dos dados (Flick, 2009).

Adicionalmente, foram analisadas as implicações espaciais decorrentes da futura inundação das áreas com base em ferramentas de geoprocessamento. Essa etapa envolveu o tratamento e a espacialização das informações, permitindo a delimitação das áreas potencialmente alagáveis e sua integração com as demais camadas territoriais já mapeadas. A partir desse procedimento, foi elaborado o terceiro mapa temático, no qual se representa a sobreposição entre as áreas sujeitas à inundação e os territórios atualmente ocupados.

Concluída a elaboração dos três mapas temáticos, a equipe de pesquisa realizou o retorno às comunidades com o objetivo de apresentar e discutir os pontos de memória enquanto ferramenta complementar no âmbito das medidas de compensação ambiental. Nessa etapa, foram conduzidas atividades de escuta e validação junto aos moradores, visando captar a percepção comunitária quanto à aplicabilidade e à efetividade dessa ferramenta de caráter imaterial frente aos impactos decorrentes do deslocamento compulsório, conforme procedimentos de pesquisa qualitativa participativa (Minayo, 2014).

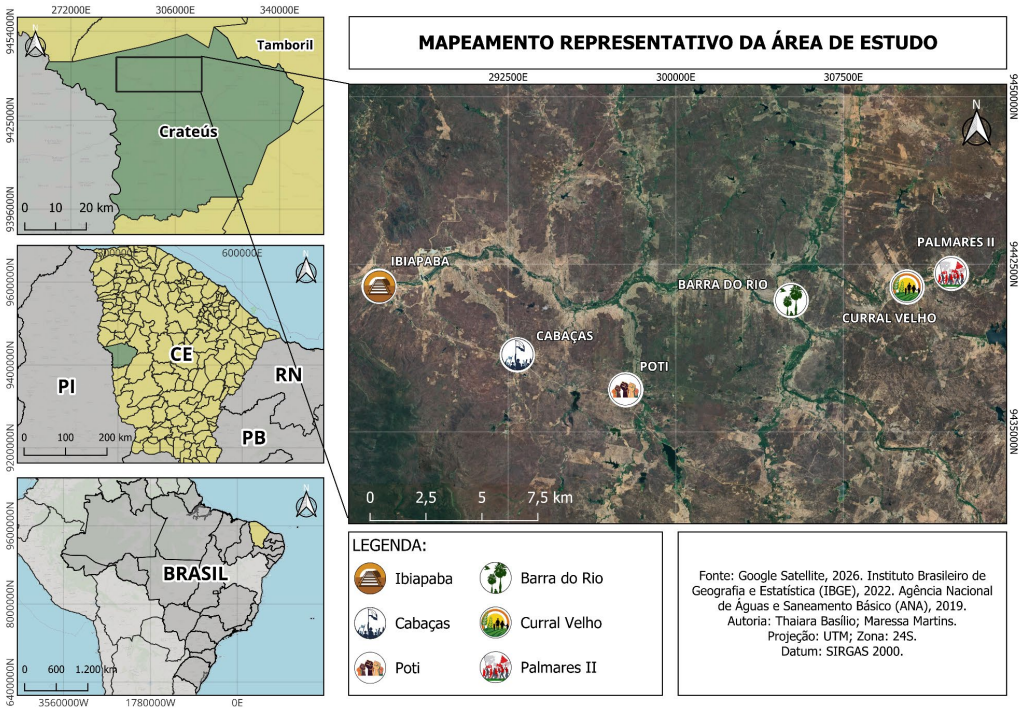
Após a etapa de validação participativa dos pontos de memória e a análise espacial de sua sobreposição com as áreas sujeitas à inundação, procedeu-se à sistematização dos dados em uma plataforma digital de acesso aberto, ainda em fase de desenvolvimento. Os registros fotográficos e as narrativas associadas a cada ponto de memória foram organizados por unidade comunitária, adotando-se como critério a vinculação territorial das informações, de modo a garantir a rastreabilidade e a consistência dos dados produzidos. Essa etapa seguiu procedimentos de organização de dados qualitativos e de estruturação de acervos digitais, visando à padronização, armazenamento e posterior disponibilização das informações para diferentes perfis de usuários (Gil, 2008; Flick, 2009).

Como estratégia complementar de acesso aos dados, prevê-se a geração de QR codes vinculados à plataforma digital, os quais serão posteriormente produzidos e disponibilizados às comunidades envolvidas. A proposta contempla a futura fixação desses códigos nos espaços dos reassentamentos, com a finalidade de facilitar o acesso direto aos conteúdos sistematizados. Esse recurso atuará como instrumento de mediação entre o suporte físico e o ambiente digital, permitindo a consulta aos registros de forma prática e contínua, inclusive por futuras gerações. Ressalta-se que, até o momento de finalização deste estudo, os reassentamentos ainda não haviam sido entregues, encontrando-se em diferentes estágios de planejamento e execução.

Os dados foram analisados por meio de interpretação qualitativa dos registros fotográficos, das percepções comunitárias e da sobreposição espacial entre os pontos de memória e as áreas potencialmente alagáveis.

Resultados e Discussão

Os resultados obtidos a partir da aplicação dos formulários, da espacialização das comunidades e da produção de registros fotográficos evidenciam que os pontos de memória constituem elementos fundamentais para a compreensão das territorialidades nas áreas afetadas pela Barragem Lago de Fronteiras (Mapa 01). Esses pontos, identificados a partir da percepção dos próprios moradores, revelam que o território não se organiza apenas em função de sua materialidade, mas, sobretudo, a partir de significados construídos no cotidiano. Tal constatação dialoga com a concepção de território como lugar de vivência (Santos, 2006).



Mapa 01: Espacialização de seis comunidades atingidas pelo perímetro de inundação da Barragem de Fronteiras.
Fonte: Autores (2026)

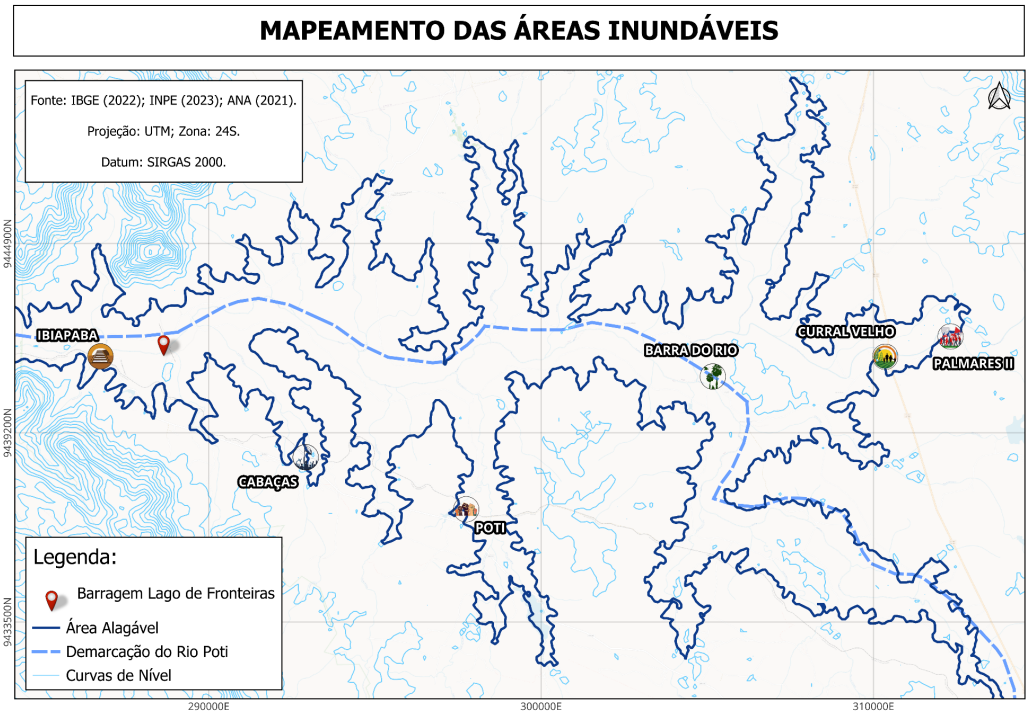
A sistematização dos registros fotográficos e sua posterior espacialização (Mapa 02) permitiram identificar a distribuição dos pontos de memória nos territórios analisados.



Mapa 02: Identificação dos pontos de memória dos territórios atingidos.
Fonte: Autores (2026)

Observa-se que esses pontos não correspondem necessariamente a locais de centralidade técnica ou econômica, mas a espaços que concentram práticas sociais, relações de convivência e experiências acumuladas ao longo do tempo, como quintais, caminhos, áreas de uso coletivo e corpos d'água. Essa organização evidencia uma lógica territorial baseada no uso e na vivência, aproximando-se da noção de espaço vivido.

Quando analisados em conjunto com as áreas previstas para inundação (Mapa 03), os pontos de memória revelam um aspecto central dos impactos associados ao empreendimento.



Mapa 03: Delimitação da sobreposição entre áreas alagáveis e territórios ocupados.
Fonte: Martins, M. O.; Basílio, T. M. (2026)

Verifica-se que muitos desses locais encontram-se inseridos nas zonas alagáveis, indicando que a intervenção incide diretamente sobre os elementos mais significativos para as comunidades. Dessa forma, a perda territorial não se limita à remoção de estruturas físicas, mas implica a ruptura de vínculos sociais e simbólicos. Esse processo pode ser compreendido como desterritorialização, na medida em que fragiliza as relações que sustentam a identidade e o pertencimento dos sujeitos (Haesbaert, 2004).

Os resultados demonstram que os pontos de memória identificados pelos próprios moradores não constituem registros afetivos secundários, mas elementos estruturantes das territorialidades locais. Ao evidenciar que o território se organiza predominantemente a partir de significados construídos no cotidiano, tais pontos validam as concepções de espaço vivido e de produção espacial ancorada em práticas sociais (Lefebvre, 2006). Simultaneamente, a sobreposição desses pontos com as áreas destinadas à inundação revela que a intervenção do empreendimento incide precisamente sobre os lugares de maior densidade simbólica e relacional, desencadeando um processo de desterritorialização que enfraquece, e em muitos casos rompe, os laços de identidade e pertencimento.

Diante desse cenário, a estratégia de realocação representativa dos pontos de memória, por meio de QR codes e plataforma online, não se apresenta como solução compensatória definitiva para os impactos socioculturais gerados, mas como mecanismo de reconhecimento e reparação simbólica que se contrapõe à lógica hegemônica da compensação ambiental tradicional. Enquanto a abordagem tradicional, fundamentada em métricas estritamente econômicas e em estudos EIA/RIMA que nem sempre contemplam de forma adequada às especificidades locais, tende a reduzir os atingidos à condição de receptores passivos de indenizações, a abordagem aqui proposta busca restituir à coletividade o protagonismo sobre suas próprias memórias. Cada fotografia, cada ponto mapeado e cada QR code fixado nos novos assentamentos constitui um ato de reterritorialização, evidenciando, ao mesmo tempo, os limites de uma reparação que permanece no campo do simbólico. Ao reinscrever a memória no espaço reconstruído, essas iniciativas expõem a permanência da perda material e a insuficiência de medidas que não enfrentam diretamente as estruturas responsáveis pelo deslocamento e pela ruptura territorial.

É necessário, contudo, reconhecer as limitações desta proposta. A ferramenta dos pontos de memória, por si só, não resolve as barreiras sistêmicas destacadas por Zen (2021), que envolvem a dívida social histórica, a distribuição desigual dos benefícios dos megaempreendimentos e a ausência de participação efetiva da coletividade nos processos decisórios. Igualmente, não substitui a responsabilidade do poder público e dos empreendedores de assegurar reassentamentos coletivos que preservem adequadamente os laços culturais e de vizinhança, conforme previsto no Artigo 3º, inciso II, da Lei nº 14.755/2023.

Nesse sentido, os pontos de memória não se limitam a uma função de registro, mas operam como uma ponte simbólica e política entre o território que será submerso e o novo espaço habitado. Ao mesmo tempo, articulam a experiência da geração que teve suas referências materiais rompidas com a necessidade de que as próximas gerações compreendam criticamente sua própria história. Mais do que isso, estabelecem uma conexão entre a denúncia da violação territorial e a construção ativa de uma memória que não apenas preserva o passado, mas resiste ao seu apagamento, transformando a lembrança em forma de enfrentamento.

Considerações Finais

A análise desenvolvida e fundamentada em metodologia participativa, espacialização cartográfica e registro fotográfico, permitiu avançar para além da crítica já consolidada na literatura, que se concentrou predominantemente na insuficiência das indenizações financeiras e na violação sistemática dos direitos enumerados pela Política Nacional de Direitos das Populações Atingidas por Barragens (PNAB, 2023). Conclui-se, portanto, que os pontos de memória, tal como implementados no âmbito do projeto Fronteiras de Memórias, constituem uma ferramenta adequada, ainda que parcial e complementar, como símbolo de compensação ambiental de natureza imaterial. Sua eficácia reside não na reposição do que foi perdido, como demonstrado, mas na possibilidade de manter vivas as narrativas e as referências que a inundação ameaça apagar.

Reconhece-se, contudo, que os pontos de memórias aqui estruturados não têm a pretensão de reparar prejuízos que já estão ocorrendo. Mas, a iminência do alagamento impõe perdas sem equivalência, pois, nenhum registro substituirá quintais ou espelho d'água que gerações anteriores testemunharam. Os moradores não esperam compensação plena, reconhecem sua irreparabilidade, mas, almejam uma realocação digna e indenização justa, conduzidas com respeito, mesmo de forma tardia. Demandam, além disso, que suas memórias não se dissipem com os vestígios concretos de seus domicílios. A abordagem participativa, ainda que restrita, permitiu registrar essas demandas, e o que fica, nesse momento, é o testemunho.

Assim, o estudo contribuiu para ampliar a compreensão da compensação ambiental para além da dimensão físico-financeira, incorporando a memória coletiva como componente relevante nos processos de reparação territorial.

Agradecimentos

Agradece-se a receptividade e a colaboração das comunidades atingidas pela Barragem Lago de Fronteiras ao longo de todas as ações realizadas em prol da execução deste estudo, com participação ativa, acessibilidade na coleta de informações e aos conhecimentos compartilhados que foram fundamentais para o desenvolvimento deste processo de pesquisa no âmbito do projeto Fronteiras de Memórias, atrelado ao Grupo de Estudos e Práticas Interdisciplinares em Agroecologia - GEPIA e a Universidade Federal do Ceará - Campus Crateús.

Referências Bibliográficas

ALVES, Marina Calisto. **Água, desenvolvimento e injustiça ambiental**: uma análise crítica da Barragem Castanhão no Ceará. 2023. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) — Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2023.

BRASIL. [Lei nº 14.755, de 15 de dezembro de 2023]. **Política Nacional de Direitos das Populações Atingidas por Barragens (PNAB)**. Brasília, DF: Presidência da República, [2023].

FONSECA, Rafael Oliveira. Compensação ambiental: da contradição à valoração do meio ambiente no Brasil. **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, v. 27, n. 2, p. 209–221, 2015.

GIONGO, Carmem Regina; MENDES, Jussara Maria Rosa. **"Bicho de sete cabeças":** as vivências dos atingidos pela barragem de Itá. Psicologia USP, São Paulo, v. 33, p. 1-11, 2022.

HAESBAERT, Rogério. **O mito da desterritorialização:** do "fim dos territórios" à multiterritorialidade. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2004.

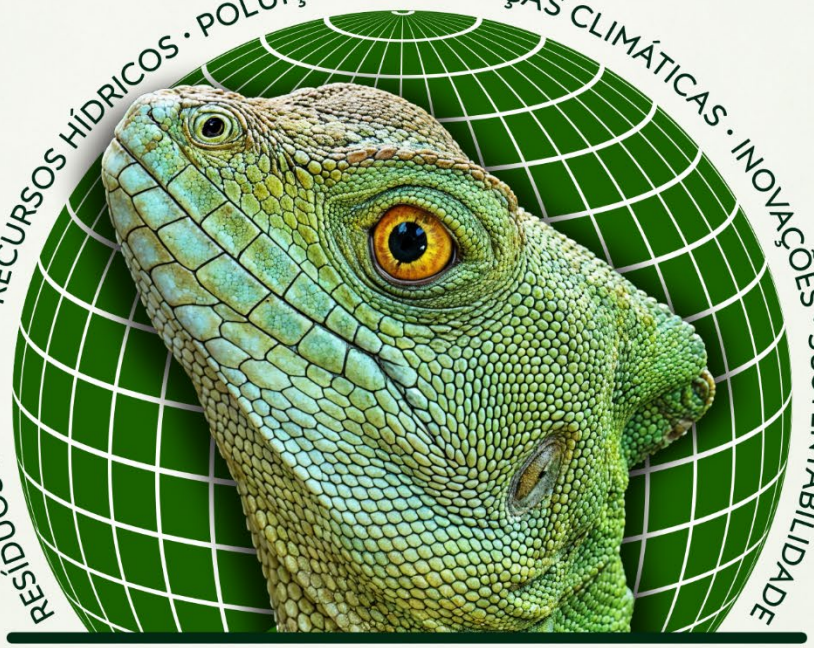
LEFEBVRE, Henri. **A produção do espaço**. Tradução de Doralice Barros Pereira e Sérgio Martins. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2006.

SANTOS, Milton. **A natureza do espaço: técnica e tempo, razão e emoção.** 4. ed. São Paulo: EDUSP, 2006.

ZEN, Eduardo Luiz. **Dívida social e atingidos por barragens**: reconhecimento e reparação. 2021. Tese (Doutorado em Sociologia) – Universidade de Brasília, Brasília, 2021.

ÁREA TEMÁTICA 24

RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS



5° CONGRESSO INTERNACIONAL DE

ENGENHARIA AMBIENTAL

PASSIVOS AMBIENTAIS E MODELAGEM DAS EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM LIXÕES DESATIVADOS EM SERGIPE PELO MODELO CINÉTICO *FIRST ORDER DECAY (*FOD)

1 Mário Henrique de Brito Benzota, 2 João Sampaio d'Avila, 3 José Jailton Marques
[1]Universidade Federal de Sergipe, e-mail: mario@davila.eco.br; [2]Universidade Federal de Sergipe, e-mail:jdavila@davila.eco.br; [3]Universidade Federal de Sergipe, e-mail: tonilja@outlook.com

Palavras-chave: Gestão de resíduos; Lixões desativados; Passivos ambientais.

Resumo

A desativação formal de lixões no Brasil, em atendimento à Política Nacional de Resíduos Sólidos, não implica necessariamente a mitigação dos passivos ambientais decorrentes da disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos. No estado de Sergipe, 36 municípios promoveram o encerramento formal de seus lixões entre 2013 e 2025; entretanto, ainda são escassos diagnósticos sistematizados sobre a magnitude dos resíduos remanescentes e sobre as implicações ambientais associadas à permanência desses depósitos. O presente estudo teve como objetivo mapear os lixões desativados no território sergipano e analisar os passivos ambientais remanescentes, considerando a magnitude estimada dos resíduos acumulados e seu potencial de geração de gases de efeito estufa. A pesquisa baseou-se em levantamento documental junto à Administração Estadual do Meio Ambiente, organização de dados georreferenciados, elaboração de mapa temático no software QGIS e classificação dos volumes estimados por meio do método de Quebras Naturais de Jenks. Adicionalmente, foi realizada estimativa do potencial de geração de metano a partir do modelo cinético *First Order Decay* (FOD), recomendado pelo *Intergovernmental Panel on Climate Change* para inventários de emissões no setor de resíduos. Os resultados indicam que os lixões desativados concentram aproximadamente 15.002.020 toneladas de resíduos sólidos, distribuídas entre os municípios analisados, evidenciando significativa heterogeneidade quanto à magnitude dos depósitos. A modelagem realizada aponta potencial teórico de geração de cerca de 600.081 toneladas de metano (CH_4) ao longo do processo de decomposição, o que corresponde a aproximadamente 16,8 milhões de toneladas de dióxido de carbono equivalente (CO_2eq). Verificou-se ainda que nenhum dos municípios analisados implementou Plano de Recuperação de Área Degradada, evidenciando lacuna técnica na etapa de gestão pós-desativação. Os resultados reforçam que o encerramento administrativo dos lixões não corresponde à estabilização ambiental dessas áreas, sendo necessária a adoção de instrumentos técnicos de recuperação ambiental e monitoramento sistemático para mitigação progressiva dos passivos remanescentes.

Introdução

A disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos em lixões a céu aberto constituiu, por décadas, prática recorrente na gestão municipal brasileira, especialmente em municípios de pequeno e médio porte. A ausência de infraestrutura adequada para tratamento e disposição final resultou na formação de numerosos depósitos de resíduos diretamente sobre o solo natural, frequentemente sem qualquer tipo de controle ambiental. Com a promulgação da Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei nº 12.305/2010), o encerramento dessas áreas passou a integrar as diretrizes para a gestão ambientalmente adequada dos resíduos. No entanto, o fechamento administrativo dos lixões não implica necessariamente a eliminação dos passivos ambientais associados à massa de resíduos historicamente acumulada (López e Lobo, 2014; Saquing et. al., 2014).

Silva et. al. (2013) destacam que, mesmo após o encerramento das atividades de disposição, os resíduos depositados permanecem submetidos a processos físicos, químicos e biológicos decorrentes da degradação da matéria orgânica. Esses processos podem persistir por longos períodos e estão associados à geração de lixiviados e gases resultantes da decomposição anaeróbia da fração orgânica dos resíduos. Estudos recentes demonstram que depósitos de resíduos desativados podem continuar produzindo lixiviados com elevada carga orgânica e presença de contaminantes potencialmente tóxicos, incluindo metais pesados e compostos orgânicos persistentes (He et al., 2020; Zhou et al., 2022). A persistência desses processos depende de fatores como a massa acumulada de resíduos, as condições de degradação e a ausência de sistemas de impermeabilização ou drenagem ambiental (Huang et al., 2024).

Além dos impactos potenciais sobre o solo e os recursos hídricos, a decomposição da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos constitui importante fonte de emissão de gases de efeito estufa. Durante o processo de degradação anaeróbia ocorre a formação de biogás, composto principalmente por metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2) (Joaquim Jr. Et al., 2015). O metano apresenta elevado potencial de aquecimento global e é reconhecido como um dos principais gases responsáveis pela intensificação do efeito estufa. De acordo com o *Intergovernmental Panel on Climate Change (*IPCC), o setor de resíduos representa parcela relevante das emissões antropogênicas de metano em escala global, particularmente em contextos em que predominam sistemas de disposição sem captação de biogás (IPCC, 2021; Silva et. al., 2017).

Além do metano, a decomposição da matéria orgânica presente nos resíduos sólidos urbanos também resulta na emissão de dióxido de carbono de origem biogênica (CO_2). Esse gás é produzido durante diferentes estágios da degradação microbiológica dos resíduos e compõe parcela significativa do biogás gerado em áreas de disposição final. Embora o CO_2 biogênico seja frequentemente considerado neutro no balanço global de carbono, por derivar de biomassa recentemente fixada pela fotossíntese,

sua presença indica a continuidade dos processos de decomposição da matéria orgânica no interior do maciço de resíduos. Dessa forma, a produção simultânea de metano e dióxido de carbono constitui importante indicador da atividade biogeoquímica associada à degradação dos resíduos sólidos urbanos em ambientes anaeróbios (COSTA et al., 2018; SILVA et al., 2020).

Nesse contexto, áreas de disposição inadequada de resíduos desativadas continuam associadas não apenas a riscos ambientais locais, mas também a potenciais contribuições para o balanço regional de emissões de gases de efeito estufa. O comportamento da geração de metano em depósitos de resíduos pode ser estimado por modelos cinéticos que descrevem a decomposição da matéria orgânica ao longo do tempo, entre os quais se destaca o modelo *First Order Decay* (FOD), amplamente empregado em inventários de emissões no setor de resíduos (IPCC, 2019).

No Brasil, a literatura científica recente tem avançado na análise de lixiviados, contaminação de solos e dinâmica de emissões gasosas em áreas de disposição de resíduos. Entretanto, ainda são relativamente escassos os estudos que abordam a situação de lixões desativados em escala territorial mais ampla, integrando análise espacial da distribuição dessas áreas com estimativas da magnitude de resíduos acumulados e seu potencial de geração de gases de efeito estufa. A ausência de diagnósticos sistematizados dificulta a definição de prioridades para intervenções ambientais e para a implementação de estratégias estruturadas de recuperação dessas áreas (FGV EAESP, 2016).

Segundo o Ministério Público de Sergipe (2024), diversos municípios promoveram o encerramento formal de lixões nos últimos anos, como resultado de ações institucionais voltadas à adequação da gestão de resíduos às diretrizes da Política Nacional de Resíduos Sólidos. Entretanto, conforme informações da Administração Estadual do Meio Ambiente (ADEMA), as áreas desativadas permanecem, em sua totalidade, sem a implementação de Planos de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD), o que mantém lacunas importantes na etapa de gestão pós-encerramento.

Diante desse cenário, o presente estudo tem como objetivo mapear os lixões desativados no estado de Sergipe e analisar os passivos ambientais remanescentes associados à permanência dos resíduos, considerando tanto a magnitude estimada dos maciços acumulados quanto seu potencial de geração de gases de efeito estufa. A partir da integração entre análise documental, organização de dados georreferenciados e aplicação de modelo cinético de decomposição, o trabalho busca contribuir para a sistematização do diagnóstico estadual e fornecer subsídios técnicos para futuras estratégias de recuperação ambiental dessas áreas.

Material e Métodos

A pesquisa foi desenvolvida a partir de levantamento documental junto à Administração Estadual do Meio Ambiente (ADEMA), identificando os 36 municípios do estado de Sergipe que promoveram o encerramento formal de lixões entre 2013 e 2025. Foram coletadas informações referentes à localização geográfica das áreas e dados estimados sobre o volume aproximado de resíduos sólidos depositados em cada local. Complementarmente, foram analisados documentos técnicos e normativos relacionados ao encerramento e à recuperação dessas áreas.

A elaboração do mapa temático foi realizada no software QGIS (versão 3.34), a partir de dados georreferenciados fornecidos previamente pela ADEMA. As coordenadas dos lixões foram disponibilizadas em formatos distintos, passando por processo de homogeneização e padronização do sistema de referência espacial, com conversão para o Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas (SIRGAS 2000), garantindo compatibilidade com as bases cartográficas oficiais. Após o tratamento dos dados, os pontos foram importados como camada vetorial e sobrepostos à base cartográfica dos municípios de Sergipe, inserida em formato *shapefile* e ajustada ao mesmo sistema de coordenadas.

Os quantitativos aproximados de resíduos sólidos de cada lixão, informados pela ADEMA, foram organizados em planilha eletrônica e posteriormente associado à camada vetorial por meio de homogeneização de atributos, utilizando campo identificador comum. Com os dados integrados, procedeu-se à classificação temática dos volumes estimados por meio do método de Quebras Naturais de Jenks, que define classes com base na distribuição estatística dos valores, minimizando a variância interna entre grupos e maximizando a diferença entre classes.

A simbologia adotada foi do tipo graduada, com aplicação de colorização em gradiente variando de tons claros a tons mais quentes, representando o aumento progressivo do volume estimado de resíduos sólidos. Assim, quanto mais intensa a coloração associada ao ponto representativo do lixão, maior o quantitativo aproximado de resíduos depositados, representado em cinco cores distintas, de acordo com a distribuição de classes empregada pela Quebra Natural de Jenks. A finalização do produto cartográfico foi realizada no Layout de Impressão do QGIS, com inserção de elementos de composição, como escala gráfica, legenda, norte e fonte dos dados, sendo posteriormente exportado em alta resolução.

Paralelamente à análise espacial, foi realizada estimativa do potencial de geração de gases de efeito estufa associado aos resíduos depositados nos lixões desativados, utilizando o modelo cinético *First Order Decay* (FOD) recomendado pelas diretrizes do *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC) para inventários nacionais de emissões provenientes do setor de resíduos sólidos. Esse modelo considera que a decomposição da fração orgânica dos resíduos ocorre de forma progressiva ao longo do tempo sob condições predominantemente anaeróbias, resultando na geração de metano (CH_4) como principal componente do biogás. Inicialmente, foi calculado o potencial teórico de geração de metano por unidade de massa de resíduo (L_0), conforme a Eq. (1):

$$L_0 = MCF \times DOC \times DOC_f \times F \times \frac{16}{12} \qquad \text{Eq. (1)}$$

em que MCF representa o *Methane Correction Factor*, relacionado às condições anaeróbias do depósito; DOC corresponde ao teor de carbono orgânico degradável presente nos resíduos sólidos urbanos; DOC_f representa a fração do carbono orgânico

efetivamente degradável; F corresponde à fração de metano presente no biogás; e 16/12 corresponde ao fator de conversão estequiométrica do carbono para metano. Para a presente estimativa foram adotados os valores padrão recomendados pelo IPCC para depósitos de resíduos em países em desenvolvimento: MCF = 0,8, DOC = 0,15, DOC_f = 0,5 e F = 0,5. A partir da determinação de L_0, o potencial total de geração de metano foi obtido multiplicando-se esse coeficiente pela massa total estimada de resíduos acumulados nos lixões identificados no estado, conforme a Eq. (2):

$$CH_4 = MSW \times L_0 \qquad \text{Eq. (2)}$$

em que MSW representa a massa total de resíduos sólidos depositados. Em seguida, o valor estimado de metano foi convertido para dióxido de carbono equivalente (CO_2eq) utilizando o potencial de aquecimento global do metano em um horizonte de 100 anos (*Global Warning Potencial to Metane* = 28), o que significa que o metano apresenta um potencial de aquecimento global 28 vezes maior que o dióxido de carbono nesse período. Essa conversão foi realizada conforme apresentado na Eq. (3):

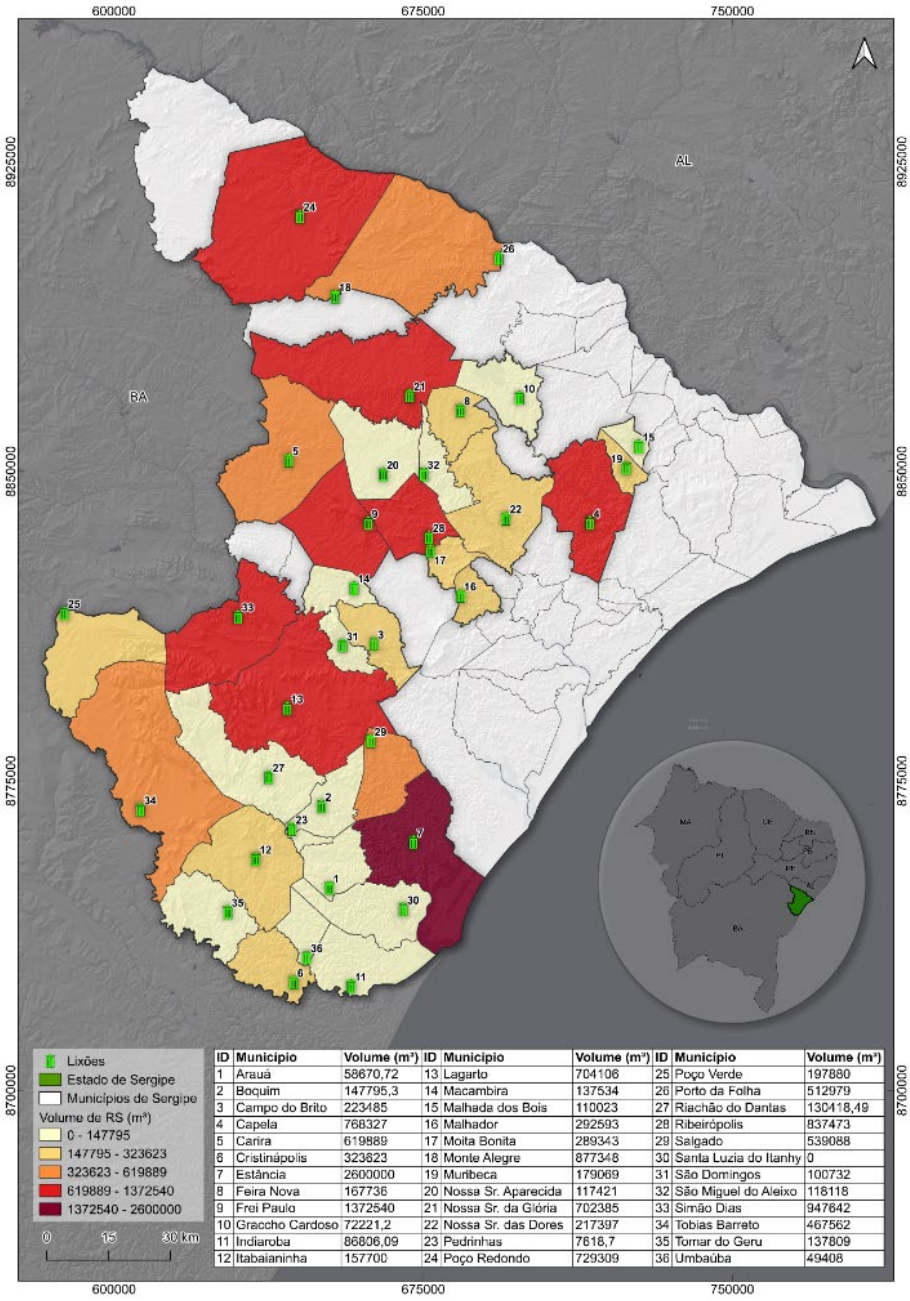
$$CO_{2\,eq} = CH_4 \times 28 \qquad \text{Eq. (3)}$$

Por fim, foi conduzida revisão bibliográfica em bases de dados como Scopus e Google Acadêmico, priorizando estudos publicados nos últimos anos sobre impactos ambientais de lixões desativados, contaminação de solos, águas superficiais e subterrâneas, além de emissões de gases oriundos da decomposição de resíduos sólidos urbanos em concomitância à elaboração e execução dos respectivos Planos de Recuperação de Áreas Degradadas. A análise considerou procedimentos de gerenciamento de áreas contaminadas conforme diretrizes técnicas da CETESB (2019), permitindo correlacionar os dados espaciais obtidos com potenciais riscos ambientais descritos na literatura.

Resultados e Discussão

O mapeamento dos 36 lixões desativados no estado de Sergipe (Figura 1) revela que o passivo ambiental decorrente da disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos se distribui por todo o território estadual, caracterizando uma problemática ambiental de natureza difusa de décadas de uma gestão ineficiente.

A integração entre os dados geoespaciais e as informações disponibilizadas pela Administração Estadual do Meio Ambiente (ADEMA) possibilitou a quantificação da massa de resíduos acumulada nesses depósitos. A soma das estimativas indica um total aproximado de 15.002.020 toneladas de resíduos sólidos distribuídas entre os 36 lixões analisados. A classificação temática realizada pelo método de Quebras Naturais de Jenks demonstra forte heterogeneidade na distribuição desses volumes entre os municípios, com alguns depósitos concentrando massas significativamente superior à média estadual. Scaglia et al. (2018) apontam que a magnitude da massa residual exerce influência direta sobre a duração dos processos de decomposição e sobre a persistência da geração de lixiviados e gases, aspecto particularmente relevante em depósitos que permaneceram ativos por longos períodos.



ID	Município	Volume (m³)	ID	Município	Volume (m³)	ID	Município	Volume (m³)
1	Arauá	58670,72	13	Lagarto	704106	25	Poço Verde	197880
2	Boquim	147795,3	14	Macambira	137534	26	Porto da Folha	512979
3	Campo do Brito	223485	15	Malhada dos Bois	110023	27	Riachão do Dantas	130418,49
4	Capela	768327	16	Malhador	292593	28	Ribeirópolis	837473
5	Carira	619889	17	Moita Bonita	289343	29	Salgado	539088
6	Cristinápolis	323623	18	Monte Alegre	877348	30	Santa Luzia do Itanhy	0
7	Estância	2600000	19	Muribeca	179069	31	São Domingos	100732
8	Feira Nova	167736	20	Nossa Sr. Aparecida	117421	32	São Miguel do Aleixo	118118
9	Frei Paulo	1372540	21	Nossa Sr. da Glória	702385	33	Simão Dias	947642
10	Graccho Cardoso	72221,2	22	Nossa Sr. das Dores	217397	34	Tobias Barreto	467562
11	Indiaroba	86806,09	23	Pedrinhas	7618,7	35	Tomar do Geru	137809
12	Itabaianinha	157700	24	Poço Redondo	729309	36	Umbaúba	49408

Figura 1: Mapeamento dos lixões desativados do Estado de Sergipe
Fonte: Autoria Própria, 2026.

A partir desse quantitativo de resíduos, realizou-se estimativa do potencial de geração de gases de efeito estufa utilizando o modelo cinético *First Order Decay* (FOD) recomendado pelo *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC). Esse modelo descreve a decomposição da fração orgânica dos resíduos como um processo gradual, no qual a produção de biogás ocorre de forma progressiva ao longo do tempo. Considerando os parâmetros padrão sugeridos pelo IPCC para depósitos de resíduos em países em desenvolvimento, o potencial de geração de metano foi estimado em aproximadamente 0,04 toneladas de CH_4 para cada tonelada de resíduo depositado. Quando esse coeficiente é aplicado ao quantitativo total de resíduos identificado no estado, obtém-se um potencial teórico de geração de aproximadamente 600.081 toneladas de metano (CH_4) ao longo do processo de decomposição, conforme descrito no Quadro 1:

Indicador	Valor (toneladas)
Resíduos Totais	15.002.020
Metano Estimado	600.081
CO_2 eq	16.802.262

Quadro 1: Estimativa de gases de GEE.
Fonte: Autoria Própria, 2026.

Ao considerar o potencial de aquecimento global do metano em horizonte de 100 anos (GWP = 28), esse montante corresponde a cerca de 16,8 milhões de toneladas de dióxido de carbono equivalente (CO_2eq). Essa estimativa representa o potencial acumulado de emissões ao longo do período de decomposição da matéria orgânica presente nos resíduos, processo que pode se estender por várias décadas após o encerramento das atividades de disposição. Nesse cenário, os lixões desativados do estado de Sergipe continuam associados a uma dimensão climática relevante do passivo ambiental, ainda que não exista atualmente monitoramento sistemático dessas emissões.

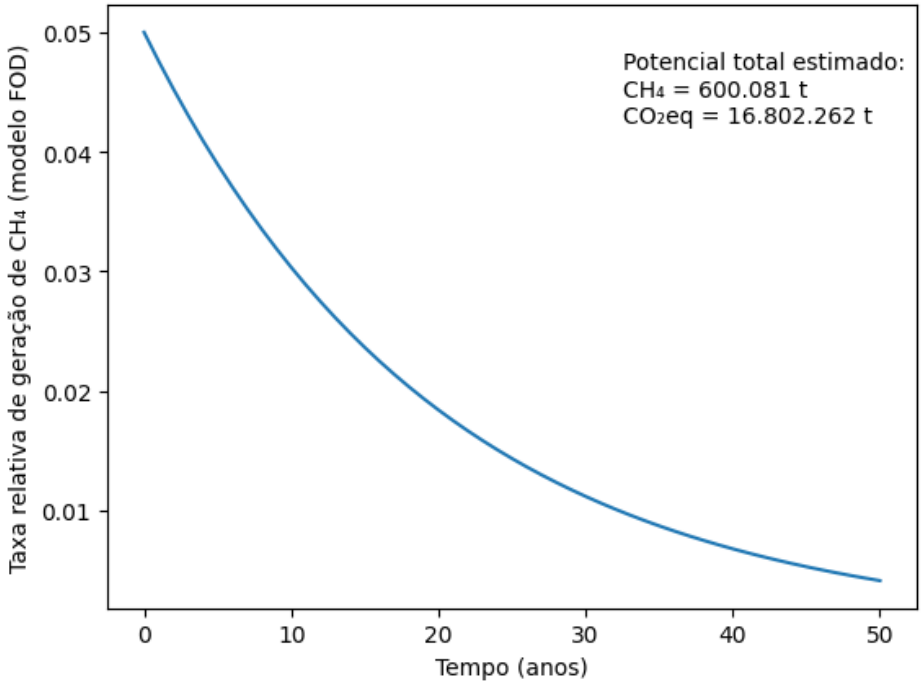


Figura 2: Curva exponencial de geração de metano ao longo do tempo.
Fonte: Autoria Própria, 2026.

A curva apresentada na Figura 2 ilustra o comportamento típico da geração de metano decorrente da decomposição anaeróbia da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos, conforme descrito pelo modelo cinético FOD para estimativas de emissões no setor de resíduos. Observa-se que as maiores taxas de geração de metano tendem a ocorrer nos primeiros anos após a deposição dos resíduos, período em que a matéria orgânica degradável se encontra em maior disponibilidade. Com o avanço do tempo, a taxa de geração de gás diminui progressivamente, refletindo o consumo gradual do carbono orgânico degradável presente no depósito. Considerando o quantitativo total de 15.002.020 toneladas de resíduos estimado para os lixões desativados analisados, o modelo indica potencial teórico de geração de aproximadamente 600.081 toneladas de metano (CH_4) ao longo do processo de decomposição, valor que corresponde a cerca de 16,8 milhões de toneladas de dióxido de carbono equivalente (CO_2eq) quando considerado o potencial de aquecimento global do metano em horizonte de 100 anos.

A decomposição anaeróbia da fração orgânica dos resíduos constitui um dos principais processos responsáveis pela formação de metano em depósitos de resíduos sólidos. O IPCC (2021) destaca que o setor de resíduos representa uma das fontes antropogênicas mais significativas desse gás em escala global, especialmente em contextos em que predominam depósitos sem sistemas de captura de biogás. Em depósitos desativados, a geração de metano pode continuar por longos períodos, uma vez que a degradação da matéria orgânica ocorre de forma lenta e progressiva (Ouda et al., 2021; He et al., 2020).

Assim, mesmo após o encerramento formal dos lixões, a massa residual permanece submetida a processos bioquímicos capazes de sustentar emissões difusas de gases de efeito estufa. A inexistência de sistemas de captação de biogás nos lixões desativados implica que o metano gerado pela decomposição dos resíduos tende a ser liberado diretamente para a atmosfera. Depósitos de resíduos sem sistemas de captura podem permanecer emitindo metano por décadas, contribuindo para o aumento das concentrações atmosféricas desse gás (Ouda et al., 2021).

Além da dimensão climática associada à geração de metano, a presença de grandes volumes de resíduos depositados diretamente sobre o terreno natural também implica riscos relevantes para outros compartimentos ambientais. A degradação da fração orgânica dos resíduos não resulta apenas na formação de biogás, mas também na produção contínua de lixiviados ricos em matéria orgânica dissolvida, nutrientes e substâncias potencialmente tóxicas. Em contextos em que inexistem sistemas de impermeabilização, drenagem ou coleta de chorume, esses líquidos podem percolar através do maciço de resíduos e migrar para o solo subjacente. A magnitude estimada de resíduos identificada neste estudo, superior a 15 milhões de toneladas distribuídas entre os lixões desativados do estado de Sergipe, sugere que os processos de geração de lixiviados podem permanecer ativos por longos períodos após o encerramento das áreas. Estudos conduzidos em depósitos de resíduos encerrados demonstram que a

produção de lixiviados pode persistir por décadas, especialmente quando não houve intervenções técnicas voltadas à estabilização ambiental do depósito (Huang et al., 2024; Wang et al., 2019).

Sob a perspectiva da qualidade do solo, a disposição prolongada de resíduos diretamente sobre o terreno natural tende a modificar as características físico-químicas do substrato e favorecer a mobilização de contaminantes. A infiltração de lixiviados pode provocar alterações na composição química do solo, incluindo aumento da concentração de metais pesados, compostos orgânicos e nutrientes em níveis potencialmente superiores aos observados em áreas não impactadas. Investigações recentes realizadas em antigos locais de disposição de resíduos identificaram concentrações elevadas de elementos potencialmente tóxicos e compostos orgânicos persistentes no solo adjacente aos depósitos, mesmo anos após o encerramento das atividades de disposição (Rangga et al., 2025; Zhou et al., 2022). Nesse contexto, os processos de degradação que sustentam a geração de metano também se relacionam diretamente com a formação e mobilização de lixiviados, reforçando que a persistência da matéria orgânica degradável no maciço de resíduos constitui elemento central na manutenção desses passivos ambientais.

Além das alterações nas propriedades do solo, a mobilidade de contaminantes provenientes dos lixiviados pode favorecer sua migração vertical e lateral no ambiente, alcançando camadas mais profundas do solo ou corpos hídricos próximos. Áreas de disposição de resíduos que não receberam sistemas de impermeabilização permanecem particularmente suscetíveis à infiltração de água de chuva e ao transporte de substâncias dissolvidas ao longo do perfil do solo (Vaverková et al., 2018). Nesse cenário, a ausência de medidas estruturadas de recuperação ambiental amplia a possibilidade de ocorrência de processos de contaminação difusa ao longo do tempo. Embora o presente estudo tenha se concentrado na análise espacial dos lixões desativados e na estimativa do potencial de emissões atmosféricas, a combinação entre grande massa de resíduos acumulada e ausência de intervenções técnicas direcionadas à recuperação das áreas reforça a necessidade de investigações ambientais mais detalhadas, incluindo monitoramento da qualidade do solo e das águas subterrâneas.

Nesse contexto, a recuperação ambiental dessas áreas torna-se imediatamente imprescindível para a mitigação dos passivos ambientais associados aos lixões desativados. A elaboração e implementação de Planos de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD), aliadas à definição de critérios técnicos de priorização baseados na magnitude dos resíduos acumulados e no potencial de geração de emissões atmosféricas, representam instrumentos importantes para o gerenciamento dessas áreas. O mapeamento espacial e a estimativa do potencial de emissões de gases de efeito estufa apresentados neste estudo contribuem para a compreensão da dimensão ambiental e climática associada aos lixões desativados no estado de Sergipe, oferecendo subsídios para o planejamento de políticas públicas voltadas à mitigação desses passivos ambientais.

Conclusões

A análise integrada realizada neste estudo permitiu compreender a dimensão ambiental associada aos lixões desativados no estado de Sergipe, combinando levantamento documental, organização de dados geoespaciais e estimativa do potencial de geração de gases de efeito estufa. O mapeamento das áreas de disposição encerradas, aliado às informações disponibilizadas pela Administração Estadual do Meio Ambiente, possibilitou dimensionar a magnitude do passivo ambiental relacionado à disposição histórica de resíduos sólidos urbanos no estado.

Os resultados mostram que os 36 lixões desativados concentram aproximadamente 15.002.020 toneladas de resíduos, distribuídas entre diferentes municípios sergipanos. Mesmo após o encerramento formal das atividades de disposição, essa massa residual permanece submetida a processos de degradação anaeróbia que continuam ocorrendo no interior dos maciços de resíduos. Esses processos sustentam a geração de lixiviados e gases por períodos prolongados, mantendo os depósitos ambientalmente ativos e potencialmente capazes de afetar diferentes compartimentos ambientais.

A aplicação do modelo cinético *First Order Decay* (FOD) permitiu estimar o potencial teórico de geração de metano associado à massa de resíduos identificada. As estimativas indicam a possibilidade de formação de aproximadamente 600.081 toneladas de metano (CH_4) ao longo do processo de decomposição dos resíduos, valor que corresponde a cerca de 16,8 milhões de toneladas de dióxido de carbono equivalente (CO_2eq) quando considerado o potencial de aquecimento global do metano em horizonte de cem anos. Esses resultados evidenciam que os lixões desativados representam não apenas um passivo ambiental local, mas também uma fonte potencial de emissões difusas de gases de efeito estufa no contexto regional.

Além da dimensão climática, a presença prolongada de grandes volumes de resíduos diretamente sobre o terreno natural mantém condições favoráveis à formação de lixiviados e à mobilização de contaminantes no solo e nas águas subterrâneas. Em cenários onde não foram implementadas medidas estruturadas de impermeabilização, drenagem ou monitoramento ambiental, esses processos podem persistir por longos períodos após o encerramento das áreas de disposição. Dessa forma, o fechamento administrativo dos lixões não corresponde necessariamente à estabilização ambiental dos depósitos.

Nesse contexto, a etapa de gestão pós-desativação assume papel central no enfrentamento desses passivos ambientais. A elaboração e implementação de Planos de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD) representam instrumentos fundamentais para orientar intervenções técnicas voltadas à estabilização dos maciços de resíduos, ao controle da infiltração de água e ao monitoramento ambiental das áreas afetadas. Essas medidas podem contribuir para reduzir a mobilidade de contaminantes e, simultaneamente, limitar emissões atmosféricas decorrentes da decomposição da matéria orgânica.

Por fim, o diagnóstico apresentado amplia a compreensão sobre a situação dos lixões desativados em Sergipe e oferece uma base técnica inicial para o planejamento de estratégias de recuperação ambiental no estado. A integração entre mapeamento territorial, estimativa da magnitude de resíduos e modelagem de emissões de gases de efeito estufa mostra-se uma abordagem útil para orientar políticas públicas voltadas à gestão de áreas degradadas e à mitigação de impactos ambientais associados à disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos.

Referências Bibliográficas

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre novas diretrizes para gerenciamento de áreas contaminadas por substâncias químicas. Brasília, DF: CONAMA, [2009]. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/index.php?option=com_sisconama&task=documento.download&id=26267. Acesso em: 3 mar. 2026.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Brasília, DF: Presidência da República, [2010]. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm. Acesso em: 3 mar. 2026.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Manual de gerenciamento de áreas contaminadas. São Paulo, 2019.

COSTA, C. C.; SOUZA, M. A.; LANGE, L. C.
Geração e composição de biogás em aterros sanitários brasileiros: implicações para inventários de gases de efeito estufa. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, v. 23, n. 4, p. 695–704, 2018.

FUNDAÇÃO GETÚLIO VARGAS/CENTRO DE ESTUDOS EM SUSTENTABILIDADE (FGV EAESP). (2016) Programa Brasileiro GHG Protocolo. Disponível em: http://www.ghgprotocolbrasil.com/. Acesso em: 05 março de 2026.

HE, P.; SHAO, L.; ZHANG, H. Municipal solid waste landfill leachate: generation, characteristics and treatment. Journal of Environmental Management, v. 261, p. 110216, 2020.

HUANG, Z.; et al. Assessing the impacts and contamination potentials of landfill leachate on groundwater quality. Science of the Total Environment, v. 906, p. 167724, 2024.

IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Instrução Normativa nº 14, de 2024. Dispõe sobre procedimentos para recuperação de áreas degradadas.

IPCC – INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Cambridge: Cambridge University Press, 2021.

JOAQUIM JR., G.O.; RITTER, E.; CAMPOS, J.C.; FIGUEIREDO, G.C. (2015) Curva de Retenção de Água e Condutividade Hidráulica Saturada em Solos Compactados para Cobertura Final de Resíduos Sólidos em Aterros Sanitários. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOTECNIA AMBIENTAL, 7., 2015.

LÓPEZ, A.; LOBO, A. (2014) Emissions of C&D refuse in landfills: a European case. Waste Management, v. 34, n. 8, p. 1446-1454.

MINISTÉRIO PÚBLICO DO ESTADO DE SERGIPE. Lixão Mais Não – Com quase 100% dos lixões encerrados em Sergipe, MPSE intensifica diálogo para implementar os Planos de Recuperação de Áreas Degradadas. Disponível em: https://www.mpse.mp.br/index.php/2024/01/12/lixao-mais-nao-com-quase-100-dos-lixoes-encerrados-em-sergipe-mpse-intensifica-dialogo-para-implementar-os-planos-de-recuperacao-de-areas-degradadas/. Acesso em: 05 de março de 2026.

OUDA, O. K. M.; et al. Estimation of methane emissions from landfills and its mitigation potential. Environmental Science and Pollution Research, v. 28, p. 48336–48349, 2021.

RANGGA, J. U.; et al. Estimating Heavy Metal Concentrations in Landfill Leachate for Pollution Mitigation. SEIN Journal, v. 3, n. 1, p. 1–12, 2025.

SAQUING, J.M.; CHANTON, J.P.; YAZDANI, R.; BARLAZ, M.A.; SCHEUTZ, C.; BLAKE, D.R.; IMHOFF, P.T. (2014) Assessing methods to estimate emissions of non-methane organic compounds from landfills. Waste Management, v. 34, n. 11, p. 2260-2270.

SCAGLIA, B.; ORZI, V.; ARTOLA, A.; et al. Stability and maturity of municipal solid waste after long-term landfill storage. Waste Management, v. 78, p. 463–471, 2018.

SILVA, M. R., et al. (2019). Análise da geração de resíduos sólidos urbanos no Brasil: tendências e desafios. Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade, 6(2), 102-118, 2019.

SILVA, P. R. Biorremediação e Fitorremediação em Áreas Degradadas: Uma Visão Integrada. São Paulo: Editora Ambiental, 2017.

SILVA, T. N.; GOMES, L. P.; CASTILHOS JUNIOR, A. B.

Emissões de gases de efeito estufa em áreas de disposição de resíduos sólidos urbanos no Brasil: aspectos metodológicos e ambientais. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 56, p. 62–74, 2020.

SILVA, T.N.; FREITAS, F.S.N.; CANDIANI, G. (2013) Avaliação das emissões superficiais do gás de aterros sanitários de grande porte. Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 18, n. 2, p. 95-104.

VAVERKOVÁ, M. D.; ADAMČOVÁ, D.; WINKLER, J.; et al. Environmental impact assessment of landfill site after closure. Science of the Total Environment, v. 636, p. 163–173, 2018.

WANG, Y.; LIU, Y.; ZHANG, C. Long-term environmental impact of closed landfills. Science of the Total Environment, v. 626, p. 134–145, 2019.

ZHOU, C.; ZHOU, Y.; LIU, H.; et al. Occurrence and environmental risks of emerging contaminants in landfill leachate. Journal of Hazardous Materials, v. 424, p. 127493, 2022.

SOIL THERMAL RESPONSES TO SIMULATED FIRE EVENTS: EXPERIMENTAL AND LITERATURE EVIDENCE FROM PRESCRIBED FIRE AND WILDFIRE

1 Rodrigo Favaro Braga, 2 Katia Valeria Marques Cardoso Prates, 3 Tomás de Figueiredo

1 Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA – AP/LD), e-mail: rodrigofavarob@gmail.com; 2 Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA – AP/LD) e-mail: kprates@utfpr.edu.br; 3 Centro de Investigação de Montanha (CIMO), Laboratório Associado para a Sustentabilidade e Tecnologia em Regiões de Montanha (SusTEC), Instituto Politécnico de Bragança, Portugal, e-mail: tomasfig@ipb.pt

Keywords: soil heat transfer, soil properties, laboratory simulation.

Abstract

Wildfires can significantly alter soil physical, chemical, and biological properties, with temperature being one of the main factors influencing these changes. However, field measurements during fire events are difficult to conduct due to the unpredictable nature and intensity of wildfires. Laboratory simulations have therefore become an important approach to investigate soil heating processes under controlled conditions. This study aimed to analyze soil temperature dynamics during a laboratory simulation of fire passage and compare the observed patterns with those reported in previous studies. A literature overview identified experimental studies that simulated fire effects on soil temperature, highlighting the limited number of works that measure heat transfer at different soil depths. An experimental simulation was conducted using soil samples exposed to controlled heating conditions representing wildfire and prescribed fire scenarios. Temperature sensors were installed at the soil surface and at depths of 2 and 5 cm to monitor thermal propagation during the experiment. Results showed that maximum temperatures decreased substantially with depth, indicating strong thermal attenuation within the soil profile. The patterns observed in the experiment were consistent with those reported in previous studies, particularly regarding the rapid reduction of temperature below the surface layer. Additionally, simulations representing wildfire conditions generated higher heat flux and deeper thermal penetration compared to prescribed fire conditions. These findings reinforce the importance of controlled experiments to better understand soil thermal dynamics during fire events and support the use of prescribed burning as a strategy to reduce soil thermal impacts during wildfire management.

Introduction

Wildfires are natural disturbances that play an important role in many ecosystems, influencing vegetation dynamics, nutrient cycling, and soil processes. However, the increasing frequency and severity of wildfires observed in many regions of the world, driven by factors such as rural exodus, long-term wildfire suppression policies, deforestation, and climate change, have raised concerns regarding their environmental impacts (Kraft et al., 2015; Tedim et al., 2020; MapBiomas, 2024; Walker et al., 2025). Fire suppression policies have generated debate due to the so-called “fire paradox”, in which the accumulation of combustible material, resulting from the absence of fire, can lead to larger and more severe wildfires.

Among the different environmental components affected by fire, soil is particularly sensitive to high temperatures, which can significantly alter its physical, chemical, and biological properties (FAO, 2015; Bernardi, 2020).

The severity of fire depends largely on the intensity and duration of heating. High temperatures can lead to the combustion of soil organic matter, structural changes, and alterations in microbial communities. Heat propagation within the soil profile is influenced by several soil properties, including texture, bulk density, moisture content, compaction, and nutrient composition (Evett et al., 2012; Laloui & Loria, 2020).

Soil heating dynamics during fire events is an essential for evaluating their potential environmental consequences. However, field measurements during wildfires are difficult to perform due to the unpredictable nature and hazardous conditions associated with these events. As a result, laboratory simulations have become an important tool for investigating soil thermal responses under controlled conditions (Moya et al., 2019; Rossi et al., 2019; Gobbi de Boer Garbin e Kampff, 2021).

Previous studies have used experimental approaches to simulate fire effects on soil temperature, but despite the growing number of experimental studies (Jimenez-Pinilla et al., 2016; Ibrahimi et al., 2019), relatively few investigations evaluate soil temperature dynamics at multiple depths (Rein et al., 2008; Pereira et al., 2023). Understanding how heat propagates through the soil profile is fundamental to assess the potential impacts of fire on soil systems (Lombao et al., 2020; Wu et al., 2022). In this context, the present study aimed to analyze soil temperature dynamics during a laboratory simulation of two fire regimes (prescribed fire and wildfire) and compare the observed patterns with those reported in previous studies.

Material and Methods

Soil samples used in the laboratory fire simulations were collected within the Montesinho Natural Park, a protected landscape located in northeastern Portugal near the village of Aveleda (Figure 01). The park covers approximately 750 km² and is characterized by a gently undulating relief with altitudes above 800 m and deep valleys that contribute to surface water drainage. The region has a mean annual temperature of approximately 12 °C and an average annual precipitation of about 850 mm. The soil in the area is classified as Umbric Leptosols developed from Silurian schist, presenting stony characteristics,

medium texture, and moderate to high organic matter content in the surface layer (Agroconsultores & Coba, 1991; FAO/UNESCO, 1998; Fonseca et al., 2017).

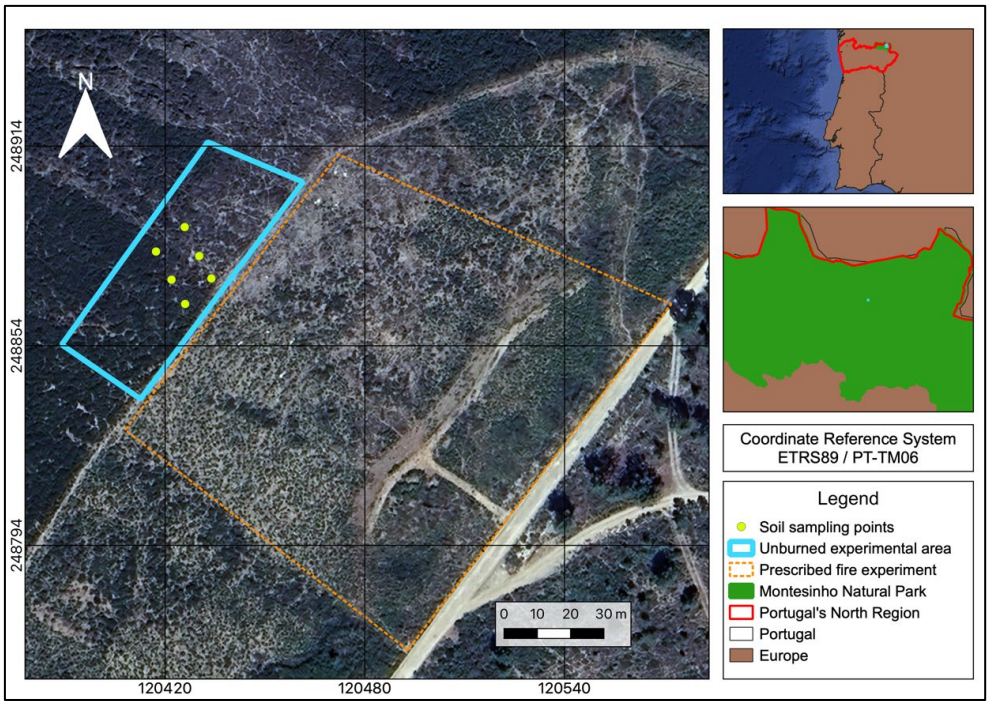


Figure 01: Soil sampling area.
Source: Authors' own elaboration, 2026.

The sampling area was selected because it has been previously investigated in several studies and its physical and chemical soil properties are well documented (Fonseca et al., 2017; Piovesan, 2021; Fonseca et al., 2022).

Six soil blocks (monoliths) were collected from six different sampling points for use in the laboratory fire simulations, as shown in Figure 01. The sampling procedure was conducted carefully to avoid structural disturbance and preserve the natural soil arrangement. Each monolith was placed in a metal box with an approximate volume of 4,000 cm³ and dimensions of 20 × 20 × 10 cm (length × width × depth), as shown in Figure 02, allowing the preservation of the original soil profile during the experimental simulations.

The fire simulations were conducted using a laboratory furnace at the Laboratory of Structures and Materials Resistance of the Polytechnic Institute of Bragança, Portugal. Soil temperature was monitored using thermocouples installed at different depths within the monoliths (soil surface, 2 cm, and 5 cm), in addition to thermocouples used for temperature control inside the furnace. To reproduce realistic fire conditions, the metal boxes containing the soil monoliths were insulated on the sides and bottom using fiberglass thermal insulation, ensuring that heat transfer occurred only from the upper surface of the soil, similar to natural fire events.



(a) (b) (c)

Figure 02: Experimental setup. (a) Soil monolith, (b) three soil monoliths with inserted thermocouples placed into the industrial furnace insulated by fiberglass and (c) industrial furnace.

Two fire scenarios were simulated: (i) prescribed fire (low-intensity fire), with surface temperatures above the reference value of 100 °C, for up to four minutes, and (ii) wildfire (high-intensity fire), with surface temperatures above 100 °C for periods between seven and ten minutes. Temperature data obtained from the thermocouples were used to evaluate heat propagation properties in the soil, including fire propagation velocity (Equation 01), thermal gradient (Equation 02), thermal diffusivity (Equation 03), and soil heat flux (Equation 04). The experiments were performed in triplicate.

An initial data treatment was performed using Microsoft Excel, where mean values, standard deviations, and coefficients of variation were calculated for each soil layer and fire simulation condition.

$$V = \frac{\Delta T}{\Delta t} \quad (01)$$

Where: V is the mean soil heat propagation velocity (°C/min) calculated for each soil depth, ΔT is the temperature variation over a time interval (Tmax – Ti) in °C and Δt is the elapsed time required to reach Tmax, from an initial temperature Ti.

$$G = \frac{\Delta T}{\Delta h} \quad (02)$$

Where: G is the thermal gradient (°C/cm), ΔT (°C) is the temperature difference between the analyzed depths, relative to the maximum temperature obtained at the soil surface and the respective temperatures obtained at each depth, and Δh (cm) is the difference between the analyzed depths: surface to 2 cm, 2 cm to 5 cm, and surface to 5 cm.

$$\alpha = \frac{k}{\rho c} \quad (03)$$

Where: α is the thermal diffusivity (m^2/s), k is the thermal conductivity (approximately 1,7 W/m·°C according to Mitchell, 1993), ρ is the soil bulk density (710 kg/m^3, according to Piovesan, 2021, for the studied area, before fire passage) and c is the specific heat capacity of the soil (837 J/°C/kg according to Schneider, 1979).

$$q = -k * G \quad (04)$$

Where: q is the heat flux (W/m^2), k is the thermal conductivity (approximately 1,7 W/m·°C according to Mitchell, 1993), and G is the thermal gradient (°C/cm).

A literature review was conducted using a content analysis approach to identify studies related to laboratory simulations of fire and soil temperature dynamics. Studies with experimental methodologies comparable to the present work were selected and used to support the interpretation of the experimental results.

Results and Discussion

The experimental simulations revealed clear patterns of soil temperature dynamics during fire exposure. Maximum temperatures were recorded at the soil surface, while significantly lower temperatures were observed at deeper soil layers in both experiments, demonstrating strong thermal attenuation within the soil profile, as shown in Figure 03

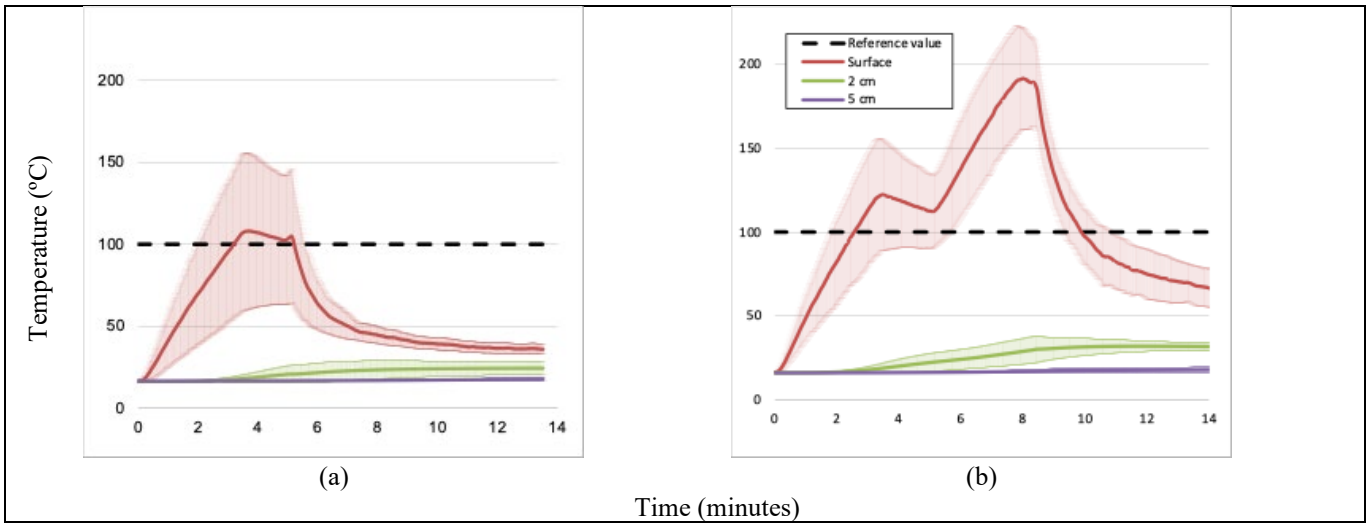


Figure 03: Soil temperature dynamics during fire passage simulations, showing the mean temperature (solid line) and standard deviation (shaded area) for the three evaluated soil layers (surface, 2 cm, and 5 cm depths). Where (a) represents prescribed fire, and (b) wildfire. The dashed black line indicates the reference value of 100 °C used to assess fire intensity. Source: Authors' own elaboration, 2026.

The temporal variation of soil temperature indicated rapid heating at the surface layer followed by a gradual decrease in temperature with increasing depth. These results highlight the insulating capacity of soil, which limits heat transfer to deeper layers.

Overall, Figure 03shows that wildfire simulation conditions resulted in higher temperatures in all soil layers compared to the prescribed fire simulation. Temperature variation was greater at the soil surface in both fire passage simulations.

The parameters characterizing soil heat propagation during the simulated fire events are presented in Table 01. Thermal diffusivity of the soil tested in both simulation runs was calculated as 2.9×10^{-6} m² s⁻¹, following Equation 03 above.

Parameters	Prescribed fire			Wildfire		
	Soils depths					
	Surface	2 cm	5 cm	Surface	2 cm	5 cm
Fire propagation velocity (ºC/min)	24,65	0,60	0,09	21,94	1,36	0,31
	Soil depth intervals					
	Surface to 2 cm	2 cm to 5 cm	Surface to 5 cm	Surface to 2 cm	2 cm to 5 cm	Surface to 5 cm
Thermal gradient (ºC/m)	44,84	0,61	18,30	86,29	1,06	35,15
Soil heat flux (W/m²)	-76,23	-1,03	-31,11	-146,69	-1,80	-59,75

Table 01: Number of articles identified in each database after performing the search using the predefined keyword combinations. Source: Authors' own elaboration, 2026.

Regarding heat propagation velocity, the prescribed fire simulation showed higher values at the soil surface compared to the wildfire simulation. However, at deeper soil layers (2 and 5 cm), higher propagation velocities were observed during the wildfire than in prescribed fire simulations. This indicates that wildfire conditions tend to promote a more persistent and deeper heat transfer within the soil profile, while prescribed fire tends to concentrate thermal effects mainly at the soil surface.

Thermal gradient values also reflected the higher thermal intensity of the wildfire simulation. Between the soil surface and 2 cm depth, the wildfire simulation presented a thermal gradient nearly twice the value observed for prescribed fire, indicating stronger heat propagation under higher-intensity fire conditions.

Similarly, heat flux values confirmed greater thermal penetration during the wildfire simulation. The heat flux between the surface and 2 cm depth was approximately twice that observed in the prescribed fire scenario. Negative values indicate downward heat transfer, meaning that heat was transferred from the soil surface toward deeper layers. Results suggest that wildfire events promote greater thermal penetration and energy transfer within the soil, potentially affecting deeper soil components such as roots, seeds, and soil fauna.

These findings are consistent with results reported in previous experimental studies on soil heating during fire events. Rein et al. (2008), for example, evaluated soil temperature during laboratory fire simulations but measured temperature only at a depth of 4 cm, focusing mainly on lateral heat propagation rather than vertical heat transfer through the soil profile. Although limited to a single depth measurement, the study highlighted the importance of understanding soil thermal dynamics during fire exposure.

More detailed measurements were conducted by Pereira et al. (2023), who simulated a severe wildfire and monitored soil temperature at the surface and at depths of 1, 2, and 3 cm. The authors observed a strong decrease in temperature with increasing soil depth, with maximum temperatures of 937 ± 143 °C at the surface, 293 ± 40 °C at 1 cm, and 156 ± 39 °C at 2 cm. This sharp thermal attenuation is consistent with the patterns observed in the present study.

When comparing the surface and 2 cm depth temperatures, similar behavior can be observed between the results of this study and those reported by Pereira et al. (2023). In the present experiment, the maximum temperature at the soil surface was 16.59% higher than the temperature measured at 2 cm depth, while Pereira et al. (2023) reported a similar difference of 16.65%. This similarity may be related to comparable environmental conditions in the sampling regions, which are both characterized by Mediterranean-type climates and soils with relatively high organic matter content and stony characteristics.

Soil moisture may also play an important role in controlling heat transfer within the soil profile. Previous studies have shown that higher soil moisture can facilitate heat transfer to deeper layers while limiting the maximum temperature reached due to the high specific heat capacity of water (Choromanska & DeLuca, 2002; Certini, 2005; Zavala et al., 2010). Therefore, variations in soil moisture along the soil profile may partially explain the temperature differences observed between the surface, 2 cm, and 5 cm layers in the present study.

Overall, the heat flux values obtained in this study reinforce the observed patterns of heat propagation and thermal gradients, confirming that wildfire simulations promote greater thermal penetration and energy transfer within the soil. The deeper heat penetration may increase the potential physical, chemical, and biological impacts on soil systems (Lopez et al., 2024; Janssens, 2025).

In contrast, the prescribed fire simulation showed a more limited heat transfer to deeper soil layers, reinforcing the role of prescribed burning as a management strategy that reduces fuel loads while minimizing soil thermal impacts. Similar results have been reported in experimental studies and meta-analyses evaluating prescribed fire effects (Certini, 2005; Mataix-Solera et al., 2011; Rego et al., 2021; Davis et al., 2024).

However, prescribed burning alone may not be sufficient to reduce wildfire risks if not strategically implemented. Deak et al. (2024), for example, demonstrated that the effectiveness of prescribed fire depends strongly on its spatial planning and application in areas where it can effectively limit wildfire spread.

Final Considerations

The results obtained in this study demonstrate that fire intensity plays a key role in soil heat propagation dynamics. Wildfire simulation promoted higher temperatures and deeper heat penetration within the soil profile, while prescribed fire showed a more limited thermal impact, concentrating most of the heating at the soil surface.

These findings reinforce the potential of prescribed burning as an important management strategy to reduce fuel loads and mitigate the impacts of severe wildfires, as shown in other studies. By limiting heat transfer to deeper soil layers, prescribed fire may help preserve important soil components such as roots, seeds, and soil fauna.

However, despite its potential benefits, the use of prescribed fire requires careful planning and further investigation. Additional studies are needed to better understand how factors such as soil moisture, soil properties, vegetation cover, and fire intensity influence soil thermal dynamics under different environmental conditions, as relatively few studies have evaluated these parameters and soil responses across different depths during a single fire event.

Therefore, future research should continue to explore the effects of fire on soil systems in order to improve fire management strategies and ensure that prescribed burning can be applied effectively while minimizing potential environmental impacts.

Acknowledgements

The authors gratefully acknowledge the Federal University of Technology – Paraná, particularly the Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA – UTFPR), for supporting the research mobility to the Polytechnic Institute of Bragança (Portugal). The authors also thank the Polytechnic Institute of Bragança for hosting the experimental activities. Special thanks are extended to Professor Paulo Piloto, Head of the Laboratory of Structures and Materials Resistance at IPB, for his invaluable support and for providing the human and material resources necessary to carry out the experiment.

References

AGROCONSULTORES E COBA, (1991). Carta dos Solos, Carta do Uso Actual da Terra e Carta de Aptidão da Terra do Nordeste de Portugal. UTAD/PDRITM, Vila Real.

BERNARDI, A. (2020, dezembro 4). *Por que o solo é tão importante quanto a água e o ar?* **EMBRAPA**. Available at: https://www.embrapa.br/en/busca-de-noticias/-/noticia/57867457/artigo-por-que-o-solo-e-tao-importante-quanto-a-agua-e-o-ar. Access on February 26, 2026.

CERTINI, Giacomo. Effects of fire on properties of forest soils: a review. **Oecologia**, v. 143, p. 1-10, 2005. Available at: https://link.springer.com/article/10.1007/s00442-004-1788-8. Access on January 25, 2026.

CHOROMANSKA, U.; DELUCA, T. H. Microbial activity and nitrogen mineralization in forest mineral soils following heating: evaluation of post-fire effects. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 34, n. 2, p. 263-271, 2002. Available at: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0038071701001808. Access on February 26, 2026.

DAVIS, Kimberley T. et al. Tamm review: A meta-analysis of thinning, prescribed fire, and wildfire effects on subsequent wildfire severity in conifer dominated forests of the Western US. **Forest Ecology and Management**, v. 561, p. 121885, 2024. Available at: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S037811272400197X. Access on February 20, 2026

DEAK, A. L.; LUCASH, M. S.; COUGHLAN, M. R.; WEISS, S.; SILVA, L. C. R. **Prescribed fire placement matters more than increasing frequency and extent in a simulated Pacific Northwest landscape**. *Ecosphere*, v. 15, n. 4, e4827, 2024. Available at: https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ecs2.4827. Access on February 20, 2026.

EVETT, Steven R. et al. Soil profile method for soil thermal diffusivity, conductivity and heat flux: Comparison to soil heat flux plates. A**dvances in Water Resources,** v. 50, p. 41-54, 2012. Available at: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0309170812000966. Access on February 27, 2026

FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2015. *Revised World Soil Character*. Available at: https://www.fao.org/3/I4965E/i4965e.pdf. Access on February 9, 2026.

FAO/UNESCO, (1998). Soil Map of the World, Revised Legend, Amended 4th Draft. FAO, Roma. Available at: https://www.fao.org/soils-portal/data-hub/soil-maps-and-databases/faounesco-soil-map-of-the-world/en/. Access on January 9, 2026.

FONSECA, F.; SILVA, D.; BUENO, P.; HERNÁNDEZ, Z.; ROYER, A. C.; FIGUEIREDO, T. Temporal dynamics of carbon storage in a Mediterranean mountain scrubland managed by prescribed fire. **Catena**, v. 212, p. 106107, 2022. Available at: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0341816222000935. Access on March 29, 2026.

FONSECA, F.; FIGUEIREDO, T.; NOGUEIRA, C.; QUEIRÓS, A. Effect of prescribed fire on soil properties and soil erosion in a Mediterranean mountain area. **Geoderma**, v. 307, p. 172–180, 2017. Available at: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0016706117303063. Access on March 29, 2026.

GOBBI DE BOER GARBIN, FERNANDA; KAMPFF, Adriana Justin Cerveira. Uso da Simulação para o Ensino de Engenharia: aplicações em cursos de graduação brasileiros. In: **ANAIS do XLIX Congresso Brasileiro de Educação em Engenharia, Brasil.** 2021.HEITMAN, J. L. et al. Latent heat in soil heat flux measurements. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 150, n. 7-8, p. 1147-1153, 2010. Available at: https://repositorio.pucrs.br/dspace/bitstream/10923/20915/2/USO_DA_SIMULAO_PARA_O_ENSINO_DE_ENGENHARIA_APLICAES_EM_CURSOS_DE_GRADUAO_BRASILEIROS.pdf. Access on December 10, 2025.

IBRAHIMI, K.; MOWRER, J.; AMAMI, R.; BELAID, A. Burn effects on soil aggregate stability and water repellency of two soil types from East and North Tunisia. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 50, n. 7, p. 827–837, 2019. Available at: https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/00103624.2019.1589487. Access on March 26, 2026.

JANSSENS, Marc L. Predicting Temperature Profiles in Soil and the Effect of Heat Conduction on Buried Thermoplastic Pipes During a Wildfire. **Fire and Materials**, 2025. Available at: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/fam.3301. Access on November 10, 2025.

JIMÉNEZ-PINILLA, P.; MATAIX-SOLERA, J.; ARCENEGUI, V.; DELGADO, R.; MARTÍN-GARCÍA, J. M.; LOZANO, E.; *et al.* Advances in the knowledge of how heating can affect aggregate stability in Mediterranean soils: a XRD and SEM-EDX approach. **Catena**, v. 147, p. 315–324, 2016. Available at: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0341816216302958. Access on March 29, 2026.

Kraft, N. J., Adler, P. B., Godoy, O., James, E. C., Fuller, S., & Levine, J. M. (2015). **Community assembly, coexistence and the environmental filtering metaphor**. *Functional ecology*, *29*(5), 592-599. Available at: https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/1365-2435.12345. Access on February 10, 2026.

LALOUI, Lyesse; LORIA, Alessandro F. Rotta. **Analysis and design of energy geostructures: theoretical essentials and practical application**. Academic Press,
2019. Available at: https://books.google.com.br/books?hl=pt-BR&lr=&id=use3DwAAQBAJ&oi=fnd&pg=PP1&dq=LALOUI,+Lyesse%3B+LORIA,+Alessandro+F.+Rotta.+Analysis+and+design+of+energy+geostructures:+theoretical+essentials+and+practical+application.+Academic+Press,+2019.&ots=1j8jNc0tff&sig=QlENSJCEZ1IoHsnWACn-pkZtoPw&redir_esc=y#v=onepage&q=LALOUI%2C%20Lyesse%3B%20LORIA%2C%20Alessandro%20F.%20Rotta.%20Analysis%20and%20design%20of%20energy%20geostructures%3A%20theoretical%20essentials%20and%20practical%20application.%20Academic%20Press%2C%202019.&f=false. Access on March 9, 2026.

LOMBAO, A.; BARREIRO, A.; FONTÚRBEL, M. T.; MARTÍN, A.; CARBALLAS, T.; DÍAZ-RAVIÑA, M. **Key factors controlling microbial community responses after a fire: importance of severity and recurrence.** *Science of the Total Environment*, v. 741, p. 140363, 2020. Available at: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969720338857. Access on March 9, 2026.

LOPEZ, Alandra Marie et al. Molecular insights and impacts of wildfire-induced soil chemical changes. **Nature Reviews Earth & Environment**, v. 5, n. 6, p. 431-446, 2024. Available at: https://www.nature.com/articles/s43017-024-00548-8. Access on March 9, 2026.

MAPBIOMAS, MapBiomas Fogo. **Histórico do fogo no Brasil: resultados da coleção 3 do MapBiomas Fogo (1985 a 2023)**. 2024. Available at: https://brasil.mapbiomas.org/wp- content/uploads/sites/4/2024/06/Fact_Fogo_colecao3_18.06-OK-10h11.pdf. Access on February 10, 2026.

MATAIX-SOLERA, J. et al. Fire effects on soil aggregation: a review. **Earth-Science Reviews**, v. 109, n. 1-2, p. 44-60, 2011. Available at: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0012825211001322. Access on February 12, 2026.

MOYA, D. et al. Fire severity assessments in both the laboratory and the field. **Fire Effects in Soil Properties**, p. 241-266, 2019. Available at: https://www.researchgate.net/publication/328383125_Fire_severity_assessments_in

_both_the_laboratory_and_the_field. Access on March 9, 2026.

PEREIRA, J. S.; BADÍA, D.; MARTÍ, C.; MORA, J. L.; DONZELI, V. P. **Fire effects on biochemical properties of a semiarid pine forest topsoil at cm-scale**. *Pedobiologia*, v. 96, p. 150860, 2023. Available at: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0031405622016225. Access on March 14, 2026.

PIOVESAN, Eloiza de Lima. *Efeitos de curta duração do fogo controlado em propriedades e processos físicos do solo: um exemplo em áreas de matos do Parque Natural de Montesinho*. 2022. Dissertação (Mestrado) – Instituto Politécnico de Bragança, Bragança, 2022. Available at: https://www.proquest.com/openview/00032f17d3a364336766af0f16560d3f/1?pq-origsite=gscholar&cbl=2026366&diss=y. Access on March 29, 2026.

REGO, F. Castro et al. **Fire Science**. Cham, Switzerland: Springer International Publishing, 2021. Available at: https://link.springer.com/book/10.1007/978-3-030-69815-7. Access on March 14, 2026.

REIN, G.; CLEAVER, N.; ASHTON, C.; PIRONI, P.; TORERO, J. L**. The severity of smouldering peat fires and damage to the forest soil**. *Catena*, v. 74, n. 3, p. 304–309, 2008. Available at: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0341816208000751. Access on March 14, 2026.

ROSSI, Lucas Winson et al. METODOLOGIAS ATIVAS: aplicação e ferramentas na FATEC Catanduva. **Revista Interface Tecnológica**, v. 16, n. 1, p. 266-277, 2019. Available at: https://revista.fatectq.edu.br/interfacetecnologica/en/article/view/622. Access on February 19, 2026

TEDIM, Fantina et al. What can we do differently about the extreme wildfire problem: An overview. **Extreme Wildfire Events and Disasters**, p. 233-263, 2020. Available at: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/B9780128157213000138. Access on February 9, 2026

WALKER, X. J.; MACK, M. C.; BLACK, B. *et al.* Increasing wildfire frequency decreases carbon storage and leads to regeneration failure in Alaskan boreal forests. **Fire Ecology**, v. 21, p. 57, 2025. Available at: https://doi.org/10.1186/s42408-025-00390-3. Access on March 29, 2026.

WU, Y.; XU, X.; MCCARTER, C. P.; ZHANG, N.; GANZOURY, M. A.; WADDINGTON, J. M.; DE LANNOY, C.-F. **Assessing leached TOC, nutrients and phenols from peatland soils after lab-simulated wildfires: implications to source water protection.** *Science of The Total Environment*, v. 822, p. 153579, 2022. Available at: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969722006714. Access on February 9, 2026

ZAVALA, L. M.; GRANGED, A. J.; JORDÁN, A.; BÁRCENAS-MORENO, G**. Effect of burning temperature on water repellency and aggregate stability in forest soils under laboratory conditions.** *Geoderma*, v. 158, n. 3–4, p. 366–374, 2010. Available at: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016706110001953. Access on February 9, 2026.

DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL E RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS NA AMAZÔNIA PARAENSE: INTEGRAÇÃO ENTRE BIOECONOMIA E PROJETOS REDD+ NA REGIÃO DO TAPAJÓS, OESTE DO PARÁ

1 Alexandre da Silva Diniz, 2 Gabriel Brito Costa

1 Aluno de Doutorado do Programa de Pós Graduação da Rede Bionorte da Universidade Federal do Oeste do Pará (UFOPA) - e-mail: alexwurss2000@gmail.com; ²Doutor em Metereologia da Universidade Federal do Oeste do Pará (UFOPA) - e-mail: gabriel.costa@ufopa.edu.br

Palavras-chave: Recuperação Ambiental; Bioeconomia; REDD+

Resumo

O objetivo deste estudo é apresentar proposta de integração entre restauração florestal, bioeconomia e projetos de REDD+ na Amazônia Paraense, com foco em comunidades da RESEX Tapajós-Arapiuns. A pesquisa utiliza sensoriamento remoto (Sentinel, MODIS, GEDI) e medições *in situ* para avaliar o sequestro de carbono em áreas degradadas submetidas à recuperação com espécies nativas e bioeconômicas. Além disso, promove o Cadastro Ambiental Rural (CAR) para pequenos produtores, capacitação comunitária e disseminação de conteúdos educativos. Espera-se demonstrar que a restauração florestal associada a cadeias produtivas sustentáveis pode conciliar mitigação climática, geração de renda e fortalecimento da governança socioambiental local.

Introdução

O avanço das mudanças climáticas, impulsionado pela emissão de gases de efeito estufa (IPCC, 2007; Solomon et al., 2009), vem provocando impactos severos em ecossistemas tropicais como a Amazônia. O desmatamento e a degradação ambiental são as principais causas desse cenário, tornando a restauração florestal uma das estratégias mais promissoras para mitigação climática e promoção do desenvolvimento sustentável (Costa et al., 2023; Marengo et al., 2018).

Nesse contexto, emergem propostas como o REDD+ (Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal), que estimulam a preservação da floresta em pé aliada a iniciativas de geração de renda para comunidades locais. Simultaneamente, a bioeconomia vem sendo promovida como alternativa para dinamizar economias locais com base na valorização de produtos florestais não madeireiros e serviços ecossistêmicos (BNDES, 2018).

Nos últimos anos estratégias de desenvolvimento sustentável que visem dialogar com a necessidade da humanidade por energia elétrica, alimentos e outros processos inerentes ao aumento populacional constante da humanidade, sem que isto degrade o meio ambiente e acelere um gasto desenfreado dos limitados recursos naturais do planeta. O desenvolvimento acelerado e pouco planejado de muitas atividades humanas já tem tido resultados palpáveis e mensuráveis para o meio ambiente, como o aquecimento global, que há muito tempo foi anunciado por órgãos climáticos (IPCC, 1990).

Este aquecimento se dá principalmente devido a queima de combustíveis fósseis e mudanças de uso do solo, o que aumenta a emissão de terminados gases estufa para a atmosfera, como o dióxido de carbono (CO2), processo este que precisa ser desacelerado o mais rapidamente possível, antes que seus efeitos se tornem irreversíveis (Solomon et al., 2009). Uma questão científica em aberto é: qual será o impacto das mudanças climáticas para os principais produtos da Bioeconomia da Amazônia? Há décadas vem se intensificando as discussões sobre as mudanças climáticas dentro da comunidade científica, fazendo com que em 1998 a *World Meteorological Organization* (WMO), órgão das Nações unidas, e a *United Nations Environment Programme* (UNEP) criassem o *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC), que é constituído por um grupo grande de pesquisadores das mais diversas nacionalidades com o intuito de desenvolver o conhecimento científico acerca das mudanças climáticas e dos seus impactos para a sociedade.

É consenso que o aumento da concentração de gases do efeito estufa (GEE) é causado principalmente devido à queima de combustíveis fósseis e iterações no uso da terra, como o desmatamento. Estas e outras atividades humanas são responsáveis pelas mudanças climáticas (IPCC, 2007). O alerta para estas mudanças promoveu várias linhas de pesquisa dentro das ciências climáticas para se debater e criar entendimento sobre o ciclo dos EE e de que forma o homem estaria influenciando neste ciclo, que possui ainda grandes incertezas. Para diminuir estas incertezas, medições *in situ* se fazem necessárias para que se possa melhor compreender as particularidades de cada ambiente (Costa et al., 2022), pois esses dados podem ser usados para avaliação de modelos de interação solo-vegetação-atmosfera,(Mendes et al., 2021), bem como nas análises de produtos de satélites que estimam componentes do balanço de água e/ou CO2 (Fonseca et al., 2019; Laipelt et al., 2020), os quais podem fornecer informações confiáveis para monitorar a troca de CO2 em florestas tropicais que possuem pouca cobertura de torres equipadas com sistema Eddy Covariance (EC), a exemplo do Brasil.

Uma maneira prática para a mitigação dos efeitos das mudanças climáticas seria o aumento da cobertura vegetal em áreas de terra firme, tanto através do replantio de grandes coberturas florestais a fim de capturar o CO2 atmosférico, quanto pelo efeito das florestas no ciclo hidrológico. Como emergente comércio de créditos de carbono no mercado global, existem diversos

empreendimento beneficiados através do reflorestamento de áreas de grande extensão territorial e margens de represas de geração de energia hidrelétrica. Apesar do comércio de crédito de carbono ser acusado de ser uma forma ineficaz de mitigação para emissões de CO2, pelo fato de alguns pagarem para continuar poluindo, esta seria uma forma vantajosa de transição para uma economia com matriz energética limpa, principalmente em um país como o Brasil, com extensas áreas de floresta tropical.

Deste modo seria economicamente mais vantajosa a preservação de florestas intocadas do que sua devastação para exploração madeireira ou iniciar empreendimento agropecuários de retorno imediato. Porém, os prognósticos para áreas florestadas brasileiras relacionados ao aquecimento global (Marengo et al., 2018), principalmente a Amazônia, não são muito bons: O aquecimento global deverá aumentar as temperaturas nessa região, o que pode deixar o clima mais seco, provocando a savanização da floresta, ou seja, partes das florestas devem ser alteradas, mudando sua estrutura e se aproximando à fisionomia do Cerrado.

Não só é extremamente importante a manutenção da floresta em pé (Costa et al., 2023), como também a busca por desenvolvimento de tecnologias e métodos de produção sustentáveis e eficientes, que produzam mais usando menos espaço e menos água, bem como aumentar o uso de energias alternativas que não emitem CO2 para a atmosfera em seu processo de produção ou estejam bem próximo de uma emissão zero, de modo a reduzirmos os impactos das mudanças climáticas em diversos setores da sociedade, natureza e economia, como o setor de Bioeconomia.

O uso do termo "bioeconomia" iniciou-se com Georgescu-Roegen (1971), onde o autor aponta a natureza como um limitante do processo econômico. Em outras palavras, não há meios de produzir, se há falta de recursos. Portanto, a utilização de tecnologias que reduzem os recursos não renováveis é considerada inviável. Apesar de ser um conceito já difundido, segundo relatório do BNDES (2018), ainda não há definição única para bioeconomia. No mesmo relatório é apresentada a definição dada durante a Convenção sobre a Diversidade Biológica (1992). Assim, a designação de bioeconomia é "qualquer aplicação tecnológica que utilize sistemas biológicos, organismos vivos ou derivados para fabricar ou modificar produtos". Ademais, o documento apresenta a definição segundo a comissão Europeia (2012), sendo bioeconomia a: "produção a partir de recursos biológicos renováveis da terra, água e mar, assim como dos resíduos de processos produtivos e sua conversão em alimentos, rações […]".

Os últimos anos, no Brasil, foram de grandes debates sobre a preservação da Amazônia. Discussões não apenas acerca da sua importância na regulação climática do planeta e como guardiã da maior biodiversidade do planeta, mas também do potencial de geração de oportunidades e renda a partir da floresta preservada e em pé, um dos principais focos da bioeconomia. Diante do exposto, o objetivo deste estudo é validar e demonstrar técnicas eficazes de recuperação de áreas degradadas por meio da restauração ecológica e do uso de culturas de interesse bioeconômico, com apoio em ferramentas de sensoriamento remoto e engajamento comunitário.

Material e Métodos

O estudo está sendo desenvolvido em duas comunidades da RESEX Tapajós-Arapiuns, no município de Santarém (PA), com base em protocolos de consulta e consentimento livre e esclarecido. A coleta de dados utiliza sensores remotos (Sentinel-2, GEDI, MODIS) e análises *in situ* para estimar o sequestro de carbono por áreas reflorestadas. A metodologia segue o modelo FlexibleNet proposto por Awad (2023), combinando imagens ópticas e LiDAR para avaliar estoques de carbono acima e abaixo do solo (Somprasong et al., 2023). Os dados estão sendo analisados em SIG, com uso do NDVI e EVI (Hilker et al., 2017; Jiang et al., 2008), e validados com medições locais. Além disso, está sendo promovido o Cadastro Ambiental Rural (CAR) de 300 pequenos produtores, produção e plantio de mudas bioeconômicas (mandioca, milho, frutíferas), e disseminação de conteúdos educativos via "*Podcasts* do Clima" sobre mudanças climáticas e impactos na sociedade, que serão publicados nas mídias e redes sociais *(Spotify, Deezer, Amazon Music, Apple Podcasts, Youtube, Facebook, X, Instagram, etc..*)

Estágio de Desenvolvimento da Solução

A solução proposta para o estudo descrita neste artigo, encontra-se em um estágio de implementação, e conta com bases sólidas de planejamento e metodologias bem definidas. A proposta apoia-se em experiências anteriores de projetos de REDD+ e recuperação de áreas degradadas na região amazônica, bem como em tecnologias de monitoramento ambiental já consolidada.

Evidências do Estágio de Desenvolvimento: Base Científica e Tecnológica

O estudo fundamenta-se em práticas de bioeconomia, reflorestamento e monitoramento de CO2, que já são validadas por diversas pesquisas na Amazônia, além de tecnologias como GIS (Sistemas de Informação Geográfica) e sensores de CO2 já são amplamente utilizadas em projetos de monitoramento ambiental que se baseiam em estudos científicos sobre REDD+ e captura de carbono que reforçam a viabilidade do modelo adotado.

Infraestrutura e Parcerias

O estudo propõem a criação de viveiros, aquisição de drones e GPS georreferenciados para o monitoramento das áreas, e parcerias com cooperativas locais para produção e plantio das mudas, além do que, contatos já estão sendo estabelecidos com especialistas e organizações que podem atuar na execução e capacitação técnica.

Plano de Execução e Metas Definidas

O cronograma propõem a implementação de ações específicas como mutirões para regularização de propriedades via Cadastro Ambiental Rural (CAR) e produção de conteúdos educativos, haja vista que há um orçamento detalhado, prevendo aquisição de equipamentos que já esrtão em linha de montagem, coforme figuras abaixo, até os custos operacionais, garantindo previsibilidade financeira por meio de aprovação do estudo em Agências de Fomento, como por exemplo, FINEP e CNPq.

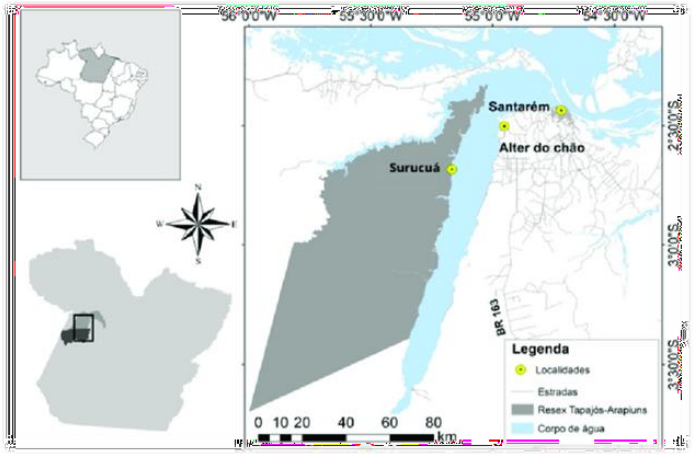


Figura 1 – Localização da comunidade Surucuá na Resex Tapajós-Arapiuns – Santarém – PA Fonte: Freitas (2021)



Figura 2 – Montagem da Torre Climatológica na Resex Tapajós-Arapiuns – Santarém – PA. Foto: Acervo Fotográfico do Projeto.



Figura 3 – Torre Climatológica na Resex Tapajós-Arapiuns – Santarém – PA. Foto: Acervo Fotográfico do Projeto.

Resultados e Discussão

Os dados estão em processo de análises e deverão indicar que áreas degradadas na região podem apresentar elevadas taxas de emissão de CO_2, enquanto áreas recuperadas devem demonstrar significativo potencial de sequestro de carbono, com incremento médio de biomassa florestal nos primeiros dois anos de replantio. As análises geoespaciais devem apresentar que áreas com maior cobertura vegetal devem obter NDVI médio superior a 0,7, sinalizando bom vigor vegetativo. O uso do FlexibleNet deve proporcionar maior precisão na modelagem de sequestro de carbono mesmo sob interferência de nuvens, um desafio típico na Amazônia (Awad, 2023). As ações de recuperação florestal associadas à bioeconomia devem revelar eficácia não apenas na restauração ambiental, mas também na geração de renda, reforçando o valor dos créditos de carbono e da comercialização de produtos nativos (Georgescu-Roegen, 1971; Silva e Braga, 2016). A produção de mudas e o CAR estão gerando agentes multiplicadores locais, fortalecendo a governança e ampliando o acesso a políticas como o Plano ABC+ (Silva e Vieira Filho, 2020). O engajamento comunitário, com apoio de cooperativas e associações locais, é fundamental para o sucesso da iniciativa.

Conclusão

O estudo demonstra neste artigo, que a recuperação de áreas degradadas associada à bioeconomia e ao REDD+ constitui um modelo inovador e replicável de desenvolvimento sustentável. A proposta deve contribuir para mitigação das mudanças climáticas, inclusão socioeconômica de pequenos produtores, fortalecimento da governança comunitária e geração de conhecimento socioambiental com abordagem preventiva e adaptativa, identificando e minimizando os riscos ambientais desde a fase de planejamento. A combinação de práticas regenerativas, monitoramento ambiental, capacitação e diversificação econômica reduz as chances de impactos negativos, garantindo um desenvolvimento verdadeiramente sustentável para a Amazônia.

Comentários finais

O artigo demonstra como a integração entre restauração florestal, bioeconomia e projetos de REDD+ pode constituir uma estratégia eficaz para recuperação de áreas degradadas, como apresentadas na Resex do Arapiuns em Santarém, ao mesmo tempo em que promove inclusão socioeconômica e fortalecimento da governança comunitária por meio das Associações locais. Entre os principais pontos, destaca-se a metodologia com o uso combinado de sensoriamento remoto (Sentinel, MODIS, GEDI) e medições *in situ*, o que garante maior precisão na estimativa de sequestro de carbono e no monitoramento ambiental. Outro aspecto relevante apresentados no artigo, é a aplicação de tecnologias inovadoras, como o modelo FlexibleNet, aliado ao uso de índices de vegetação (NDVI e EVI), ampliando a confiabilidade dos dados em um ambiente complexo como a Amazônia, neste caso em específico a Região do Tapajós no Oeste do Estado do Pará.

O artigo também evidencia forte articulação do estudo entre ciência e prática, ao incorporar ações concretas como o Cadastro Ambiental Rural (CAR), a produção de mudas bioeconômicas e a capacitação de comunidades locais. Esse conjunto de ações reforça o papel das populações tradicionais como protagonistas no processo de recuperação ambiental, além de criar condições reais para geração de renda sustentável. Destaca-se ainda o potencial de replicabilidade do estudo, uma vez que o modelo integra diferentes dimensões — ambiental, econômica e social — podendo ser adaptado a outras regiões amazônicas com características semelhantes. A abordagem adotada demonstra que a conservação da floresta em pé pode ser mais vantajosa do que modelos tradicionais de exploração, contribuindo para a transição para uma economia de baixo carbono.

Por fim, o estudo reforça que soluções baseadas na natureza (SbN), quando associadas à inovação tecnológica e ao engajamento comunitário, representam caminhos viáveis e estratégicos para enfrentar os impactos das mudanças climáticas. O artigo proposto sobre o estudo consolida-se, portanto, como uma referência relevante para políticas públicas, projetos de financiamento climático e iniciativas de desenvolvimento territorial sustentável na Amazônia.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Universidade Federal do Oeste do Pará (UFOPA), ao Programa de Pós-Graduação BIONORTE, às comunidades Surucuá e Parauá, e às parcerias institucionais como FINEP e CNPq que possibilitam a implementação desta pesquisa.

Referências Bibliográficas

Awad, M.M. 2023. FlexibleNet: A New Lightweight Convolutional Neural Network Model for Estimating Carbon Sequestration Qualitatively Using Remote Sensing. Remote Sens., 15, 272.

Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social (BNDES). 2018. A bioeconomia brasileira em números. BNDES Setorial, 47, p. 277.

Costa, G.B. et al. 2023. The Relevance of Maintaining Standing Forests for Global Climate Balance: A Case Study in Brazilian Forests. In: Tropical Forests - Ecology, Diversity and Conservation Status. IntechOpen.

Fonseca, L. D. M. et al. 2019. Phenology and Seasonal Ecosystem Productivity in an Amazonian Floodplain Forest. Remote Sens., 11, 1530.

Georgescu-Roegen, N. 1971. The Entropy Law and the Economic Process. Harvard Univ. Press. IPCC. 1990. Climate Change: The IPCC Scientific Assessment. Cambridge Univ. Press.

IPCC. 2007. Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Cambridge Univ. Press.

Jiang, Z. et al. 2008. Development of a two-band Enhanced Vegetation Index without a blue band. Remote Sensing of Environment, 112(10), 3833-3845.

Laipelt, L. et al. 2020. Assessment of an Automated Calibration of the SEBAL Algorithm. Remote Sens., 12, 1108.

Marengo, J.A. et al. 2018. Changes in climate and land use over the Amazon Region. Frontiers in Earth Science, 6, 228.

Rodriguez, C.R.M. 2015. Estimativa do potencial de sequestro de carbono em áreas de preservação permanente. Dissertação (Mestrado), INPE.

Silva, F.P. Da; Vieira Filho, J.E.R. 2020. Avaliação de impacto do programa de agricultura de baixo carbono no Brasil. Ipea, (Texto para Discussão, n. 2568).

Silva, J.T.; Braga, T.M.P. 2016. Caracterização da pesca na comunidade de Surucuá. Biota Amazônia, 6(3), 55-62.

Solomon, S. et al. 2009. Irreversible climate change due to carbon dioxide emissions. PNAS, 106, 1704–1709.

Somprasong, K. et al. 2023. Using Carbon Sequestration as a Remote-Monitoring Approach. Energies, 17, 231.

RAPID BIOASSESSMENT PROTOCOLS (RBP) E ESTRUTURAS IN-STREAM NA RECUPERAÇÃO FLUVIAL EM DESCARACTERIZAÇÃO DE BARRAGENS DE REJEITO

1 Denis Fürstenau Plec, 2 Davi Brandão Bitencourt Pereira Santos
1 Universidade Federal de Ouro Preto, e-mail: denis.plec@ufop.edu.br; 2 Universidade Federal de Ouro Preto, e-mail: davi.pereira@ufop.edu.br

Palavras-chave: diagnóstico ambiental; dinâmica hidrogeomorfológica; intervenções hidráulico-ecológicas

Resumo

A obrigatoriedade da descaracterização de barragens de rejeito alteadas a montante no Brasil impõe desafios técnicos associados à recuperação fluvial das áreas impactadas outrora ocupadas pelas estruturas. Este estudo analisa criticamente o arcabouço normativo vigente e identifica lacunas técnico-científicas relacionadas à ausência de diretrizes hidrogeomorfológicas específicas para recuperação ambiental. A partir da análise de estudos de caso e documentos técnicos, verifica-se que os projetos de descaracterização priorizam a estabilidade geotécnica e o controle hidráulico, com limitada incorporação de processos fluviais naturais que auxiliam na recuperação ambiental. Como contribuição, propõe-se a integração do protocolo *Rapid Bioassessment Protocols* (RBP) para nortear as técnicas de engenharia fluvial baseadas em estruturas *in-streams*. O RBP é analisado sob a perspectiva hidráulica e geomorfológica, permitindo ser utilizado para avaliar e qualificar os projetos de recuperação fluvial por meio da análise do comportamento hidrodinâmico previsto e diversidade de habitats fluviais. Os resultados indicam que a integração entre diagnóstico ambiental e intervenções hidráulico-ecológicas promove maior efetividade na recuperação dos sistemas fluviais, contribuindo para a evolução das práticas de engenharia e da gestão ambiental.

Introdução

Os rompimentos de barragens de rejeitos ocorridos no Brasil, notadamente em Mariana (2015) e Brumadinho (2019), evidenciaram fragilidades estruturais, operacionais e institucionais na gestão dessas estruturas, desencadeando uma profunda reformulação do arcabouço regulatório do setor mineral. Nesse contexto, destaca-se a promulgação da Lei nº 14.066/2020, que proibiu o método de alteamento a montante e estabeleceu a obrigatoriedade de descaracterização dessas barragens, incorporando esse processo ao ciclo de fechamento de mina e à recuperação ambiental das áreas impactadas. Embora tais avanços representem um marco importante no reforço da segurança, observa-se que ainda persistem lacunas significativas quanto à incorporação de diretrizes técnicas específicas voltadas à recuperação fluvial.

Os sistemas fluviais associados a barragens de rejeitos sofrem alterações profundas em sua dinâmica hidrológica, geomorfológica e ecológica, incluindo a interrupção da conectividade longitudinal e lateral, modificações no transporte de sedimentos e perda de habitats aquáticos. Apesar disso, os projetos de descaracterização têm sido predominantemente orientados à estabilidade geotécnica e ao controle hidráulico, com limitada consideração da recomposição dos processos fluviais naturais. Essa limitação torna-se ainda mais crítica em áreas de cabeceira, caracterizadas por pequenas bacias hidrográficas altamente sensíveis a alterações no regime de escoamento e na morfologia do canal.

Nesse cenário, a exigência de descaracterização representa não apenas uma medida de mitigação de riscos, mas também uma oportunidade estratégica para a reconfiguração funcional dos sistemas fluviais degradados. No entanto, a ausência de abordagens integradas que articulem hidrologia, geomorfologia e ecologia tem restringido o potencial de recuperação ambiental dessas áreas. Diante disso, o presente trabalho tem como objetivo analisar criticamente essa lacuna e propor uma abordagem integrada baseada na utilização de estruturas *in-stream* associadas ao *Rapid Bioassessment Protocols* (RBP). Essa associação, visa aperfeiçoar os projetos de recuperação ambiental, a recuperação dos processos hidrogeomorfológicos e à promoção da resiliência ecológica dos sistemas fluviais impactados.

Materiais e Métodos

A metodologia deste estudo fundamenta-se em uma abordagem estruturada inicialmente a partir do exame crítico do arcabouço normativo brasileiro, incluindo a Lei nº 14.066/2020 e as Resoluções ANM nº 95/2022 e nº 220/2025. A nível estadual, analisou-se o Plano de Fechamento de Mina (PAFEM) e os Termos de Referência (TR). Foram analisados documentos técnicos e estudos de caso de descaracterização de barragens consideradas como finalizadas, com o objetivo de identificar os critérios hidráulicos e geotécnicos predominantes e as lacunas relativas à recuperação de sistemas fluviais. Esta etapa permitiu contrastar a priorização da estabilidade estrutural com a ausência de diretrizes hidrogeomorfológicas específicas para a reconexão e a manutenção da dinâmica fluvial

De maneira complementar, o presente artigo também desenvolve uma proposta que integra o protocolo *Rapid Bioassessment Protocols* (RBP) como diretriz para aperfeiçoamento de projetos de hidráulica fluvial no contexto de recuperação ambiental e como ferramenta para o diagnóstico e monitoramento da integridade física e ecológica dos cursos d'água, associando variáveis de habitat e hidromorfologia ao dimensionamento de estruturas *in-streams*, tais como *riffle-pool*, *step-pool* e *W-weir*,

visando o controle da energia de escoamento, diversificação de revestimento fluvial e a criação de heterogeneidade ambiental. A integração metodológica entre o RBP e as soluções de engenharia hidráulica buscam superar os modelos de canais rígidos e retilíneos, promovendo o equilíbrio dinâmico das bacias hidrográficas em áreas de mineração.

Resultados e Discussão

Arcabouço normativo e exigências de recuperação

A base legal da recuperação de áreas degradadas pela mineração no Brasil está associada à Lei nº 6.938/1981, que instituiu a Política Nacional do Meio Ambiente e estabeleceu a responsabilidade objetiva do empreendedor pela reparação integral dos danos ambientais. A lei introduz o princípio de que a atividade minerária somente pode ser considerada encerrada após a recomposição das funções ambientais da área impactada. No caso de estruturas de disposição de rejeitos, esse entendimento implica a necessidade de restabelecer não apenas a estabilidade física do terreno, mas também as condições químicas e biológicas compatíveis com a reintegração da área ao meio ambiente. Esse princípio foi posteriormente operacionalizado pelo Decreto nº 97.632/1989, que tornou obrigatória a elaboração e execução do Plano de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD) para empreendimentos minerários. O decreto estabelece que a recuperação deve contemplar, de forma integrada, a estabilização física, química e biológica das áreas degradadas. Em termos práticos, a estabilização física refere-se à contenção de processos erosivos, à reconformação topográfica e à garantia de segurança geotécnica, a estabilização química envolve o controle de contaminação, drenagem ácida e mobilidade de metais, e a estabilização biológica corresponde à recomposição da cobertura vegetal e das funções ecológicas básicas. Dessa forma, o encerramento das atividades deixa de ser entendido apenas como desativação da estrutura e passa a exigir a recuperação ambiental da área. Porém, há uma dissociação prática entre a nova definição geométrica da área (projeto de descaracterização) e o planejamento da recuperação ambiental (PRAD), o que frequentemente resulta em soluções pouco integradas, especialmente no que se refere à reconfiguração de sistemas fluviais.

No contexto da descaracterização de barragens de rejeito, a Resolução ANM nº 95/2022 consolidou as exigências regulatórias relacionadas à segurança, ao gerenciamento e à descaracterização dessas estruturas, incorporando ao processo a obrigatoriedade de comprovação da estabilidade e da eliminação do risco associado às barragens alteadas a montante. A norma reforça a necessidade de elaboração de estudos geotécnicos, hidrológicos e de drenagem, bem como a apresentação de cronogramas e medidas de controle para a recuperação da área afetada. Em complemento, a Resolução ANM nº 220/2025 ampliou esse arcabouço ao estabelecer requisitos mais detalhados para o monitoramento, a verificação de conformidade e a rastreabilidade técnica das etapas de descaracterização, exigindo acompanhamento contínuo das condições físicas e ambientais após a intervenção, até que fiquem evidentes a redução do risco para o meio ambiente.

Além das resoluções da Agência Nacional de Mineração, instrumentos como o Plano de Fechamento de Mina (PAFEM), o PRAD e os Termos de Referência (TR) emitidos por órgãos ambientais estaduais em especial SEMAD e IGAM, no caso de Minas Gerais, estruturam o arcabouço legal do licenciamento e à recuperação das áreas impactadas. Em conjunto, tais instrumentos tornam mandatória a estabilização física, química e biológica da área descaracterizada. Entretanto, nenhum dos instrumentos normativos define parâmetros relacionados à conectividade hidrológica, regime de vazões, transporte de sedimentos, heterogeneidade de habitats ou reconstituição da morfologia fluvial. Essa lacuna torna-se relevante porque os cursos d'água inseridos em áreas de mineração, sobretudo em pequenas bacias e cabeceiras, apresentam elevada sensibilidade a alterações morfológicas e hidrológicas. A ausência de diretrizes específicas faz com que os projetos sejam desenvolvidos, em geral, com base em soluções convencionais de engenharia voltadas à rápida drenagem e à estabilidade estrutural, como canais retilíneos, revestimentos em enrocamentos contínuos e dissipadores rígidos de energia. Embora essas intervenções reduzam o risco geotécnico e atendam às exigências formais de conformidade, elas negligenciam a conectividade longitudinal, lateral e vertical dos sistemas fluviais, comprometendo a dinâmica sedimentar, a interação entre canal e planície de inundação e a diversidade de habitats aquáticos.

Premissas e Critérios dos Atuais Projetos de Descaracterização de Barragem

Tomando como base os documentos referentes aos processos de descaracterização das barragens disponibilizados pela FEAM e Ministério Público do Estado de Minas Gerais pelo portal eletrônico que apresenta a situação das barragens alteadas a montante em processo de descaracterização (https://barragens.mpmg.mp.br/atualizacao-barragens), foi possível identificar um padrão técnico com a predominância de uma abordagem orientada à segurança estrutural, ancorada em critérios de estabilidade geotécnica, eficiência de drenagem e controle hidráulico, sem uma abordagem voltada para a recuperação fluvial.

Nos documentos disponibilizados e analisados, observa-se um elevado nível de detalhamento das análises geotécnicas, incluindo modelagens numéricas, avaliações probabilísticas de ruptura, análises de percolação e definição rigorosa de fatores de segurança para diferentes cenários de carregamento, como observado nos projetos da barragem de Fernandinho em Nova Lima/MG e Dique 2 do sistema Pontal em Itabirito/MG, como exemplos de barragens que já tiveram a descaracterização concluída (Figura 01). No caso da barragem de Baixo João Pereira em Congonhas/MG, o escopo construtivo evidencia forte investimento em soluções de engenharia tradicional, como solo grampeado, concreto projetado, enrocamentos e sistemas de drenagem artificial, voltados à estabilização de taludes e ao controle do fluxo hídrico. Na barragem Central do complexo Serra Azul em Itatiaiuçu/MG, o projeto abordou estudo hidrológico para eventos de 500 a 1000 anos e projetou canais em enrocamento (Figura 02) e Sumps para controle de vazões extremas e sedimento residual até consolidação da vegetação aplicada em taludes. Quando os projetos contemplam soluções como revegetação ou dispositivos de retenção de sedimentos, estas permanecem restritas a uma lógica de estabilização superficial, sem integração com os processos fluviais dinâmicos, comprometendo a recuperação ecológica dos sistemas.

Esse conjunto de evidências demonstra que os projetos atendem de forma robusta às exigências impostas pela Lei Estadual 23.291/2019 e pela Resolução ANM nº 4/2019, as quais priorizam explicitamente a eliminação do risco estrutural e a garantia da estabilidade das barragens, sobretudo aquelas alteadas a montante. Entretanto, essa conformidade normativa revela uma lacuna crítica, uma vez que, o arcabouço legal vigente não apresenta diretrizes detalhadas para a restauração ecológica dos sistemas fluviais impactados.

De maneira ampla, claramente os projetos analisados apresentam uma abordagem simplificada do sistema fluvial, marcada pela ausência de estratégias voltadas à heterogeneidade de habitats e pela supressão da dinâmica sedimentar natural. A padronização das seções hidráulicas e o uso de revestimentos puramente em enrocamento limitam a formação de microambientes essenciais à biota aquática, ao mesmo tempo em que priorizam o rápido escoamento e a contenção artificial de sedimentos, conforme exemplificado na Figura 01 que apresenta a etapa concluída da descaracterização da barragem de Fernandinho e do Dique 2 do Sistema Pontal já finalizados.



Figura 01: Arranjo geral da descaracterização da barragem de Fernandinho do Dique 2 do Sistema Pontal finalizados. Fonte: MINISTÉRIO PÚBLICO DE MINAS GERAIS (2026).



Figura 02: Arranjo geral da descaracterização da barragem Baixo João Pereira Vista de montante e jusante. Fonte: MINISTÉRIO PÚBLICO DE MINAS GERAIS (2026).

Recuperação fluvial e abordagem hidrogeomorfológica

A fundamentação teórica para a recuperação das áreas impactadas pela descaracterização de barragens deve transcender a visão da drenagem convencional, adotando o conceito de *Stream Corridor Restoration* como pilar central para a recuperação funcional (FISRWG,1988). Essa abordagem é fundamental em áreas de cabeceiras e pequenas bacias hidrográficas, onde a sensibilidade hidrológica às alterações morfológicas é elevada e o equilíbrio dinâmico do sistema é facilmente rompido (Montgomery; Buffington, 1997). Enquanto os atuais projetos de descaracterização priorizam o escoamento em eventos extremos e a estabilidade geotécnica por meio de canais rígidos, a abordagem hidrogeomorfológica propõe que a recuperação seja orientada pela recuperação das funções naturais e dos processos ecológicos do ecossistema fluvial (FISRWG, 1998; Rosgen, 1996).

A recuperação da funcionalidade ambiental desses cursos d'água exige o restabelecimento da conectividade fluvial em suas três dimensões essenciais: longitudinal, lateral e vertical (FISRWG, 1998; Corenblit et al., 2007). A prática atual de implementação de canais retilíneos dimensionados para vazões extremas e o uso de revestimentos apenas em enrocamento, interrompe o fluxo de matéria e energia (longitudinal), impede a interação entre o canal e sua planície de inundação lateral e suprime as trocas biogeoquímicas verticais (Gurnell et al., 2012; Corenblit et al., 2011). Superar esse modelo de confinamento hidráulico é fundamental para que o sistema recupere sua capacidade de autoajuste, permitindo a evolução do canal em direção a estados de equilíbrio dinâmico e maior resiliência ambiental (Nepf, 2012; Gurnell et al., 2012).

Dentro dessa lógica de projeto, a definição da geometria do canal deve incorporar a vazão de margens plenas, parâmetro hidrológico central para a manutenção da morfologia e da dinâmica sedimentar natural (Rosgen, 1996; Montgomery; Buffington, 1997). Essa vazão representa, em termos práticos, a condição de escoamento mais eficaz na modelagem do canal ao longo do tempo, sendo responsável pela mobilização do leito, pelo ajuste da seção transversal e pela manutenção da relação entre largura, profundidade e declividade em equilíbrio dinâmico. Ao contrário do dimensionamento baseado exclusivamente em vazões extremas, voltado à segurança de estruturas e extravasores, a vazão de margens plenas atua como a principal força modeladora do sistema fluvial, controlando processos de erosão e deposição e garantindo que o curso d'água transporte sua carga sedimentar de forma equilibrada (Rosgen, 1996). Além disso, sua recorrência relativamente frequente favorece a conectividade lateral com a planície de inundação, contribuindo para a dissipação de energia, a deposição de sedimentos finos e a formação de habitats. Assim, sua incorporação em projetos de recuperação fluvial é essencial para que a geometria proposta não apenas seja estável sob condições de projeto, mas também funcional sob a dinâmica hidrológica cotidiana do sistema (Montgomery; Buffington, 1997).

Protocolo RBP e estruturas *in-streams*

O RBP, propostos por Barbour et. al. (1999), consiste em um conjunto padronizado de métodos de avaliação rápida da integridade ecológica de cursos d'água rasos, baseado na análise integrada de parâmetros físicos, hidráulicos e biológicos, como diversidade de habitats, estabilidade de margens, composição do substrato, regime de escoamento e comunidades aquáticas. O protocolo fundamenta-se em sua aplicabilidade em pequenos cursos d'água e áreas de cabeceira, as quais apresentam elevada sensibilidade a alterações no regime de escoamento e na morfologia do canal.

No contexto da descaracterização de barragens, o RBP pode ser utilizado não apenas como ferramenta de monitoramento após finalização da descaracterização, mas também, como instrumento orientador da concepção de projetos de recuperação fluvial, ao permitir avaliar as condições propostas e a identificação de limitações hidrogeomorfológicas do sistema projetado. Dessa forma, seus indicadores e métodos de avaliação podem subsidiar a definição de intervenções mais aderentes à dinâmica natural do canal, como por exemplo a incorporação de estruturas *in-stream*, a reconfiguração da geometria fluvial, a diversificação do revestimento e a recuperação da conectividade, contribuindo para a efetividade e sustentabilidade dos processos de recuperação ambiental.

A introdução de estruturas hidráulico-ecológicas, como sequências *riffle–pool* e dispositivos de controle de energia, promove a criação de gradientes hidráulicos e zonas de deposição que favorecem o estabelecimento da vegetação ripária e aquática (FISRWG, 1998; Montgomery; Buffington, 1997; Rosgen, 1996). A heterogeneidade de velocidades e tensões de cisalhamento induzida por essas estruturas cria condições propícias à retenção de sedimentos finos e matéria orgânica, essenciais para a germinação e fixação de espécies vegetais (Gurnell et al., 2012; Corenblit et al., 2007). Uma vez estabelecida, a vegetação passa a atuar como elemento de retroalimentação do sistema, aumentando a rugosidade hidráulica, reduzindo a erosão e contribuindo para a estabilidade morfodinâmica do canal, configurando um processo eco-hidráulico integrado (Nepf, 2012; Corenblit et al., 2011).

A integração metodológica entre o protocolo RBP e as soluções de engenharia hidráulica visa superar o paradigma de canais rígidos e retilinizados, amplamente observados nos atuais projetos de descaracterização. Ao associar as variáveis de habitat e hidromorfologia, incorporar estruturas *in-stream*, como *riffle-pool, step-pool* e *W-weir,* promove-se a redistribuição da energia hidráulica e o incremento da heterogeneidade ambiental. Essa abordagem permite que a estabilização física, exigida pela legislação, ocorra de forma harmônica com a recomposição dos processos fluviais naturais, favorecendo o retorno da bacia hidrográfica a um estado de equilíbrio dinâmico.

Evidências internacionais provenientes de projetos de fechamento de mina e recuperação de áreas mineradas demonstram que a reconstrução de canais fluviais com a incorporação de estruturas *in-stream* constitui uma estratégia eficaz para o controle do escoamento e a recuperação ambiental. No caso do Highland Valley Copper Mine, no Canadá, a reconfiguração de canais baseada em princípios de geomorfologia fluvial, com a implementação de sequências *riffle–pool* e técnicas de bioengenharia, resultou em sistemas estáveis e funcionalmente ativos (Polster, 2003). De forma semelhante, projetos conduzidos em áreas de mineração de carvão nos Estados Unidos, no âmbito de programas de *Natural Channel Design*, incorporaram estruturas como *cross vanes* e *J-hooks*, promovendo a redistribuição da energia do escoamento, o controle de processos erosivos e a melhoria das condições de habitat aquático (United States, 2007). Na Austrália, o fechamento da Ranger Uranium Mine, destaca a importância do controle de erosão, da estabilidade geomorfológica e da revegetação em ambientes tropicais sujeitos a elevada variabilidade hidrológica (Lu; Meek, 2019; Hancock et al., 2021).

Adicionalmente, iniciativas como as desenvolvidas no Kensington Mine, nos Estados Unidos, e nos empreendimentos da *Teck Resources*, no Canadá, demonstram que a utilização integrada de elementos como *woody debris, step–pool* e controle de sedimentos favorece a retenção de materiais finos, o estabelecimento da vegetação ripária e a recuperação da dinâmica hidrogeomorfológica (Coeur Alaska, 2015; Teck Resources, 2018). Em conjunto, esses estudos evidenciam que abordagens baseadas em princípios eco-hidráulicos e na utilização de estruturas *in-stream* apresentam maior efetividade na recuperação de sistemas fluviais degradados, especialmente quando comparadas a soluções convencionais centradas exclusivamente no controle hidráulico rígido. Entretanto, a análise realizada nos projetos de descaracterização do Brasil, evidencia a persistência de um descompasso entre as exigências normativas e sua materialização técnica nos projetos. O modelo atualmente adotado ainda privilegia a mitigação de riscos geotécnicos e hidráulicos, com limitada incorporação de diretrizes específicas para a recuperação fluvial. Esse cenário revela um conflito entre os objetivos de segurança de barragens e a recuperação ecológica dos sistemas hídricos, indicando a necessidade de aprimoramento dos instrumentos regulatórios e dos termos de referência utilizados no licenciamento ambiental.

Considerações Finais

A dissociação prática entre o projeto de descaracterização e o planejamento da recuperação ambiental constitui um dos principais entraves à recuperação efetiva de sistemas fluviais em áreas mineradas. Enquanto o projeto de descaracterização é conduzido sob uma lógica predominantemente geotécnica e de segurança, priorizando a estabilidade física e o controle do escoamento por meio de soluções rígidas e simplificadas, o PRAD, com foco na recomposição ecológica, não possui influência direta sobre a configuração geométrica previamente estabelecida. Essa sequência resulta em uma desconexão entre forma e processo, na qual a geometria final do terreno e dos canais fluviais não incorpora parâmetros fundamentais da dinâmica hidrogeomorfológica, como vazão de margens plenas, transporte de sedimentos e conectividade fluvial. Como consequência, as intervenções de recuperação tendem a apresentar baixa efetividade, com limitações no estabelecimento da vegetação e perda de funcionalidade ecológica, evidenciando a necessidade de abordagens integradas que articulem, desde a concepção do projeto, os aspectos de engenharia, hidrologia e ecologia fluvial. A efetividade da recuperação fluvial não depende apenas da execução de medidas ambientais, mas da incorporação dos processos fluviais na própria definição da geometria final da área descaracterizada. Portanto, a recuperação fluvial no contexto da descaracterização de barragens de rejeitos deve ser concebida como um processo integrado, capaz de articular, de forma sistêmica, a estabilidade geotécnica, os processos hidrogeomorfológicos e o monitoramento ambiental de longo prazo.

Os resultados deste estudo indicam que a utilização do protocolo RBP, associada ao uso de estruturas *in-stream*, configura uma estratégia integrada para a recuperação de cursos d'água degradados. A inserção de feições *como riffle–pool, step–pool* e defletores de fluxo por exemplo, contribuem para a redistribuição da energia hidráulica, o restabelecimento da dinâmica sedimentar, a criação de habitats aquáticos diversificados e o restabelecimento da vegetação ripária e aquática. Quando articuladas a um sistema de monitoramento baseado em indicadores hidromorfológicos e ecológicos, essas intervenções possibilitam a avaliação contínua do desempenho do sistema e a adoção de medidas adaptativas ao longo do tempo. Adicionalmente, propõe-se um framework técnico fundamentado na integração entre hidrologia, geomorfologia, dinâmica de sedimentos e ecologia, com o objetivo de orientar projetos de descaracterização para além da lógica estritamente estrutural. Tal abordagem permite alinhar soluções de engenharia às condições naturais da bacia hidrográfica, favorecendo a evolução do canal em direção a estados de equilíbrio dinâmico e maior resiliência ambiental.

Dessa forma, conclui-se que a integração efetiva entre engenharia de descaracterização e princípios da geomorfologia fluvial constitui um elemento-chave para a superação dessas lacunas. O avanço nessa direção depende não apenas da evolução normativa, mas também da consolidação de práticas técnicas baseadas em processos naturais, capazes de promover a reconstrução funcional e a sustentabilidade de longo prazo dos sistemas fluviais impactados pela mineração.

Referências

BARBOUR, M. T.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B. D.; STRIBLING, J. B. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish. 2nd ed. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency (EPA), Office of Water, 1999

COEUR ALASKA INC. *Kensington Gold Mine environmental monitoring and reclamation reports*. Juneau: Coeur Alaska, 2015.

CORENBLIT, D. et al. Reciprocal interactions and adjustments between fluvial landforms and vegetation dynamics. *Earth-Science Reviews*, v. 84, p. 56–86, 2007.

CORENBLIT, D. et al. Biogeomorphology: on the relevance of integrating ecological and geomorphological approaches. *Earth Surface Processes and Landforms*, v. 36, p. 1–12, 2011.

FISRWG – Federal Interagency Stream Restoration Working Group. *Stream corridor restoration: principles, processes, and practices*. Washington, DC: USDA-NRCS, 1998.

GURNELL, A. M. et al. The importance of vegetation to river morphodynamics. *Earth Surface Processes and Landforms*, v. 37, p. 1–17, 2012.

HANCOCK, G. R. et al. Sediment and erosion modelling in a rehabilitated post-mining landscape. *Water*, v. 13, 2021.

LU, P.; MEEK, I. Harnessing ecological processes in the Ranger Uranium Mine revegetation strategy. In: *Mine Closure 2019*. Perth: ACG, 2019.

MONTGOMERY, D. R.; BUFFINGTON, J. M. Channel-reach morphology in mountain drainage basins. *Geological Society of America Bulletin*, v. 109, n. 5, p. 596–611, 1997.

NEPF, H. M. Flow and transport in regions with aquatic vegetation. *Annual Review of Fluid Mechanics*, v. 44, p. 123–142, 2012.

MINISTÉRIO PÚBLICO DE MINAS GERAIS (MPMG). Projeto Desativando Bombas-relógio. Disponível em: https://barragens.mpmg.mp.br/baixo-joao-pereira/. Acesso em: 7 abr. 2026

POLSTER, D. F. Soil bioengineering for land reclamation in British Columbia. In: BRITISH COLUMBIA MINE RECLAMATION SYMPOSIUM, 26., 2003, Kamloops. *Proceedings,* Kamloops: TRCR, 2003.

ROSGEN, D. L. *Applied river morphology*. Pagosa Springs: Wildland Hydrology, 1996.

TECK RESOURCES LIMITED. *Watershed management and mine reclamation in Elk Valley*. Vancouver: Teck Resources, 2018.

UNITED STATES. Office of Surface Mining Reclamation and Enforcement (OSMRE). *Stream restoration design and construction*. Washington, DC: U.S. Department of the Interior, 2007.

ENTOMOFAUNA EDÁFICA EM ÁREA DE RESTAURAÇÃO NO MUNICÍPIO DE ALTA FLORESTA, MATO GROSSO

1 Larissa Pereira Oliveira Fuzinatto, 2 Mayram Cardoso Lima, 3 Amanda Yukari Sasaya, 4 Pamela Porfirio Gonçalves, 5 Cauane Caroline Cervini Pelizzar, 6 Crislene da Silva Barros Mercês, 7 Juliana Garlet

1 Universidade do Estado de Mato Grosso, e-mail: eng.larifuzinatto@gmail.com; 2 Universidade do Estado de Mato Grosso, e-mail: mayram.biologia@gmail.com; 3 Universidade do Estado de Mato Grosso, e-mail: sasaya.amanda@gmail.com; 4 Universidade do Estado de Mato Grosso, e-mail: pamela.goncalves@unemat.br; 5 Universidade do Estado de Mato Grosso, e-mail: cauanepelizzar2016@gmail.com; 6 Universidade do Estado de Mato Grosso, e-mail: crislene.merces@unemat.br; 7 Universidade do Estado de Mato Grosso, e-mail: julianagarlet@unemat.br

Palavras-chave: Monitoramento ambiental; Recuperação de áreas degradas; Insetos bioindicadores.

Resumo

A degradação ambiental tem provocado a perda de cobertura vegetal, afetando diretamente o arranjo da entomofauna edáfica. Este estudo teve como objetivo avaliar a composição da entomofauna edáfica em uma área de restauração florestal, sob diferentes métodos de semeadura direta, no município de Alta Floresta, Mato Grosso. A pesquisa ocorreu em três áreas de preservação permanente, em uma propriedade rural, no município de Alta Floresta, Mato Grosso, apresentado cerca de 2 hectares cada. Na área 1 a semeadura foi realizada a lanço, nas áreas 2 e 3 a semeadura ocorreu por covetas. As avaliações ocorreram aos 6, 12, 18 e 24 meses após iniciar o processo de restauro, com auxílio da armadilha de solo do tipo pitfall, os insetos coletados foram transportados em coletores até o laboratório, onde ocorreu a quantificação e identificação a nível de ordem. As ordens apresentaram correlação negativa com a temperatura, sugerindo que a abundância de indivíduos aumenta em condições térmicas mais amenas. Em contrapartida, foi observada uma correlação positiva com a precipitação, com o aumento nas populações de Hemiptera e Coleoptera em períodos de maior índice pluviométrico. O método de semeadura não apresentou interferência na entomofauna coletada.

Introdução

A ocupação da Amazônia levou a abertura de áreas, acarretando a perda de biodiversidade, principalmente no arco do desmatamento, e as funções das bacias hidrográficas são alteradas com a perda da vegetação, comprometendo os padrões de cheia que garantem o funcionamento do ecossistema e favorecendo a ocorrência de inundações ou períodos de seca anormais (Fearnside, 2022). Desse modo, surge a necessidade de restaurar essas áreas.

Nesse contexto, destaca-se que muitas dessas áreas que precisam ser restauradas são Áreas de Preservação Permanente (APPs). Conforme dispõe a Lei n° 12.651, de 25 de maio de 2012, em seu artigo 3°, inciso II, APP refere-se a uma área protegida, que pode ser coberta ou não por vegetação nativa, onde a principal função ambiental é preservar os recursos hídricos, a paisagem e a estabilidade dos ecossistemas, para que a fauna e a flora consigam manter seu fluxo gênico (Brasil, 2012).

Além disso, o Decreto Nº 8.972, de 23 de janeiro de 2017, em seu artigo 4°, inciso V que é necessário o incentivo para a recuperação das Áreas de Preservação Permanentes, de Reserva Legal e das Áreas de uso Restrito; e inciso VI ressalta que o estímulo por traz dessa recuperação pode ser tanto o benefício econômico como social (Brasil, 2017). Mesmo com todos os benefícios previstos por lei ainda existe uma grande resistência em restaurar áreas degradadas.

Inicialmente as primeiras abordagens de restauração ecológica em áreas degradadas começaram sem seguir os modelos ecológicos estabelecidos, tendo como base o uso de espécies exóticas. Contudo acredita-se que as primeiras iniciativas não levavam em consideração como ocorreria a construção e perpetuação das espécies florestais restauradas, devido tratarem a restauração apenas como uma prática silvicultural sem levar em consideração as espécies nativas daquela região (Brancalion; Gandolfi; Rodrigues, 2015).

Em decorrência dessa evolução, as técnicas de restauração mais conhecidas são: nucleação, plantio de mudas, regeneração natural e semeadura direta. Conforme Rocha et al. (2020) o plantio por semeadura direta pode ser realizado a lanço, mecanizado ou manual, sendo que esta última apresenta um custo inferior. Além disso, ela também pode ser conduzida em linhas que é quando o plantio ocorre em linhas retas pela área a ser recuperada.

No contexto brasileiro a técnica mais usada para a recuperação de uma área degradada é o plantio de mudas, mas essa é uma estratégia cara e as mudas podem não se adaptar as condições edafoclimáticas do local em que foram plantadas. Em função dessas características uma alternativa viável é coletar sementes de áreas próximas e semear na área a ser recuperada, sendo um método com menor custo (Guarino et al., 2017).

Para avaliar a efetividade desse método, além da avaliação do desenvolvimento das espécies vegetais, pode-se avaliar o surgimento da entomofauna edáfica. A fauna do solo pode indicar a qualidade ambiental de uma determinada área, sendo utilizada para acompanhar a recuperação de áreas degradadas ou em processo de transição de sistemas, já que alguns grupos associados a esses ambientes indicam que o local está passando por processo de recuperação (Pereira; Carvalho, 2011; Martins et al., 2020).

A entomofauna edáfica vem sendo utilizada como bioindicadora da qualidade do solo e do processo de restauração, pois sua sensibilidade a alterações ambientais permite acompanhar mudanças na estrutura e funcionamento do ecossistema ao longo do tempo, constituindo uma ferramenta eficaz avaliar a recuperação de áreas (Back et al., 2025; Oliveira et al., 2014).

Com isso, o objetivo deste trabalho foi avaliar a composição da entomofauna edáfica em uma área de restauração florestal, sob diferentes métodos de semeadura direta, no município de Alta Floresta, Mato Grosso.

Material e Métodos

Este estudo foi realizado em uma Áreas de Preservação Permanente, dividida em três partes, com 2 hectares cada, dentro de uma propriedade rural, em Alta Floresta, Mato Grosso. O município apresenta temperatura média em torno de 26°C, a precipitação pluviométrica chega até 2.500 mm, apresentando duas estações bem definidas, tendo uma estação seca e outra estação chuvosa (Caioni et al., 2014).

A restauração da área foi realizada em fevereiro de 2023, utilizado dois métodos de semeadura direta (a lanço e por coveta). Para o preparo do solo na área 1 teve auxílio de mecanização, sendo usado grade aradora com 16 discos, já a semeadura ocorreu a lanço, com incorporação posterior utilizando gradeamento. Nas outras áreas realizou-se o plantio por covetas, que foram abertas com apoio de um enxadão.

A coleta da entomofauna edáfica aconteceu aos 6, 12, 18 e 24 meses após a semeadura, mediante o uso de armadilha de solo do tipo pitfall (modelo Provid adaptado) conforme descrito por Antoniolli et al. (2006). Para confecção das armadilhas fez-se o uso de garrafa pet transparente de dois litros, no qual realizou-se abertura de quatro janelas com seis centímetros de altura por quatro de largura, realizadas acima de cinco centímetros da base. A fim de preservar as estruturas dos insetos até o momento da coleta efetuou a introdução de solução salina nas armadilhas produzidas com 250 ml de água, 20 g de sal e 4 gotas de detergente segundo proposto por Garlet et al. (2015). Foram instaladas com auxílio de cavadeira articulada para abertura do solo, as mesmas foram fixadas no solo na altura das janelas, para facilitar a queda da entomofauna.

Em cada área na parte central foram instaladas dez armadilhas em um transecto linear de 100 metros, apresentando uma distância de 10 metros de uma para a outra, o transecto foi alocado na parte central da área a fim de evitar efeito de borda. Permaneceram no campo por cerca de 72 horas, após esse período o líquido com os insetos foi coletado, armazenados em coletores identificados e levados ao Laboratório de Silvicultura, localizado no Centro de Pesquisa e Tecnologia da Amazônia Meridional (CEPTAM), na Universidade do Estado de Mato Grosso, Campus Alta Floresta. No laboratório a entomofauna foi limpa com água, identificada a nível de ordem utilizando o guia ilustrado para identificação de Fujihara et al. (2016), intitulado Insetos de importância econômica: guia ilustrado para identificação de famílias. Em seguida, os indivíduos foram quantificados e armazenados em álcool 70% para preservar as estruturas.



Figura 01: Bandeja plástica no momento da triagem da fauna edáfica coletada em áreas de restauração florestal.

Para proceder à correlação de Pearson entre as ordens de insetos, a precipitação pluviométrica e a temperatura média, baseou-se em dados obtidos pela Estação Meteorológica da UNEMAT, produzidos e divulgados pelo Laboratório GeoPaisagem. Realizou-se um estudo meteorológico, onde avaliou-se dois meses antes da coleta e o mês em que ocorreu a coleta da entomofauna. A escolha desse intervalo justifica-se pelo fato de que tanto as condições térmicas quanto pluviométricas registradas nesse período podem exercer influência direta sobre a abundância de indivíduos coletados. Essa abordagem é necessária, uma vez que as condições climáticas dos meses precedentes podem influenciar diretamente a ocorrência e a abundância dos indivíduos coletados. Para a correlação os dados foram usados a média das temperaturas média dos três meses e a precipitação acumulada no mesmo período.

Resultados e Discussão

Na Tabela 1 apresenta-se a frequência da fauna edáfica coletada nas áreas de restauração avaliadas aos 6, 12, 18 e 24 meses após a semeadura.

Ordem	6 meses após a semeadura			12 meses após a semeadura		
	Área 1	Área 2	Área 3	Área 1	Área 2	Área 3
Araneae	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Blattodea	0,22%	0,27%	0,00%	0,00%	0,00%	0,15%
Coleoptera	0,22%	0,55%	0,56%	43,22%	19,23%	14,85%
Dermaptera	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Diptera	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Hemiptera	0,77%	1,37%	0,85%	2,37%	1,11%	6,44%
Hymenoptera	91,25%	87,95%	94,36%	46,53%	73,69%	73,15%
Lepidoptera	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Odonata	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Orthoptera	7,55%	9,86%	4,23%	7,89%	5,97%	5,41%
Thysanoptera	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%

Ordem	18 meses após a semeadura			24 meses após a semeadura		
	Área 1	Área 2	Área 3	Área 1	Área 2	Área 3
Araneae	1,32%	1,20%	1,42%	0,82%	0,07%	1,81%
Blattodea	0,00%	0,00%	0,00%	0,17%	0,07%	0,00%
Coleoptera	1,21%	0,80%	1,07%	0,47%	0,46%	0,83%
Dermaptera	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,03%	0,00%
Diptera	0,11%	0,00%	0,00%	0,17%	0,00%	0,45%
Hemiptera	1,32%	0,40%	0,24%	1,22%	1,02%	2,57%
Hymenoptera	95,50%	97,21%	97,27%	94,58%	96,75%	91,24%
Lepidoptera	0,00%	0,00%	0,00%	0,06%	0,00%	0,30%
Odonata	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,03%	0,00%
Orthoptera	0,55%	0,40%	0,00%	2,50%	1,58%	2,64%
Thysanoptera	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,15%

Tabela 1: Frequência por área da fauna edáfica encontrada nas coletas realizadas em uma área de restauração florestal em Alta Floresta, Mato Grosso.

Analisando os dados verifica-se que nas quatro coletas efetuadas foram encontrados 11 grupos taxonômicos e coletados 13.937 indivíduos. Quando os dados coletados são separados de acordo com a ordem dos indivíduos, pode-se observar uma variação ao longo das avaliações. A ordem Hymenoptera variou de 88 à 94% na primeira coleta enquanto na última coleta a representatividade dessa ordem foi bem maior com valores entre 91 e 97% dos insetos coletados (Tabela 1).

Os coleópteros apresentaram uma variação significativa ao longo das coletas, já que a coleta em que mais esteve presente foi na realizada em março de 2024 (12 meses após a semeadura) em que variou de 15 até 43% nas três áreas. Diante disso a quantidade que coleópteros presentes nessa coleta pode ser um reflexo do período chuvoso na região.

Os ortópteros apareceram em todas as coletas, porém algumas áreas não apresentaram indivíduos dessa ordem em todas as amostragens. No entanto este grupo apresenta menor quantidade quando comparado aos himenópteros. Os hemípteros também apareceram em todas as coletas, sendo a quarta ordem mais abundante, tendo um total de 239 indivíduos ao longo do estudo.

As demais ordens que apareceram na área de restauração foram menos expressivas. Cabe destacar que as coletas realizadas aos 6 e 18 meses ocorreram no período de seca, já as realizadas aos 12 e 24 meses foram em período chuvoso.

A Figura 2 apresenta o comportamento da média da temperatura e a precipitação acumulada nos dois meses antes e no mês da coleta.

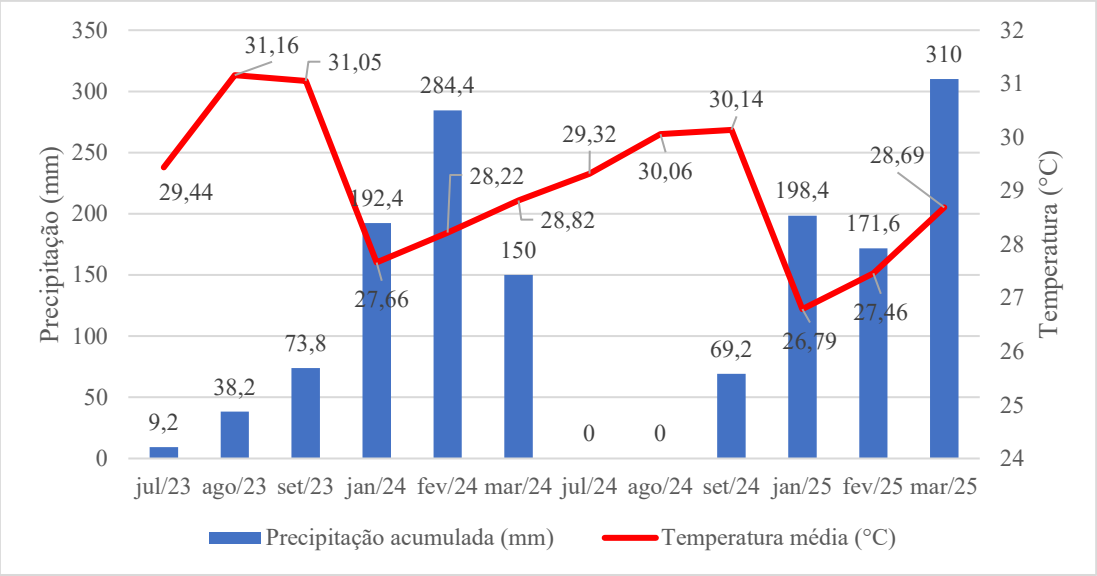


Figura 2: Média da temperatura mensal e precipitação pluviométrica acumulada nos dois meses antes e durante a realização das coletas em Alta Floresta, Mato Grosso.
*** Análise realizada no Excel. Dados meteorológicos fonte: Adaptado das Estações Meteorológicas da UNEMAT, divulgado pelo Laboratório de GeoPaisagem.**

Os meses em que a temperatura e precipitação foram analisados são: janeiro, fevereiro, março, julho, agosto e setembro. Com isso, é possível observar as mudanças que ocorreram ao longo das coletas. Nos meses de julho e agosto verifica-se que em 2023 ocorreu precipitação pluviométrica de 9,2 e 38,2 mm respectivamente, enquanto em 2024 ambos os meses apresentaram 0 mm de precipitação. No entanto, as médias de temperatura foram similares não apresentando uma variação significativa.

Em contrapartida, o mês de fevereiro apresentou 284,4 mm de precipitação pluviométrica em 2024 e 171,6 mm em 2025. Já o mês de março que apresentava 150 mm de precipitação pluviométrica em 2024 e apresentou 310 mm em 2025. Consequentemente nota-se que em 2024 ocorreu um período de seca e em 2025 houve um excesso de chuva que não era esperado, mas pode ter ocorrido devido a anormalidade que já vinha acontecendo no ano anterior.

A Tabela 2 apresenta a correlação entre as ordens de insetos coletadas nas áreas de restauração com a temperatura média e a precipitação acumulada nos dois meses antes da coleta e no mês da coleta.

Ordem	Temperatura média**	Precipitação***
Araneae	-0,3627	0,1046
Blattodea	-0,5117	0,6303
Coleoptera	-0,4328	0,5364
Dermaptera	-0,6995	0,6296
Diptera	-0,6785	0,5779
Hemiptera	-0,8804	0,9448
Hymenoptera	-0,7515	0,6489
Lepidoptera	-0,6995	0,6296
Odonata	-0,6995	0,6296
Orthoptera	-0,4328	0,6765
Thysanoptera	**-0,6995**	**0,6296**

Tabela 2: Correlação das ordens coletadas com a temperatura média e a precipitação acumulada em Alta Floresta.
****Temperatura média de três meses; ***Precipitação de três meses acumulada**
*** Análise realizada no Excel. Fonte: Elaborada pela autora.**

Ao observar a correlação entre as ordens e a temperatura nota-se uma correlação negativa, ou seja, quando aumenta a temperatura diminui a quantidade de indivíduos na área. As ordens Hemiptera e Hymenoptera apresentam correlação alta (-0,7 até -1) enquanto as ordens Araneae, Blattodea, Coleoptera, Dermaptera, Diptera, Lepidoptera, Odonata, Orthoptera e Thysanoptera apresentam correlação média (-0,3 até -0,7).

Já quando avalia-se a correlação entre as ordens e a precipitação pluviométrica acumulada nota-se uma correlação positiva, ou seja, quando aumenta a precipitação aumenta a quantidade de indivíduos coletados. Assim a ordem Hemiptera apresenta correlação alta (0,7 a 1), as ordens Blattodea, Coleoptera, Dermaptera, Diptera, Hymenoptera, Lepidoptera, Odonata, Orthoptera e Thysanoptera apresentam correlação média (0,3 a 0,7), e a ordem Araneae apresenta correlação baixa (0 até 0,3) (Queiroz, 2020).

De acordo com as coletas realizadas nota-se que a ordem Hymenoptera foi a que teve maior destaque representando 88% do total de indivíduos coletados. Essa ordem foi bem representativa nas três áreas ao longo das quatro coletas. Segundo Arenhardt et al. (2023) é um grupo de insetos que possui alta abundância, podem ser generalistas, mas também podem ser exclusivos de uma determinada região apresentando um papel importante no funcionamento do ecossistema. No trabalho desenvolvido por Carvalho (2022) no município de Alta Floresta, Mato Grosso, nota-se que a presença dos himenópteros variou de 79 a 88%, o que demonstra que é uma ordem que ocorre com bastante frequência na região.

Segundo o estudo desenvolvido por Spiller (2018) em Alta Floresta, Mato Grosso, os himenópteros apresentaram uma ocorrência de 73,13% nas áreas avaliadas, sendo coletado 80,42% em área de fragmento florestal, 75,36% na área recuperada e 78,6% em área de pastagem. Já na pesquisa desenvolvida por Gonçalves (2023) a ordem Hymenoptera apresentou 78,36% dos indivíduos coletados na Área de Preservação Permanente recuperada, 87,47% da entomofauna coletada no fragmento florestal e 89,91% dos insetos coletados na Área de Preservação Permanente Degradada.

Conforme os dados coletados a segunda ordem mais coletada foi Coleoptera apresentando 6% do total indivíduos. Assim como neste estudo, Nascimento (2022) também coletou mais coleópteros quando a precipitação pluviométrica aumenta, já que com o regime pluviométrico favorece o desenvolvimento vegetal, promovendo maior disponibilidade de biomassa. Esse cenário estabelece condições ecológicas propícias ao surgimento e aumento populacional dessa ordem, em função do aumento na oferta de alimento.

A terceira ordem mais coletada foi Orthoptera que apresenta indivíduos fitófagos, a maior ocorrência desses insetos aos 12 meses após a semeadura pode estar relacionada ao aumento precipitação pluviométrica devido a disponibilidade de alimento nas áreas em que foram coletados (Panizzi; Parra, 2013).

Avaliando as áreas de estudo, observa-se que, na primeira coleta, como esperado, não foi encontrada uma diversidade significativa de insetos. Esse resultado pode ser elucidado pelo curto período em que o sistema foi implantado (seis meses), associado a estação de seca.

Conforme foi evoluindo o processo começou a diminuir a dominância de himenópteros nas áreas com o crescimento populacional de outros grupos, tendo como exemplo os coleópteros, onde aumentou a população aos 12 meses após a implementação do restauro. Um novo aumento populacional de himenópteros ocorreu aos 18 meses, o que indica que o aparecimento de novos grupos pode estar atrelado a condições climáticas como o aumento da precipitação.

Sob uma abordagem complementar, a continuidade da dominância da ordem Hymenoptera aos 24 meses, pode estar atrelado a fácil adaptação desse grupo a diferentes ambientes em especial a família Formicidae, sobretudo em áreas antropizadas (Baccaro et al., 2015). Com base nesse cenário, nota-se que alguns grupos apresentam maior adaptação ao ambiente, enquanto outros grupos são sensíveis as mudanças como os hemípteros.

Os resultados corroboram para o uso de insetos do solo como bioindicador de qualidade ambiental, considerando que a composição e abundância refletem diretamente as variações climáticas e o estágio sucessional da área, podendo compreender o avanço e a qualidade da restauração ecológica.

Nesse contexto, ressalta-se a importância da entomofauna edáfica como bioindicadora de qualidade ambiental, visto que os insetos desempenham um papel fundamental na ciclagem de nutrientes, decomposição de matéria orgânica, polinização e controle biológico, sendo assim, os insetos podem ser usados para avaliar a recuperação funcional do ecossistema e das interações ecológicas (Oliveira et al., 2014; Panizzi; Parra, 2013).

Comentários finais

Com base nos resultados obtidos ao longo deste estudo, conclui-se que não ocorreu diferença entre os métodos de semeadura utilizados no plantio, devido não obter variação significativa na riqueza da entomofauna coletada nos dois métodos usados. Ao logo das avaliações foram observadas 11 ordens, sendo algumas coletadas apenas na última amostragem como Thysanoptera e a Dermaptera, indicando uma evolução no processo de restauro. A baixa diversidade encontrada nas últimas coletas pode estar relacionada com a redução na precipitação pluviométrica.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer a FAPEMAT pela concessão de bolsa.

Referências Bibliográficas

ANTONIOLLI, Z. I. et al. Método alternativo para estudar a fauna do solo. **Ciência Florestal**, v. 16, n. 4, p. 407-417, 2006.

ARENHARDT, T. C. P. et al. Parâmetros ecológicos e dinâmica populacional da Entomofauna de Serapilheira em áreas em processo de restauração ecológica. **Biodiversidade Brasileira**, v. 13, n. 2, p. 1-14, 2023.

BACCARO, F. B. et al. **Guia para os gêneros de formigas do Brasil**. Editora INPA, 2015. 388 p. Disponível em: https://doi.org/10.5281/zenodo.32912. Acesso em: 24 de abril de 2026.

BACK, Patrícia Inês Kemper et al. Organismos edáficos como bioindicadores de qualidade do solo e da sustentabilidade ambiental. **Revista Vale**, v. 23, n. 1, 2025.

BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. **Restauração florestal**. São Paulo: Oficina de Textos, 2015. 434 p.

BRASIL. Decreto-lei nº 8972, de 23 de janeiro de 2017. Institui a política nacional de recuperação da vegetação nativa. **Diário Oficial da União**, Brasília, Seção 1, p.7, 24 de jan. 2017.

BRASIL. Lei n. 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, Seção 1, p.1, 28 de maio 2012.

CAIONI, C. et al. Análise da distribuição pluviométrica e de ocorrência do fenômeno climático Enos no município de Alta Floresta - MT. **Enciclopédia Biosfera**, v. 10, n. 19, p. 2656-2666, 2014.

CARVALHO, F. W. B**. Atropodes associados á diferentes áreas florestais e pastagem em Alta Floresta, Mato Grosso**. 2022. 33 p. Monografia (Bacharel em Engenharia Florestal). Universidade do Estado de Mato Grosso, Alta Floresta-MT, 06 de jun. de 2022.

FEARNSIDE, Philip M. Desmatamento na Amazônia brasileira: história, índices e consequências. **Destruição e Conservação da Floresta Amazônica**, v. 1, p. 7-19, 2022.

FUJIHARA, R. T. et al. (Ed.). **Insetos de importância econômica: guia ilustrado para identificação de famílias**. Ed. rev. Botucatu: Editora FEPAF, 2016. 391 p.

GARLET, J. et al. Fauna de coleóptera edáfica em eucalipto sob diferentes sistemas de controle químico da matocompetição. **Revista Floresta e Ambiente**, v. 22, n. 2, p. 239-248, abr. 2015.

GONÇALVES, Pamela Porfírio; GARLET, Juliana. Fauna Terrestre em Diferentes Ambientes no Sul da Amazônia. **Revista de Gestão Social e Ambiental**, São Paulo (SP), v. 2, pág. e04496, 2023.

GUARINO, E. S. G. et al. **Restauração ecológica para a agricultura familiar**. In: WOLFF, L. F.; MEDEIROS, C. A. B. (Ed. tec.). Alternativas para a diversificação da agricultura familiar de base ecológica. Documentos / Embrapa Clima Temperado. 2017. p.17-29.

MARTINS, M. O. et al. Diversidade de insetos edáficos detritívoros na área experimental do IFAC-Campus Cruzeiro do Sul. **Scientia Naturalis**, v. 2, n. 1, 2020.

NASCIMENTO, R. C. B. et al. **Entomofauna na área de proteção florestal Sítio Aguahy localizada na Amazônia legal maranhense**. 2022. 40 p. Monografia (Graduação em Agronomia) – Curso de Agronomia, Universidade Estadual do Maranhão, São Luís, 2022.

OLIVEIRA, M. A. DE. et al.. Bioindicadores ambientais: insetos como um instrumento desta avaliação. **Revista Ceres**, v. 61, p. 800–807, nov. 2014.

PANIZZI, A. R. PARRA, J. R. P. **Bioecologia e nutrição de insetos: base para o manejo integrado de pragas**. 2. ed. Brasília, DF: EMBRAPA, 2013. 1564 p.

DE SOUSA PEREIRA, K. S.; DA SILVA CARVALHO, R. S. C. 10723-Entomofauna do solo de mata primária Atlântica como padrão indicador de qualidade do agroecossistema. **Cadernos de Agroecologia [Volumes 1 (2006) a 12 (2017)]**, v. 6, n. 2, 2011.

QUEIROZ, M. V. F. Correlação linear e regressão linear simples no conteúdo de matemática do ensino médio. **Universidade Federal de Campina Grande**, 2020.

ROCHA, G. B. et al. **Guia de semeadura direta: para restauração de florestas e cerrados**. 1. ed. São Paulo: Agroicone Ltda, 2020.

SPILLER, M. S. **Levantamento da artropodofauna em diferentes usos do solo na Amazônia Meridional**. 2018. 98 p. Dissertação (Mestre em Biodiversidade e Agroecossistemas Amazônicos). Universidade do Estado de Mato Grosso, Alta Floresta-MT, 29 de jan. de 2018.

UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO (UNEMAT). **Dados Climáticos de Alta Floresta**. [s.d.]. Disponível em: https://altafloresta.unemat.br/dados-climaticos-de-alta-floresta. Acesso em: 17 de fev. de 2026.

AVALIAÇÃO DA EROBILIDADE EM TALUDE FERROVIÁRIO

1 Sofia Teixeira Venâncio, 2 Tatiana Tavares Rodriguez, 3 Eduardo Oliveira Pacheco, 4 Jonathas Batista Gonçalves Silva, 5 Nalanda de Almeida Marcelo

1 Universidade Federal de Juiz de Fora, e-mail: sofiaevs@gmail.com; 2 Universidade Federal de Juiz de Fora, e-mail: tatiana.rodriguez@ufjf.br; 3 MRS Logística, e-mail: eduardopachecosd@gmail.com; 4 Universidade Federal de Juiz de Fora, e-mail: jonathas.silva@ufjf.br; 5 Universidade Federal de Juiz de Fora, e-mail: nalanda.marcelo@estudante.ufjf.br

Palavras-chave: Processos erosivos; Talude ferroviário; Processos erosivos.

Resumo

Os processos erosivos constituem um dos principais mecanismos de degradação dos solos, sendo responsáveis pela desagregação e transporte de partículas sob a ação de agentes como a água e o escoamento superficial. Em obras lineares de grande porte, como as ferrovias, essa problemática assume maior relevância devido às intervenções necessárias para sua implantação, como cortes, aterros, terraplenagem e supressão vegetal, que modificam as condições naturais do terreno e podem intensificar a suscetibilidade à erosão. Em taludes de corte ferroviário, a evolução dos processos erosivos pode comprometer a estabilidade geotécnica do maciço, ocasionar movimentos de massa, bloqueios parciais ou totais da via permanente e elevar significativamente os custos de manutenção e recuperação da infraestrutura. Nesse contexto, o conhecimento da erodibilidade dos solos torna-se fundamental para a compreensão do comportamento dos materiais frente à ação da água e para o planejamento de medidas mitigadoras. Diante disso, o presente trabalho teve como objetivo avaliar a erodibilidade dos solos de um talude de corte localizado no km 144 da ferrovia MRS, no município de Vassouras, estado do Rio de Janeiro, buscando compreender a relação entre as características físicas dos materiais e os processos erosivos observados na área de estudo. Para a realização da pesquisa, foram coletadas três amostras de solo em pontos distintos do talude, respeitando as diretrizes normativas para investigação geotécnica em cortes ferroviários. Posteriormente, foram realizados ensaios laboratoriais de análise granulométrica, dispersão e desagregação, com o objetivo de caracterizar a distribuição das partículas, a estabilidade estrutural dos materiais e sua suscetibilidade à ação da água. Os resultados obtidos evidenciaram significativa heterogeneidade geotécnica entre os pontos analisados, mesmo em pequena distância espacial, demonstrando a elevada variabilidade dos materiais ao longo do talude. Verificou-se que os solos com predominância de frações arenosas e siltosas apresentaram maior vulnerabilidade à desagregação e menor resistência à saturação, caracterizando maior suscetibilidade aos processos erosivos. Em contrapartida, os materiais com maior teor de argila demonstraram maior resistência inicial à ação da água, embora também tenham apresentado instabilidade sob exposição prolongada. Dessa forma, conclui-se que a erodibilidade dos solos está diretamente relacionada à composição granulométrica e à variabilidade espacial dos materiais, reforçando a importância de investigações geotécnicas detalhadas para subsidiar a definição de medidas de drenagem, contenção e estabilização em taludes ferroviários.

Introdução

A erosão constitui um importante processo de degradação do solo e das rochas, promovendo a desagregação das partículas e o seu transporte para outras áreas por meio da ação da água, do vento e de outros agentes erosivos. Dentre suas diferentes formas de manifestação, a erosão pluvial está associada à ação direta das águas de chuva sobre a superfície do solo, promovendo o desprendimento e o transporte de partículas por meio do escoamento superficial. A intensidade desse processo depende de fatores como a energia da precipitação, a declividade do terreno, a presença de cobertura vegetal e as características físicas do solo, sendo um dos principais mecanismos de degradação em áreas expostas (Silva; Trada, 2024; Guerra; Cunha, 2005).

Entre os impactos associados a esse processo, destacam-se a perda da camada superficial do solo, a redução de sua fertilidade e resistência, a formação de sulcos, ravinas e voçorocas, além do assoreamento de corpos hídricos e sistemas de drenagem. Com a progressão do processo erosivo, ocorre o aprofundamento dos canais formados na superfície, aumentando a instabilidade do terreno e favorecendo a ocorrência de deslizamentos e colapsos localizados, especialmente em áreas inclinadas ou com escoamento superficial concentrado (Guerra; Cunha, 2005; Oliveira; Maria, 2015). Além dos impactos ambientais e geotécnicos, no contexto ferroviário, a erosão e a instabilidade dos taludes podem ocasionar bloqueios parciais ou totais da via permanente, interrompendo o tráfego de trens, comprometendo o transporte de cargas e elevando significativamente os custos logísticos, de manutenção e de recuperação da infraestrutura, com reflexos diretos na economia regional e no desempenho operacional da ferrovia (BRASIL, 2025)

Diante desse cenário, torna-se fundamental conhecer a erodibilidade do solo, entendida como a suscetibilidade do material ao destacamento e ao transporte de partículas pelos agentes erosivos. O conhecimento dessa propriedade é essencial para compreender a intensidade e a velocidade com que a erosão pode evoluir em determinada área. Para essa avaliação, são necessários ensaios de campo e de laboratório, capazes de caracterizar as propriedades físicas, granulométricas, estruturais e hidráulicas do solo, fornecendo informações fundamentais para a identificação do seu comportamento frente aos processos erosivos e para a definição de medidas adequadas de controle e prevenção (Silva; Trada, 2024).

Tal aspecto ganha maior importância no caso de obras lineares de grande porte, como as ferrovias, uma vez que as intervenções necessárias para sua implantação podem intensificar a suscetibilidade do terreno à degradação. Em razão dessa característica, sua implantação exige intervenções significativas no relevo, como cortes, aterros, obras de terraplenagem e supressão vegetal, necessárias para atender às exigências geométricas e operacionais da via, como declividade e curvatura adequadas. Apesar dos benefícios ambientais associados à sua operação, essas intervenções geram impactos expressivos no meio físico, destacando-se a alteração da estrutura natural do solo, a exposição de horizontes mais suscetíveis à erosão e a modificação do escoamento superficial das águas (EIA do Ramal Ferroviário Anchieta, 2024; Salomão, 1999).

Outro aspecto relevante é que, por atravessarem diferentes unidades geológicas e geomorfológicas ao longo do seu traçado, faz com que distintos tipos de solo sejam interceptados ao longo do terreno, evidenciando a heterogeneidade geotécnica do maciço, fator que interfere diretamente na intensidade e na evolução dos processos erosivos, uma vez que cada material apresenta comportamento distinto frente à ação da água e dos agentes climáticos.

Sob essa perspectiva normativa, a ABNT NBR 11682:2009 estabelece os requisitos para o estudo e o controle da estabilidade de encostas e taludes resultantes de cortes e aterros, destacando que, em obras lineares como ferrovias, os estudos devem considerar a geologia e a geomorfologia ao longo do traçado, bem como prever obrigatoriamente sistemas de drenagem e proteção contra erosão nos taludes (ABNT, 2009).

Em complemento a essas diretrizes, no âmbito ferroviário, a Instrução de Serviço Ferroviário ISF-207 do Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes (DNIT) complementa essas diretrizes ao estabelecer procedimentos específicos para os estudos geotécnicos aplicados à plataforma ferroviária, incluindo coleta de amostras, execução de sondagens e caracterização dos materiais empregados em cortes, aterros e fundações (DNIT, 2015). Destaca-se, em especial, o item 4.2.8 da norma, referente ao estudo de estabilidade dos taludes, que orienta a investigação detalhada das condições do maciço, incluindo geometria, parâmetros de resistência, nível de saturação e condições de drenagem, aspectos essenciais para a análise da estabilidade e prevenção de processos erosivos e movimentos de massa (DNIT, 2015).

Tal comportamento é evidenciado pelo fato de que, solos superficiais mais resistentes podem recobrir camadas subsuperficiais altamente erodíveis, que, quando expostas por cortes ou falhas de drenagem, aceleram a formação de ravinas e voçorocas. Esse comportamento foi evidenciado no estudo de Neves (2019), no qual a autora identificou, em áreas degradadas associadas à implantação da Ferrovia do Aço, que a exposição de camadas subsuperficiais com forte potencial erosivo, somada à ausência de cobertura vegetal e à deficiência do sistema de drenagem, contribuiu para a evolução de processos erosivos avançados, incluindo voçorocas de grande porte. O estudo também demonstrou que ensaios geotécnicos de campo e laboratório foram fundamentais para compreender a origem da degradação e a suscetibilidade dos solos à erosão, reforçando a importância da avaliação da erodibilidade do solo por meio de estudos geotécnicos como subsídio para medidas de controle, estabilização e recuperação de áreas degradadas.

No que se refere à avaliação da erodibilidade, os principais métodos utilizados estão a análise granulométrica, que permite identificar a distribuição do tamanho das partículas e inferir o comportamento do solo frente ao arraste; o ensaio de desagregação, que avalia a estabilidade estrutural do material em contato com a água; e o ensaio de dispersão (Crumb Test), importante para verificar a dispersibilidade de solos argilosos. Além desses, o ensaio de Inderbitzen é empregado na avaliação da erodibilidade por simular a ação do escoamento superficial sobre a amostra, permitindo quantificar a perda de material sob fluxo controlado de água.

Diante do exposto, no presente trabalho, objetiva-se avaliar a erodibilidade dos solos do talude de corte localizado no km 144 da ferrovia MRS, buscando compreender o comportamento dos diferentes materiais presentes na área e sua relação com os processos erosivos observados.

Material e Métodos

A metodologia adotada neste estudo teve como objetivo avaliar a suscetibilidade à erosão dos solos presentes na área de estudo por meio de ensaios geotécnicos de caracterização e comportamento frente à ação da água. Para isso, foram realizados ensaios de análise granulométrica, dispersão (Crumb Test) e desagregação, permitindo a avaliação da erodibilidade dos materiais coletados.

Área de Estudo e Coleta de Amostras

A área de estudo está localizada no km 144 da ferrovia da MRS Logística, no município de Vassouras, estado do Rio de Janeiro. Nessa área, foram coletadas três amostras de solo em pontos distintos ao longo do talude de corte, conforme apresentado na Figura 01, com distância inferior a 150 m entre os pontos amostrados.

De acordo com a Instrução de Serviço Ferroviário ISF-207 do Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes (DNIT), no item 4.1.2, os estudos geotécnicos em segmentos de corte devem prever furos de sondagem com espaçamento variável, podendo atingir no máximo 150 m entre si, sendo esse valor ajustado conforme as características do terreno (DNIT, 2015, p. 13).

Nesse contexto, observa-se que, mesmo em um intervalo inferior ao espaçamento máximo estabelecido pela norma, foram identificadas diferenças significativas entre os tipos de solo ao longo do talude. Essa condição evidencia a variabilidade geotécnica do maciço e ressalta a importância da realização de investigações detalhadas e bem distribuídas espacialmente, especialmente em obras lineares, nas quais pequenas variações ao longo do traçado podem resultar em mudanças relevantes no comportamento dos materiais.



Figura 01: Área de estudo com pontos de coleta
Fonte: Autoria própria (2026)

Ensaio de Dispersão - Crumb Test

O ensaio de dispersão foi realizado conforme a ABNT NBR 13601 (2020). Inicialmente, torrões de solo indeformados, com diâmetro aproximado entre 6 e 10 mm, foram moldados manualmente em formato aproximadamente esférico. As amostras foram avaliadas em três condições de umidade: seca ao ar, úmida e saturada, com o objetivo de verificar a influência do teor de umidade natural no comportamento dispersivo do material.

Cada torrão foi inserido em béquer contendo 150 ml de água destilada e, paralelamente, em outro contendo 150 ml de solução de hidróxido de sódio 0,001 N, conforme recomendado por Sherard et al. (1976), para intensificação da reação coloidal. A avaliação foi realizada de forma visual, observando-se a formação de turbidez, nuvem coloidal ou desprendimento de partículas finas.

Ensaio de Desagregação

O ensaio de desagregação foi conduzido com base na metodologia descrita por Almeida (2014), visando avaliar a estabilidade estrutural do solo sob diferentes níveis de saturação.

Inicialmente, as amostras foram posicionadas em bandejas rasas sobre base porosa, permitindo a ascensão de água por capilaridade durante 30 minutos. Em seguida, foi realizada a inundação parcial em duas etapas: inicialmente até 1/3 da altura da amostra, mantida por 15 minutos, e posteriormente até 2/3 da altura, também por 15 minutos.

Na etapa final, as amostras foram completamente submersas por um período mínimo de 24 horas. Durante todas as fases, foram registradas visualmente alterações como abatimento, fraturamento, surgimento de fissuras, desprendimento de material e dispersão.

A classificação do comportamento das amostras foi realizada qualitativamente, considerando as seguintes categorias: sem resposta, abatimento, fraturamento e dispersão.

Análise Granulométrica

A caracterização granulométrica do solo foi realizada conforme a ABNT NBR 7181 (2025), com o objetivo de determinar a distribuição das partículas nas diferentes faixas granulométricas.

O ensaio foi executado por meio da combinação dos métodos de peneiramento e sedimentação, sendo o primeiro aplicado às frações mais grossas e o segundo às partículas finas, com base na Lei de Stokes. Os resultados foram utilizados para a elaboração da curva granulométrica e classificação granulométrica do solo, fornecendo subsídios para a interpretação do comportamento geotécnico e da suscetibilidade à erosão.

Identificação de Minerais

A mineralogia das amostras da fração pedregulho restantes da análise granulométrica, ou seja, fração retida na peneira de 2mm, foi feita com auxílio de lupa. A amostra de solo foi colocada sobre um papel quadriculado e fotografada, tendo as suas partículas separadas conforme a característica de mineral (cor, traço, solubilidade em ácido). Após a separação, foi feita a identificação dos minerais e a pesagem de cada uma delas, obtendo – se as porcentagens.

Resultados e Discussão

Ensaio Dispersão - Crumb Test

O ensaio de dispersão (Crumb Test) permitiu avaliar a suscetibilidade das amostras à dispersão por meio da observação visual do comportamento dos torrões em água destilada e em solução de hidróxido de sódio (NaOH 0,001 N).

A amostra do ponto 1 apresentou comportamento não dispersivo em ambos os meios, sendo classificada como Grau 1 após 1 hora de ensaio. Não foram observadas turvação, liberação de partículas coloidais ou formação de nuvem em suspensão (Figura 16), indicando elevada estabilidade estrutural e baixa tendência à dispersão. Esse comportamento sugere boa floculação natural e menor suscetibilidade à erosão interna.

A amostra do ponto 2 apresentou comportamento distinto entre os meios. Em água destilada, foi classificada como Grau 1, mantendo-se estável e sem turvação perceptível. Em solução de NaOH, entretanto, apresentou Grau 2, evidenciando leve dispersão, com turvação localizada próxima ao torrão. Esse resultado sugere maior sensibilidade às alterações químicas do meio, indicando a presença de partículas finas suscetíveis à defloculação.

Para a amostra do ponto 3, observou-se comportamento inverso ao ponto 2: em água destilada, o solo apresentou Grau 2, enquanto em NaOH foi classificado como Grau 1. Esse comportamento indica leve instabilidade em condições naturais, com potencial mobilização de partículas finas sob ação do escoamento superficial.

De modo geral, nenhuma amostra apresentou comportamento moderadamente ou fortemente dispersivo (Graus 3 e 4), indicando ausência de solos altamente dispersivos nos pontos investigados. Contudo, os pontos 2 e 3 demonstraram maior sensibilidade às condições químicas, aspecto relevante para a interpretação dos processos erosivos locais, especialmente relacionados à erosão interna e piping.

Ensaio de Desagregação

O ensaio de desagregação permitiu avaliar a estabilidade estrutural dos solos frente ao aumento progressivo da saturação.

No primeiro estágio, correspondente à ascensão capilar, a amostra do ponto 1 apresentou fraturamento em apenas 9 minutos, evidenciando ausência de coesão verdadeira e elevada instabilidade estrutural. Em função do colapso precoce, o ensaio para esta amostra foi encerrado nessa etapa.

A amostra do ponto 2 apresentou fraturamento lateral após 23 minutos, indicando perda inicial da sucção matricial e redução da resistência aparente. Já a amostra do ponto 3 permaneceu íntegra durante os 30 minutos de observação, demonstrando maior resistência estrutural e melhor agregação interna.

Nos estágios subsequentes de inundação parcial (1/3 e 2/3 da altura), a amostra do ponto 2 apresentou progressiva degradação estrutural, com reativação das fraturas preexistentes, surgimento de microfissuras e abatimento parcial, evidenciando forte dependência da sucção matricial para manutenção da estabilidade.

Em contraste, a amostra do ponto 3 manteve-se estável até o terceiro estágio, sem sinais de fissuração, abatimento ou perda de massa, confirmando maior coesão interna e melhor comportamento geotécnico frente à saturação.

Na etapa de inundação total, a amostra do ponto 2 entrou em colapso completo em aproximadamente 3 minutos, caracterizando abatimento (slumping). Esse comportamento demonstra elevada sensibilidade à saturação e baixa resistência intrínseca do material.

A amostra do ponto 3 apresentou inicialmente apenas desprendimento superficial de partículas finas, mas, após 24 horas, foi observada desintegração total do bloco, caracterizando fraturamento progressivo seguido de abatimento. Esse resultado indica maior resistência inicial quando comparada ao ponto 2, porém insuficiente para manter a integridade estrutural sob saturação prolongada.

De forma geral, os resultados evidenciam diferenças significativas no comportamento dos materiais, com maior estabilidade geotécnica para o ponto 3 nos estágios iniciais e maior vulnerabilidade dos pontos 1 e 2 à ação da água.

Análise Granulométrica

A análise granulométrica evidenciou diferenças importantes entre os materiais dos três pontos, permitindo relacionar a composição granulométrica com o comportamento observado nos ensaios anteriores.

A amostra do ponto 1 apresentou predominância da fração areia (79%), com 11% de silte, 4% de argila e 6% de pedregulho, sendo classificada como areia siltosa. O coeficiente de uniformidade (Cu = 14) indica solo medianamente bem graduado, com boa permeabilidade, porém elevada suscetibilidade à erosão superficial, especialmente em áreas expostas à ação direta da água.

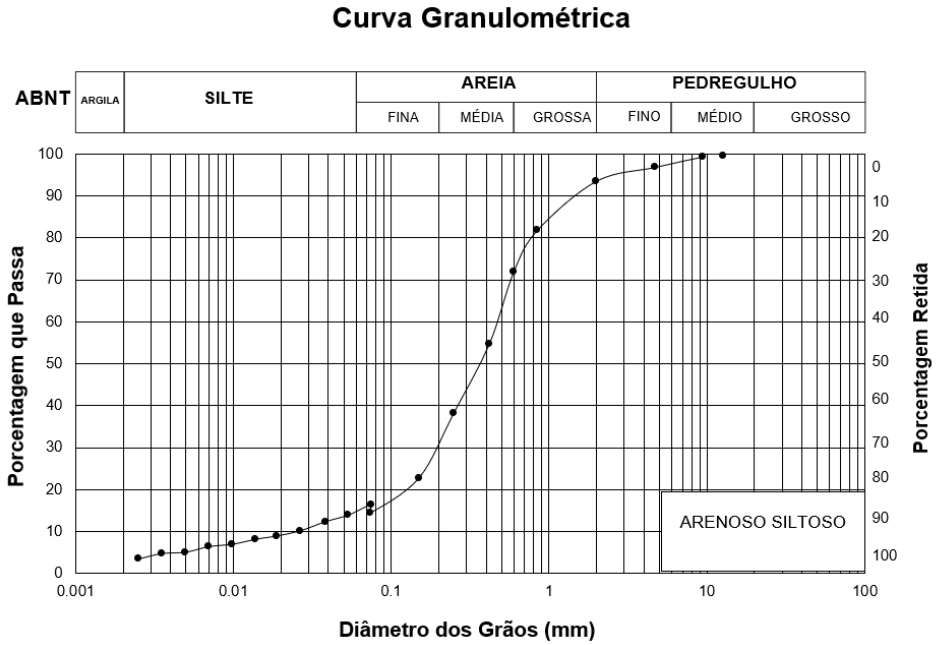


Figura 01 - Curva granulométrica da amostra do ponto 01
Fonte: Autoria própria (2025)

A amostra do ponto 2 apresentou composição de aproximadamente 59% de areia, 22% de silte e 19% de argila, sendo classificada como areia silto-argilosa. A elevada participação de silte contribui para maior sensibilidade à umidade, favorecendo processos erosivos superficiais e perda de resistência quando saturado, resultado compatível com o comportamento observado no ensaio de desagregação.

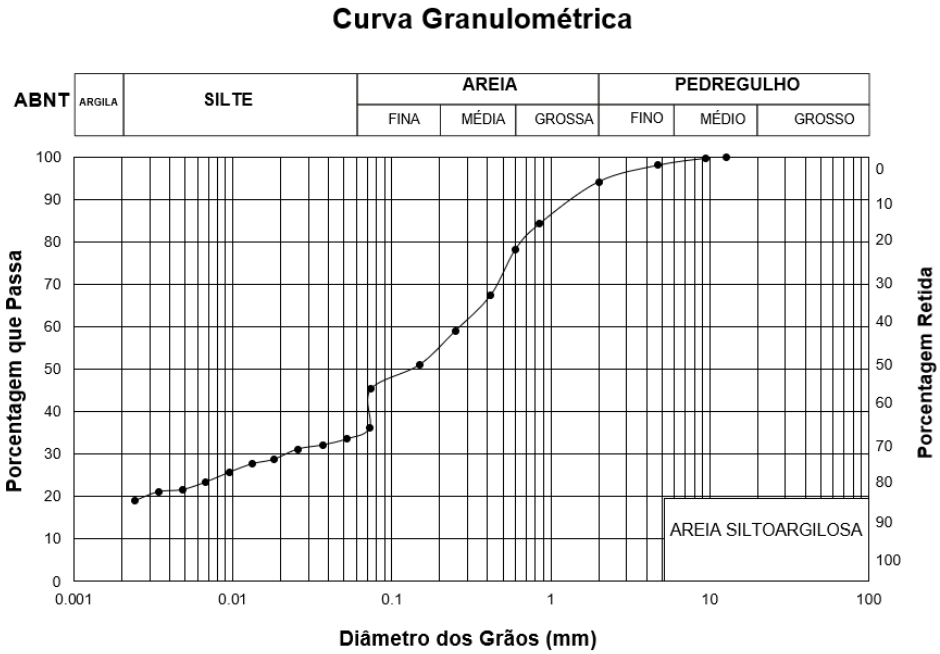


Figura 02 - Curva granulométrica da amostra do ponto 2
Fonte: Autoria própria (2025)

A amostra do ponto 3 apresentou predominância da fração argilosa (57%), associada a 38% de areia e 5% de silte, sendo classificada como argila arenosa. Essa composição explica a maior resistência inicial observada nos ensaios, uma vez que a presença de argila favorece a coesão do material, enquanto a fração arenosa contribui para o travamento estrutural. Apesar disso, a desintegração sob saturação prolongada indica que o solo, embora mais resistente, ainda apresenta vulnerabilidade à ação contínua da água.

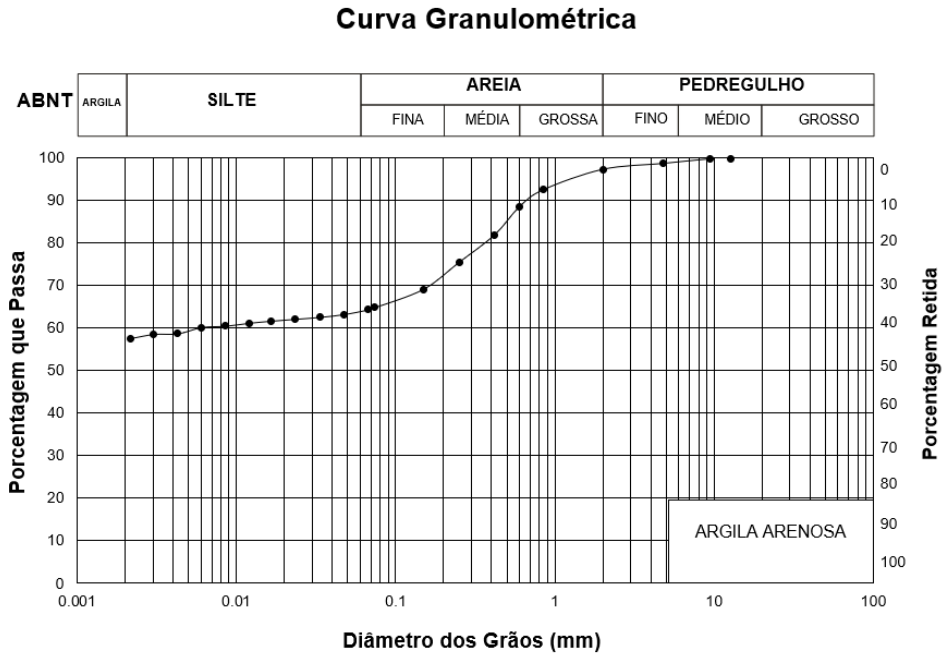


Figura 03 - Curva granulométrica da amostra do ponto 03
Fonte: Autoria própria (2025)

Identificação de Minerais

Com base nos dados obtidos, chegou-se nos seguintes resultados: a amostra do ponto 1 tem consideravelmente agregados (86%), seguido de quartzo (11%) e com traços de máficos; a amostra do ponto 2 tem predominância de quartzo (58%), caulinita (22%) e agregados (19%); a amostra do ponto 3, por sua vez, tem em sua maior parte quartzo (61%), seguido de agregados (18%) e caulinita (16%), com traços de máficos e argilominerais.

A correlação entre os ensaios demonstra que a composição granulométrica, associada ao comportamento estrutural frente à água, exerce influência direta na erodibilidade e na estabilidade dos solos da área estudada. De forma integrada, os resultados indicam que o talude apresenta heterogeneidade geotécnica significativa, com materiais de respostas distintas à ação da água, o que potencializa a evolução diferenciada dos processos erosivos ao longo do maciço. Os pontos 1 e 2, com predominância de frações arenosas e siltosas, apresentaram maior vulnerabilidade à desagregação e perda de resistência sob saturação, evidenciando elevada suscetibilidade à erosão superficial, ao carreamento de partículas finas e à formação de sulcos e ravinas. Já o ponto 3, embora tenha apresentado maior resistência inicial em razão do maior teor de argila, também demonstrou instabilidade sob saturação prolongada, indicando que a ação contínua da água pode comprometer progressivamente sua integridade estrutural. Em conjunto, os ensaios apontam que a erodibilidade da área está diretamente relacionada não apenas à granulometria dos solos, mas também à variação dos materiais ao longo do talude e à influência da infiltração e do escoamento superficial. Essa condição favorece a ocorrência de processos de degradação progressiva, como perda de massa do talude, instabilização localizada, assoreamento de dispositivos de drenagem e potencial comprometimento da estabilidade da infraestrutura ferroviária adjacente, especialmente em períodos de chuvas intensas ou prolongadas.

Os resultados obtidos evidenciam a importância da caracterização geotécnica e da avaliação da erodibilidade dos solos na compreensão dos processos erosivos atuantes em taludes ferroviários. Os ensaios realizados demonstraram comportamentos distintos entre as amostras analisadas, refletindo a variabilidade granulométrica e estrutural dos materiais presentes na área de estudo. Essa diferença de comportamento reforça que um mesmo talude pode apresentar setores com diferentes níveis de suscetibilidade à erosão e à perda de estabilidade.

Dessa forma, as medidas de contenção, estabilização e recuperação de taludes não devem ser definidas de maneira uniforme para toda a extensão da área, sendo fundamental considerar a heterogeneidade geotécnica do maciço. A presença de diferentes tipos de solo em um único talude influencia diretamente sua resposta à ação da água, à perda de sucção matricial e ao desenvolvimento de processos erosivos superficiais e internos.

Conclusão

Conclui-se que os resultados obtidos permitiram atingir o objetivo proposto de caracterizar a erodibilidade dos solos do talude de corte localizado no km 144 da ferrovia MRS, evidenciando significativa heterogeneidade geotécnica entre os pontos avaliados. A partir dos ensaios realizados, foi possível identificar diferentes níveis de suscetibilidade à erosão, com materiais de maior erodibilidade, associados aos solos com predominância de frações arenosas e siltosas, e materiais de menor erodibilidade, relacionados aos solos com maior teor de argila e maior resistência inicial à ação da água. Observou-se que o trecho classificado como mais erodível correspondeu à área em que o processo erosivo se mostrou mais intenso, confirmando a relação direta entre as características físicas do solo e a evolução da erosão no talude.

Além disso, verificou-se que, mesmo com distância inferior a 150 m entre os pontos amostrados, ocorreram diferenças expressivas na composição granulométrica e no comportamento geotécnico dos materiais, demonstrando a elevada variabilidade dos solos ao longo do maciço e a influência direta das condições geológicas e geomorfológicas locais. Esse resultado reforça a importância de investigações geotécnicas mais detalhadas, com espaçamento amostral mais rigoroso em obras lineares, especialmente em cortes ferroviários, onde pequenas variações espaciais podem resultar em mudanças significativas na suscetibilidade erosiva e na estabilidade do terreno.

Esses resultados mineralógicos reforçam o comportamento diferenciado observado para o solo do ponto 1, confirmando que este apresenta características menos semelhantes às demais amostras analisadas. A elevada presença de agregados e a menor ocorrência de minerais finos, como argilominerais e caulinita, contribuem para explicar sua menor coesão estrutural e maior vulnerabilidade à desagregação observada nos ensaios. Dessa forma, a mineralogia demonstrou influência direta no comportamento geotécnico e na suscetibilidade erosiva dos materiais, complementando as análises granulométricas e de desagregação realizadas ao longo do estudo.

Nesse contexto, a aplicação dos ensaios de caracterização e avaliação da erodibilidade mostrou-se fundamental para subsidiar a definição de medidas de drenagem, contenção, estabilização e recuperação compatíveis com as características específicas de cada trecho do talude. Assim, conclui-se que o conhecimento detalhado das propriedades físicas e mineralógicas dos solos, bem como de seu comportamento frente à ação da água, constitui etapa essencial para a prevenção de processos erosivos, para a manutenção da estabilidade dos taludes e para a segurança operacional da infraestrutura ferroviária.

Referências Bibliográficas

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 11682:2009 – Estabilidade de encostas**. Rio de Janeiro: ABNT, 2009.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE INFRAESTRUTURA DE TRANSPORTES. **ISF-207: estudos geotécnicos**. Brasília: DNIT, 2015.

NEVES, Sumáya Karla Faria. *Passivo ambiental da implantação da Ferrovia do Aço: origem e projeto conceitual de recuperação de área degradada*. 2019. Trabalho Final de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária) – Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2019.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 13601: Solo – Avaliação da dispersibilidade de solos argilosos pelo ensaio do torrão (Crumb Test). Rio de Janeiro, 2020.

GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. **Geomorfologia e meio ambiente**. 6. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2005.

EIA DO RAMAL FERROVIÁRIO ANCHIETA. **Estudo de impacto ambiental**. [Local]: [Órgão responsável], 2024.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7181:2025 – Solo — Análise granulométrica**. Rio de Janeiro: ABNT, 2025.

PRUSKI, F. F. **Conservação de solo e água: práticas mecânicas para o controle da erosão hídrica**. 2. ed. Viçosa: UFV, 2009.

BRASIL. Agência Nacional de Transportes Terrestres (ANTT). *Manual de Custos Referenciais Ferroviários: volume 9 – estudos especiais*. Brasília: ANTT, 2025. Disponível em: Manual de Custos Referenciais Ferroviários. Acesso em: 08 abr. 2026.

DIAGNÓSTICO DE IMPACTOS AMBIENTAIS EM ÁREA DEGRADADA E PROPOSTA DE RECUPERAÇÃO NA CIDADE DE MARINGÁ, PR, BRASIL

1 Mariana dos Santos Bento, 2 Gabriela Martini da Mata, 3 Paula Polastri, 4 Cristhiane Michiko Passos Okawa
1 Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana da UEM, e-mail: pg407456@uem.br; 2 Universidade Estadual de Maringá, e-mail:ra126327@uem.br; 3 Secretaria das Cidades do Estado do Paraná, e-mail: paula.polastri@secid.pr.gov.br; 4 Universidade Estadual de Maringá, e-mail: cmpokawa@uem.br

Palavras-chave: Fundos de vale urbanos; Bacia hidrográfica urbana; Governança hídrica municipal.

Resumo

A urbanização acelerada tem intensificado a degradação dos fundos de vale, especialmente em bacias hidrográficas urbanas sujeitas à impermeabilização, à supressão da vegetação e à deterioração da qualidade hídrica. Nesse contexto, este estudo teve como objetivo diagnosticar qualitativamente as condições ambientais do córrego Osório, localizado em Maringá (PR), para fornecer subsidios, em estudo futuro, para a formulação de estratégias de recuperação adequadas. Para isso, realizou-se um estudo que integrou análise espaço-temporal do uso e cobertura da terra, por meio de geoprocessamento, e a aplicação de um Protocolo de Avaliação Rápida (PAR) em trechos do curso d'água. Os resultados demonstraram elevado grau de urbanização ao longo do tempo, com redução expressiva da cobertura vegetal e ocupação crescente de áreas sensíveis. Na aplicação do PAR, observou-se: ausência ou descontinuidade da mata ciliar, deposição de resíduos sólidos, ocorrência de processos erosivos e degradação física do canal, com pontuações no protocolo que indicam condições ambientais variando de regular a ruim. Diante desse diagnóstico, foram definidas quatro medidas prioritárias de recuperação: reflorestamento da mata ciliar para recompor a proteção marginal, manejo de erosão voltado à estabilização das margens, educação ambiental direcionada à sensibilização da população e gestão e monitoramento contínuos para assegurar acompanhamento técnico e prevenir novos impactos. Conclui-se que o fundo de vale do córrego Osório encontra-se degradado e recomenda-se que o poder público estabeleça estratégias para sua recuperação ambiental, bem como uma proposta de planejamento para sua conservação, a fim de restaurar a qualidade ambiental do córrego Osório e promover maior resiliência ecológica e urbana.

Introdução

Entre as formas mais intensas de interferência antrópica sobre os cursos d'água, destaca-se a urbanização, fenômeno que tem promovido alterações substanciais na configuração da paisagem global. Nas últimas décadas, o desenvolvimento acelerado das sociedades humanas tem impulsionado transformações significativas no uso e cobertura da terra, comprometendo a integridade ambiental e a provisão de serviços ecossistêmicos essenciais (Song *et al*., 2018; Olsson *et al*., 2019).

Essas modificações impactam diretamente os ciclos biogeoquímicos e hidrológicos, comprometendo a sustentabilidade dos recursos hídricos e gerando desafios relevantes para a equidade ambiental entre regiões, bem como para a segurança hídrica em escala global (Peiffer *et al*., 2021).

A cidade de Maringá, localizada no noroeste do Paraná, é reconhecida como uma das cidades mais arborizadas do Brasil, sendo comumente denominada "Maringá Verde", o que pode induzir à percepção de que seus aspectos ambientais estão plenamente preservados (Neves; Souza, 2013). No entanto, no que se refere aos fundos de vale, o município abriga atualmente 62 córregos e ribeirões que atravessam o território municipal (Neves; Souza, 2013) e investigações científicas realizadas nos corpos hídricos urbanos (Müller, 2021; Albuquerque *et al*., 2020), revelam a existência de impactos significativos nos fundos de vale, evidenciando a necessidade de atenção por parte do poder público e incentivando a realização de novos estudos voltados à recuperação dessas áreas.

Os principais impactos ambientais descritos nos fundos de vale em Maringá foram: a supressão da vegetação nativa (Nigro, 2022), os processos erosivos (Manoel; Nunes, 2019), a inadequada gestão dos resíduos sólidos urbanos (Galdino, 2020), a poluição visual no espaço urbano (Oliveira; Queiroz; Santos, 2015), a degradação da qualidade dos recursos hídricos (Simoni; Bognola; Petroni, 2022) e os desafios decorrentes do manejo da drenagem urbana (Francisco *et al*., 2023).

Nesse sentido, o Protocolo de Avaliação Rápida (PAR) surge como uma ferramenta metodológica de fácil aplicação e boa inferência de percepção do ambiente, oferecendo parâmetros objetivos para avaliar as condições dos cursos d'água e orientar estratégias voltadas à sua recuperação e conservação (Callisto *et al*., 2002; Rodrigues; Castro, 2008; França; Salles, 2010; Bentos *et al*., 2018). Os Protocolos de Avaliação Rápida (PAR) aplicados aos rios consistem em uma abordagem destinada a examinar tanto a estrutura quanto o funcionamento dos ecossistemas fluviais (Callisto *et al*., 2002). Trata-se de um método de baixo custo, com fundamentação científica robusta, que proporciona resultados ágeis em comparação a outras técnicas, facilitando a tomada de decisão na gestão ambiental (Barbour *et al*., 1997).

No caso específico do córrego Osório, localizado no município de Maringá-PR, observa-se um cenário de intensa urbanização em sua bacia hidrográfica, o que torna necessária uma análise criteriosa dos impactos causados por essa dinâmica sobre o ambiente natural. Portanto, este trabalho tem como objetivo o diagnóstico simplificado dos impactos ambientais no fundo de vale do córrego Osório e a elaboração de estratégias voltadas à mitigação dos danos ambientais identificados.

Material e Métodos

O município de Maringá, situado no norte central do estado do Paraná, entre as coordenadas geográficas 23º25’ de latitude Sul e 51º57’ de longitude Oeste, possui uma população estimada em 454.146 habitantes (IBGE, 2022), distribuída em uma área territorial de 489,76 km². A bacia hidrográfica em estudo (Figura 01), inserida nos limites municipais, compreende o córrego Osório e foi delimitada por meio do *software QuantumGIS.*

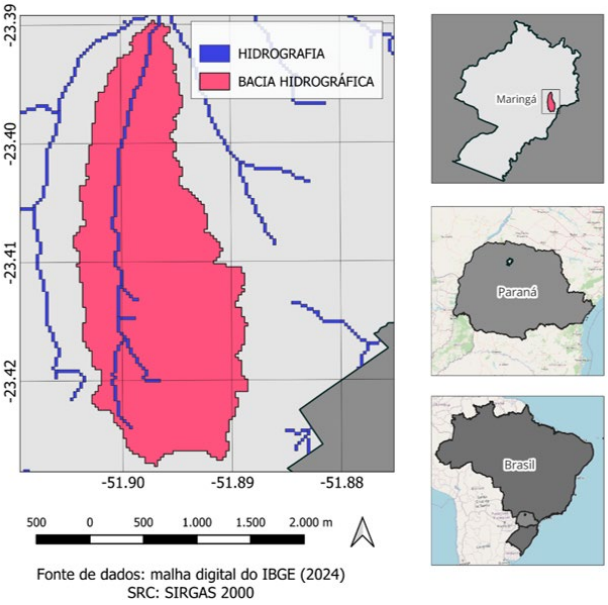


Figura 01: Localização da área de estudo da bacia hidrográfica do córrego Osório.

Para a análise da dinâmica espaço-temporal do uso e cobertura da terra, foram selecionados dados referentes aos anos de 1988, 1993, 1998, 2003, 2008, 2013, 2018 e 2023 para o município de Maringá, disponibilizados pela plataforma do Projeto MapBiomas, coleção 9 (MapBiomas, 2024). A base de dados, que disponibiliza mapeamentos anuais em escala nacional, abrange o período de 1985 a 2024. No presente estudo, foram obtidas as camadas vetoriais em formato *shapefile*, sendo realizado o recorte espacial do uso e cobertura da terra com base no delineamento previamente estabelecido da bacia hidrográfica em análise.

Antes da implementação do PAR, além da inspeção presencial para reconhecimento da área de estudo, foram realizadas etapas preparatórias, como a formação de um grupo voluntário, a interpretação de imagens obtidas por satélite e a delimitação prévia dos pontos de aplicação do PAR. Na composição da equipe, formada por quatro avaliadores, deu-se preferência a participantes com algum grau de familiaridade ou experiência prévia na temática ambiental.

A definição dos pontos amostrais ocorreu alguns dias antes da execução do protocolo, visando tornar o procedimento mais ágil e sistemático. Inicialmente, foi conduzida uma análise exploratória por meio de sensoriamento remoto, que possibilitou uma pré-seleção dos locais de interesse. No total, três locais representativos foram escolhidos, buscando abranger de maneira equilibrada as características do curso d’água, conforme demonstrado na Figura 02.



Figura 02: Localização dos pontos amostrais (pontos de acesso).

Quanto ao PAR, foi adotado o modelo proposto por Lobo *et al*. (2011), o qual constitui uma adaptação do protocolo desenvolvido por Callisto *et al*. (2002), com ênfase na caracterização das condições fluviais e dos impactos antrópicos correlatos. Lobo *et al*. (2011) fundamentam a modificação do protocolo com o propósito de adequá-lo às especificidades dos ambientes fluviais, visando à elaboração de um instrumento de avaliação eficiente, de aplicação simplificada e apto a diagnosticar os impactos predominantes nas respectivas bacias hidrográfica, conforme descrito no Quadro 01.

Parâmetros	**Pontuação**			
	4 pontos		**2 pontos**	**0 pontos**
1. Tipo de ocupação das margens do corpo d'água (principal atividade)	Vegetação natural		Campo de pastagem/Agricultura/ Monocultura/Refloresta mento	Residencial/Comercial/ Industrial
2. Impactos antrópicos na margem	Ausente		Moderada	Acentuada
3. Impactos antrópicos no leito	Ausente		Moderada	Acentuada
4. Odor na água e/ou do sedimento	Ausente		Moderada	Acentuada
5. Oleosidade da água e/ou do sedimento	Ausente		Moderada	Acentuada
6. Presença de plantas aquáticas	Parcial		Total	Ausente
7. Tipo de fundo	Pedras/Cascalho/Areia		Lama/Areia	Cimento/Canalização
Parâmetros	**Pontuação**			
	5 pontos	**3 pontos**	**2 pontos**	**0 pontos**
8. Diversidade de habitats	> 50% de habitats diversificados	30 a 50% de habitats diversificados	10% a 30% de habitats diversificados	< 10% de habitats diversificados
9. Deposição da lama	< 25% do fundo coberto	Entre 25% e 50% do fundo coberto	Entre 50% e 75% do fundo coberto	> 75% do fundo coberto
10. Alterações no canal do rio	Canalização (Retificação) ou Dragagem ausente ou mínima; rio com padrão normal.	Alguma canalização presente, normalmente próximo à construção de pontes.	Alguma modificação presente nas duas margens; 40 a 80% do rio modificado.	Margens modificadas; acima de 80% do rio modificado.
11. Presença de mata ciliar	Acima de 90% com vegetação ripária nativa, árvores, arbustos; mínima evidência de desmatamento.	Entre 70 e 90% com vegetação ripária nativa; desflorestamento evidente, mas não afetando o desenvolvimento da vegetação.	Entre 50 e 70% com vegetação ripária nativa; Desflorestamento óbvio; trechos com solo exposto ou vegetação eliminada.	Menos de 50% da mata ciliar nativa; desflorestamento muito acentuado.
12. Estabilidade das margens	Margens estáveis; evidência de erosão mínima ou ausente; pequeno potencial para problemas futuros. Menos de 5% da margem afetada.	Moderadamente estáveis; pequenas áreas de erosão frequentes. Entre 5 e 30% da margem com erosão.	Moderadamente instável; entre 30 e 60% da margem com erosão. Risco elevado de erosão durante enchentes.	Instável; muitas áreas com erosão; frequentes áreas descobertas nas curvas do rio; erosão óbvia entre 60 e 100% da margem. Canalização

Quadro 01: Modelo de PAR adotado.
Fonte: Lobo *et al*. (2011)

A matriz de referência proposta por Lobo *et al.* (2011), após a soma dos parâmetros obtidos, atribui a classificação conforme os critérios estabelecidos no Quadro 02.

Pontuação	**Nível de perturbação**
0 - 22	Impactado
23 - 32	Alterado
> 32	Natural

Quadro 02: Classificação dos parâmetros do PAR.
Fonte: Lobo *et al*. (2011)

A seleção das estratégias de recuperação ambiental adotadas neste estudo fundamenta-se em um levantamento bibliográfico recente que analisou, de maneira sistemática, as práticas de restauração fluvial atualmente empregadas no país, suas diferenças regionais e as métricas utilizadas para avaliar sua efetividade (Hordones *et al*., 2025). Entre as medidas

identificadas como mais adequadas destacam-se o reflorestamento de zonas ripárias, iniciativas de restauração participativa voltadas à sensibilização e inclusão ativa das comunidades locais, o controle da erosão e da sedimentação, ações de educação ambiental e práticas contínuas de gestão e monitoramento.

Resultados e Discussão

A análise temporal do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do córrego Osório (Figura 03) evidencia transformações significativas entre os anos de 1988 e 2023. Observa-se, inicialmente, uma expressiva presença de áreas urbanizadas e mosaicos de usos, que nos anos de 1988, 1993 e 1998 apresentam-se mais fragmentados e em expansão gradual (cores claras). A partir de 2003, verifica-se uma consolidação do tecido urbano (cor vermelha), acompanhado pela redução das áreas de pastagem e de lavouras temporárias, fenômeno intensificado nos anos subsequentes. Entre 2008 e 2013, o predomínio do uso urbano torna-se ainda mais marcante, restando apenas pequenas manchas de café, soja e mosaicos agrícolas residuais. Já nos anos mais recentes (2018 e 2023), nota-se a retração das lavouras tradicionais e a maior concentração de formações florestais (cor verde), sobretudo ao longo da rede de drenagem, possivelmente relacionadas a processos de recomposição vegetal ou implantação de áreas de preservação permanente (APPs).

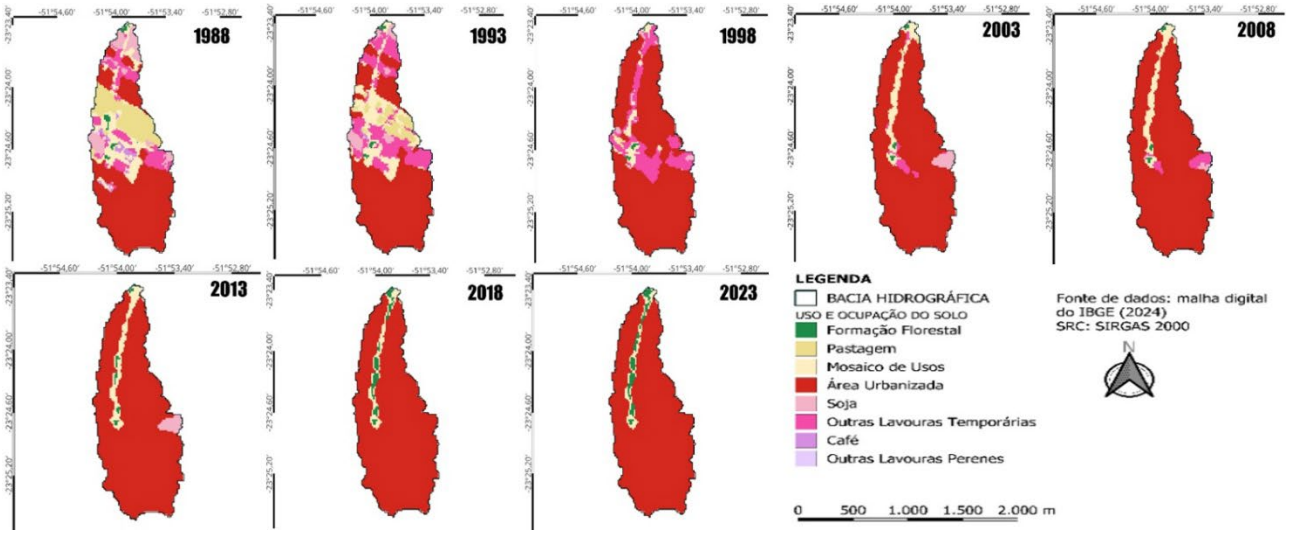


Figura 03: Mapa de uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do córrego Osório entre 1988 e 2023.

Os resultados obtidos a partir da aplicação do PAR estão sintetizados na Tabela 01. Observa-se que as pontuações totais variaram entre 22 e 23 o que corresponde ao nível de perturbação "Impactado", indicando que o local apresenta alterações significativas em relação ao seu estado natural.

Parâmetro	Ponto 1				Ponto 2				Ponto 3			
	Av. 1	Av. 2	Av. 3	Av. 4	Av. 1	Av. 2	Av. 3	Av. 4	Av. 1	Av. 2	Av. 3	Av. 4
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	2	0	2	2	0	0	0	2	0	2	0	0
3	2	2	2	2	0	0	2	2	0	2	0	2
4	2	4	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
5	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
6	0	0	2	0	2	0	0	2	2	0	0	0
7	2	0	2	0	2	0	2	0	2	2	3	2
8	2	2	0	2	3	3	3	3	2	2	0	3
9	3	2	0	2	3	3	2	3	3	2	3	3
10	3	3	3	5	2	3	3	0	3	3	3	3
11	2	3	2	2	2	3	3	3	0	2	3	2
12	2	3	2	2	2	3	2	2	2	2	3	2
Soma	24	23	21	23	22	21	23	23	20	23	21	23
Média ± Desvio padrão	23 ± 1,3				22,5 ± 1,0				22 ± 1,5			

Tabela 01: Resultados da aplicação do PAR pelos quatro avaliadores nos três pontos amostrais.
Nota: Av. 1 – Av. 4 – avaliação dos avaliadores 1, 2, 3 e 4, respectivamente.

A variação entre os pontos avaliados é pequena, refletindo uniformidade nas condições do trecho analizado. Os resultados demonstram a necessidade de medidas de recuperação e conservação ambiental para reduzir os impactos observados e promover a melhoria da qualidade ecológica do córrego.

Nos trechos analisados, foram constatados, predominantemente, resíduos sólidos ao longo das margens do leito, assim como processos de erosão e assoreamento. Considerando que o córrego está inserido na zona urbana de Maringá-PR, verifica-se uma expressiva influência das atividades antrópicas sobre o leito. Tais atividades, que englobam urbanização, obras e demais intervenções humanas, exercem impacto direto sobre a qualidade do leito, contribuindo para a ocorrência de erosão, assoreamento e poluição.

Os principais impactos ambientais observados no córrego Osório, registrados em cada ponto de estudo e acompanhados de documentação fotográfica, foram os seguintes: erosão e assoreamento (Figura 04a), presença de residuos sólidos (Figura 04b), ausência de mata ciliar em alguns trechos (Figura 04c), além da descarga de águas pluviais urbanas sem dissipador de energía (Figura 04d) e da ocupação das margens por edificações residenciais.

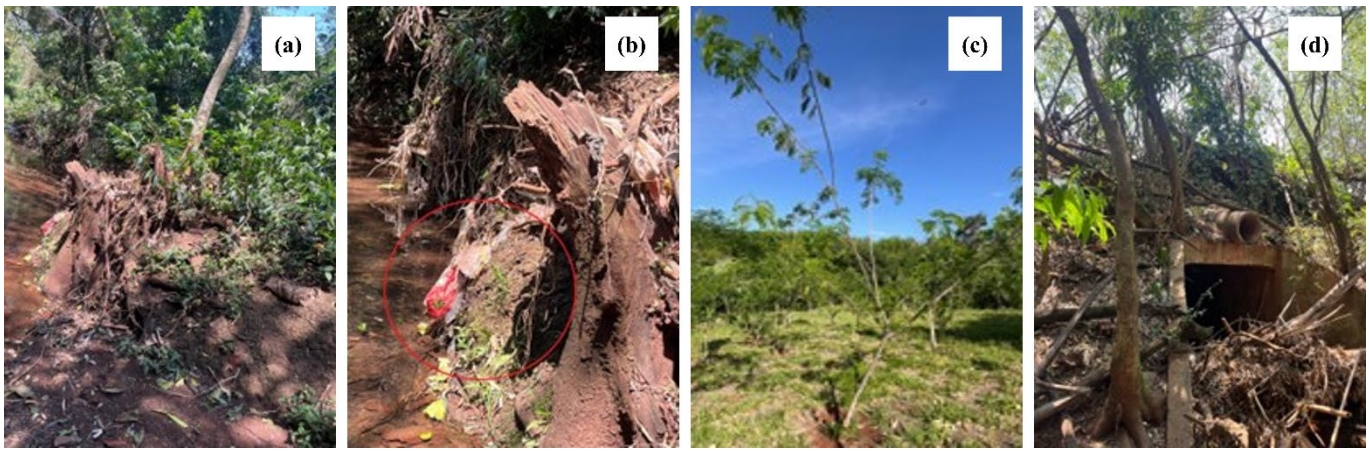


Figura 04: Impactos ambientais observados no córrego Osório: (a) erosão das margens expondo a raíz da vegetação; (b) presença de residuos sólidos no leito do córrego; (c) ausência de mata ciliar; (d) descarga inadequada de água pluvial.

Com relação às medidas para mitigar os impactos, a vegetação constitui a principal forma de cobertura dos ecossistemas ribeirinhos e, por isso, desempenha um papel determinante na morfodinâmica fluvial. Sua presença influencia diretamente a hidrologia, especialmente no que se refere à frequência e à magnitude das vazões, além de interferir na hidráulica do escoamento (Jencso *et al*., 2010). Do ponto de vista geomorfológico, a vegetação atua ainda nos processos de erosão, transporte e deposição de sedimentos (Bega *et al*.,2024), modulados pela disponibilidade de material sedimentar e pela declividade do vale (Tabacchi *et al*., 2000). Diante disso, sua dinâmica configura um agente estruturador do habitat físico fluvial (Cornacchia *et al*., 2018), devendo ser considerada em nível equivalente aos processos hidrogeomórficos na elaboração de projetos de restauração (O'Briain *et al*., 2024). Além da vegetação, para o manejo da erosão das margens destaca-se a implementação de muros de contenção e dissipadores de energia, que se configuram como intervenções estruturais eficazes para reduzir a erosão, proteger infraestruturas ribeirinhas e garantir maior estabilidade aos cursos d'água em ambientes urbanos e rurais.

Outra estratégia é a adoção de políticas de educação ambiental consistentes e contínuas. A educação é amplamente concebida como um elemento central para promover o desenvolvimento sustentável e reformular a maneira como os indivíduos compreendem e enfrentam os desafios ambientais (Franzolin *et al*., 2021; Sousa *et al*., 2016; Muralidharan, 2020). Nesse contexto, ser ambientalmente educado implica não apenas conhecer problemáticas ecológicas, mas também desenvolver habilidades cognitivas, atitudes e competências que favoreçam uma atuação adequada diante dessas questões (Sumithra; Sakshi, 2024; Doig *et al*., 2022).

Alinhado a essa perspectiva, Llopiz-Guerra *et al*. (2024) destacam que a superação de desafios relacionados à conservação da água e da biodiversidade, ao controle da poluição atmosférica e ao manejo adequado de resíduos exige colaboração entre instituições de ensino, organizações sociais e governos locais. Segundo os autores, somente com a integração entre pesquisadores, profissionais e gestores públicos será possível assegurar que os conhecimentos produzidos no campo da educação ambiental voltada ao desenvolvimento sustentável sejam aplicados de forma efetiva e respaldem políticas públicas mais eficientes. Como consequência desse processo, observa-se que a preocupação ambiental, aliada à predisposição para práticas responsáveis, favorece a construção de atitudes pró-ambientais que estimulam o engajamento voluntário em ações de proteção e melhoria do meio ambiente (Boca; Saraçli, 2019).

Além dessas medidas, os modelos de gestão dos recursos hídricos no âmbito municipal precisam ser mais eficientes, capazes de otimizar o uso desses recursos e de promover sua conservação. Assim, a formulação de estratégias que ofereçam aos gestores instrumentos adequados de apoio à decisão é imprescindível para promover um planejamento hídrico efetivo e ambientalmente sustentável (Ahmed *et al*., 2024).

Ressalta-se ainda a importância da participação das comunidades locais na definição de prioridades, bem como a necessidade de equilibrar demandas socioeconômicas com oportunidades de reabilitação ambiental, especialmente em regiões críticas para a provisão de serviços ecossistêmicos (Gilvear; Spray; Casas-Mulet, 2013).

Por fim, sugere-se a realização de monitoramento contínuo, que é fundamental para os processos de restauração de rios, pois permite avaliar a condição ecológica dos corpos hídricos. Segundo Feio *et al*. (2021), a avaliação biológica baseada em

organismos como macroinvertebrados, peixes e algas oferece uma visão integrada dos efeitos de múltiplos estressores, possibilitando verificar o estado atual e se ações de reabilitação estão alcançando os resultados esperados. Os autores destacam que muitos países ainda carecem de programas sistemáticos de monitoramento, o que limita a compreensão global sobre a saúde dos ecossistemas fluviais. Além disso, o acompanhamento em longo prazo é essencial para identificar tendências ecológicas, ajustar estratégias de gestão e avaliar a efetividade das intervenções, sendo que a ausência de dados anteriores e posteriores às ações restaurativas compromete a análise de seu sucesso. Feio *et al*. (2021) também apontam barreiras técnicas, econômicas e institucionais que dificultam a implementação de redes robustas de monitoramento, ressaltando a importância do engajamento comunitário e da adoção de ferramentas modernas.

Considerações Finais

A aplicação do PAR permitiu alcançar os objetivos estabelecidos neste estudo, ao oferecer um método eficiente para analisar qualitativamente os aspectos físicos que influenciam a dinâmica dos ecossistemas na bacia do córrego Osório. Sua facilidade de aplicação e abrangência metodológica contribuíram para uma avaliação integrada das condições ambientais, contemplando diferentes características estruturais do ambiente natural.

Os resultados obtidos evidenciaram importantes alterações decorrentes do avanço da urbanização e das mudanças no uso do solo na área de estudo. Entre os principais, destacam-se a perda significativa de vegetação ripária, o aumento dos processos erosivos e o acúmulo de resíduos sólidos ao longo do curso d'água. Esses elementos revelam um cenário de pressão antrópica crescente, que compromete as funções ecológicas do ecossistema e reforça a urgência de ações mitigadoras.

Além da ausência de análises laboratoriais, decorrente da aplicação de um método essencialmente visual como o Protocolo de Avaliação Rápida (PAR), esta pesquisa também apresenta limitações relacionadas ao caráter momentâneo das observações em campo, o que não permite captar variações sazonais do ambiente. Soma-se a isso a impossibilidade de quantificar parâmetros físico-químicos e biológicos. Diante dessas limitações, recomenda-se que trabalhos futuros incorporem campanhas contínuas de monitoramento da qualidade da água e avaliações sazonais que permitam análises quantitativas mais detalhadas da dinâmica ambiental da bacia.

Diante desse diagnóstico, torna-se evidente a necessidade de integrar estratégias de gestão de recursos hídricos, monitoramento contínuo e medidas de reabilitação ambiental na bacia do córrego Osório. Além disso, os resultados demonstram que o fortalecimento das políticas públicas e o envolvimento da comunidade são fatores essenciais para promover a recuperação do curso d'água e mitigar os impactos gerados pela ocupação urbana. Assim, os desdobramentos desta pesquisa reforçam a importância de abordagens interdisciplinares e participativas para a restauração e manutenção da qualidade ambiental dos córregos urbanos.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Fundação Araucária, pela concessão da bolsa de mestrado para a primeira autora.

Referências Bibliográficas

AHMED, A.; SAYED, S.; ABDOULHALIK, A.; MOUTARI, S.; OYEDELE, L. Applications of machine learning in water resources management: a review of current status and future opportunities. **Journal of Cleaner Production**, v. 441, 2024, p. 140715. DOI: 10.1016/j.jclepro.2024.140715.

ALBUQUERQUE, M. B.; CASSIANO, B. E.; BASSACO, F. G. S.; FERREIRA, I. A.; BOSSO, A. S.; BELINE, E. L.; OKAWA, C. M. P. Avaliação ambiental dos fundos de vale urbanos do ribeirão Pinguim em Maringá-PR. **Revista Técnico-Científica do CREA-PR**, v. 12, n. 2, p. 45-60, 2020. Disponível em: https://revistatecie.crea-pr.org.br/index.php/revista/article/view/584. Acesso em: 04 jul. 2025.

BARBOUR, M. T. The re-invention of biological assessment in the U.S. **Human and Ecological Risk Assessment**, v. 3, n. 6, p. 933-940, 1997. DOI: https://doi.org/10.1080/10807039709383737.

BEGA, J. M. M.; SALTARELLI, W. A.; GÜCKER, B.; BOËCHAT, I. G.; FINKLER, N. R.; CUNHA, D. G. F. Effects of riparian vegetation restoration and environmental context on ecosystem functioning in tropical streams of southeastern Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 948, n. 20, p. 174906, 2024. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174906.

BENTOS, A. B.; GALLO, A. S.; GUIMARÃES, N. F.; SOUZA, M. D. DE; STOLF, R.; BORGES, M. T. M. R. Rapid assessment of habitat diversity along the Araras Stream, Brazil. **Floresta e Ambiente**, v. 25, n. 1, e20160024, 2018. DOI: https://doi.org/10.1590/2179-8087.002416.

BOCA, G. D.; SARAÇLI, S. Environmental education and student's perception for sustainability. **Sustainability**, v. 11, n. 6, p. 1–18, 2019. DOI: https://doi.org/10.3390/su11061553.

CALLISTO, M.; FERREIRA, W.; MORENO, P.; GOULART, M. D. C.; PETRUCIO, M. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 14, n. 1, p.

91- 98, 2002. Disponível em: https://actalb.org/article/627b10d8782aad05cb235d75/pdf/alb-14-1-91.pdf. Acesso em: 16 maio 2025.

CORNACCHIA, L.; VAN DE KOPPEL, J.; VAN DER WAL, D.; WHARTON, G.; PUIJALON, S.; BOUMA, T. J. Landscapes of facilitation: how self-organized patchiness of aquatic macrophytes promotes diversity in streams. **Ecology**, v. 99, n. 4, p. 832–847, 2018. Disponível em: https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1002/ecy.2177. Acesso em: 4 jul. 2025.

DOIG, S. G. A.; RAMÍREZ, J. N. G.; UGAZ, O. C.; HERNÁNDEZ, R. M.; ORTIZ, J. B. F.; FLORES, L. A. G.; LARREA, Y. M. B. Educational Scenarios Using Technology: Challenges and Proposals During the Pandemic. **Journal of Wireless Mobile Networks, Ubiquitous Computing, and Dependable Applications**, v. 13, n. 4, p. 182-195, 2022. Disponível em: https://jowua.com/wp-content/uploads/2023/01/I4.012.pdf. Acesso em: 16 maio 2025.

FEIO, M. J.; HUGHES, R. M.; CALLISTO, M.; NICHOLS, S. J.; ODUME, O. N.; QUINTELLA, B. R. *et al*. A avaliação biológica e a reabilitação dos rios do mundo: uma visão geral. **Water**, v. 13, n. 371, 2021. DOI: https://doi.org/10.3390/w13030371.

FRANÇA, J; SALES, S. Avaliação ecológica rápida da qualidade das águas (parâmetros físicos e químicos) dos riachos no RVS Mata do Junco, Capela, SE. *In*: III Encontro de Recursos Hídricos em Sergipe. 2010. **Anais** [...]. Sergipe: Aracajú, 2010.

FRANCISCO, R. G.; RODRIGUES, D. C.; BORGES, C. A.; SCHERER, A. L.; KLIEMANN, K. The main challenges for improving urban drainage systems from the perspective of Brazilian professionals. **Infrastructures**, v. 8, n. 1, p. 5, 2023. DOI: https://doi.org/10.3390/infrastructures8010005.

FRANZOLIN, F.; CARVALHO, G. S.; SANTANA, C. M. B.; CALEGARI, A. D. S.; ALMEIDA, E. A. E. D.; SOARES, J. P. R.; LEMOS, E. R. S. Students' interests in biodiversity: Links with health and sustainability. **Sustainability**, v. 13, n. 24, p. 13767, 2021. DOI: https://doi.org/10.3390/su132413767.

GALDINO, S. J. Diagnóstico das condições de deposição final dos resíduos sólidos urbanos provenientes de coleta convencional e seletiva do município de Maringá - PR. **Revista Mirante,** v. 13, n. 2, p. 230-247, 2020. ISSN 1981-4089. Disponível em: https://www.srvojs.ueg.br/index.php/mirante/article/view/11052. Acesso em: 4 jul. 2025.

GILVEAR, D. J.; SPRAY, C. J.; CASAS-MULET, R. River rehabilitation for the provision of multiple ecosystem services at the river network scale. **Journal of Environmental Management**, v. 126, p. 30–43, 2013. DOI: 10.1016/j.jenvman.2013.03.026.

HORDONES, R. H.; BOËCHAT, I. G.; CUNHA, D. GF; BRAUNS, M.; GÜCKER, Björn (2025). **Em direção à restauração eficaz de rios no Brasil**: uma revisão sistemática das práticas atuais, disparidades regionais e métricas de sucesso. DOI: https://doi.org/10.1111/rec.7004.

JENCSO, K. G.; McGLYNN, B. L.; GOOSEFF, M. N.; BENCALA, K. E.; WONDZELL, S. M. Hydrologic connectivity of headwaters controls riparian groundwater turnover: watershed structure implications for riparian buffering and stream water sources. **Water Resources Research**, v. 46, n. W10524, P. 1-18, 2010. DOI: https://doi.org/10.1029/2009WR008818.

LLOPIZ-GUERRA, K.; URDANIVIA RUIZ, D.; HERNÁNDEZ, R. M.; VENEGAS MEJIA, V. L.; JARA NUNAYALLE, J. D. R.; ROBALINO SANCHEZ, K. Importance of Environmental Education in the Context of Natural Sustainability. **NESciences**, v. 9, n. 1, p. 57-71, 2024. DOI: 10.28978/nesciences.1473461.

LOBO, A. E.; VOOS, J. G.; ABREU JUNIOR, E. F. Utilização de um protocolo de avaliação rápida de impacto ambiental em sistemas lóticos do sul do Brasil. **Caderno de Pesquisa**, v. 23, n. 1, p. 18-32, 2011. DOI: https://doi.org/10.17058/cp.v23i1.4726.

MANOEL, J. L.; NUNES, J. O. R. Análise do meio físico e avaliação da vulnerabilidade ambiental do município de Maringá – PR. **Caminhos de Geografia**, v. 20, n. 71, p. 215-233, set. 2019.

MAPBIOMAS. **Mapeamento anual do uso e cobertura da terra no Brasil**. Disponível em: https://mapbiomas.org/. Acesso em: 18 ago. 2025.

MÜLLER, T. **Diagnóstico socioambiental dos fundos de vale do ribeirão Pinguim até sua confluência com o córrego dos Moscados – municípios de Maringá e Sarandi/PR**. 2021. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2021. Disponível em: https://bdtd.ibict.br/vufind/Record/UEM-10_576fdb2b689bcfadf6c8adc696300f12. Acesso em: 04 jul. 2025.

MURALIDHARAN, J. Wideband Patch Antenna for Military Applications. **National Journal of Antennas and Propagation**, v. 2, n. 1, p. 25-30, 2020. DOI: https://doi.org/10.31838/NJAP/02.01.05.

NEVES, P. D. M.; SOUZA, M. L. Caracterização geoambiental da área de preservação permanente das nascentes do curso superior da bacia do córrego Mandacaru do município de Maringá-PR: aspectos legais. **Geo UERJ**, v. 1, n. 24, 2013. DOI: https://doi.org/10.12957/geouerj.2013.692.

NIGRO, G. T. Avaliação da recomposição vegetal dos fragmentos florestais urbanos na bacia do córrego Cleópatra/Moscados, Maringá-PR. **Caminhos de Geografia**, v. 23, n. 86, p. 282–297, 2022. DOI: http://doi.org/10.14393/RCG238658740.

O'BRIAIN, R.; CORENLBLIT, D.; GARÓFANO-GÓMEZ, V.; O'LEARY, C. Towards biogeomorphic river restoration: vegetation as a critical driver of physical habitat. **River Research and Applications**, 2024. DOI: https://doi.org/10.1002/rra.4288.

OLIVEIRA, M. A.; QUEIROZ, D. R. E.; SANTOS, M. L. Percepção como instrumento para a educação ambiental: estudo de caso aplicado aos moradores do Bairro Tarumã em Maringá-PR. **Boletim de Geografia**, v. 28, n. 2, p. 93-111, 2015. DOI: https://doi.org/10.4025/bolgeogr.v28i2.10539

OLSSON, L.; BARBOSA, H.; BHADWAL, S.; COWIE, A.; DELUSCA, K.; FLORES-RENTERIA, D.; HERMANS, K.; JOBBAGY, E.; KURZ, W.; LI, D.; SONWA, D. J.; STRINGER, L. Land Degradation. *In*: **Climate change and land**: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems, 2019. DOI: https://doi.org/10.1017/9781009157988.006.

PEIFFER, S.; KAPPLER, A.; HADERLEIN, S. B.; SCHMIDT, C.; BYRNE, J. M.; KLEINDIENST, S.; PLANER-FRIEDRICH, B. A biogeochemical–hydrological framework for the role of redox-active compounds in aquatic systems. **Nature Geoscience**, v. 14, n. 5, p. 264–272, 2021. DOI: https://doi.org/10.1038/s41561-021-00713-0.

RODRIGUES, A. S. L.; CASTRO, P. T. A. Protocolos de avaliação rápida: instrumentos complementares no monitoramento dos recursos hídricos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 13, n. 1, p. 161-170, 2008.

SIMONI, L.; RAMOS, D.V.; ZAMUNER, L. D. Avaliação da qualidade da água no córrego Mandacaru na cidade de Maringá-PR. **Geoconexões (online)**, v.2, n.2, p. 02-16, 2022. DOI: https://doi.org/10.53528/geoconexes.v2i2.85.

SONG, X. P.; HANSEN, M. C.; STEHMAN, S. V.; POTAPOV, P. V.; TYUKAVINAT, A.; VERMOTE, E. F.; TOWNSHEND, J. R. Global land change from 1982 to 2016. **Nature**, v. 560, n. 7720, p. 639–643, 2018.

SOUSA, E.; QUINTINO, V.; PALHAS, J.; RODRIGUES, A. M.; TEIXEIRA, J. Can environmental education actions change public attitudes? An example using the pond habitat and associated biodiversity. **Pplos one**, v. 11, n. 5, e0154440, 2016. DOI: https://doi.org/10.1371/journal.pone.0154440.

SUMITHRA, S.; SAKSHI, S. Exploring the Factors Influencing Usage Behavior of the Digital Library Remote Access (DLRA) Facility in a Private Higher Education Institution in India. **Indian Journal of Information Sources and Services**, v. 14, n. 1, p. 78–84, 2024. DOI: https://doi.org/10.51983/ijiss-2024.14.1.4033.

TABACCHI, E.; LAMBS, L.; GUILLOY, H.; PLANTY-TABACCHI, A.-M.; MULLER, E.; DÉCAMPS, H. Impacts of riparian vegetation on hydrological processes. **Hydrological Processes**, v. 14, n. 16–17, p. 2959–2976, 2000.

RESISTÊNCIA MICROBIANA AO PARAQUAT EM SOLOS AGRÍCOLAS: ISOLAMENTO E POTENCIAL DE CEPAS BACTERIANAS PARA BIORREMEDIAÇÃO

1 Laura Vitti do Nascimento, 2 Gunther Brucha, 3 Bruna Del Busso Zampieri
1 Universidade Federal de Alfenas, e-mail: lauravitti13@gmail.com; 2 Universidade Federal de Alfenas, e-mail: gunther.brucha@unifal-mg.edu.br; 3 Universidade Federal de Alfenas Autor, e-mail: brunadbzampieri@gmail.com

Palavras-chave: Paraquat; Biorremediação; Resistência Microbiana.

Resumo

O presente estudo investigou a resistência microbiana ao herbicida paraquat em solos agrícolas submetidos a diferentes usos e manejos, com o objetivo de isolar e caracterizar cepas bacterianas com potencial para aplicação em biorremediação. Amostras de solo foram coletadas em quatro áreas distintas (campo de golfe, cultivo de café, cultivo de batata e cultivo de eucalipto) ao longo do ano de 2024. O enriquecimento microbiano foi realizado em meio líquido contendo paraquat (50 mg/L) como única fonte de carbono, seguido pelo isolamento em meio sólido seletivo.

Foram isoladas 11 cepas bacterianas distintas, todas capazes de crescer na presença do herbicida. Nos testes de crescimento, destacaram-se as cepas G3 (campo de golfe) e B2 (cultivo de batata), que apresentaram os maiores níveis de desenvolvimento celular. A determinação da Concentração Mínima Inibitória (CMI) evidenciou elevada tolerância ao paraquat, com destaque para as cepas G3 e E1 (eucalipto), que apresentaram crescimento em concentrações de até 350 mg/L e 300 mg/L, respectivamente.

A caracterização molecular revelou predominância do gênero *Bacillus* (oito cepas), além da presença de *Cellulosimicrobium sp*., *Lysinibacillus sp*. e uma bactéria não cultivada. A ocorrência desses gêneros, reconhecidos por sua versatilidade metabólica e resistência a condições adversas, reforça seu potencial na degradação e biotransformação de compostos tóxicos.

Os resultados indicam que solos com diferentes históricos de uso e manejo abrigam microrganismos adaptados à presença de paraquat, destacando-se como recursos promissores para o desenvolvimento de estratégias de biorremediação sustentáveis em ambientes contaminados por agroquímicos.

Introdução

O Brasil destaca-se globalmente como uma das principais potências agrícolas, figurando entre os maiores produtores e exportadores de grãos, fibras e proteínas animais, com Valor Bruto da Produção Agropecuária superior a R$ 1,4 trilhão em 2025 (MAPA, 2025). Esse cenário está associado à intensificação do uso de agrotóxicos, prática que, embora contribua para o aumento da produtividade, acarreta impactos ambientais e à saúde amplamente descritos na literatura (Fracalossi, 2019).

Dentre os herbicidas utilizados na agricultura, o paraquat destaca-se como um composto de contato não seletivo, amplamente empregado no controle de plantas daninhas, na dessecação pré-colheita de culturas e na limpeza de áreas agrícolas, especialmente em sistemas de plantio direto, devido à sua rápida ação fitotóxica (Huang et al., 2019). Apesar de sua proibição no Brasil pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária em 2017, devido aos riscos toxicológicos, a utilização de estoques remanescentes foi permitida até as safras de 2020 e 2021 (Hallvass, 2019). Ainda assim, sua persistência no ambiente e os registros de contaminação tornam esse composto uma preocupação relevante.

A exposição ao paraquat está associada a efeitos adversos graves, incluindo estresse oxidativo, morte neuronal e aumento da suscetibilidade ao desenvolvimento de doenças neurodegenerativas, como o Mal de Parkinson (Martins, 2013). Além disso, seus impactos ambientais incluem a inibição do crescimento microbiano, alterações em comunidades aquáticas e aumento da mortalidade de organismos, mesmo em concentrações ambientais (Rosic et al., 2020). Estudos também evidenciam sua presença em diferentes matrizes ambientais, como águas superficiais, subterrâneas e residuais, reforçando a necessidade de estratégias eficazes de remediação (Teera-kun et al., 2021; Veríssimo et al., 2018).

Diversas tecnologias têm sido investigadas para a remoção do paraquat, incluindo processos eletroquímicos, fotocatálise, separação por membranas e adsorção (Georgin et al., 2021; Khongthon et al., 2016; Meephon et al., 2019; Mehta et al., 2015). No entanto, a utilização de microrganismos tem se destacado como uma alternativa promissora, devido à sua capacidade de adaptação e potencial para biodegradação de compostos tóxicos.

Nesse contexto, destaca-se também a problemática dos pesticidas obsoletos, definidos como compostos proibidos, fora de uso ou armazenados de forma inadequada, que ainda representam um desafio ambiental significativo, especialmente em países em desenvolvimento (FAO, 2001; Carvalho, 2017). A persistência desses compostos no ambiente reforça a necessidade de estratégias eficazes de remediação. Dentre essas, a biorremediação tem se destacado como uma alternativa sustentável, baseada na capacidade metabólica de microrganismos em degradar ou transformar contaminantes orgânicos, reduzindo sua toxicidade e impacto ambiental (Singh; Walker, 2006; Azubuike et al., 2016).

Estudos recentes demonstram que diferentes espécies bacterianas são capazes de tolerar elevadas concentrações de paraquat, indicando mecanismos de resistência que favorecem sua sobrevivência em ambientes contaminados (Jindakaraked et

al., 2021; Lawal et al., 2022; Widowati; Ginting, 2020). Em especial, bactérias aeróbias apresentam potencial relevante, uma vez que podem desenvolver estratégias metabólicas eficientes em condições óxicas.

Apesar dos avanços, ainda são escassos os estudos voltados à identificação e caracterização de bactérias aeróbias resistentes ao paraquat em solos brasileiros. Pesquisas nacionais têm explorado principalmente a degradação por fungos, como Pleurotus ostreatus (Barnabé, 2003), e consórcios ligninolíticos capazes de promover remoções parciais do herbicida (Cavalcante, 2024; Bermúdez et al., 2024). No entanto, a investigação de bactérias nativas resistentes permanece limitada, evidenciando uma lacuna no conhecimento.

Diante desse contexto, o presente estudo tem como objetivo investigar a resistência de bactérias aeróbias isoladas de solo ao paraquat, contribuindo para o avanço de estratégias de biorremediação e manejo ambiental de áreas contaminadas.

Material e Métodos

O estudo foi conduzido em etapas que envolveram a amostragem de solo, enriquecimento microbiano, isolamento de cepas, testes de crescimento em presença de paraquat, determinação da concentração mínima inibitória (CMI) e caracterização molecular dos microrganismos selecionados. A sequência metodológica adotada pode ser visualizada na Figura 1.

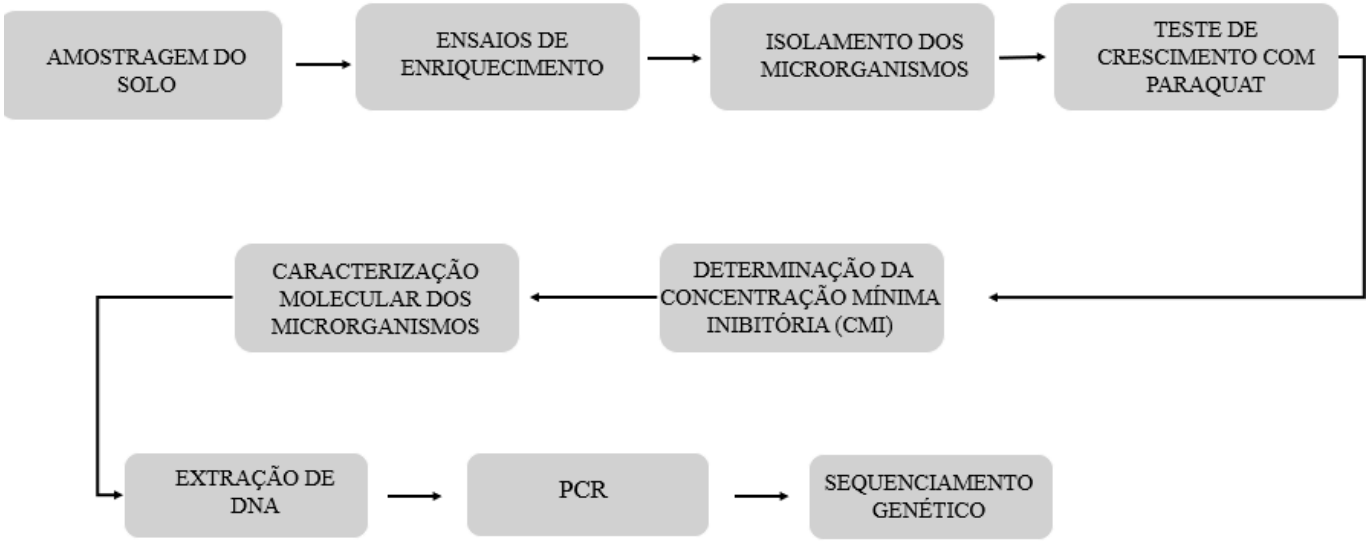


Figura 01: Fluxograma das etapas experimentais para isolamento e caracterização de microrganismos resistentes ao paraquat. Fonte: autora (2025)

As amostras de solo foram coletadas em quatro áreas distintas no município de Poços de Caldas – MG, representativas de sistemas com uso intensivo de insumos químicos: campo de golfe, cultivo de café, cultivo de batata e plantio de eucalipto. Em cada área, foram coletados aproximadamente 1 kg de solo na profundidade de 0–20 cm, utilizando trado esterilizado. As amostras foram compostas por cinco subamostras aleatórias, homogeneizadas, acondicionadas em recipientes estéreis e mantidas sob refrigeração (4 °C) até o processamento.

Para o enriquecimento microbiano, 10 g de solo de cada área foram inoculados em frascos contendo 100 mL de meio mineral (NH_4NO_3, K_2HPO_4, KH_2PO_4, $MgSO_4 \cdot 7H_2O$, NaCl, $FeSO_4$ e $CaCl_2$, pH 7) suplementado com paraquat (50 mg/L). Os ensaios foram conduzidos em triplicata, incluindo controle abiótico (sem inóculo) e controle biótico (sem paraquat). Os frascos foram incubados a 30 °C sob agitação (120 rpm) por 7 dias, sendo posteriormente realizado um novo ciclo de enriquecimento com transferência de alíquotas para meio fresco nas mesmas condições.

Após o enriquecimento, os microrganismos foram isolados em meio sólido contendo ágar (1,5%) e paraquat (50 mg/L), por técnica de espalhamento. As colônias obtidas foram purificadas por esgotamento e armazenadas em meio mineral com glicerol (20%) a –80 °C.

As cepas isoladas foram submetidas a ensaios de crescimento em meio líquido contendo paraquat (50 mg/L), com monitoramento por espectrofotometria a 600 nm em intervalos de 24 horas. A partir desses ensaios, foram selecionadas as cepas com maior capacidade de crescimento na presença do herbicida.

A resistência ao paraquat foi avaliada por meio da determinação da Concentração Mínima Inibitória (CMI), utilizando concentrações crescentes do herbicida (100 a 400 mg/L), com incubação a 30 °C e leituras periódicas de crescimento microbiano.

A caracterização molecular das cepas selecionadas foi realizada por meio da extração de DNA genômico, seguida da amplificação do gene 16S rRNA por PCR utilizando primers universais. Os produtos amplificados foram sequenciados pelo método de Sanger, e as sequências obtidas foram analisadas com auxílio do software BioEdit e comparadas com bancos de dados do NCBI por meio da ferramenta BLASTn, permitindo a identificação taxonômica das bactérias isoladas.

Resultados e Discussão

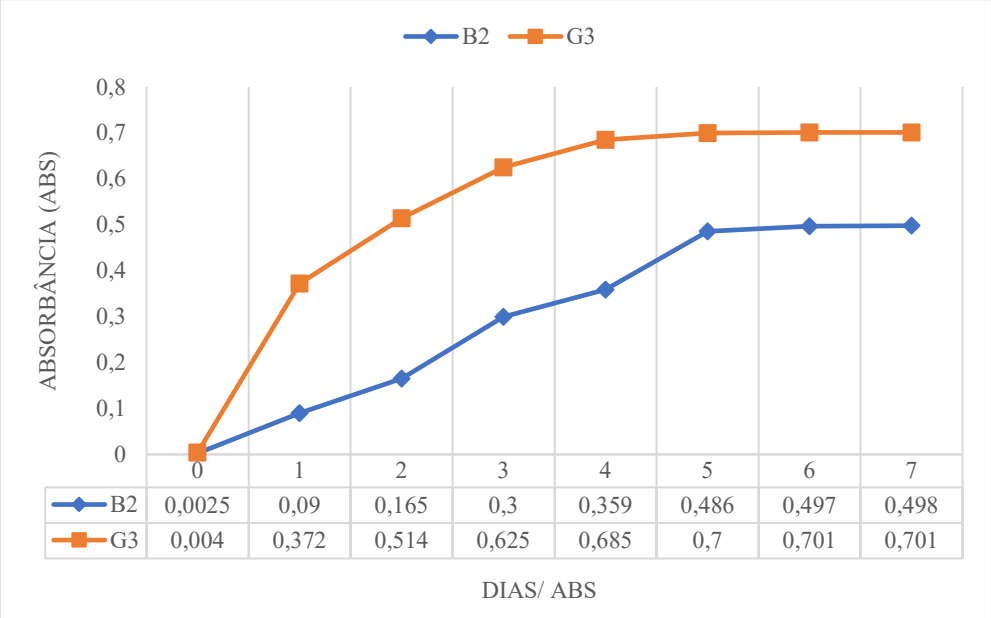
A partir dos ensaios de enriquecimento, observou-se crescimento microbiano em meio sólido contendo paraquat como única fonte de carbono, indicando a presença de microrganismos tolerantes e/ou com potencial de degradação do herbicida (Figura 2).



Figura 02: Exemplo de crescimento de colônias em placa de Petri da área sob cultivo de Eucalipto. Fonte: autora (2025)

A contagem de unidades formadoras de colônias (UFC) revelou variações na densidade microbiana entre as áreas analisadas. O solo sob cultivo de eucalipto apresentou os maiores valores, com média aproximada de 3,77 × 10^3 UFC/mL, seguido pela área de café (≈2,29 × 10^3 UFC/mL) e batata (≈1,59 × 10^3 UFC/mL). O campo de golfe apresentou a menor densidade (≈5,6 × 10^2 UFC/mL), sugerindo menor atividade microbiana sob essas condições.

A partir das colônias isoladas, foram selecionadas 11 cepas bacterianas distintas, todas capazes de crescer na presença de 50 mg/L de paraquat. Entre elas, destacaram-se as cepas B2 (área de batata) e G3 (campo de golfe), que apresentaram os maiores valores de crescimento, evidenciando maior capacidade adaptativa ao herbicida. Os perfis de crescimento dessas cepas são apresentados na Figura 3.



	0	1	2	3	4	5	6	7
B2	0,0025	0,09	0,165	0,3	0,359	0,486	0,497	0,498
G3	0,004	0,372	0,514	0,625	0,685	0,7	0,701	0,701

Figura 03: Curvas de crescimento das cepas bacterianas mais representativas (B2 e G3) na presença de 50 mg/L de paraquat. Fonte: Autora (2026).

A variabilidade observada entre cepas de um mesmo ambiente evidencia a diversidade funcional da microbiota do solo e a seleção de microrganismos mais adaptados à presença de xenobióticos (Divine et al., 2024). Esse comportamento é consistente com a elevada toxicidade e persistência ambiental do paraquat, que impõe forte pressão seletiva sobre comunidades microbianas (Wu et al., 2020).

A análise da Concentração Mínima Inibitória (CMI) demonstrou que todas as cepas foram capazes de crescer em concentrações de até 100 mg/L, com manutenção do crescimento para a maioria até 200 mg/L. Os resultados completos estão apresentados na Tabela 1.

CEPA	100 mg/L	150 mg/L	200 mg/L	250 mg/L	300 mg/L	350 mg/L	400 mg/L
G1	+	+	+	+	-	-	-
G2	+	+	+	-	-	-	-
G3	+	+	+	+	+	+	-
G4	+	+	+	+	+	-	-
B1	+	+	+	-	-	-	-
B2	+	+	+	+	-	-	-
E1	+	+	+	+	+	+	-
E2	+	+	+	+	-	-	-
C1	+	+	+	+	-	-	-
C2	+	+	+	+	+	-	-
C3	+	+	+	-	-	-	-

Tabela 1: Concentração mínima inibitória (CMI) das cepas bacterianas isoladas em diferentes concentrações de paraquat. Fonte: Autora (2026).

As cepas G3 e E1 apresentaram os maiores níveis de tolerância, com crescimento observado em concentrações de até 350 mg/L e 300 mg/L, respectivamente. Consequentemente, suas Concentrações Mínimas Inibitórias (CMI) foram estabelecidas em 400 mg/L e 350 mg/L. Esses resultados indicam a presença de mecanismos adaptativos eficientes, como sistemas antioxidantes e estratégias de detoxificação celular (Percival, 2017; Villagra et al., 2019).

Essa expressiva capacidade de resistência torna-se ainda mais evidente quando contrastada com dados da literatura, conforme sumarizado na Tabela 2. A CMI observada para a cepa G3 (400 mg/L), por exemplo, reflete uma adaptação robusta, comparável à de microrganismos altamente tolerantes como *Burkholderia pseudomallei* (400 mg/L), e superior à de linhagens como *Escherichia coli e Lipomyces starkeyi* (~257 mg/L). Em contrapartida, gêneros como *Rhizobium spp.* destacam-se por uma elevada sensibilidade ao herbicida, apresentando CMI de apenas 100 mg/L.

A diversidade nas CMI registradas é um forte indicativo da heterogeneidade na resposta microbiana ao estresse oxidativo induzido pelo paraquat, corroborando que a eficiência das rotas de defesa e ativação enzimática pode variar consideravelmente entre as espécies (Carr, Bilton e Atkinson, 1986). Diante disso, constata-se que, enquanto a presença do agrotóxico pode comprometer severamente populações bacterianas sensíveis nos solos agrícolas, cepas nativas altamente tolerantes como a G3 configuram recursos biotecnológicos muito promissores para processos de biorremediação. Aprofundar a investigação molecular dessas respostas genéticas será um passo decisivo para o aprimoramento de estratégias de manejo de áreas contaminadas.

(continua)

Bactéria (Espécie e/ ou cepa)	**Composto**	**CMI**	**Referência**
G1	Paraquat	300 mg/L	Presente estudo
G2	Paraquat	250 mg/L	Presente estudo
G3	Paraquat	400 mg/L	Presente estudo
G4	Paraquat	350mg/L	Presente estudo
B1	Paraquat	250 mg/L	Presente estudo

(conclusão)

Bactéria (Espécie e/ ou cepa)	Composto	CMI	Referência
B2	Paraquat	300 mg/L	Presente estudo
E1	Paraquat	400 mg/L	Presente estudo
E2	Paraquat	300 mg/L	Presente estudo
C1	Paraquat	300 mg/L	Presente estudo
C2	Paraquat	350mg/L	Presente estudo
C3	Paraquat	250 mg/L	Presente estudo
Cryptococcus sp.	Paraquat	256 mg/L	(Castelo- Branco *et al*., 2022)
Burkholderia pseudomallei	Paraquat	400 mg/L	(Chaianunporn; Chaianunporn;Chareonsudjai, 2020)
Rhizobium spp.	Paraquat	100 mg/L	(Erni Martani, 2002)
Bacillus subtillis	Paraquat	128,58 mg/L	(Carr; Bilton; Atkinson, 1986)
Escherichia coli	Paraquat	257,16 mg/L	(Carr;Bilton; Atkinson,1986)
Lipomyces starkeyi	Paraquat	257,16 mg/L	(Carr; Bilton; Atkinson, 1986)

Tabela 2 - Comparativo dos valores de CMI do paraquat obtidos neste estudo com dados da literatura. Fonte: Autora (2026).

A caracterização molecular das cepas selecionadas permitiu a identificação taxonômica dos isolados, com base na análise das sequências do gene 16S rRNA. Os resultados obtidos, incluindo os percentuais de similaridade com sequências depositadas no banco de dados do NCBI, estão apresentados na Tabela 3.

(continua)

Cepa	Gênero	Espécie	% identidade	Query cover %	E-value	Número acesso (Genbank)
G1	*Cellulosimicrobium*	sp.	98.48%	100	0.0	HG000003.1
G2	*Bacillus*	sp.	99,73	100	0.0	LC484644.1
G3	*Bacillus*	sp.	100	100	0.0	MZ338760.1
G4	*Bacillus*	sp.	100	100	0.0	OM780255.1
B1	*Lysinibacillus*	sp.	100	100	0.0	PQ579941.1
B2	*Bacillus*	sp.	99,94	100	0.0	MN330346.1
E1	*Bacillus*	sp.	99,74	100	0.0	OP970172.1
E2	*Bacillus*	sp.	99,81	100	0.0	PQ608614.1
C1	*Bactéria*	Não cultivada	99,57	100	0.0	HM288626.1
C2	*Bacillus*	sp.	99,84	100	0.0	MZ338760.1
C3	*Bacillus*	sp.	98,39	100	0.0	JF431907.1

Tabela 3 :Identificação molecular das cepas bacterianas isoladas da camada de 0-20 cm de áreas sob diferentes usos e manejos agrícolas no município de Poços de Caldas -MG Fonte:autora (2026).

A caracterização molecular revelou predominância do gênero *Bacillu*s, além da presença de *Cellulosimicrobium e Lysinibacillus*. A elevada frequência de *Bacillus* é consistente com sua reconhecida ubiquidade em solos e sua notável versatilidade metabólica, sendo amplamente descrito na literatura por sua capacidade de sobreviver a condições ambientais adversas, participar da ciclagem de nutrientes e atuar na degradação de compostos xenobióticos (Ahsan; Shimizu, 2021; Li et al., 2017).

Destaca-se, entretanto, a identificação da Cepa C1 como "bactéria não cultivada" (99,57% de identidade; 100% de cobertura), indicando alta similaridade com sequências depositadas em bancos de dados, porém sem correspondente isolado

descrito. Esse resultado sugere o potencial de que o microrganismo represente uma nova espécie ou linhagem ainda não formalmente caracterizada, evidenciando lacunas no conhecimento da diversidade microbiana do solo.

Estimativas indicam que a Terra pode abrigar até 1 trilhão de espécies microbianas, das quais apenas cerca de 0,001% foram descritas até o momento (Locey; Lennon, 2016). Além disso, menos de 1% dos microrganismos do solo são cultiváveis por métodos laboratoriais tradicionais (Torsvik; Øvreås, 2002), o que reforça a relevância da detecção de bactérias não cultivadas como fonte de novas características fisiológicas e metabólicas.

No contexto deste estudo, a ocorrência dessa cepa, aliada à predominância de gêneros como *Bacillus e Lysinibacillus*, reconhecidos por sua resistência a estresses ambientais, incluindo a exposição ao paraquat, sugere que as comunidades microbianas avaliadas apresentam elevado potencial adaptativo.

Esses achados reforçam o potencial biotecnológico dessas bactérias, destacando tanto microrganismos já bem estabelecidos na literatura quanto possíveis novos táxons, com aplicações promissoras em estratégias de biorremediação de solos contaminados por herbicidas.

Considerações Finais

O presente estudo demonstrou que solos impactados por agrotóxicos abrigam microrganismos com elevada capacidade de adaptação ao herbicida paraquat, permitindo o isolamento e a caracterização de cepas bacterianas com potencial biotecnológico. A análise molecular baseada no gene 16S rRNA revelou diversidade entre os isolados, com predominância do gênero *Bacillus*, reconhecido por sua versatilidade metabólica, resistência a condições adversas e potencial na biodegradação de compostos tóxicos.

Além disso, a identificação dos gêneros *Lysinibacillu*s e *Cellulosimicrobium*, bem como a detecção de uma bactéria não cultivada, reforça a complexidade e a riqueza da microbiota do solo, evidenciando a presença de microrganismos adaptados a ambientes sob pressão seletiva por agroquímicos. Esses achados destacam o papel ecológico dessas comunidades e seu potencial em processos de biorremediação.

As cepas isoladas, especialmente aquelas com maior tolerância ao paraquat, representam recursos promissores para aplicação em estratégias sustentáveis de remediação ambiental. Nesse contexto, a biorremediação se destaca como uma alternativa relevante frente à persistência de herbicidas no ambiente, incluindo compostos já banidos, como o paraquat, que ainda podem ser encontrados em solos agrícolas devido ao uso histórico e à problemática dos pesticidas obsoletos, cuja gestão ainda é limitada no Brasil.

No entanto, a limitação da identificação taxonômica em nível de espécie, baseada apenas no gene 16S rRNA, indica a necessidade de abordagens complementares para uma caracterização mais precisa. Dessa forma, estudos futuros devem contemplar o sequenciamento genômico completo, análises funcionais e investigações dos mecanismos moleculares envolvidos na resistência e degradação do paraquat, contribuindo para o avanço de aplicações biotecnológicas voltadas à recuperação de ambientes contaminados.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer a CAPES, e a Universidade Federal de Alfenas pelo apoio recebido.

Referências Bibliográficas

AHSAN, N.; SHIMIZU, M. Functional roles of Lysinibacillus spp. in agriculture, bioremediation, and industrial applications: a review. Reviews in Agricultural Science, Tokyo,
v. 9, p. 103-115, 2021. DOI: https://doi.org/10.7831/ras.9.0_103.

AZUBUIKE, C. C.; CHIKERE, C. B.; OKPOKWASILI, G. C. Bioremediation techniques–classification based on site of application: principles, advantages, limitations and prospects. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, v. 32, n. 11, p. 1–18, 2016.

BARNABÉ, G. Biodegradação dos herbicidas paraquat e diquat por fungos basidiomicetos. 2003. 101 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003. Disponível em: https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/6/6134/tde-06092022-132703/. Acesso em: 7 abr. 2026.

BERMÚDEZ, L. R. et al. Biodegradação do paraquat por *Phanerochaete chrysosporium* em biorreatores com diferentes fontes de carbono. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica*, v. 17, n. 2, p. 181–191, 2024. Disponível em: https://www.journals.unam.mx/index.php/aidis/article/view/63291. Acesso em: 7 abr. 2026.

BRASIL. Ministério da Agricultura e Pecuária. Valor bruto da produção agropecuária alcança R$ 1,406 trilhão em agosto de 2025. Brasília: MAPA, 2025. Disponível em: https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/noticias/valor-bruto-da-producao-do-agro-alcancou-r-1-406-trilhao-em-agosto. Acesso em: 2 abr. 2026.

CARVALHO, F. P. Pesticides, environment, and food safety. *Food and Energy Security*, v. 6, n. 2, p. 48–60, 2017.

CARR, F. J.; BILTON, B. D.; ATKINSON, T. Resistance to paraquat in microorganisms: mechanisms and oxidative stress responses. *Journal of Applied Microbiology*, v. 60, n. 3, p. 289–296, 1986.

CASTELO-BRANCO, T. B. et al. Toxicidade do herbicida paraquat em microrganismos de importância agrícola. *Revista Brasileira de Microbiologia*, v. 53, n. 2, p. 421–430, 2022.

CAVALCANTE, R. V. Uso de fungos ligninolíticos na biorremediação de pesticidas em reatores biológicos. 2024. 153 f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2024. Disponível em: https://repositorio.ufc.br/handle/riufc/78707. Acesso em: 5 mar. 2026.

CHAIANUNPORN, P.; CHAIANUPORN, S.; CHAREONSUDJAI, P. Susceptibility of *Burkholderia pseudomallei* to paraquat and other herbicides. *Asian Pacific Journal of Tropical Medicine*, v. 3, n. 4, p. 300–305, 2020.

ERNI MARTANI, H. Toxicity of paraquat to environmental and soil bacteria: potential effects on microbiota diversity. *Indonesian Journal of Environmental Science*, v. 17, n. 1, p. 20–28, 2021.

FAO – FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. Obsolete pesticides: how to deal with disposal. [S. l.]: FAO, [s. d.]. Disponível em: https://www.fao.org/agriculture/crops/obsoletepesticides/how-deal/disposal/en/. Acesso em: 5 abr. 2026.

FRACALOSSI, R. Agrotóxicos no Brasil: padrões de uso, política da regulação e prevenção da captura regulatória. Brasília, DF: Ipea, 2019. (Texto para Discussão, 2506). Disponível em: https://repositorio.ipea.gov.br/handle/prefix/3495. Acesso em: 3 abr. 2026.

GEORGIN, J. et al. Transformação de resíduos arbustivos em um adsorvente de alta eficiência: aplicação de cálice peruano de *Physalis* tratado com ácido forte para remoção do herbicida ácido 2,4-diclorofenoxiacético. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 9, n. 1, p. 104574, fev. 2021.

HALLVASS, G. Um debate sobre o agrotóxico paraquat (1970–2017). 2019. Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso) – Universidade Federal da Fronteira Sul, [S. l.], 2019. Disponível em: https://rd.uffs.edu.br/handle/prefix/3495. Acesso em: abr. 2026.

HUANG, Y. et al. Paraquat degradation from contaminated environments: current achievements and perspectives. *Frontiers in Microbiology*, v. 10, 2019.

JINDAKARAKED, M.; KHAN, E.; KAJITVICHYANUKUL, P. Biodegradation of paraquat by *Pseudomonas putida* and *Bacillus subtilis* immobilized on ceramic with supplemented wastewater sludge. *Environmental Pollution*, v. 286, p. 117307, out. 2021.

KHONGTHON, W. et al. Degradation of diuron via an electrochemical advanced oxidation process in a microscale-based reactor. *Chemical Engineering Journal*, v. 292, p. 298–307, maio 2016.

LAWAL, A. A. et al. Isolation and characterisation of paraquat degrading bacteria from agricultural soil in Rigachikun area of Kaduna Metropolis, Nigeria. *International Journal of Science for Global Sustainability*, v. 8, n. 2, p. 6, 2022. Disponível em: https://fugusijsgs.com.ng/index.php/ijsgs/article/view/330. Acesso em: 7 abr. 2026.

LI, Y.; GE, X. Z.; WANG, X. Y.; GAO, R. The invention discloses a compound bacterial agent used to degrade paraquat and a preparation method. China: National Intellectual Property Administration, 2017. CN106520618A.

LOCEY, K. J.; LENNON, J. T. Scaling laws predict global microbial diversity. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, Washington, v. 113, n. 21, p. 5970-5975, 2016. DOI: https://doi.org/10.1073/pnas.1521291113.

MARTINS, T. Herbicida paraquat: conceitos, modo de ação e doenças relacionadas. *Semina: Ciências Biológicas e da Saúde*, v. 34, n. 2, p. 175, 2013.

MEEPHON, S. et al. Heterogeneous photocatalytic degradation of diuron on zinc oxide: influence of surface-dependent adsorption on kinetics, degradation pathway, and toxicity of intermediates. *Journal of Environmental Sciences*, v. 84, p. 97–111, out. 2019.

MEHTA, R. et al. Removal of substituted phenyl urea pesticides by reverse osmosis membranes: laboratory scale study for field water application. *Desalination*, v. 358, p. 69–75, fev. 2015.

PERCIVAL, G. C. The influence of glyphosate on carotenoid pigments, reactive oxygen species scavenging enzymes and secondary stress metabolites within leaf tissue of three *Acer* species. *Urban Forestry & Urban Greening*, v. 24, p. 19–25, maio 2017.

ROSIC, N. et al. The impact of pesticides on local waterways: a scoping review and method for identifying pesticides in local usage. *Environmental Science & Policy*, v. 106, p. 12–21, 2020.

SINGH, A.; WALKER, A. Microbial degradation of organophosphorus compounds. *FEMS Microbiology Reviews*, v. 30, p. 428–471, 2006.

TEERAKUN, M. et al. Optimization of paraquat degradation with microbial consortium from contaminated soil using statistic method. *GEOMATE Journal*, v. 18, n. 68, p. 73–79, nov. 2021.

TORSVIK, V.; ØVREÅS, L. Microbial diversity and function in soil: from genes to ecosystems. Current Opinion in Microbiology, Oxford, v. 5, n. 3, p. 240-245, 2002. DOI: https://doi.org/10.1016/S1369-5274(02)00324-7.

VERÍSSIMO, G.; MOREIRA, J.; MEYER, A. Paraquat contamination in surface waters of a rural stream in the mountain region in the state of Rio de Janeiro, southeastern Brazil. *Journal of Environmental and Toxicological Studies*, v. 2, p. 1–6, maio 2018.

VILLAGRA, N. A. et al. Cysteine auxotrophy drives reduced susceptibility to quinolones and paraquat by inducing the expression of efflux-pump systems and detoxifying enzymes in *S. Typhimurium*. *Biochemical and Biophysical Research Communications*, v. 515, n. 2, p. 339–344, maio 2019.

WIDOWATI, T.; GINTING, R. C. B. Isolation and identification of bacterium resistant to glyphosate and paraquat herbicide from rice fields. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, v. 439, n. 1, p. 012010, fev. 2020.

WU, C. et al. A newly discovered humic-reducing bacterium, *Pseudomonas geniculata* PQ01, isolated from paddy soil promotes paraquat anaerobic transformation. *Frontiers in Microbiology*, v. 11, 2020.

BIORREMEDIAÇÃO DE PETRÓLEO E DERIVADOS: UMA ANÁLISE BIBLIOMÉTRICA DOS MICRORGANISMOS E DA EFICIÊNCIA DE TÉCNICAS *IN SITU* E *EX SITU*

1 Willian Rodrigues dos Santos, 2 Hercules da Silva Carvalho, 3 Rita Carolina Spinola Macedo da Silva, 4 Filipe de Oliveira Santana, 5 Leila Oliveira Santos, 6 Jocimar Coutinho Rodrigues Junior, 7 Rosilda Mara Mussury, 8 Emerson Machado de Carvalho

1 Universidade Federal do Sul da Bahia (UFSB), e-mail: rdgsswill@gmail.com; 2 Universidade Federal do Sul da Bahia (UFSB), e-mail: hercules.carvalho@cja.ufsb.edu.br; 3 Universidade Federal do Sul da Bahia (UFSB), e-mail: rita.carolina@gmail.com; 4 Universidade Federal do Sul da Bahia (UFSB), e-mail: filipeosambiental@outlook.com; 5 Universidade Federal do Sul da Bahia (UFSB), e-mail: leila.oliveira@ufsb.edu.br; 6 Universidade Federal do Sul da Bahia (UFSB), e-mail: jocimar.junior@gfe.ufsb.edu.br 7 Universidade Federal da Grande Dourados (UFGD), e-mail: maramussury@ufgd.edu.br; 8 Universidade Federal do Sul da Bahia (UFSB), e-mail: emerson.carvalho@ufsb.edu.br

Palavras-chave: Hidrocarboneto Aromático Policíclico (HAP); Biodegradação; Poluentes persistentes.

Resumo

A contaminação ambiental por hidrocarbonetos derivados do petróleo representa um dos principais desafios contemporâneos, devido à sua persistência, toxicidade e potencial de bioacumulação. Nesse contexto, a biorremediação surge como uma alternativa sustentável para a recuperação de áreas impactadas. Este estudo teve como objetivo analisar a produção científica sobre a biorremediação de petróleo e seus derivados no Brasil, no período de 2022 a 2026, por meio de uma abordagem bibliométrica. Foram utilizadas as bases de dados *Scopus*, *Web of Science* e *ScienceDirect*, resultando inicialmente em 149. Após aplicação dos critérios de elegibilidade e remoção de duplicatas, 38 artigos foram selecionados para leitura completa. Destes, 12 estudos foram considerados representativos e incluídos na análise qualitativa, permitindo aprofundar a compreensão dos principais mecanismos e abordagens. Os resultados indicaram crescimento da produção científica, com destaque para 2024 e 2025. As bactérias foram os organismos mais utilizados, especialmente dos gêneros *Pseudomonas*, *Bacillus* e *Acinetobacter*, seguidas por fungos, consórcios microbianos e algas. As estratégias mais recorrentes foram bioestimulação e bioaumentação, aplicadas em diferentes matrizes ambientais. Observou-se predominância de técnicas *ex situ*, embora abordagens in situ também tenham sido empregadas. As tendências indicam integração de estratégias e uso de ferramentas moleculares, reforçando o potencial da biorremediação como solução ambientalmente sustentável.

Introdução

O petróleo é uma das principais fontes de energia utilizadas mundialmente (Majeed *et al*., 2025; Salomová, 2024), sendo fundamental para diversos setores industriais, como transporte, geração de energia e produção de insumos químicos. Entretanto, sua exploração, refino e consumo estão associados a impactos ambientais significativos, especialmente devido à liberação de hidrocarbonetos no meio ambiente. Esses compostos apresentam elevada persistência, toxicidade e potencial de bioacumulação, o que os torna relevantes contaminantes ambientais (Andrade *et al*., 2010; Ferreira *et al*., 2023).

As atividades industriais relacionadas ao petróleo, incluindo perfuração, exploração, armazenamento, transporte, processamento e refino, constituem as principais fontes de liberação de hidrocarbonetos no meio ambiente (Mekonnen *et al*. 2024). O vazamento de petróleo representa uma importante preocupação ambiental, pois compromete suas propriedades físicas, químicas, biológicas e geotécnicas do ambiente, colocando em risco a fertilidade do solo (Majeed *et al*., 2025).

Grandes desastres ambientais relacionados ao derramamento de petróleo já foram registrados em escala global, como o Exxon Valdez oil spill, a Gulf War oil spill e o Deepwater Horizon oil spill. No contexto brasileiro, destaca-se o episódio das Oil spill on the Brazilian coast (2019-2020), considerado o maior desastre ambiental do litoral do país, afetando mais de 4 mil km de costa, 11 estados e cerca de 130 municípios (Silva; Oliveira; Aquino, 2025).

Os potenciais riscos à saúde humana associados aos hidrocarbonetos derivados do petróleo, têm impulsionado o crescente interesse no desenvolvimento de metodologias baseadas em biorremediação de xenobióticos, voltadas à descontaminação de áreas impactadas por compostos petrogênicos. Métodos convencionais, como abordagens físico-químicas e térmicas, apresentam elevado custo e potencial de gerar impactos secundários, como resíduos tóxicos e transferência de contaminantes (Koshlaf *et al*., 2017). Desde 2000, as estratégias de remediação baseadas na capacidade de degradação microbiana, por exemplo, têm recebido grande atenção e se tornaram um foco atual de pesquisa, especialmente em ambientes terrestres. Essas técnicas apresentam vantagens como baixo custo, menor impacto ambiental e elevada eficiência na degradação de contaminantes.

É um processo no qual organismos vivos, normalmente plantas ou microrganismos, de ocorrência natural (nativos) ou cultivados, são utilizados tecnologicamente para remover ou reduzir (remediar) poluentes no ambiente (Gaylarde *et al*., 2005). Os tratamentos podem ser classificados, basicamente, em dois tipos: *ex situ*, quando são realizados fora da área contaminada, e *in situ*, quando o processo de remediação ocorre no próprio local afetado pela contaminação (Mekonnen *et al*., 2024; Andrade *et al*., 2010).

Dada a relevância do tema foi realizada uma análise bibliométrica com intuito de compreender de forma sistemática a evolução e a organização do conhecimento científico na área de biorremediação de petróleo e seus derivados. Assim, este estudo

objetivou-se a (i) analisar a produção científica sobre a biorremediação de petróleo e seus derivados; (ii) mapear os principais microrganismos (iii) comparar as abordagens das técnicas *in situ* e *ex situ*, e (iv) identificar tendências.

Material e Métodos

Tipo da pesquisa

A pesquisa estrutura-se sob o escopo da bibliometria, caracterizando-se por uma abordagem predominantemente quantitativa, visto que a ausência da análise quantitativa descaracteriza a pesquisa bibliométrica (Soares *et al*., 2018), que, posteriormente, converge para uma análise qualitativa dos indicadores e padrões de produtividade acadêmica analisados.

A aplicação de estudos bibliométricos apresenta como principal vantagem a padronização dos procedimentos, o que facilita a mensuração dos dados coletados (Santos, 2015; Soares *et al*., 2018). Ademais, caracteriza-se como um estudo documental, uma vez que se baseia exclusivamente em dados secundários oriundos de bases indexadas (Santana *et al*., 2026).

Procedimentos metodológicos para a coleta de dados

A coleta de dados foi realizada em março de 2026, aplicando-se o protocolo de busca estruturado mediante o emprego de descritores controlados e vocabulários terminológicos específicos, visando assegurar a reprodutibilidade e a precisão na recuperação dos dados, para tanto utilizou-se do Tesauro de Engenharia Sanitária, edição nº 18, e a biblioteca virtual em saúde (bvs), por meio de seu sistema de Descritores em Ciência e Saúde (DeCS).

Para a busca de fontes científicas, utilizou-se as bases de dados *Scopus*, *Web of Science* e *Sciencedirety,* a estratégia de busca fundamentou-se na aplicação de operadores booleanos aos campos de título, resumo e palavras-chave, com vistas à recuperação de publicações científicas pertinentes à temática investigada. A *string* de busca utilizado foi "ALL ("bioremediation") AND ("microbial degradation") AND ("biodegradation") AND ("petroleum") AND Brazil)" para as 3 (três) bases (Tabela 1).

***String* de busca**	**Base**	**Artigos encontrados**
ALL ("bioremediation") AND ("microbial degradation") AND ("biodegradation") AND ("petroleum") AND Brazil)	Scopus	80
	Web of Science	6
	ScienceDirect	63

Tabela 1:Quantitativo de produções encontradas
Fonte: Autores (2026)

Como critérios de inclusão foi delimitado um recorte temporal de 2022 a 2026, abrangendo apenas produções realizadas no Brasil e publicadas em língua inglesa. A Plataforma **rayyan** (https://rayyan.ai/users/sign_in) foi utilizada como ferramenta de organização para a seleção e exclusão, por meio da leitura do título e do resumo de cada documento obtido nas bases de dados, a fim de manter somente as pesquisas que mais aderem ao tema proposto, além da eliminação de duplicatas. A Figura 1 mostra o fluxograma metodológico empregado nesta pesquisa.



Figura 1:Fluxograma das etapas metodológicas
Fonte: Autores (2026)

A análise dos dados, com fins de visualização gráfica complementar, foi realizada por meio do *software* RStudio (versão 2025.09.2 Build 418), utilizando o pacote *bibliometrix* e a interface *Biblioshiny*.

Critérios de exclusão e limitações da pesquisa

Embora a estratégia de busca tenha sido cuidadosamente definida para maximizar a recuperação de estudos relevantes, algumas limitações devem ser consideradas. Segundo Santana *et al*. (2026), mesmo com a elaboração e teste prévio da *string* de busca, é possível que publicações relacionadas ao tema não tenham sido contempladas, especialmente aquelas que utilizam terminologias distintas ou abordagens específicas. Destaca-se ainda que nem todos os tipos de publicações são indexados em bases de dados, o que impede a cobertura completa da produção científica (Matorevhu, 2024).

Ademais, o recorte geográfico restrito ao Brasil pode ter reduzido a abrangência da análise ao excluir estudos internacionais relevantes, assim como a limitação ao idioma inglês pode ter desconsiderado produções científicas nacionais publicadas em português.

Por fim, a inclusão exclusiva de artigos de pesquisa, com a exclusão da literatura cinzenta, pode ter limitado o escopo da análise, uma vez que contribuições relevantes presentes em dissertações e teses não foram consideradas. Dessa forma, reconhece-se que tais critérios podem ter influenciado parcialmente os resultados obtidos.

Resultados e Discursão

Acervo bibliográfico

A análise visual dos descritores (palavras-chave), consolidada por meio da Nuvem de Palavras (Figura 2), evidencia a centralidade de termos metodológicos na produção científica recente. Observa-se que, além dos termos genéricos inerentes ao tema, como *hydrocarbons* e *biodegradation*, há uma predominância quantitativa de estratégias de intervenção específicas, com destaque para o ***bioaugmentation*** (bioaumentação) e a ***biostimulation*** (bioestimulação).

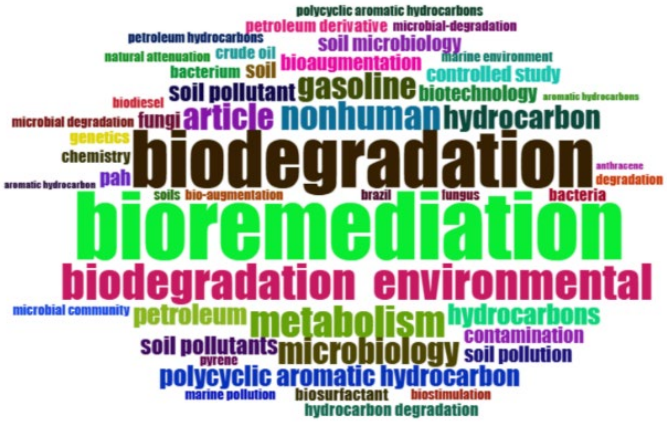


Figura 2: Nuvem de palavras mais citadas no período estudado
Fonte: Autores (2026)

A Figura 3 evidencia que a produção científica sobre biorremediação nacional possui forte atuação de universidades públicas. Observa-se a presença de autores com múltiplas conexões, indicando colaboração científica e atuação em diferentes frentes da área. As palavras-chave mais recorrentes confirmam que os estudos estão predominantemente voltados à biodegradação de hidrocarbonetos, especialmente compostos derivados do petróleo e hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAPs), reforçando o foco ambiental e microbiológico da pesquisa.

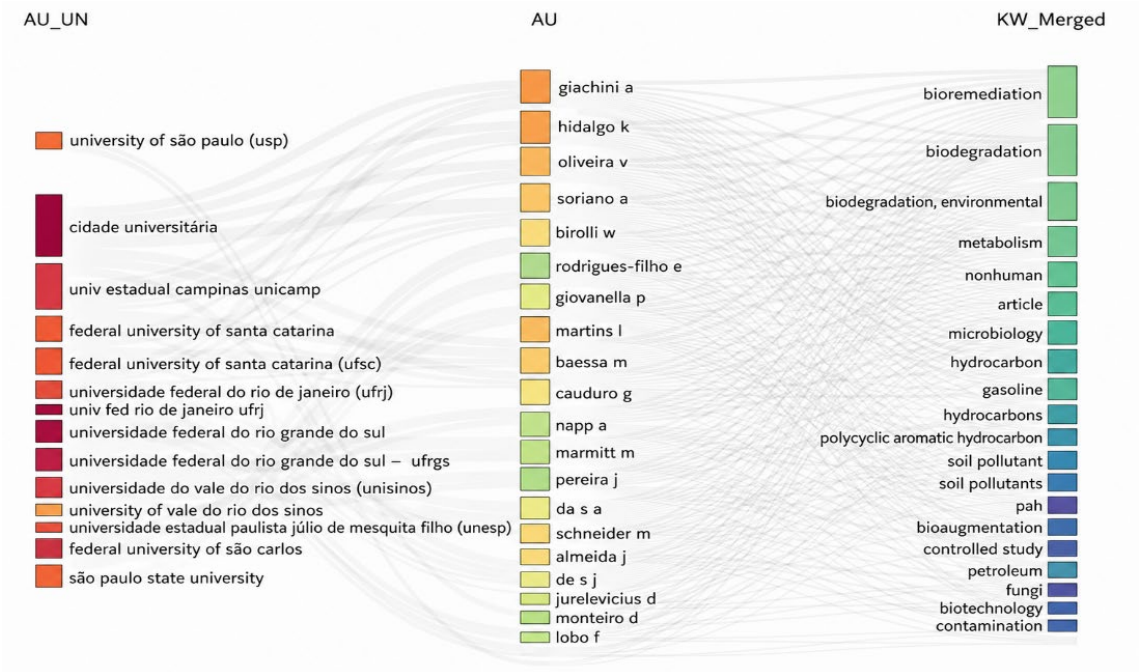


Figura 3: Diagrama *Three-Field Plot* relacionando universidade, autores e palavras-chave
Fonte: Autores (2026)

A Figura 4 mostra o *ranking* das 10 principais universidades brasileira com produções em relação ao tema investigado. A Universidade de São Paulo (USP), intitulada "cidade universitária" no gráfico, ocupa o topo do ranking em volume de publicações, seguida pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ). A presença de outras federais, como a UFC e a UFPR, reforça a existência de uma rede consolidada de investigação que abrange diferentes contextos geográficos do território nacional.

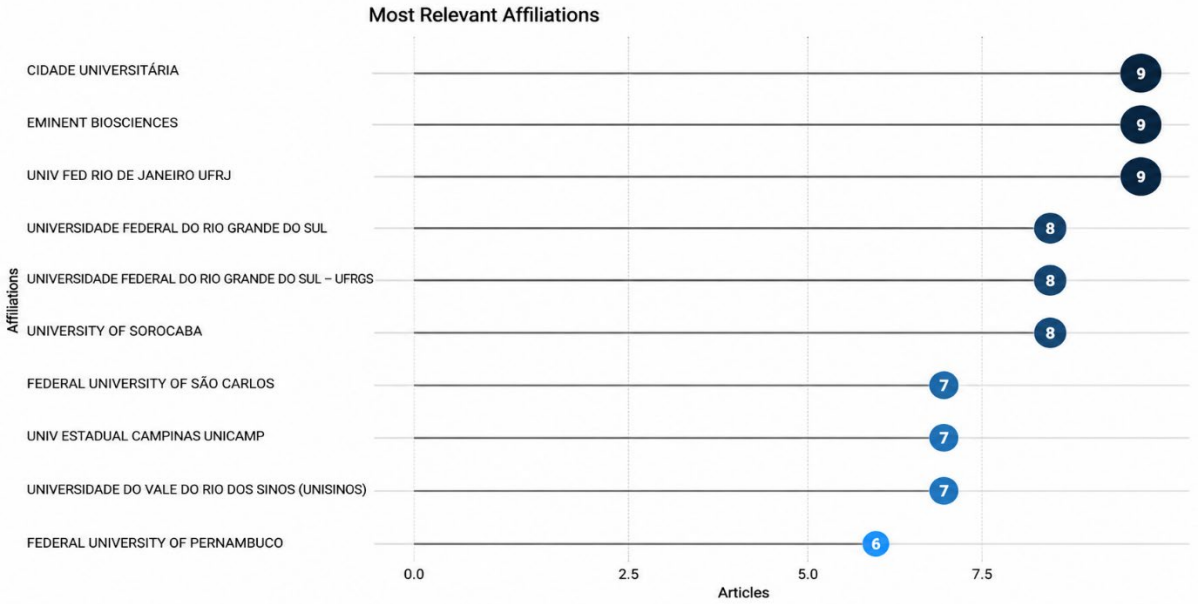


Figura 4: *Ranking* das universidades brasileiras mais relevantes em reação à produção sobre o tema analisado
Fonte: Autores (2026)

No que concerne ao impacto da produção científica (Figura 5), o estudo de Ferreira *et al*. (2023), publicado no periódico *Fermentation*, destaca-se como a principal referência na área, acumulando 21 citações globais em um curto período. Seguem-se os trabalhos de Salmazo *et al*. (2023) e Silva *et al*. (2024), com 16 e 12 citações, respectivamente, evidenciando que as discussões mais influentes sobre biorremediação no Brasil estão concentradas em publicações dos últimos três anos. Esse alto índice de citações em documentos recentes comprova a atualidade do tema e o rápido avanço das pesquisas nacionais sobre o metabolismo e a degradação de hidrocarbonetos.

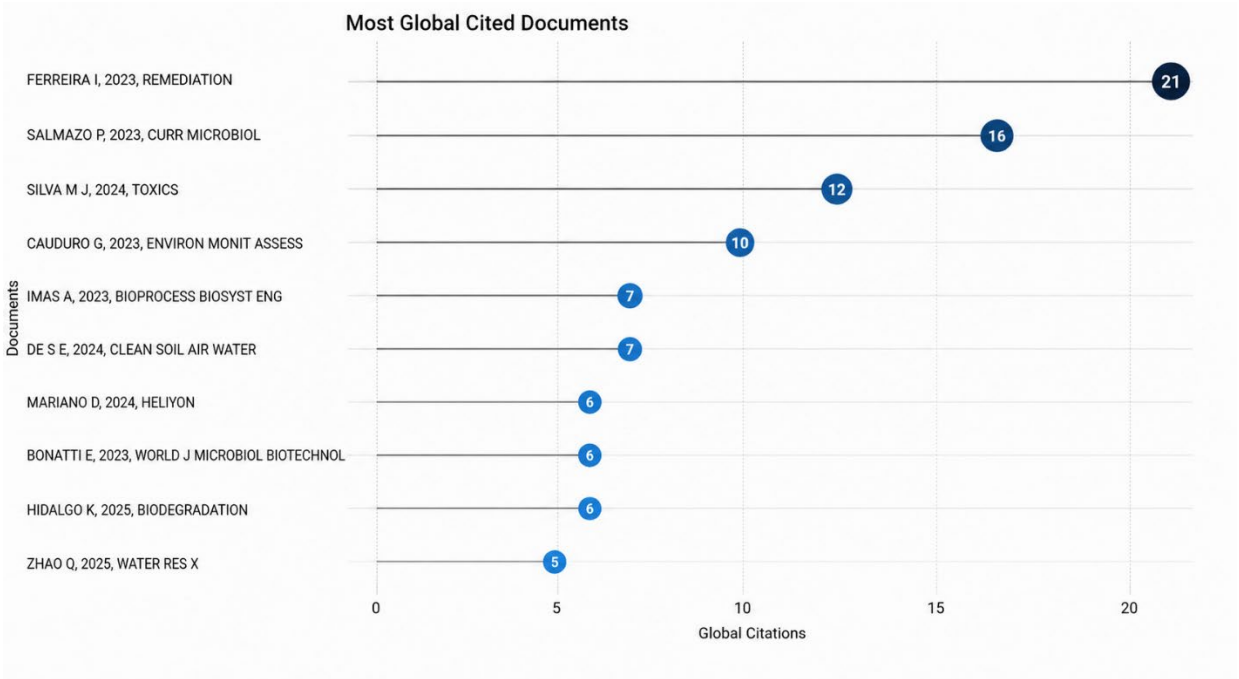


Figura 5: Documentos com maior impacto de citações globais no recorte da pesquisa (2023–2025).
Fonte: Autores (2026)

Crescimento temporal das publicações

A análise da distribuição temporal dos estudos evidencia crescimento da produção científica sobre biorremediação entre 2022 e 2025, com aumento progressivo e pico em 2025. O ano de 2024 também apresentou elevada frequência de publicações, indicando que os períodos mais recentes concentram a maior parte dos estudos e reforçam o caráter emergente da temática, possivelmente associado ao avanço de abordagens mais eficientes, como o uso de consórcios microbianos.

Em contraste, 2022 apresentou menor número de publicações, sugerindo uma fase inicial dentro do recorte analisado, enquanto a redução observada em 2026 está relacionada à limitação de dados disponíveis até o momento da análise. De modo geral, verifica-se uma expansão significativa da produção científica, com maior concentração nos anos recentes, evidenciando o fortalecimento da área (Figura 6).

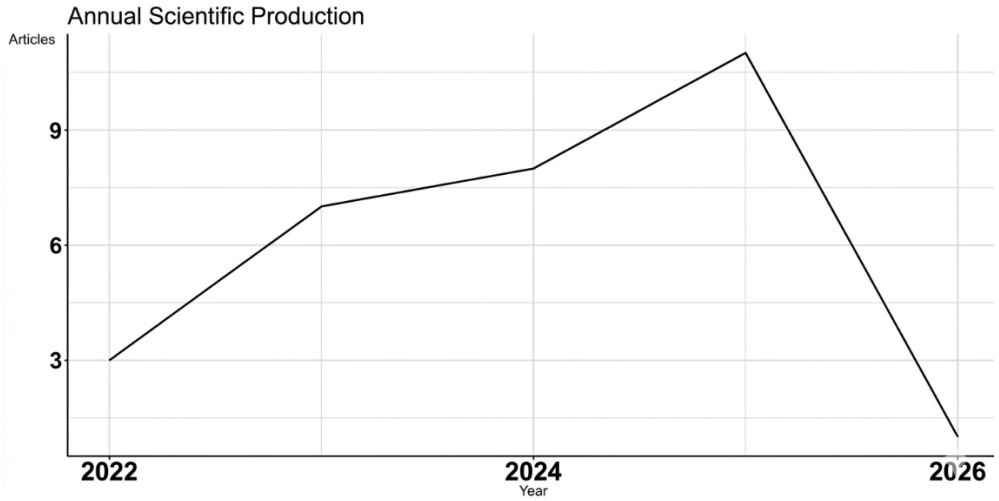


Figura 6: Distribuição temporal das produções
Fonte: Autores (2026)

Tendências da produção científica em biorremediação de petróleo e derivados

A avaliação da produção científica sobre a biorremediação de petróleo e seus derivados entre 2021 e 2026 evidenciou uma diversidade de abordagens, organismos e estratégias aplicadas em diferentes matrizes ambientais, como mostra a Tabela 2.

Categoria	Autores	Organismos	Técnica(s)	Tipo	Contribuição
Bactérias	Cauduro *et al*. (2022); Calderon-Fajardo *et al*. (2024); Salmazo *et al*. (2023)	*Burkholderia*, *Bacillus*	Bioaumentação	*Ex situ*	Degradação de HAPs (>60–80%)
Consórcios	Napp *et al*. (2022); Souza *et al*. (2025); Santaren *et al*. (2026); Siddique e*t al*. (2024); Zhao *et al*. (2025)	*Pseudomonas*, *Acinetobacter*, *Bacillus*	Bioaumentação/ estimulação	*In/Ex situ*	Alta eficiência (>70%)
Fungos	Ferreira *et al*. (2023); Bonatti et al. (2023)	*Yarrowia*, *Penicillium*, *Trichoderma*	Biossurfactantes	*Ex situ*	Aumento da degradação (>50–70%)
Algas	Almeida *et al*. (2022); WU *et al*. (2022)	*Nannochloropsis*	Biodegradação	*In/Ex situ*	Remoção de óleo/fenóis (~40–80%)

Tabela 2: Principais organismos, técnicas e eficiência na biorremediação de hidrocarbonetos derivados de petróleo
Fonte: Autores (2026)

Os resultados evidenciam a predominância de bactérias e consórcios microbianos na biorremediação de hidrocarbonetos, destacando-se pela elevada eficiência e adaptabilidade. Fungos e algas atuam como abordagens complementares, especialmente na degradação de compostos recalcitrantes e em ambientes aquáticos. Observou-se o predomínio de técnicas *ex situ*, embora aplicações *in situ* também sejam relevantes em condições naturais, indicando uma tendência de integração de estratégias para otimizar os processos.

As estratégias de biorremediação evidenciam a predominância de abordagens ativas, como bioestimulação, bioaumentação e o uso de consórcios microbianos, amplamente aplicadas em diferentes matrizes ambientais. Observa-se também a presença de estratégias complementares, como micorremediação e o uso de biossurfactantes, especialmente no tratamento de compostos mais recalcitrantes. Por outro lado, técnicas como atenuação natural e fitorremediação apresentaram frequência moderada, enquanto soluções baseadas na natureza foram menos exploradas. De modo geral, destaca-se a crescente adoção de abordagens combinadas, indicando uma tendência de integração de estratégias para ampliar a eficiência dos processos de biorremediação.

A análise da relação entre organismos e estratégias de biorremediação (Figura 7) evidenciou maior versatilidade de bactérias e consórcios microbianos, frequentemente associados a abordagens combinadas. Fungos estiveram principalmente

ligados à micorremediação, enquanto algas apresentaram associação com processos aplicados em ambientes aquáticos. Bioaumentação e bioestimulação destacaram-se como estratégias amplamente utilizadas, ao passo que a atenuação natural apresentou menor frequência.

Esses resultados indicam uma tendência crescente na literatura em direção à integração de múltiplas estratégias, especialmente com o uso de consórcios microbianos para maximizar a eficiência de degradação.

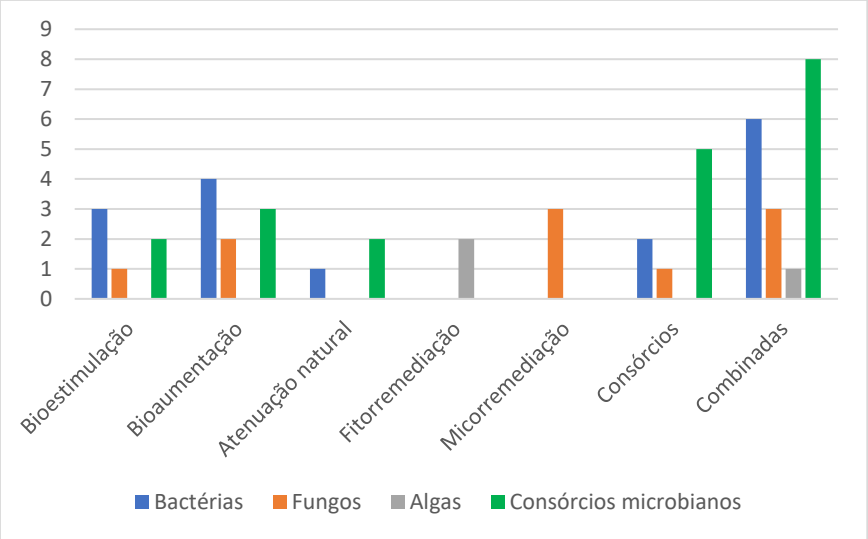


Figura 7: Distribuição das estratégias de biorremediação por tipo de organismo
Fonte: Autores (2026)

Estudos de revisão como o de (Jagaba *et al*., 2022) indicam que técnicas como fitorremediação e bioaumentação apresentam elevada eficiência na remoção de hidrocarbonetos, frequentemente superior a 60%, corroborando os resultados observados no presente estudo para o período de 2022 a 2026.

Considerações Finais

Os resultados evidenciam o crescimento da biorremediação de hidrocarbonetos como área de relevância científica, com destaque para os anos mais recentes. As bactérias desempenham papel central, embora o uso de consórcios microbianos e outras abordagens biológicas venha se consolidando, refletindo uma tendência de integração biotecnológica.

As estratégias mais utilizadas foram bioestimulação e bioaumentação, frequentemente combinadas, resultando em maior eficiência nos processos. Observou-se predominância de técnicas *ex situ*, embora abordagens in situ sejam fundamentais para aplicações reais.

De modo geral, destaca-se o avanço no uso de ferramentas moleculares e a necessidade de maior integração entre estudos laboratoriais e aplicações em campo, visando ampliar a eficiência e a aplicabilidade da biorremediação.

Referências Bibliográficas

ALMEIDA, Júlia Cintra *et al*. Phycoremediation of coastal marine water contaminated with dissolved oil by *Nannochloropsis oculata*. **Water, Air, & Soil Pollution**, [s. l.], v. 233, 469, 2022. DOI: https://doi.org/10.1007/s11270-022-05951-9. Disponível em: https://link.springer.com/article/10.1007/s11270-022-05951-9. Acesso em: 10 abr. 2026.

ANDRADE, Juliano de Almeida *et al*. Biorremediação de solos contaminados por petróleo e seus derivados. **Eclética Química**, São Paulo, v. 35, n. 3, p. 17-43, 2010.DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-46702010000300002. Disponível em: https://www.scielo.br/j/eq/a/sGLvgg5B6qBspNBtncd9GKq/. Acesso em: 11 abr. 2026.

BONATTI, Erika *et al*. Endophytic, extremophilic and entomophilic fungi strains biodegrade anthracene showing potential for bioremediation. **World Journal of Microbiology and Biotechnology**, [s. l.], v. 39, n. 6, art. 152, 2023. DOI: https://doi.org/10.1007/s11274-023-03590-8. Disponível em: https://link.springer.com/article/10.1007/s11274-023-03590-8. Acesso em: 07 abr. 2026.

CALDERON-FAJARDO, Alejandra *et al*. Taxonomic and evolutionary insights from comparative genomics of hydrocarbon degrading bacteria isolated from petroleum reservoirs. **Journal of Hazardous Materials Advances**, [s. l.], v. 15, 100439, 2024. DOI: https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2024.100439. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2772416624000408?via%3Dihub. Acesso em: 11 abr. 2026.

CAUDURO, Guilherme Pinto *et al*. *Burkholderia vietnamiensis* G4 as a biological agent in bioremediation processes of polycyclic aromatic hydrocarbons in sludge farms. **Environmental Monitoring and Assessment**, [s. l.], v. 195, n. 1, art. 116, nov. 2022. DOI: https://doi.org/10.1007/s10661-022-10733-1. Disponível em: https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-022-10733-1. Acesso em: 07 abr. 2026.

FERREIRA, Tatiana Felix *et al*. Biosurfactant Production from the Biodegradation of n-Paraffins, Isoprenoids, and Aromatic Hydrocarbons of Crude Oil by *Yarrowia lipolytica* IMUFRJ 50682. **Fermentation**, [s. l.], v. 9, n. 1, p. 21, 2023. DOI: https://doi.org/10.3390/fermentation9010021. Disponível em: https://www.mdpi.com/2311-5637/9/1/21. Acesso em 10. abr. 2026.

GAYLARDE, Christine Claire *et al*. Biorremediação, Aspectos Biológicos e Técnicos de xenobióticos. **Biotecnologia Ciência & Desenvolvimento**, [*s. l.*], v. 34, p. 36-43, 2005. Disponível em: https://d1wqtxts1xzle7.cloudfront.net/33137656/biorremediacao_34-libre.pdf. Acesso em: 11 abr. 2026.

JAGABA, Ahmad Hussaini *et al*. Diverse sustainable materials for the treatment of petroleum sludge and remediation of contaminated sites: A review. **Cleaner Waste Systems**, [*s. l.*], v. 2, 100010, 2022. DOI: https://doi.org/10.1016/j.clwas.2022.100010. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2772912522000100?via%3Dihub. Acesso em 11 abr. 2026.

KOSHLAF, Eman; BALL, Andrew S. Soil bioremediation approaches for petroleum hydrocarbon polluted environments. **AIMS Microbiology**, [*s. l.*], v. 3, n. 1, p. 25–49, 2017. DOI: https://doi.org/10.3934/microbiol.2017.1.25. Disponível em: https://pmc.ncbi.nlm.nih.gov/articles/PMC6604977/. Acesso em: 10 abr. 2026.

MAJEED, Bzhwen Khalid; SHWAN, Dler M. S.; RASHID, Khasraw Abdullah. A review on environmental contamination of petroleum hydrocarbons, its effects and remediation approaches. **Environmental Science: Processes & Impacts**, [*s. l.*], v. 27, p. 526-548, 2025. DOI: https://doi.org/10.1039/D4EM00548A. Disponível em: https://pubs.rsc.org/en/content/articlehtml/2025/em/d4em00548a?casa_token=QHiqU-WkGOAAAAAA:JX-s3P8v-oYrH1tAbVUKu8LTmMVuEnhGJIMCjrJ9arGNcEniz7tkz19898Y5t1s9wk3VAhZzzCpO6nc. Acesso em 10 abr. 2026.

MATOREVHU, A. Bibliometrics: Application Opportunities and Limitations. *In*: **Bibliometria - Uma Ferramenta Metodológica Essencial para Projetos de Pesquisa**. [*S. l.*]: IntechOpen, 2024. DOI: https://doi.org/10.5772/intechopen.1005292. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/381939232_Bibliometrics_Application_Opportunities_and_Limitations. Acesso em: 10 abr. 2026.

MEKONNEN, B. A. *et al*. Bioremediation of petroleum hydrocarbon contaminated soil: a review on principles, degradation mechanisms, and advancements. **Frontiers in Environmental Science**, [*s. l.*], v. 12, p. 1354422, 2024. DOI: https://doi.org/10.3389/fenvs.2024.1354422. Disponível em: https://www.frontiersin.org/journals/environmental-science/articles/10.3389/fenvs.2024.1354422/full. Acesso em 12 abr. 2026.

NAPP, A. P. *et al*. Scale-up treatment of petroleum hydrocarbon-contaminated soil using a defined microbial consortium. **International Journal of Environmental Science and Technology**, [s. l.], v. 19, p. 5351–5362, 2022. DOI: https://doi.org/10.1007/s13762-021-03467-z. Disponível em: https://link.springer.com/article/10.1007/s13762-021-03467-z. Acesso em: 12 abr. 2026.

SALMAZO, Paulo *et al*. Evaluation of *Bacillus subtilis* as a tool for biodegrading diesel oil and gasoline in experimentally contaminated water and soil. **Current Microbiology**, [s. l.], v. 80, n. 94, fev. 2023. DOI: https://doi.org/10.1007/s00284-022-03175-y. Disponível em: https://link.springer.com/article/10.1007/s00284-022-03175-y. Acesso em: 12 abr. 2026.

SALOMOVÁ, Sarvinoz Salimovna. A importância da indústria mundial de petróleo e gás em economia dos países. **American Journal of Economics and Business Management**, [*s. l.*], v. 7, n. 12, p. 1414-1418, 2024. Disponível em: https://www.globalresearchnetwork.us/index.php/ajebm/article/view/3807. Acesso em: 11 abr. 2026.

SANTANA, Filipe de Oliveira *et al*. Modelos digitais de elevação na sustentabilidade costeira: uma análise bibliométrica sobre erosão e morfodinâmica. **Meio Ambiente (Brasil)**, [*s. l.*], v. 8, n. 2, p. 2-18, 2026. DOI: https://doi.org/10.66205/mabra.v8i2.575. Disponível em: https://meioambientebrasil.com.br/index.php/MABRA/article/view/575. Aceso em 10 abr. 2026.

SANTAREN, Karen C. F. *et al*. Microbial community dynamics in marine water: influence of hydrocarbon type and exposure time. **Environmental Toxicology**, [s. l.], v. 0, p. 1–12, 2026. DOI: https://doi.org/10.1002/tox.70070. Disponível em:

https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/tox.70070. Acesso em: 09 abr. 2026.

SANTOS, Geovane Camilo dos. Análise Bibliométrica dos Artigos Publicados como Estudos Bibliométricos na História do Congresso Brasileiro de Custos. **Pensar Contábil**, Rio de Janeiro, v. 17, n. 62, p. 4-13, 2015. Disponível em: http://www.atena.org.br/revista/ojs-2.2.3-08/index.php/pensarcontabil/article/view/2527/2151.

SIDDIQUE, Afrah *et al*. Diversity of hydrocarbon-degrading bacteria in mangroves rhizosphere as an indicator of oil-pollution bioremediation in mangrove forests. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 205, 116620, 2024. DOI: https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116620. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X24005976?via%3Dihub. Acesso em: 12 abr. 2026.

SILVA, B. L. de O. da; OLIVEIRA, J. A. B. de; AQUINO, K. A. da S. PETROFLEX: flexquest para o ensino de ciências no contexto do derramamento de óleo nas praias brasileiras. **Ensino de Ciências e Tecnologia em Revista – ENCITEC**, [s. l.], v. 16, n. 1, p. 69-83, 2025. Disponível em: https://revistas.san.uri.br/revistas/index.php/encitec/article/view/2164. Acesso em: 06 abr. 2026

SILVA, J.P. M. *et al*. Exploring Novel Fungal–Bacterial Consortia for Enhanced Petroleum Hydrocarbon Degradation. **Toxics** 2024, 12, 913. https://doi.org/10.3390/toxics12120913. Disponível em: https://www.mdpi.com/2305-6304/12/12/913. Acesso em: 10 abr. 2026.

SOARES, Sandro Vieira *et al*. Pesquisa bibliográfica, pesquisa bibliométrica, artigo de revisão e ensaio teórico em Administração e Contabilidade. **Administração: Ensino e Pesquisa**, Rio de Janeiro, v. 19, n. 2, p. 308–339, 2018. DOI: https://doi.org/10.13058/raep.2018.v19n2.970. Disponível em: https://raep.emnuvens.com.br/raep/article/view/970. Acesso em: 11 abr. 2026.

SOUZA, João Carlos de *et al*. High-performance microbial fuel cell for aromatic hydrocarbon bioremediation: leveraging a unique mangrove-derived electrogenic consortium. **ACS Omega**, [s. l.], v. 10, p. 51074−51087, 2025. DOI: https://doi.org/10.1021/acsomega.5c05703. Disponível em: https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acsomega.5c05703. Acesso em: 06 abr. 2026.

WU, Ping *et al*. Bioremediation of phenolic pollutants by algae - current status and challenges. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 350, 126930, 2022. DOI: https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.126930. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0960852422002590?via%3Dihub. Acesso em: 12 abr. 2026.

ZHAO, Qian et al. Dual-purpose elemental sulfur for capturing and accelerating biodegradation of petroleum hydrocarbons in anaerobic environment. **Water Research X**, [s. l.], v. 26, 100290, 2025. DOI: https://doi.org/10.1016/j.wroa.2024.100290. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2589914724000793?via%3Dihub. Acesso em: 11 abr. 2026.

POTENCIAL DE ENCAPSULAMENTO DOS CONTAMINANTES DO REJEITO DE FLUORITA ÁLCALI ATIVADO PELO MÉTODO "*ONE-PART*"

1 Tiago Luiz Costa da Silva, 2 Helena Paula Nierwinski, 3 Andres Maurício Lotero Caicedo, 4 Michele da Luz Moro, 5 Fernando Pinheiro Weber, 6 Rodrigo Limana Salla, 7 Nilo Cesar Consoli

1 UFSC, e-mail: tiagoluizcosta@mpf.mp.br; 2 UFSC, e-mail: helena.paula@ufsc.br; 3 UIS, e-mail: amolotcai@uis.edu.co; 4 ESUCRI, e-mail: michelelmoro2@gmail.com; 5 UFSC, e-mail: fernandopw@vibraenergia.com.br; 6 UDESC, e-mail: rodrigosalla77@gmail.com; 7 UFRGS, e-mail: consoli@ufrgs.br

Palavras-chave: Rejeito de Fluorita; Álcali-ativação; Lixiviação.

Resumo

A produção da fluorita nacional apresenta destaque relevante no sul do Brasil. Apesar das diversas aplicações industriais de tal mineral, como: na indústria de higiene por meio de pasta dental, combustíveis ou mesmo solventes, o rejeito desse processo ocasiona a geração de passivos ambientais pela carência de destinação ambientalmente adequada, a fim de evitar a mobilidade dos metais para sítios, como os solos ou água subterrânea, de diversos elementos, dentre eles o próprio flúor. Assim, considerando essa perspectiva, um desafio pertinente regionalmente são formas de estabilizar esse rejeito para reduzir a mobilidade dos contaminantes. Visando atuar nesse limiar, técnicas inovadoras como a ativação alcalina pode ter potencial a ser avaliada, mediante a disponibilidade de precursores na região, situação atendida pela existência de cinzas volantes oriundas de termoelétricas que necessitam de destinação no sul do País. Ciente disto, essa pesquisa busca avaliar a capacidade de efetuar o encapsulamento de contaminantes do rejeito de fluorita por meio de técnica de ativação alcalina, frente ao potencial observado para estabilização tradicional com hidróxido de cálcio ($Ca(OH)_2$). O programa experimental para atingir tal meta contou com caracterização mineralógica e química dos rejeitos de fluorita e cinza volante por meio de ensaios DRX e FRX. Além desse ponto, para moldagem dos corpos de prova, a fim de reprodução da condição das pilhas compactadas, foram realizados ensaios de granulometria a laser e compactação no Proctor Normal conforme NBR 7182 (ABNT, 2025). Com base nesses dados foi realizada a ativação alcalina empregando 30% de cinza volante em peso seco por corpo de prova (CP) com relação Si/Na de 2,5 e utilizando como ativadores alcalinos o silicato de sódio e hidróxido de sódio. Os CPs foram curados por 28 dias, sendo aplicada cura térmica de 70°C nas primeiras 48hs. O método de cura foi o mesmo aplicado para estabilização pela técnica tradicional com uso de 2% de $Ca(OH)_2$ do peso seco do CP. Superada essa etapa se efetuou o ensaio de resistência à compressão simples não confinada (RCS) para avaliar se houve ativação alcalina de fato, sendo posteriormente aproveitado esses CPs para realizar ensaios de lixiviação, conforme NBR 10005 (ABNT, 2004) para alguns elementos e NBR 10004-2 (ABNT, 2024). Entre os ensaios realizados se constatou que caracterização mineralógica e química apontaram concordância entre os métodos fornecendo alguns indicativos de elementos a serem avaliados na lixiviação. Os ensaios de RCS demonstraram efetividade na ativação alcalina permitindo continuidade do experimento na lixiviação. Nessa etapa final se constatou que em geral a álcali ativação apresentou para a maior parte dos elementos avaliados valores superiores à estabilização tradicional, possivelmente pelo método de cimentação e características anfotérica de alguns elementos. Considerando as características observadas na álcali-ativação, essa não apresentou resultados significativos de encapsulamento, ainda que bons ganhos de resistência à compressão, sendo uma inovação frente o típico apontamento da literatura da capacidade de encapsulamento dessa técnica, sendo uma sugestão futura maiores estudos para outros rejeitos e condições de longo prazo.

Introdução

Um mineral com determinada rigidez locacional e ao mesmo tempo produção estratégica nacional é a fluorita, a qual corresponde ao fluoreto de cálcio (CaF_2). Esse mineral se apesenta em mineralização em estruturas conhecidas como filões em ambientes transtensionais no cruzamento de falhas com fraturas, cimentando as descontinuidades abertas, mais precisamente fraturas, como a fluorita bandada, ou ainda maciça, cimentando fragmento de rochas, em fases mais antigas da fluorita ou brechas tendo ocorrência no sul do Brasil, em estados como Paraná e Santa Catarina (Silva; Bastos Neto; Holz, 2009; Biondi, 2015).

Em Santa Catarina o distrito fluorítico foi um dos principais afloramentos nacionais, com aplicação no caso do grau ácido na fabricação de produtos químicos denominados fluorquímicos. Esse mineral guarda certa semelhança quando considerada as produções em Santa Catarina e Paraná devido ao processo de beneficiamento, incluindo a flotação com estágio de "*Rougher-Scavenger*" seguido de "*Cleaner-Recleaner*", assim como predominâncias de sílica (SiO_2), apresentando valores médios, segundo Fujimura (1989), entre 28 e 33% (Savi, 2004; Sampaio *et al*., 2008; Coelho, 2009; Wang *et al*., 2021; Lu *et al*., 2024).

Discutindo sobre o subproduto desse processo se tem durante os anos a geração de grandes pilhas de rejeitos. Esses rejeitos quando não estabilizados apresentam potencial, conforme Shaji *et al*. (2024), de expor por lixiviação os contaminantes presentes na composição mineralógica, dentre eles o flúor e fluoretos. Essas substâncias podem ser tóxicas, ficando absorvidas ou adsorvidas na estrutura do solo, mas principalmente na água subterrânea; Os impactos desse processo se dão em decorrência do caráter reativo com característica altamente solúvel (como o fluoreto de hidrogênio), tendo impactos diretos inclusive na saúde humana como: fluorose dentária e esquelética (Bombik; Bombik; Rymuza, 2020; Shaji *et al*., 2024).

Visando controlar esses impactos ambientais o uso de técnicas de estabilização ambiental dos rejeitos mostra-se primordial. Dentre elas uma condição com potencial ainda não recorrentemente discutido corresponde ao uso da álcali-ativação. Essa técnica de álcali-ativação envolve uma sequência de fenômenos físico-químicos, conforme descrito por Fernández-Jiménez e Paolomo (2005). Portanto, um ativador alcalino promove a dissolução parcial das estruturas dos precursores de aluminosilicatos, resultando na formação de novas fases cimentantes por meio de reações de precipitação e policondensação. Como consequência, ocorre a densificação da matriz e a reorganização estrutural do material, formando um sólido amorfo, com eventual potencial de encapsulamento ou imobilização de certos elementos químicos. Tal medida se dá associada aos processos de precipitação de cátions e ânions pela retenção e interação com as estruturas minerais constituintes formadas (Soriano, 2014; Carbajal *et al*., 2022; Padhye *et al*., 2023; Hemsi, 2024).

Ainda na temática de alcali-ativação, este método pode ser amplificado se aplicado consorciado a outro tratamento ambiental como a remediação térmica por aquecimento condutivo "*in situ*" (Vidonish *et al*., 2016; Sun *et al*., 2024; Wang *et al*., 2024).

Diante deste contexto regional, mostra-se relevante buscar nessa pesquisa determinar a capacidade de encapsular os eventuais elementos lixiviáveis do rejeito de fluorita por meio da aplicação de técnica de álcali-ativação por "*One-Part*" frente à estabilização do mesmo material por técnica tradicional com uso de hidróxido de cálcio ($Ca(OH)_2$).

Material e Métodos

No programa experimental se iniciou com a caracterização do rejeito de fluorita e da cinza volante. Essa última se mostra relevante por configurar como um subproduto da geração de energia em termoelétricas no Sul do país, apresentando desafios de descarte, o que demanda uma destinação adequada, ao mesmo tempo que é um material que se caracteriza como um precursor do processo de álcali-ativação.

Para a caracterização química do rejeito e cinza volante se fez uso da Espectrometria de Fluorescência de Raios X (FRX), sendo quantificadas as concentrações dos elementos químicos expressos na forma de óxidos. Além dessa, a caracterização da mineralógica foi realizada para conhecer os potenciais elementos envolvidos sendo feita por meio de Difração de Raios X (DRX), com preparação individual das amostras de rejeito e cinza volante. As análises foram realizadas no difratômetro de raios X modelo X'Pert, com posterior uso do software TOPAS, aplicação do método de Rietveld. Além desse se utilizou de forma complementar o equipamento LabX XRD6100 da Shimadzu, com interpretação inicial no software Match3.

Visando reproduzir a condição da pilha compactada e estabilizada dos depósitos de rejeito foram realizados ensaios de Proctor Normal, conforme a NBR 7182 (ABNT, 2025a). A partir desses ensaios foi possível moldar os corpos de prova (CPs) cilíndricos de 5x10 cm. Os CPs utilizaram relação Si/Na de 2,5, com base na composição do hidróxido de sódio (NaOH) proveniente da empresa Neon Comercial Reagentes Analíticos Ltda. E, silicato de sódio (Na2SiO3), fornecido pela empresa Dinâmica Química Contemporânea Ltda. A relação Si/Na adotada visa abordar uma faixa elevada de sílica como no estudo de Tigue *et al*. (2018) e, a dosagem de cinza volante em relação ao peso seco da amostra foi adotada como sendo igual a 30%, como visto nos estudos de Hita, Criado (2022) e Dixt, Kumar Das (2025).

Previamente à compactação se efetuou ensaio de granulometria a laser (no laboratório do SENAI), seguindo posteriormente para a definição da curva de compactação. Assim, pode-se estabelecer as dosagens, para moldagem dos corpos de prova adotando-se de forma fixa um teor de umidade e massa específica aparente seca. No processo de moldagem dos CPs utilizou-se técnica estática com uso de prensa eletrônica CBR/Marshall com capacidade de carga de 5 toneladas (50 kN), presente no Laboratório de Engenharia Civil (LECESUCRI). Uma vez moldados, os CPs foram curados a 70 °C nas primeiras 48 horas, seguido de acondicionamento em sacos plásticos tipo *zip-lock* até chegar aos 28 dias para ruptura e realização dos demais ensaios. A ruptura foi realizada em triplicata, para ponderar se a álcali-ativação foi efetiva, avaliando-se a cimentação. Aplicou-se uma velocidade de ruptura de 1,14 mm/min na mesma prensa, com leitura da carga em quilograma-força (kgf). Feito esse ensaio as amostras foram então cominuídas mecanicamente para realização do ensaio de lixiviação.

Para avaliar os impactos decorrentes da lixiviação, foi previamente realizado o ensaio de caracterização ácido-base (*Acid-Base Accounting* - ABA) conforme metodologia de Sobek *et al*. (1978) em atendimento a NBR n° 10004 (ABNT, 2024). O ensaio ABA foi realizado no RDLab em Urussanga/SC. Posteriormente caso o resultado dos ensaios ABA ficassem na incerteza seguiu-se para os ensaios previstos na NBR 10004-2 (ABNT, 2024) para os elementos alumínio (Al), chumbo (Pb), Fluor (F), ferro (Fe), vanádio (V), zinco (Zn). Bário (Ba), manganês (Mn) e leitura de pH. Esses elementos foram avaliados com base no extrato lixiviado, conforme a NBR 10005 (ABNT, 2004a), exceto pela digestão ácida, suprimida em decorrência da formação de géis no caso do material álcali-ativado e que foi replicada para a técnica de estabilização tradicional.

Os ensaios em questão foram realizados para a variável da pesquisa que corresponde à capacidade de encapsulamento dos contaminantes frente à estabilização álcali-ativada, em comparação com a técnica tradicional com uso de $Ca(OH)_2$, fornecido pela empresa Dinâmica Química Contemporânea Ltda.

O método de estabilização tradicional considerou de forma consorciada os rejeitos de fluorita misturados a 30% de cinza volante e cerca de 2% de $Ca(OH)_2$, valor esse comum na estabilização de solos com esse tipo de cinza, como visto no estudo de Meneguz (2024).

Quanto à obtenção de materiais para desenvolvimento da pesquisa, o rejeito de Fluorita foi obtido de mineradora localizada em Cerro Azul-PR. O material foi coletado por meio de caminhamento expedido no depósito (decorrente da produção do grau ácido), sendo, então, previamente seco em estufa a 100 ± 3 °C, por 24 horas, no laboratório da Faculdade ESUCRI. Processo semelhante foi aplicado para a cinza volante de termoelétrica situada na região sul do Brasil, proveniente da geração de energia pela queima do carvão CE 4500, divergindo apenas que essa foi previamente peneirada na peneira #200 antes de ser seca na estufa.

Resultados e Discussões

Considerando os apontamentos do programa experimental, pode-se com base nos ensaios realizados, obter resultados referentes à caracterização mineralógica e química do rejeito e precursor, bem como do ensaio de compactação e resistência mecânica, juntamente com uma avaliação mais detalhada do ensaio ácido-base, além dos extratos lixiviados oriundos das duas formas de estabilização propostas nessa pesquisa.

Como resultados dos ensaios de caracterização mineralógica inicial, se tem pelos ensaios de DRX (Figura 1), no rejeito de fluorita predominância de picos cristalinos com: muscovita ($KAl_2(AlSi_3O_{10})(OH)_2$), quartzo ($SiO_2$), fluorita ($CaF_2$) e ferrosilita ($FeSiO_3$), os quais conversam adequadamente com os resultados observados no FRX (Tabela 1) com concentrações em óxidos de Fe_2O_3 (32,27%) e SiO_2 (28,89%) e Al_2O_3 somado a K_2O resultando em 18,05%. Essas características com predominância de sílica oriunda da formação granítica das rochas encaixantes desses materiais, mostram-se preponderantes nos rejeitos, bem como, presença de Al_2O_3 típico de solos naturais, enquanto elementos como K_2O e Fe_2O_3 são associados a polpa de flotação do tratamento do minério, como apontado nos estudos de Savi (2004).

Tabela 1 - Concentração de óxidos (>0,5%) obtida por FRX para o rejeito de fluorita e cinza volante.

Material	SiO_2	Al_2O_3	Fe_2O_3	K_2O	CaO	TiO_2	SO_3
Rejeito de Fluorita (%)	28,89	9,77	32,27	8,28	5,04	1,07	-
Cinza Volante #200 (%)	60,82	23,08	6,18	3,78	2,44	1,32	0,57

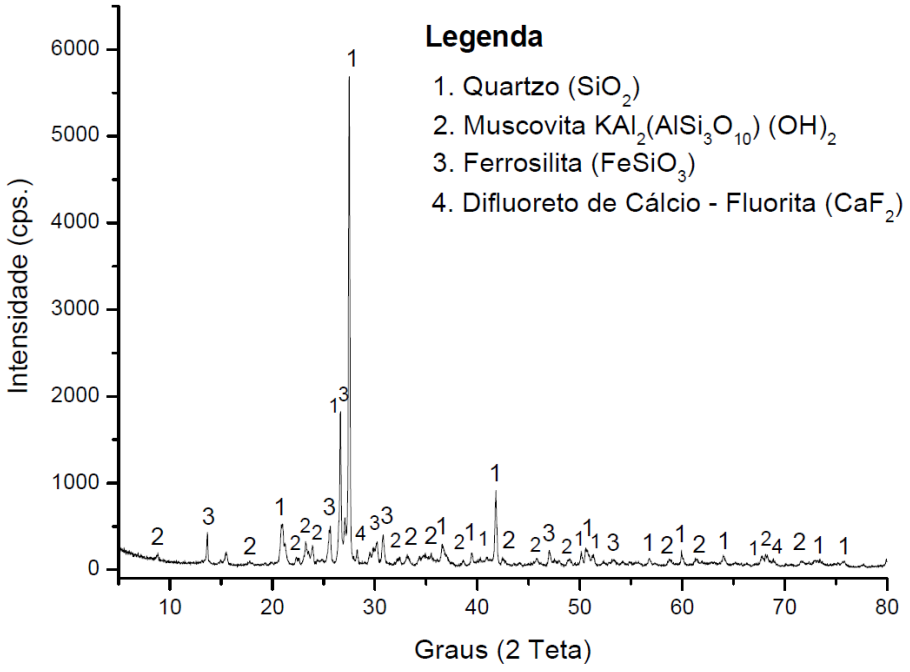


Figura 1. Difratograma de raios X do rejeito de fluorita.

Entretanto para avaliação adequada do processo de álcali-ativação, deve-se pontuar também as características dos materiais precursores, esse como previamente apontado correspondente a cinza volante, que apresentou estrutura semicristalina, chegando a valores de material amorfo de 74% e cristalinidade por volta de 26%, segundo análise pelo método Rietveld. Nesse contexto, ainda analisando a condição do DRX, registra-se halo amorfo entre 10° e 35° (Figura 2), que são fundamentais para interação química das reações de cimentação das amostras, sendo esse intervalo condizente com os estudos de Costa *et al*. (2023).

No que se refere aos picos de cristalinidade, esses apresentaram, assim como para o rejeito de fluorita, uma coerência boa entre FRX e DRX, tendo em vista os picos de Bragg para os aluminosilicatos fundamentais para precursores bem indicativos, isto é, pode-se constatar fontes de alumínio e sílica pela mulita ($Al_2O_3 \cdot SiO_2$) e de sílica propriamente pelo quartzo (SiO_2), que apresentaram predominância de óxidos de 60,82% para SiO_2 e 23,08% para Al_2O_3 (Tabela 1). Além desses materiais, ainda foram pontos consideráveis visto em concentração para as cinzas e, por conseguinte, análise na lixiviação, o Fe_2O_3 com 6,18% da amostra e o CaO com 2,44% da amostra, o que enquadra e confirma a cinza utilizada na pesquisa como sendo do tipo F.

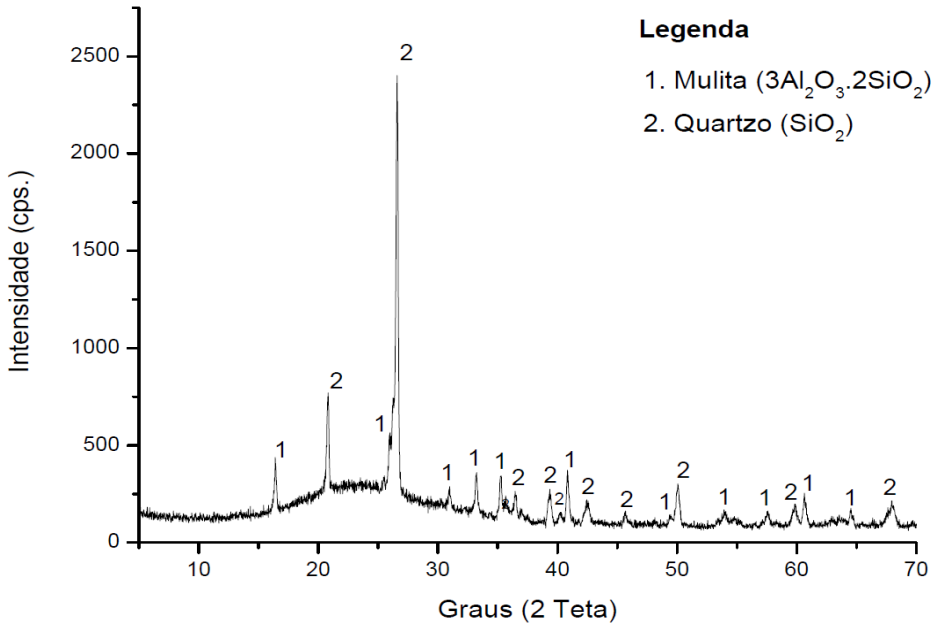


Figura 2. Difratograma de raios X da cinza volante.

Para análise granulométrica (Figura 3) se observou a classificação do rejeito como material areno-siltoso, apresentando predominância de areia fina (63,60%), enquanto as cinzas volantes apresentaram característica de material silto-arenoso, com predominância de silte (72,25%), seguida de 19,12% de areia fina.

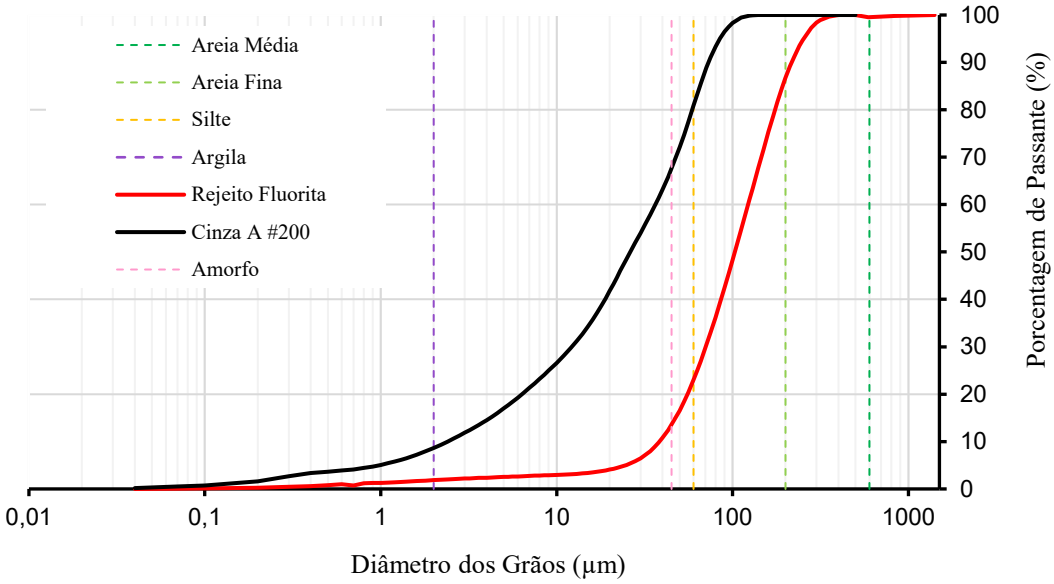


Figura 3. Curvas granulométricas do rejeito de fluorita e da cinza volante

A fim de obter as condições utilizadas para moldar os corpos de prova foi realizado o ensaio de compactação, nele pode-se verificar uma umidade ótima na ordem de 12,6 % estando, portanto, condizente com um material com característica predominante arenoso a siltoso, como visto na análise granulométrica. Já a massa específica aparente seca máxima obtida foi da ordem de 1,36 g/cm³ (Figura 4). Entretanto, buscando atrelar a uma condição de compactação de campo com menos controle e menor densidade, adotou-se para a moldagem dos CPs teores de umidade de 12% e massa específica aparente seca de 1,35 g/cm³.

Para os ensaios de resistência à compressão simples não confinada a fim de avaliar a efetividade da cimentação no processo de álcali-ativação, pode-se constatar que ao final do tempo de cura de 28 dias, estes apresentaram certa rigidez e consistência típicas de CPs cimentados, com valores de resistência à compressão simples indicando cimentação das estruturas cerca de 81 vezes maiores que a condição com estabilização tradicional com $Ca(OH)_2$.

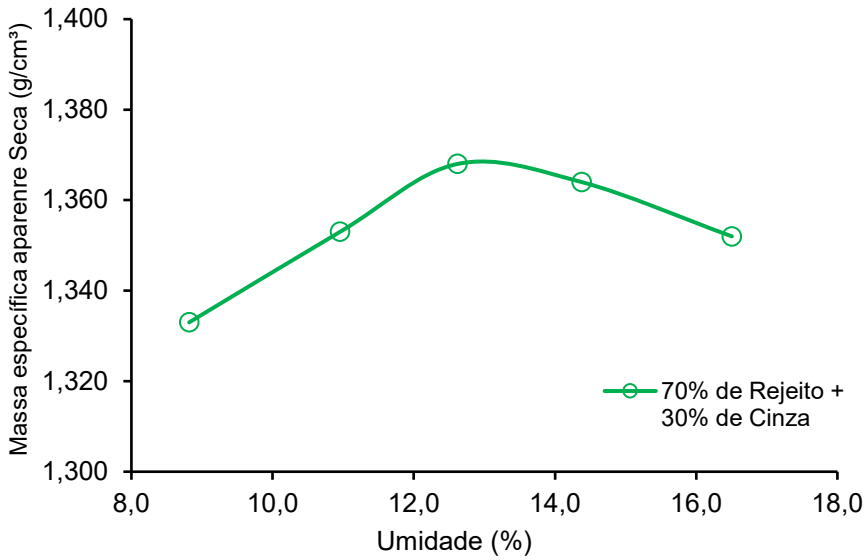


Figura 4. Curva de compactação da mistura rejeito+cinza

Para os ensaios ácido-base os valores de *Net Neutralization Potential* (NNP) foram classificados como dentro da incerteza (-20 até +20) do método, tendo em vista o resultado de 11,17. Considerando a busca por uma análise mais conservadora realizaram-se ensaios de lixiviação para os materiais álcali-ativados e para os estabilizados com $Ca(OH)_2$. Assim, nesse contexto pode-se enquadrar os comportamentos por agrupamentos, onde semimetais como Al, Pb e o ametal F apresentaram característica onde o material álcali-ativado apresentou razões de 103; 13; e 379 vezes maiores concentrações respectivamente, do que as observadas para a estabilização com $Ca(OH)_2$ (Figura 5). Já no grupo dos metais elementos como Fe, V e Z as concentrações verificadas para álcali-ativação foram de cerca de 6; 152; e 2 vezes, respectivamente, quando em comparação as da estabilização por $Ca(OH)_2$ (Figura 6).

Com comportamento divergente do visto anteriormente pode-se apontar os elementos Mn e Ba, que apresentaram valores abaixo do limite de quantificação para ambos os métodos de estabilização no caso do manganês, e inferior para condição álcali-ativada cerca de 7,44 vezes frente à estabilização com $Ca(OH)_2$, para o Ba (Figura 7). Lembrando que toda a análise de lixiviação obteve valores de pH superiores a 12 unidades nos dois métodos de estabilização.

Trazendo luz aos comportamentos observados constata-se que não necessariamente o pH reagiu como condição de controle das reações, havendo diferenças entre as lixiviações oriundas dos elementos, sendo possível atribuir muito disso ao comportamento anfotérico de certos elementos. Assim, pode-se constar que para elementos como Al, Zn e Pb, de caráter anfotérico por exemplo, é relatada na literatura uma maior mobilidade tanto em condições muito ácidas, quanto em condições alcalinas, transformando os minerais como gibbisita ou hematita em transições para condições mais solúveis, com incremento de lixiviação em pH elevado. Tal situação resulta em maior mobilidade dos elementos e elevação das concentrações, como discutido por Komonweeraket *et al.* (2015), Ferrazzo *et al*. (2023) e Menegolla *et al*. (2025), ou ainda por Xing; Wang; Yu (2025), ao avaliar anfoterismo em materiais solidificados por álcali-ativação com cinza volante.

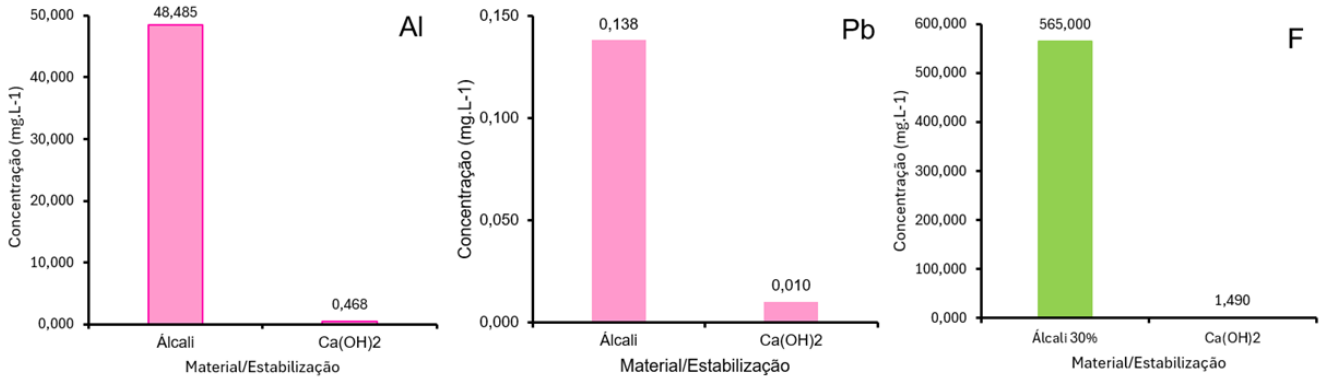


Figura 5. Concentração da lixiviação para estabilização do rejeito por álcali-ativação e com $Ca(OH)_2$ para os elementos Al, Pb e F.

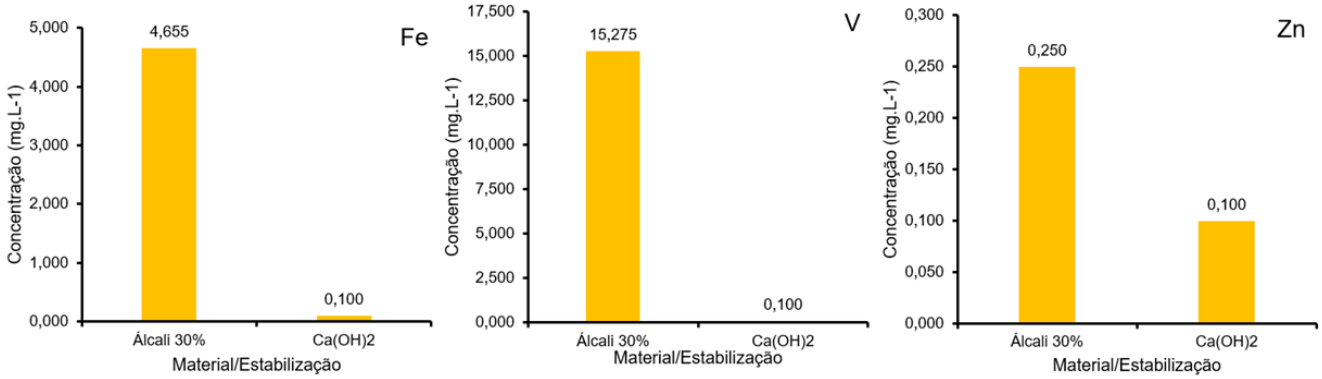


Figura 6. Concentração da lixiviação para estabilização do rejeito por álcali-ativação e com $Ca(OH)_2$ para os elementos Fe, V e Zn.

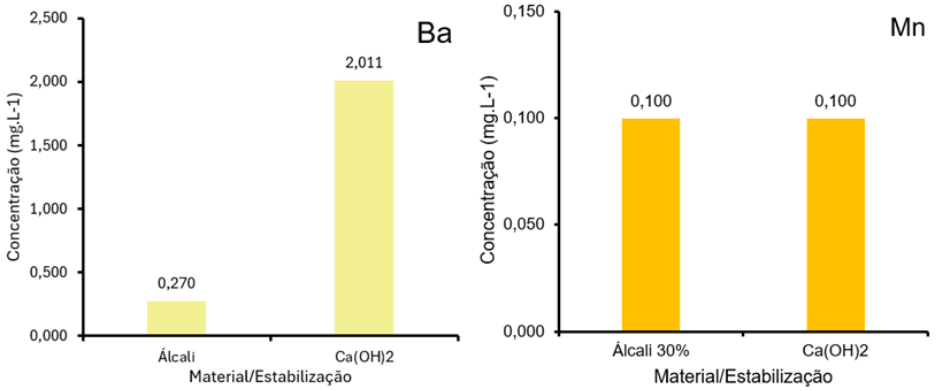


Figura 7. Concentração da lixiviação para estabilização do rejeito por álcali-ativação e com $Ca(OH)_2$ para os elementos Ba e Mn.

No caso de elementos como Mn e Ba o comportamento álcali-ativado mostra uma tendência mais associada a trocas catiônicas, em que o pH elevado não resulta nessa mobilidade apresentada acima, mas em uma precipitação em hidróxidos, reduzindo desta forma a concentração dos lixiviados em determinados intervalos. Esse fato modifica eventualmente o efeito da sorção e a disputa por sítios na adsorção, influenciado a disponibilidade dos elementos para transporte, em especial como discutido em Komonweeraket *et al*. (2015) e Ferrazzo *et al*. (2023), para sistemas estabilizados com cinza volante.

Quanto à diferença de comportamento para os dois métodos de estabilização, deve-se apontar que uma possibilidade também pode estar relacionada aos géis de cimentação predominantes na formação, que na condição álcali-ativada é o N-A-S-H e, na estabilização com $Ca(OH)_2$, corresponde ao tipo C-S-H e C-A-S-H. No gel C-A-S-H há maior potencial de encapsulamento físico e retenção por adsorção/precipitação na matriz cimentante, o que indica que há uma menor concentração da fração lixiviável de elementos como Zn, Fe, Al, Pb e F. Esse mecanismo é discutido por Komonweeraket *et al*. (2015) e Ferrazzo *et al*. (2023) ao discorrer sobre os produtos cimentícios com uso de cinza volante.

Corrobora essa posição a condição álcali-ativada e as propriedades com uso de NaOH como ativador, resultando em uma solidificação rápida e densa, mas rica em íons OH^- disponíveis, favorecendo elementos anfotéricos e aumentando sua mobilidade, aspecto discutido por Ye *et al*. (2024) e por Xing; Wang; Yu (2025).

Considerações Finais

De forma geral o processo de álcali-ativação não apresentou capacidade efetiva de impedir a mobilidade dos elementos do rejeito de fluorita, de forma a propiciar um encapsulamento. Esta condição tornou mais efetiva a ação da técnica tradicional de estabilização, com o uso do $Ca(OH)_2$, com exceção dos elementos Ba e Mn. Esse comportamento inesperado de maior lixiviação apresenta uma característica pouco apontada para esse tipo de estabilização na literatura, sendo um aspecto relevante e novo para a perspectiva do uso da álcali-ativação para tratamentos ambientais, o que demanda estudos mais aprofundados e detalhados, com perspectiva mais longa de análise temporal e variabilidade estatística.

Por fim, ainda que evidente o potencial de reuso elevado de cinza na estabilização por álcali-ativação do rejeito estudado, cerca de 30% em peso, recomenda-se a adoção de uma alternativa para melhorar o encapsulamento, como, por exemplo, o uso consorciado com $Ca(OH)_2$, a fim de obter melhores ganhos geomecânicos e ambientais.

Agradecimentos

Pelo apoio nos ensaios realizados ao LDRX-UFSC, LEMA-UFSC e NANOTEC-UFSC, bem como Faculdade ESUCRI e Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

Referências Bibliográficas

ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 7182: Solo - Ensaio de compactação. Rio de Janeiro – RJ, 2025a, 9 p.

_____. NBR 10004-2: Resíduos Sólidos – Classificação, Parte 2: Sistema geral de classificação de resíduos (SGCR). Rio de Janeiro – RJ, 2024, 746 p.

_____. NBR 10005: Procedimento para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro – RJ, 2004a, 16 p.

BIONDI, João C. **Processos Metalogenéticos e os Depósitos Minerais Brasileiros**. 2 ed. São Paulo – SP: Oficina de Textos, 2015, 552 p.

BOMBIK Elzbieta; BOMBIK, Antoni; RYMUZA, Katarzyna. The influence of environmental pollution with fluorine compounds on the level of fluoride in soil, feed and eggs of laying hens in Central Pomerania, Poland. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 192, 11 p., fev. 2020.

CARBAJAL, Eliu *et al*. Contaminant transport model in transient and unsaturated conditions applied to laboratory column test tailing. **Soil and Rocks**, v. 45, n. 2, 16 p., jun. 2022.

COELHO, José M. **Produto 28 Outras Rochas e Minerais Industriais**. S.l: MME, 2009, 31 p.

COSTA, Heloina *et al*. Comportamento no estado fresco e no estado endurecido de pastas de cimentos álcali-ativados de cinza volante e de cinza pesada e suas características microestruturais. **Ambiente Construído**, v. 23, p. 203 – 223**,** jul. 2023.

DIXIT, Akshay; DAS, Sarat. Fly ash stabilized red mud as a one-part alkali-activated sustainable material for pavement subgrade: Strength, durability and life cycle assessment analysis. **Road materials and pavement design,** v. 26, n.10, p. 2536-2562, jan. 2025.

FERNÁNDEZ-JIMÉNEZ, Ana; PALOMO, Angel, CRIADO, María. Microstructure development of alkali-activated fly ash cement: a descriptive model. **Cement and Concrete Research**, n. 35, p. 1204 – 1209, jun. 2005

FERRAZZO, Suéllen T. *et al*. Metal encapsulation of waste foundry sand stabilized with alkali-activated binder: Batch and column leaching tests. **Journal of Environmental Management**, v. 348, 10 p, dez. 2023.

HEMSI, Paulo. **Transporte de Poluentes no Solos**. São Paulo – SP: Oficina de Texto, 2024, 157 p.

HITA, Maria; CRIADO, Maria. Influence of the fly ash content on the fresh and headened properties of alkali-activated slag paste with admixtures. **Materials**, v. 15, 15 p., jan. 2022.

KOMONWEERAKET, Kanokwan *et al*. Effects of pH on the leaching mechanisms of elements from fly ash mixed soils. **Fuel**, v. 140, p 788 – 802, jan. 2015.

LU, Qianqian *et al*. Preparation of high-purity fluorite and nanoscale calcium carbonate from low-grade fluorite. **International Journal of Minerals, Metallurgy and Materials**, v. 31, n. 6, p. 1198 – 1207, mai. 2024.

MENEGUZ, Bruno K. **Estudo comparativo das propriedades de resistência de um solo residual melhorado com adição de cal comercial, cal de casca de ovo e cinza volante**. Florianópolis-SC:UFSC, 2024, 153 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2024.

PADHYE, Lakesh *et al*. Contaminat containment for sustainable remediation of persistent contaminants in soil and groundwater. **Journal of Hazardous Materials**. v. 455, n. 5, 25 p., ago. 2023.

SAMPAIO, João A. et al. Fluorita. In: BENVINDO, Luz; FREITAS, Lins. **Rochas & Minerais Industriais: Usos e Especificações**. 2 ed. Rio de Janeiro – RJ: CETEM, 2008, p. 487 – 503.

SAVI, Clovis N. **Caracterização e aproveitamento de rejeito final da flotação de fluorita na localidade de segunda Linha Torrens município de Morro da Fumaça/SC**. Criciúma-SC: UNESC, 2004, 104 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma, 2004.

SHAJI, Elloy *et al*. Fluoride contamination in groundwater: A global review of the status, processes, challenges, and remedial measures. **Geoscience Frontiers**, v. 15, 29 p., mar. 2024.

SILVA, Mateus; BASTOS NETO, Artur C.; HOLZ, Muchael. Relações entre filões de fluorita, rochas da Bacia do Paraná e lineamentos de direção NW-SE no sudeste Catarinense: implicações para a prospecção. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 39, n. 4, p. 725-738, dez. 2009.

SOBEK, Andrew *et al*. **Field and laboratory methods applicable to overburden and minesoils**. Cincinnati-OH: EPA, 1978. 203 p.

SORIANO, Maria C. **Environmental Risk Assessment of Soil Contamination**. Book Metrics, 2014, 920 p

SUN, Ximing *et al*. In-situ thermal conductive heating (TCH) for soil remediation: A review. **Journal of environmental management**, v.351. 14 p., fev. 2024.

TIGUE, April *et al*. Synthesis of a one-part geopolymer system for soil stabilizer using fly ash and volcanic ash. **MATEC Web Conferences**, v. 156, 11 p., mar. 2018.

VIDONISH, Julia E *et al*. Thermal treatment of hydrocarbon-impacted soil: A review of technology innovation for sustainable remediation. **Engineering**, v.2, p. 426-437, dez. 2016.

WANG, Daqian *et al*. Effect of Fluoride Ion on the Separation of Fluorite from Calcite Using Flotation with AcidifiedWater Glass. **Minerals**, v. 11, 13 p., out. 2021.

WANG, Mei *et al*. In situ conductive heating for thermal desorption of volatile organic-contaminated soil based on solar energy. **Sustainability**, v. 16, 19 p., out. 2024.

XING, Yunqing; WANG, Baomin; YU, Haohan. Effect of alkali-activatn conditions on microstructure and heavy metal solidification of alkali-activated converter steel slag and municipal solid waste incineration fly ash. **Environmental research**, v. 267, 9 p., fev. 2025.

YE, Jiayuan *et al*. The leaching model and leaching kinetics of lithium slag in alkaline solution. **Construction and building materials**, v. 432, 12 p., jun. 2024.

ANÁLISE DA DINÂMICA LIMNOLÓGICA E ELABORAÇÃO DE PROTOCOLO DE RECUPERAÇÃO AMBIENTAL PARA UMA BACIA HIDROGRÁFICA URBANA DO SUL DO BRASIL

1 **Edson Fontes de Oliveira**, 1 **Ana Beatriz Bertolassi Duda,** 2 **Loueverton Antônio Rodrigues de Castro**, 1 **Alexandre Kenji Komatsu**, 1 **Aneicy Laís Dias Muller de Souza**, 3 **Lavinia Pires de Almeida**, 3 **Mariana Geski Lazari**, 1 **Barbara Cristina dos Reis Damasio**

1 Universidade Tecnológica Federal do Paraná-Campus Londrina, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, email: edsonoliveira@utfpr.edu.br; 2 Universidade Estadual de Maringá. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais; 3 Universidade Tecnológica Federal do Paraná-Campus Londrina. Departamento de Engenharia Ambiental.

Palavras-chave: Urbanização; Restauração de Bacias; Ribeirão Cambé.

Resumo

Os ambientes aquáticos continentais desempenham serviços ecossistêmicos essenciais e sustentam a vida de diversas formas. Contudo, a expansão urbana desordenada, lançamento de efluentes e mudanças climáticas globais estão contribuindo para a degradação funcional desses ambientes, resultando em perda de biodiversidade, poluição hídrica, eutrofização e desequilíbrio nos processos ecológicos. Nesse contexto, o objetivo do presente estudo é analisar a dinâmica limnológica da Bacia Hidrográfica do Ribeirão Cambé em agosto de 2024 (período seco) e abril de 2025 (período chuvoso), a partir da qual buscar-se-á reconhecer os principais impactos que a bacia tem sofrido e propor um protocolo integrado de recuperação ambiental, visando fornecer subsídios para políticas públicas voltadas à restauração da bacia. Foram selecionados sete pontos distribuídos ao longo do gradiente longitudinal da bacia para a realização das análises limnológicas, incluindo a avaliação de parâmetros como largura e profundidade do canal, temperatura da água e do ar, radiação solar, umidade relativa, condutividade elétrica (CE), potencial hidrogeniônico, turbidez, transparência, oxigênio dissolvido e sólidos totais dissolvidos (STD). Adicionalmente, foi realizado o mapeamento de uso e ocupação do solo por meio de classificação supervisionada de imagens de satélite, permitindo relacionar as condições limnológicas com as características da bacia de drenagem. Foi aplicado o teste de Kruskal-Wallis para testar diferenças entre os pontos de coleta em relação às variáveis limnológicas, bem como a análise de componentes principais (ACP) para verificar o padrão de correlação entre elas. Os resultados indicaram baixos níveis de OD em diversos pontos, especialmente na nascente e nos reservatórios do complexo Igapó, onde foram registradas concentrações inferiores a 2,5 $mg.L^{-1}$, caracterizando condições de hipoxia severa. Parâmetros como CE e STD apresentaram valores elevados, reforçando o diagnóstico de contaminação por fontes urbanas. A turbidez foi significativamente maior no período chuvoso, refletindo a intensificação dos processos erosivos durante a estação. A análise de uso e ocupação do solo revelou que mais de 30% da área de drenagem corresponde a áreas urbanizadas, com elevada proporção de solo exposto e cobertura vegetal insuficiente, fatores que intensificam o aporte de sedimentos e nutrientes ao sistema aquático. A ACP evidenciou que a variabilidade limnológica é estruturada por gradientes térmicos, de mineralização e de condições atmosféricas, com clara separação sazonal entre as campanhas. Conclui-se que a bacia do Ribeirão Cambé encontra-se em estado avançado de degradação, exigindo intervenções urgentes que incluam o controle das fontes de poluição, controle efetivo do saneamento básico, recuperação da vegetação ciliar e estabelecimento de programas permanentes de monitoramento.

Introdução

Os ambientes aquáticos continentais, como rios, lagos e reservatórios, desempenham serviços ecossistêmicos essenciais e sustentam a vida de diversas formas (DUNASLKA, 2025). São fontes de água potável, alimentos, lazer, e ainda exercem papéis fundamentais na regulação do clima, no ciclo dos nutrientes e na manutenção da biodiversidade (MEA, 2005). Entretanto, esses ecossistemas têm sofrido com uma crescente pressão antrópica (EDWARDS et al. 2024). Expansão urbana desordenada, lançamento de efluentes, conversão de áreas naturais e mudanças climáticas globais estão contribuindo para a degradação funcional desses ambientes, resultando em perda de biodiversidade, poluição hídrica, eutrofização e desequilíbrio nos processos ecológicos (DUDGEON *et al*., 2006).

Nesse contexto, torna-se imprescindível adotar estratégias de conservação e recuperação ambiental que estejam fundamentadas em diagnósticos ambientais tecnicamente robustos e sustentáveis. A avaliação de variáveis físicas, químicas e biológicas dos ecossistemas aquáticos é uma etapa crítica, pois permite compreender o estado ecológico do sistema, identificar pressões e impactos específicos, além de direcionar as ações preventivas e corretivas. Indicadores limnológicos como temperatura, concentração de nutrientes, oxigênio dissolvido, turbidez, pH, bem como a estrutura das comunidades biológicas (fitoplâncton, zooplâncton, macroinvertebrados e peixes) são essenciais para caracterizar a qualidade da água e a integridade ecológica do ecossistema (ALLAN e CASTILLO, 2007; CARVALHO et al., 2019).

Dentro desse contexto, o objetivo deste estudo é analisar a dinâmica limnológica da Bacia Hidrográfica do Ribeirão Cambé (BHRC; municípios de Cambé e Londrina - Paraná) em agosto de 2024 (período seco) e abril de 2025 (período chuvoso),

a partir da qual buscar-se-á reconhecer os principais impactos ambientais que a bacia tem sofrido e propor um protocolo integrado de recuperação, visando fornecer subsídios para políticas públicas voltadas à restauração da BHRC e promoção da sustentabilidade dos ecossistemas aquáticos.

Material e Métodos

Área de Estudo

A BHRC está situada na região norte do estado do Paraná, envolvendo os municípios de Londrina e Cambé. A área total da bacia é de aproximadamente 77,2 km² e o seu curso principal percorre cerca de 25 km até desaguar no rio Três Bocas, integrando a bacia hidrográfica do baixo rio Paranapanema (ARAÚJO, 2004; NEVES, 2012). Com um gradiente altitudinal de aproximadamente 219 metros, o relevo da bacia favorece o escoamento superficial, influenciando a dinâmica hidrológica local. O uso do solo ao longo da bacia é diversificado e exerce impacto direto na qualidade ambiental da BHRC. A nascente da bacia está localizada em uma área com forte interferência industrial, que pode contribuir para o lançamento de efluentes e alterações nos parâmetros físico-químicos da água. No trecho médio predominam áreas urbanas, com intensa ocupação residencial, vias pavimentadas e infraestrutura que gera carga poluente difusa, impermeabilização do solo e supressão da vegetação ciliar (GONÇALVES, 2007). Na foz se destacam atividades agropecuárias, com uso intensivo do solo, resultando em carreamento de sedimentos, nutrientes e agrotóxicos para o corpo hídrico (CAMARGO, 2010).

Localização e Caracterização dos Pontos de Amostragem

Com o intuito de avaliar a dinâmica limnológica da BHRC, foram estabelecidos sete pontos de amostragem distribuídos ao longo de seu curso principal, abrangendo desde o trecho da nascente até a foz. A Figura 1 apresenta o mapa com a localização geográfica dos pontos amostrados.

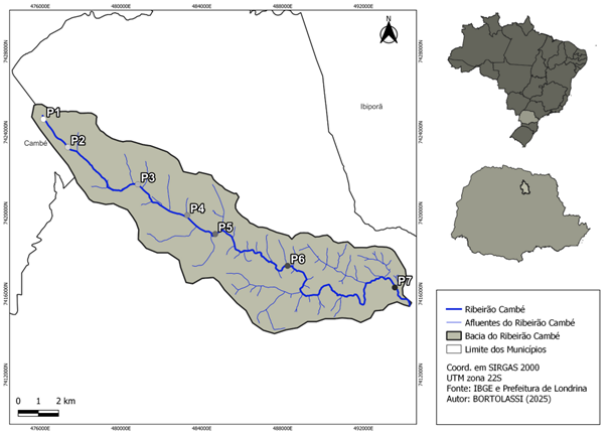


Figura 1: Localização dos pontos de amostragem na Bacia hidrográfica do Ribeirão Cambé (Londrina-PR).

A seleção dos pontos considerou a representatividade da diferentes contextos de uso e ocupação do solo, permitindo a identificação dos principais impactos ambientais ao longo da bacia. A tabela 1 apresenta a caracterização geral dos sete pontos de amostragem analisados.

Tabela 1: Caracterização dos pontos de amostragem na BHRC.

Ponto de Amostragem	Coordenadas Geográficas	Caracterização
Ponto 1	-23°17’13”S; 51°13’59”O	Situado na região de cabeceira da bacia, inserido em área com presença de atividades industriais. A ocupação do entorno promove interferências significativas sobre o curso d’água.
Ponto 2	-23°17’58”S; 51°13’21”O	Inserido na área urbana, logo após uma zona de uso misto com presença de infraestrutura voltada a eventos e circulação de veículos. Permite avaliar os efeitos da urbanização sobre a qualidade da água.
Ponto 3	-23°18’58”S; 51°11’21”O	Inserido em trecho consolidado da malha urbana, fortemente impactado pela impermeabilização do solo, poluição difusa e uso recreativo das margens. Marcado por elevada carga poluidora.
Ponto 4	-23°20’13”S; 51°09’09”O	Representa um trecho ainda mais adensado, sujeito a expressivo aporte de poluentes urbanos. A alta densidade populacional torna-o representativo de regiões de maior pressão antrópica.
Ponto 5	-23°20’19”S; 51°08’59”O	Selecionado para observar a recuperação parcial da qualidade da água, favorecida pelos processos de autodepuração nos lagos artificiais. Permite avaliar o efeito cumulativo da poluição urbana.

Ponto 6	-23°21'49"S e 51°03'42"O	Situado a jusante da ETE-SANEPAR, revela vegetação ripária tipicamente secundária. Apresenta declividade intermediária, intercalando trechos de corredeiras e remansos.
Ponto 7	-23°21'49"S; 51°03'42"O	Situado próximo à foz com o rio Três Bocas. Essencial para avaliar a qualidade da água no trecho final da bacia, sob influência das atividades agropecuárias e da dispersão de poluentes acumulados.

Amostragem de Dados

A tomada dos dados limnológicos foi realizada no contexto do projeto intitulado "Diagnóstico integrado da saúde ambiental de recursos hídricos de Londrina: toxicidade, avaliação química e sustentabilidade ecológica do Ribeirão Cambé", aprovado pelo Chamamento Público da Prefeitura Municipal de Londrina Nº 001/2024 - "Seleção de Projetos Estratégicos - PROVERDE" e desenvolvido pelo Departamento de Engenharia Ambiental e pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da UTFPR - *Campus* Londrina.

Com o objetivo de analisar a dinâmica limnológica ao longo da bacia e identificar possíveis fontes pontuais e difusas de impacto ambiental foi analisado um conjunto de variáveis físicas, químicas e biológicas. A metodologia adotada contemplou três principais grupos de dados.

O primeiro grupo abrangeu os parâmetros limnológicos, analisados em todos os pontos de coleta, tanto nos ambientes lóticos quanto semi-lênticos. As medições foram realizadas ao longo de três transectos longitudinais, posicionados com distância mínima de 10 metros entre si, com o objetivo de representar o gradiente espacial dos ambientes amostrados. As variáveis analisadas incluíram: luminosidade solar, temperatura do ar, umidade relativa, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, sólidos totais dissolvidos, transparência da água e profundidade. A largura do corpo hídrico foi determinada com o uso de uma trena, posicionada transversalmente entre as margens do curso d'água. A profundidade foi aferida com um disco de Secchi, posicionado verticalmente até o ponto de desaparecimento visual do disco. As amostras de água superficial foram coletadas em frascos plásticos opacos, sendo utilizadas para a medição in situ de parâmetros limnológicos com o auxílio do medidor multiparâmetro portátil HANNA HI98194. Esse equipamento permitiu a determinação do pH (potencial hidrogeniônico), da condutividade elétrica ($\mu S \cdot cm^{-1}$), do oxigênio dissolvido ($mg \cdot L^{-1}$ e % de saturação) e dos sólidos totais dissolvidos (ppm). A turbidez foi aferida imediatamente após a coleta, utilizando o turbidímetro Policlontrol AP-2000. A luminosidade foi aferida com o luxímetro Instrutherm LD-300. Enquanto as variáveis atmosféricas, como a temperatura do ar e a umidade relativa, foram medidas com o termohigrômetro digital com sensor externo da ICEL, modelo HT-208.

O segundo grupo de dados corresponde ao uso e ocupação do solo. Foram observadas e registradas as atividades predominantes nas áreas adjacentes aos pontos de coleta, com a identificação das principais formas de uso da terra (residencial, comercial, industrial, lazer ou transporte), a fim de relacionar essas informações aos parâmetros ambientais obtidos.

Análise dos Dados

Foi aplicado o teste não paramétrico de Kruskal–Wallis para verificar a existência de diferenças significativas entre os pontos de amostragem da BHRC para cada variável limnológica, considerando separadamente os períodos chuvoso e seco. A análise multivariada de ordenação de componentes principais (ACP) foi utilizada para identificar padrões de correlação entre as variáveis limnológicas estimadas nos sete pontos da BHRC, considerando conjuntamente os períodos seco e chuvoso.

Elaboração do Protocolo de Recuperação

A partir da avaliação da dinâmica das relações entre as variáveis limnológicas com as características do entorno, como o uso e a ocupação do solo nas margens, a presença de cobertura vegetal e o estado de impermeabilização da bacia, realizou-se uma análise integrada da paisagem e de suas interações com a estrutura dos corpos hídricos. Com base nas observações e análises realizadas, foram propostas diretrizes para a recuperação ambiental dos trechos avaliados, com o planejamento de ações em curto, médio e longo prazos. As medidas propostas visam à mitigação dos impactos identificados e à promoção da resiliência ecológica da BHRC ao longo do tempo.

Resultados e Discussão

Parâmetros Limnológicos

Os resultados evidenciam padrões distintos entre as estações, relacionados às características hidrológicas, climáticas e ecológicas do sistema. De maneira geral, diversas variáveis apresentaram valores de p inferiores a 0,05 para o teste de Kruskal-Wallis, indicando diferenças significativas entre os pontos, especialmente na estação seca, quando a variabilidade espacial tende a ser mais acentuada em função da redução das chuvas e do menor fluxo superficial.

Cabem destaque as diferenças detectadas em relação às variáveis largura do corpo hídrico apresentou diferenças significativas tanto no período seco ($p = 0,0200$) quanto no chuvoso ($p = 0,0104$), demonstrando variações geomorfológicas marcantes ao longo da bacia. As medidas de profundidade exibiram padrões variados. Na margem direita, observou-se diferença significativa apenas na estação seca ($p = 0,0428$), indicando maior heterogeneidade morfológica nesse período. Já na margem esquerda, observou-se diferença significativa em agosto ($p = 0,0272$), possivelmente associada ao acúmulo diferencial de sedimentos e a influência da declividade e das margens erodidas.

As variáveis de radiação solar apresentaram diferenças significativas principalmente no período chuvoso, tanto a 1 m (p = 0,0143) quanto a 10 m (p = 0,0280). Esse comportamento não está relacionado a diferenças sazonais na cobertura vegetal, uma vez que a nebulosidade indicou grande heterogeneidade entre pontos, mas não entre períodos, e sim às condições momentâneas de céu aberto durante as coletas. No período seco, apenas a radiação a 1 m apresentou diferença significativa (p = 0,0172), o que pode estar associado ao sombreamento mais pronunciado em alguns trechos, decorrente da variação espacial da vegetação ripária entre os pontos, e não da sazonalidade em si. Dessa forma, as diferenças observadas refletem principalmente a combinação entre a estrutura local da mata ciliar e as condições meteorológicas específicas de cada ponto amostrado. A temperatura do ar apresentou diferenças significativas em ambas as distâncias e estações, evidenciando variações microclimáticas ao longo da bacia. Os valores de p em agosto (1 m: p = 0,0047; 10 m: p = 0,0100) e abril (1 m: p = 0,0092; 10 m: p = 0,0050) reforçam o papel da urbanização, declividade, sombreamento e maior extensão do corpo d'água na regulação térmica local.

Para a umidade relativa, observaram-se diferenças significativas a 1 m na fase seca (p = 0,0380), enquanto na fase úmida os valores não foram estatisticamente diferentes entre os pontos, indicando maior uniformidade atmosférica prevista para períodos mais úmidos. A 10 m, nenhuma estação apresentou significância estatística.

A CE apresentou diferenças significativas tanto no período seco (p = 0,0084) quanto no chuvoso (p = 0,0040), demonstrando variações espaciais importantes na quantidade de íons dissolvidos. Os valores de pH apresentaram diferença significativa apenas na temporada de chuvas (p = 0,0224), indicando alterações químicas sazonais possivelmente relacionadas ao aumento da atividade biológica e à intensificação do aporte superficial. Para a transparência da água, apenas a medição central na temporada seca apresentou p próximo ao limite da significância (p = 0,0633), embora não significativo.

A turbidez, medida apenas em abril, mostrou diferença significativa entre os pontos (p = 0,0226), indicando heterogeneidade no aporte de sedimentos suspensos durante o período chuvoso, especialmente em trechos urbanos e margens com erosão acentuada. A temperatura da água apresentou diferenças significativas tanto no época seca (p = 0,0092) quanto na chuvosa (p = 0,0032), refletindo diferenças de sombreamento, profundidade e velocidade de fluxo entre os pontos.

O OD, medido apenas na estação chuvosa, apresentou diferenças significativas (p = 0,0068), evidenciando variações importantes na condição metabólica e aeróbia dos diferentes trechos da bacia, especialmente entre áreas de reservatório e trechos lóticos mais degradados próximo à cabeceira e mais preservados próximo à foz. Por fim, os STD apresentaram diferenças significativas nas duas estações (seca: p = 0,0070; chuvosa: p = 0,0037), reforçando a influência combinada de poluição difusa, carga orgânica e variação hidrológica na qualidade da água.

A ACP evidenciou a distribuição dos pontos amostrados ao longo dos eixos 1 (autovalor = 3,726) e 2 (autovalor = 3,021), os quais explicaram conjuntamente 44,98% da variância total e representam os gradientes ambientais mais relevantes do conjunto de dados analisados (Figura 2). A distribuição dos pontos mostra diferenças marcantes entre as campanhas sazonais. De modo geral, as amostras da temporada chuvosa tendem a se posicionar com escores mais positivos para o eixo 1 e mais negativos para o eixo 2 (no quadrante direito do gráfico), refletindo maior temperatura da água, maior radiação e maior profundidade relativa, período mais chuvoso. Por outro lado, as amostras na temporada seca concentram-se na porção esquerda, com escores mais negativos para o eixo 1, refletindo maiores concentrações iônicas na água, maior oxigenação e menor influência térmica. Essa separação sazonal demonstra que o regime hidrológico e a temperatura exercem forte influência na estrutura limnológica da bacia.

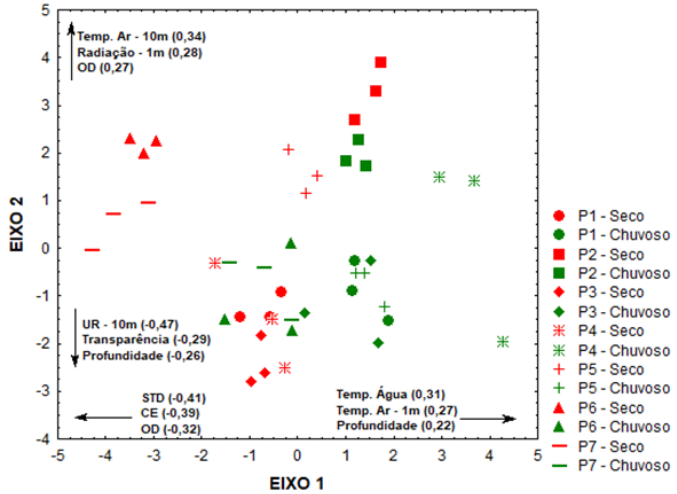


Figura 2: Eixos 1 e 2 da análise de componentes principais gerados a partir da matriz de correlação de Pearson para as variáveis limnológicas estimadas na Bacia hidrográfica do Ribeirão Cambé (Londrina-PR).

Condições Atmosféricas

No que se refere às condições atmosféricas foram observadas algumas tendências: em agosto predominou a ausência de precipitação e baixa ocorrência de vento e neblina, refletindo condições mais estáveis e típicas da estação seca; já em abril, verificou-se maior variabilidade, com episódios pontuais de nebulosidade elevada, chuvas fracas ou intensas e ventos de intensidade

moderada, especialmente no P3, P5 e P7. Essas informações auxiliam a interpretação dos resultados limnológicos, permitindo avaliar em que medida variações atmosféricas momentâneas podem ter influenciado os parâmetros físicos e químicos observados.

Uso e Ocupação do Solo

De maneira geral, o padrão de uso e ocupação do solo demonstra uma gradiente de urbanização decrescente de P1 a P7, refletindo a influência da malha urbana de Londrina sobre a qualidade da água e os processos limnológicos da bacia (Tabela 2). A alta proporção de áreas urbanas e de solo exposto nas porções inferiores está diretamente associada aos processos de eutrofização e poluição química observados no Lago Igapó, enquanto as áreas com maior cobertura vegetal nas cabeceiras (P6 e P7) exercem papel essencial na recarga hídrica e na manutenção da qualidade ambiental.

Tabela 2. Porcentagem da Área de Uso e Ocupação do Solo.

	Pontos de Coleta						
Classes	**P1**	**P2**	**P3**	**P4**	**P5**	**P6**	**P7**
Água	0,09	1,77	0,55	3,23	3,65	2,92	1,98
Vegetação	16,23	22,98	24,86	22,74	24,71	26,54	35,07
Solo Exposto / Área Agrícola	46,74	37,17	36,16	34,97	34,35	34,01	32,72
Área Urbana	36,94	38,08	38,43	39,06	37,29	36,54	30,23

Protocolo de Recuperação para a BHRC

Com base no diagnóstico da dinâmica limnológica e dos impactos identificados nos diversos pontos amostrais da BHRC, este protocolo de recuperação ambiental visa abordar os impactos identificados, propondo ações estratégicas e integradas para a restauração da qualidade da água e da integridade ecológica dos ecossistemas aquáticos. As propostas consideram a susceptibilidade ambiental de cada ponto, as fontes de impacto e a aplicação de métodos biológicos, físicos e químicos, com planejamento em curto, médio e longo prazos.

Ponto 1 (Nascente)

a) Susceptibilidade Ambiental e Fontes de Impacto: As principais fontes de impacto incluem a presença de atividades industriais no entorno, que podem contribuir para o lançamento de efluentes, e a elevada presença de resíduos sólidos urbanos. A elevada condutividade elétrica média (269 ppm) no período seco neste ponto sugere a presença de substâncias dissolvidas, possivelmente relacionadas a esses efluentes ou à lixiviação de contaminantes dos resíduos. A vegetação ripária é moderadamente desenvolvida, mas com baixa diversidade florística e falhas no dossel, limitando serviços ecossistêmicos essenciais. Os valores médios de OD detectados foram menores que 3,0 mg/L, inferior ao mínimo de 5 mg/L esperado para águas doces classe II, conforme a Resolução CONAMA nº 357/2005.

b) Controle das Fontes de Impacto: O controle das fontes de impacto neste ponto passa pela fiscalização rigorosa de possíveis lançamentos de efluentes industriais, implementação de programas de educação ambiental para a comunidade local visando o descarte correto de resíduos, e ações de revegetação e recuperação da mata ciliar, além de técnicas para aumento do oxigênio dissolvido.

c) Descrição e Justificativa dos Métodos Propostos:

- Biológicos: Propor o reflorestamento da mata ciliar com espécies nativas de porte mediano, primárias e secundárias, para aumentar a diversidade florística e o adensamento do dossel. Isso promoverá sombreamento, retenção de nutrientes, formação de serrapilheira e suporte à fauna associada, além de estabilizar o solo e reduzir a erosão. A implementação de programas de educação ambiental junto à população é crucial para mitigar o descarte inadequado de resíduos sólidos.

- Físicos: Realizar a remoção manual e sistemática dos resíduos sólidos urbanos presentes no leito e nas margens do ribeirão. A presença desses resíduos pode contribuir para o aumento da condutividade elétrica devido à liberação de substâncias dissolvidas em contato com a água. Adicionalmente, para elevar os níveis de OD, e dada a curta largura média (355 cm) e baixa profundidade média (27,0 cm) do trecho, propõe-se a aeração por mangueira com ar comprimido. Esta técnica é simples de aplicar, de baixo custo e menos impactante visualmente e operacionalmente do que aeradores de grande porte, sendo adequada para a oxigenação de pequenos trechos e baixa profundidade.

- Químicos: Estabelecer um programa de monitoramento contínuo da qualidade da água para identificar quaisquer alterações nos parâmetros físico-químicos. Isso permitirá identificar e controlar o lançamento de efluentes industriais ou outras fontes de substâncias dissolvidas que elevam a CE, permitindo ações corretivas imediatas para adequação aos padrões de qualidade da água.

Ponto 2 (Após o Parque de Exposições)

a) Susceptibilidade Ambiental e Fontes de Impacto: Este ponto, a jusante da nascente, exibe maior intervenção antrópica. A margem possui elevada declividade (>45°), resultando em alto risco de instabilidade geomorfológica e processos erosivos. A vegetação ripária é insuficiente para proteção adequada, com escassez de vegetação primária. A ausência de áreas alagáveis e serrapilheira indica baixa complexidade estrutural. Há assoreamento elevado e uma grande quantidade de resíduos sólidos urbanos, refletindo a influência direta de atividades humanas.

b) Controle das Fontes de Impacto: O controle exige intervenções estruturais para estabilização de encostas e recomposição vegetal densa. É fundamental a fiscalização rigorosa do descarte irregular de lixo e a realização de limpezas contínuas.

c) Descrição e Justificativa dos Métodos Propostos:

- Biológicos: Implementar um programa robusto de recomposição da vegetação ripária, utilizando espécies nativas de rápido crescimento e com alta capacidade de retenção de solo (incluindo arbustivas e arbóreas), para estabilizar a margem, controlar a erosão e aprimorar a filtração de sedimentos. Programas de educação ambiental direcionados à população local sobre o impacto do descarte inadequado de lixo são essenciais para mitigar a problemática dos resíduos sólidos urbanos.

- Físicos: Realizar a remoção manual e sistemática dos resíduos sólidos urbanos presentes no leito e nas margens do ribeirão. Em áreas com elevado risco de erosão e assoreamento, propor a instalação de barreiras de contenção como biomantas, gabiões ou terraços vegetados, que ajudem a dissipar a energia do escoamento, reter sedimentos, estabilizar o solo e a promover a revegetação. Realizar desassoreamento do leito do rio e limpezas periódicas de resíduos sólidos.

- Químicos: Embora não haja indicação específica de poluição química, um monitoramento geral da qualidade da água é recomendado para identificar quaisquer poluentes que possam ser arrastados pela área urbana.

Ponto 3 (Lago Igapó I)

a) Susceptibilidade Ambiental e Fontes de Impacto: O Lago Igapó I é um ambiente semi-lêntico com baixa renovação hídrica, favorecendo a acumulação de matéria orgânica e intensificação de processos de degradação. As margens possuem potencial de erodibilidade elevado, e a vegetação ripária é bastante empobrecida. A ausência de áreas alagáveis e serrapilheira contribui para a baixa complexidade estrutural. Há elevada presença de sedimentos e assoreamento elevado, com um substrato dominado por material inconsolidado. O uso recreativo das margens também contribui para os impactos. Embora a presença de resíduos sólidos urbanos seja baixa visivelmente, o acúmulo de sedimentos é um problema significativo.

b) Controle das Fontes de Impacto: O controle das fontes de impacto neste ponto deve priorizar a requalificação da vegetação ciliar, o controle da erosão marginal através da própria vegetação e do manejo de águas pluviais, a dragagem seletiva de sedimentos e o manejo da vegetação aquática, se necessário.

c) Descrição e Justificativa dos Métodos Propostos:

- Biológicos: Realizar a requalificação da vegetação ciliar para uma faixa ao redor do reservatório, com o plantio inicial de espécies pioneiras e, subsequentemente, de espécies de meio e fim de sucessão, para aumentar a diversidade, adensar o dossel, estabilizar as margens, filtrar sedimentos e nutrientes, e fornecer serviços ecossistêmicos, considerando o uso recreativo consolidado da área. Caso ocorra proliferação excessiva de macrófitas aquáticas, implementar manejo controlado para evitar desequilíbrios, como a introdução de peixes nativos da região que consomem macrófitas e monitorar esses animais para garantir que não se proliferam excessivamente.

- Físicos: Realizar a sucção seletiva de sedimentos acumulados no fundo do lago para reduzir o assoreamento e melhorar a profundidade e a qualidade da água, minimizando a liberação de nutrientes estocados. Implementar um programa de manutenção de galerias de águas pluviais do entorno para reduzir o carreamento de sedimentos e poluentes para o lago.

- Químicos: Monitorar constantemente os níveis de nutrientes (nitrogênio e fósforo) na água para prevenir a eutrofização, um risco comum em sistemas lênticos impactados.

Ponto 4 (Lago Igapó IV)

a) Susceptibilidade Ambiental e Fontes de Impacto: O Lago Igapó IV é um sistema semi-lêntico, com características de área urbana densamente ocupada. A margem é artificialmente impermeabilizada, o que impede a erosão direta, mas elimina as funções ecológicas naturais. Há ausência completa de vegetação ripária, áreas alagáveis e serrapilheira, resultando em um ambiente altamente artificializado e ecologicamente empobrecido. Há um risco potencial de acúmulo significativo de sedimentos finos e assoreamento progressivo devido à baixa velocidade de fluxo.

b) Controle das Fontes de Impacto: O controle das fontes de impacto neste ponto demanda a renaturalização parcial das margens, o controle do aporte de poluentes urbanos e a remoção de sedimentos acumulados.

c) Descrição e Justificativa dos Métodos Propostos:

- Biológicos: Realizar a renaturalização parcial das margens, removendo trechos da cimentação e substituindo-os por revegetação com espécies nativas da mata ciliar. Isso permitirá a restauração de funções ecológicas como filtração de poluentes, suporte à biodiversidade e estabilização do solo. Incentivar programas de educação ambiental e sensibilização para os usuários e moradores do entorno sobre a importância da conservação do lago.

- Físicos: Realizar a sucção de sedimentos acumulados no fundo do lago para restaurar a profundidade original e reduzir a carga de nutrientes e poluentes que contribuem para a degradação e melhorar o pH na região do hipolímnio. Implementar sistemas de manejo de águas pluviais no entorno (ex: jardins de chuva, trincheiras de infiltração) para reduzir o carreamento de poluentes urbanos e sedimentos para o lago.

- Químicos: Instituir um programa de monitoramento rigoroso dos parâmetros de qualidade da água, com foco em poluentes urbanos como metais pesados, óleos e graxas, e outros contaminantes decorrentes da densa ocupação do entorno.

Ponto 5 (Jusante do Lago Igapó IV)

a) Susceptibilidade Ambiental e Fontes de Impacto: Este ponto marca a transição de um sistema semi-lêntico para um lótico, com retomada do fluxo corrente. As margens possuem elevado grau de declividade e potencial de erodibilidade mediano,

apresentando-se bem prejudicadas. Embora haja presença mediana de vegetação ripária primária e elevada de secundária, existem falhas no dossel e há muitas espécies com baixo desenvolvimento, diâmetros pequenos e alturas relativamente baixas. A presença de sedimentos transportados pela correnteza e o assoreamento mediano indicam um equilíbrio dinâmico; contudo, há um acúmulo significativo de sedimentos próximo às margens, onde a correnteza é mais fraca e não consegue carrear o material, evidenciando áreas de baixa energia. Há baixa presença de resíduos sólidos visíveis, pela possibilidade de terem sido carregados pela correnteza. A ausência de áreas alagáveis reduz a complexidade do hábitat.

b) Controle das Fontes de Impacto: O controle das fontes de impacto neste ponto se concentra na urgente estabilização e requalificação da vegetação ciliar e seu adensamento para controle da erosão, fixação de sedimentos nas margens e otimização dos processos de autodepuração.

c) Descrição e Justificativa dos Métodos Propostos:

- Biológicos: Realizar o enriquecimento da mata ciliar existente com o plantio de espécies nativas para adensar a cobertura e fechar o dossel. Isso aumentará a estabilidade das margens, a capacidade de interceptação de nutrientes e sedimentos, e a qualidade do habitat para a fauna aquática.

- Físicos: Em pontos específicos com maior risco de erosão, considerar a aplicação de técnicas de bioengenharia leves para reforçar a estabilidade, complementando a ação da vegetação. Realizar monitoramento e, se necessário, remoção pontual de sedimentos acumulados nas áreas de menor correnteza, próximas às margens, para garantir o fluxo adequado da água e a saúde do leito.

- Químicos: Implementar monitoramento da qualidade da água para assegurar que os processos de autodepuração do rio estejam ocorrendo eficazmente e que não haja acúmulo de poluentes.

Ponto 6 (ETE – Sanepar)

a) Susceptibilidade Ambiental e Fontes de Impacto: situado a jusante da Estação de Tratamento de Esgoto da SANEPAR, apresenta vegetação ripária secundária bem desenvolvida, com elevada diversidade de espécies arbóreas e estrutura estratificada. A declividade é média, sem indicativo de erosão. A velocidade da água varia ao longo do trecho, com corredeiras e remansos que favorecem o acúmulo de sedimentos na margem esquerda, onde o leito se torna mais raso. Revelou valores medios elevados de condutividade elétrica, superiores a 400 $\mu S \cdot cm^{-1}$ nas duas estações analizadas.

b) Controle das Fontes de Impacto: O controle das fontes de impacto neste ponto exige a investigação das características químicas do efluente tratado lançado no ecossistemas lótico pela SANEPAR, com o intuito de identificar a razão da elevação dos valores médios de condutividade elétrica.

c) Descrição e Justificativa dos Métodos Propostos:

- Biológicos: Implementar um plano de restauração florestal, em especial da margem direita, com o objetivo de recompor as delimitações estabelecidas pela legislação para áreas de APP. Realizar manejo de espécies exóticas na vegetação ripária.

- Físicos: Aplicação da técnica de floculação controlada por telas em trechos de remansos na zona litorânea do ecossistema lótico, com retirada dos sedimentos precipitados por sucção, com o intuito de reduzir os valores de condutividade elétrica e concentração de compostos orgânicos ionizáveis.

- Químicos: Implementar monitoramento da qualidade da água para detectar possíveis alterações nos parâmetros físico-químicos e garantir a eficácia dos processos de autodepuração do rio.

Ponto 7 (Foz – Limoeiro)

a) Susceptibilidade Ambiental e Fontes de Impacto: O Ponto 7, na foz do Ribeirão Cambé, é caracterizado por elevado grau de declividade nas margens e alto potencial de erodibilidade, tornando-o vulnerável ao carreamento de sedimentos, especialmente em períodos de chuva intensa. A vegetação ripária é dominada por bambuzais (espécie exótica invasora), com ausência de espécies primárias nativas, o que compromete a estabilidade das margens e as funções ecológicas do ecossistema.

b) Controle das Fontes de Impacto: O controle das fontes de impacto neste ponto exige a substituição dos bambuzais por vegetação nativa e a remoção de sedimentos acumulados no fundo.

c) Descrição e Justificativa dos Métodos Propostos:

- Biológicos: Implementar um plano de erradicação progressiva dos bambuzais, que são espécies invasoras e de baixo valor ecológico para a mata ciliar. Após a remoção, realizar o plantio intensivo de espécies nativas da mata ciliar que ofereçam maior benefício ecológico, estabilidade do solo e regulação hídrica, contribuindo para a recomposição completa da vegetação ripária.

- Físicos: Realizar a retirada de sedimentos acumulados do fundo do ribeirão para restaurar a profundidade e o fluxo natural, melhorando o habitat aquático e reduzindo a carga de material fino.

- Químicos: Implementar monitoramento da qualidade da água para detectar possíveis alterações nos parâmetros físico-químicos e garantir a eficácia dos processos de autodepuração do rio.

Considerações Finais

A análise limnológica e a subsequente elaboração de um protocolo de recuperação para a Bacia do Ribeirão Cambé revelam um cenário de degradação progressiva e multifacetada, que se intensifica à medida que o ribeirão atravessa áreas com maior influência antrópica. As inferências a partir dos resultados analisados demonstram que a saúde do ecossistema aquático está diretamente comprometida pela interação de diversos fatores, destacando a necessidade de uma abordagem integrada e contínua para sua restauração.

Diante desse diagnóstico, o protocolo de recuperação proposto sintetiza a complexidade dos desafios e a diversidade de soluções necessárias. A ênfase na requalificação da vegetação ciliar, que inclui não apenas o plantio de espécies pioneiras, mas também a introdução de espécies de meio e fim de sucessão e a erradicação de invasoras, reflete a busca pela restauração da funcionalidade ecológica do rio. Paralelamente, as intervenções físicas, como a sucção seletiva de sedimentos, a utilização de biomantas para estabilização de margens e a manutenção das galerias de águas pluviais, são cruciais para mitigar os impactos diretos da urbanização e da erosão. O monitoramento químico contínuo da qualidade da água em todos os pontos, por sua vez, é fundamental para avaliar a eficácia das ações e detectar novas fontes de poluição.

Em síntese, a recuperação da BHRC exige uma visão estratégica que reconheça a interconexão dos problemas ao longo de seu curso. Não se trata apenas de aplicar métodos isolados, mas de implementar um plano de ações integradas, planejadas em curto, médio e longo prazos, que promova a resiliência do ecossistema. O sucesso desse processo dependerá da continuidade dos esforços de restauração, do monitoramento sistemático e, essencialmente, do engajamento da comunidade e das instituições na gestão sustentável dos recursos hídricos da bacia. Este trabalho, ao propor um protocolo adaptado às especificidades de cada trecho, oferece um direcionamento fundamental para o futuro da saúde ambiental do Ribeirão Cambé.

Agradecimentos

Os Autores agradecem ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental MultiCampi Apucarana e Londrina (PPGEA) e ao Departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária da UTFPR-Campus Londrina pelo apoio recebido, bem como à CAPES pela bolsa de estudo concedida ao Loueverton A.R. de Castro e à UTFPR pela bolsa de PIBIC concedida à Lavínia P. de Almeida.

Referências Bibliográficas

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. Manual de orientações para elaboração de diagnóstico da qualidade da água em corpos hídricos superficiais. Brasília: ANA, 2009. Disponível em: https://www.ana.gov.br/portalpnqa. Acesso em: 28 jun. 2025.

ALLAN, J. D.; CASTILLO, M. M. *Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters*. Springer, 2007. Disponível em: https://link.springer.com/book/10.1007/978-1-4020-5583-6

ARAÚJO, M. S. Avaliação da qualidade das águas da Bacia do Ribeirão Cambé – Londrina (PR). 2004. 130 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2004.

CAMARGO, D. A. F. Avaliação dos impactos ambientais na Bacia do Ribeirão Cambé com base em indicadores de qualidade da água. 2010. Monografia (Especialização em Educação Ambiental) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2010.

CARVALHO, L. et al. Protecting and restoring Europe's waters: An analysis of the future development needs of the Water Framework Directive. *Science of the Total Environment*, 658, 1228–1238, 2019. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969718336643

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece os padrões de lançamento de efluentes. Brasília, 2005. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/?id=450&option=com_sisconama&task=arquivo.download. Acesso em: 28 jun. 2025.

DUDGEON, D. et al. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81(2), 163–182, 2006. Disponível em: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1017/S1464793105006950

DUNALSA, J.A. Lake restoration techniques: A review of methods and future pathways. *Science of the Total Environment*, 979, 179450, 2025. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.179450

EDWARDS, P.M. Reconnecting a stream channel to its floodplain: implications for benthic diatoms and macroinvertebrate trophic structure. *Restoration Ecology* 1-14, 2024. https://doi.org/10.1111/rec.14123

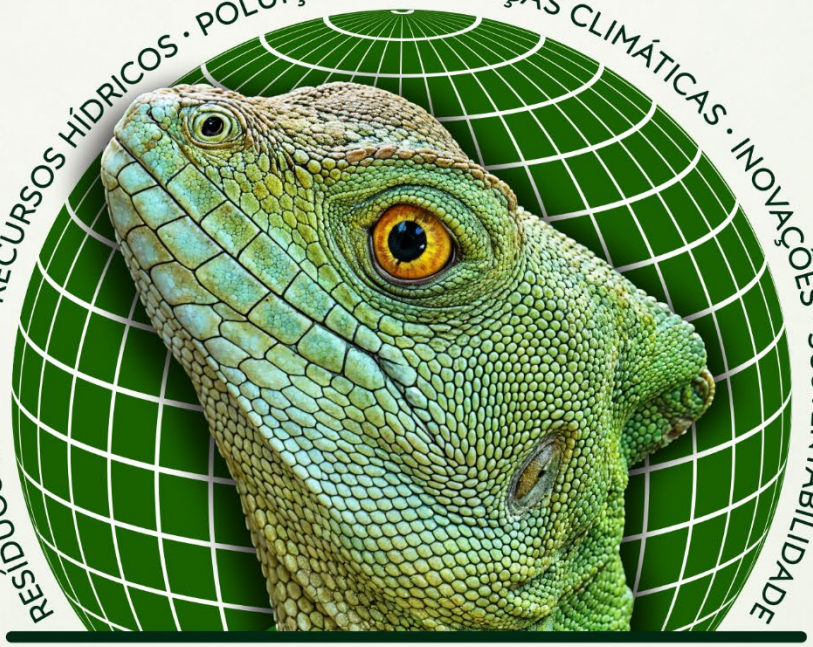
GONÇALVES, L. Estudo da dinâmica de ocupação urbana e impactos na bacia do Ribeirão Cambé. 2007. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Geografia) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2007.

MEA – Millennium Ecosystem Assessment. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis.* Island Press, 2005. Disponível em: https://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf

NEVES, R. C. Avaliação da vulnerabilidade ambiental da bacia hidrográfica do Ribeirão Cambé (Londrina-PR). 2012. 161 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2012.

ÁREA TEMÁTICA 25

RECURSOS HÍDRICOS: APROVEITAMENTO E ESTUDOS AVALIATIVOS



5° CONGRESSO INTERNACIONAL DE

ENGENHARIA AMBIENTAL

COBERTURA E AVALIAÇÃO DA REDE PLUVIOMÉTRICA NO ESTADO DE MATO GROSSO: DISPONIBILIDADE DE SÉRIES HISTÓRICAS PARA SUPORTE À GESTÃO HÍDRICA

1 Eduarda Gabrielle Graebin Galdino, 2 Tadeu Miranda de Queiroz, 3 Rigoberto Moreira de Matos, 4 Daniela Moreira Costa Araújo, 5 Francisco Lledo dos Santos, 6 Cristiano Poleto, 7 Rogrido Bruno Zanin

1 Universidade do estado de mato grosso (UNEMAT), eduarda.gabrielle@unemat.br; 2 Universidade do estado de mato grosso (UNEMAT), tdmqueiroz@unemat.br; 3 Universidade do estado de mato grosso (UNEMAT), rigobertomoreira@gmail.com; 4 Universidade do estado de mato grosso (UNEMAT), daniela.araujo@gmail.com; 5 Universidade do estado de mato grosso (UNEMAT), franciscolledo@unemat.br; 6 Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), cristiano.poleto@ufrgs.br; 7 Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT), rodrigo.zanin@unemat.br.

Palavras-chave: Monitoramento climático; Dados hidrometeorológicos; Rede observacional pluviométrica.

Resumo

A disponibilidade de informações hidrometeorológicas confiáveis e espacialmente representativas constitui requisito essencial para o planejamento ambiental, a engenharia hídrica e a gestão de riscos associados à variabilidade climática e a eventos extremos. Este trabalho teve como objetivo avaliar a cobertura, a distribuição espacial e a consistência operacional da rede pluviométrica do estado de Mato Grosso, com ênfase na extensão das séries históricas disponíveis e sua adequação ao suporte técnico à gestão hídrica. A metodologia consistiu na prospecção de dados na plataforma da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (HidroWeb), seguida da organização das informações cadastrais das estações, verificação da existência de dados, classificação operacional e temporal das séries, além da espacialização em ambiente de Sistema de Informação Geográfica, considerando recortes por biomas, bacias hidrográficas, Terras Indígenas e municípios. Os resultados indicaram a existência de 584 registros cadastrados, dos quais 467 válidos, com predomínio de estações com séries inferiores a 30 anos, elevada proporção de unidades inativas e distribuição espacial desigual, evidenciada por mapas temáticos que revelam maior concentração na porção sul do estado e lacunas significativas em áreas ambientalmente sensíveis. Conclui-se que, apesar da ampla base de registros disponíveis, a limitada extensão temporal das séries e a descontinuidade operacional da rede reduzem a confiabilidade de análises hidrológicas e climatológicas, reforçando a necessidade de fortalecimento, manutenção e qualificação do monitoramento pluviométrico para subsidiar decisões mais seguras na engenharia ambiental e na gestão dos recursos hídricos.

Introdução

A crescente variabilidade climática e a ocorrência frequente de eventos extremos têm evidenciado a importância de dispor de informações hidrometeorológicas precisas e confiáveis para a tomada de decisões em diversos setores (MASSON-DELMOTTE et al., 2021; IPCC, 2023; TRENBERTH; FASULLO; SHEPHERD, 2015). A variabilidade e os fenômenos extremos, como secas e tempestades intensas, impactam diretamente os recursos naturais e as atividades humanas, exigindo um monitoramento eficiente e contínuo dessas condições (OLIVEIRA et al., 2025).

Nesse contexto, a disponibilidade de dados hidrometeorológicos confiáveis e espacialmente representativos é fundamental para o planejamento ambiental, especialmente diante da não estacionariedade dos regimes hidrológicos (MILLY et al., 2008; ANA, 2024). Informações detalhadas permitem avaliar adequadamente a disponibilidade dos recursos naturais, identificar vulnerabilidades ambientais e estabelecer estratégias de uso sustentável (MONTANARI et al., 2013; PEREIRA et al, 2020). Além disso, na engenharia hídrica, esses dados são essenciais para o dimensionamento, operação e manutenção de infraestruturas, como barragens, sistemas de abastecimento e obras de controle de enchentes, garantindo eficiência e segurança (KUNDZEWICZ et al., 2014; WMO, 2018).

A gestão de riscos relacionados à variabilidade climática e aos eventos extremos também depende crucialmente dessas informações. O monitoramento e a análise integrada dos dados hidrometeorológicos possibilitam a antecipação de situações críticas, contribuindo para a mitigação dos impactos socioeconômicos e ambientais. Dessa forma, a integração e o uso adequado dessas informações são indispensáveis para fortalecer a resiliência das comunidades e assegurar o desenvolvimento sustentável diante das incertezas climáticas (BARBINO et al., 2024; REIS et al., 2025; BRAVO et al., 2026).

Este estudo teve como objetivo avaliar a cobertura espacial, a distribuição geográfica e a consistência operacional da rede pluviométrica do estado de Mato Grosso, com ênfase na extensão e continuidade das séries históricas disponíveis, bem como na sua adequação para subsidiar tecnicamente a gestão de recursos hídricos.

Material e Métodos

O recorte territorial adotado neste estudo corresponde ao estado de Mato Grosso, situado na região Centro-Oeste do Brasil. A análise abrange todo o território estadual, considerando diferentes unidades de organização espacial relevantes para a gestão ambiental e de recursos hídricos, tais como biomas, bacias hidrográficas, terras indígenas e limites municipais. Essas subdivisões foram utilizadas como unidades de referência para a avaliação da distribuição, cobertura e disponibilidade das estações pluviométricas, permitindo examinar a rede de monitoramento sob distintas perspectivas físico-naturais, administrativas e socioambientais.

No Brasil, os dados pluviométricos são disponibilizados por diferentes plataformas institucionais, que reúnem informações provenientes de redes meteorológicas e hidrológicas operadas por órgãos federais e estaduais. Entre as principais fontes destacam-se o Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), que mantém estações meteorológicas convencionais e automáticas com foco no monitoramento do tempo e do clima, e a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), por meio do sistema HidroWeb, que concentra dados fluviométricos e pluviométricos oriundos de uma ampla rede de estações distribuídas em todo o território nacional. Mais recentemente, a ANA também disponibiliza o sistema Hidrotelemetria, voltado ao acompanhamento quase em tempo real das variáveis hidrometeorológicas, porém com séries históricas mais curtas devido à implantação mais recente dessa tecnologia.

Considerando os objetivos deste estudo optou-se pela utilização da base HidroWeb como fonte de dados. Essa plataforma reúne o maior número de estações pluviométricas cadastradas, apresenta séries históricas mais extensas e consolidadas, além de oferecer acesso público, gratuito e de fácil extração, características que favorecem a reprodutibilidade das análises e a abrangência espacial do levantamento.

O levantamento inicial dos dados foi realizado por meio de consulta ao sistema HidroWeb/ANA, aplicando-se os filtros “estação pluviométrica” e “estado de Mato Grosso”, com o objetivo de identificar e reunir a totalidade das estações cadastradas na área de estudo (Figura 1).



Figura 1. Tela de busca do Hidroweb configurada conforme os objetivos da pesquisa.
Fonte: Autores (2026)

Na sequência, os arquivos correspondentes a todas as estações selecionadas foram baixados a partir do sistema HidroWeb e integrados ao banco de dados da pesquisa. Posteriormente, cada arquivo foi analisado para extração de atributos cadastrais relevantes, incluindo código da estação, nome, município, coordenadas geográficas, bacia hidrográfica de inserção, ano de início de operação e ano do registro mais recente disponível. Adicionalmente, realizou-se a verificação da presença de dados observados em cada série histórica, classificando-se as estações como ativas quando apresentavam registros válidos e como inativas quando os arquivos se encontravam vazios ou sem dados consistentes.

A organização dessas informações em banco de dados possibilitou a classificação inicial das estações quanto à sua condição operacional, distinguindo-se unidades ativas e inativas. Esse atributo, associado às respectivas coordenadas geográficas, foi posteriormente utilizado para a elaboração do mapa de distribuição espacial das estações pluviométricas no estado de Mato Grosso, permitindo avaliar a cobertura e a dispersão da rede de monitoramento no território estadual.

Para a elaboração do mapa, utilizou-se o limite territorial oficial do estado de Mato Grosso, obtido a partir da base cartográfica das Unidades da Federação disponibilizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). O processamento e a representação espacial dos dados foram realizados em ambiente de Sistema de Informações Geográficas (SIG), por meio do software QGIS (Quantum GIS).

Para a espacialização das estações ativas em relação aos biomas, utilizou-se a base cartográfica oficial dos biomas do Brasil disponibilizada pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA). As delimitações das bacias hidrográficas foram obtidas junto ao IBGE, enquanto os limites das terras indígenas foram extraídos da Fundação Nacional dos Povos Indígenas (FUNAI). Essas camadas temáticas foram integradas ao ambiente de Sistema de Informações Geográficas para a realização dos cruzamentos espaciais entre a localização das estações e as diferentes unidades territoriais de análise.

Para a estratificação por município, optou-se pela tabulação direta em planilha eletrônica, uma vez que a representação cartográfica simultânea de todos os limites municipais e estações resultaria em excesso de informação visual, comprometendo a legibilidade do mapa. Os resultados consolidados foram sintetizados em tabelas e representados por meio de gráficos de colunas, permitindo a comparação quantitativa entre os diferentes estratos territoriais.

Procedeu-se, adicionalmente, à classificação da extensão das séries históricas das estações pluviométricas, considerando o período de operação com dados disponíveis. As estações foram agrupadas em classes decenais (intervalos de 10 anos), de

modo a caracterizar a distribuição temporal do acervo de informações e identificar a maturidade das séries. Paralelamente, realizou-se um recorte específico das estações com séries iguais ou superiores a 30 anos, por constituírem registros mais robustos e adequados para análises hidrológicas de longo prazo.

Resultados e Discussão

Os resultados a seguir apresentam a caracterização da rede pluviométrica do estado de Mato Grosso a partir do levantamento sistemático das estações cadastradas na base HidroWeb/ANA. A análise contempla a identificação do quantitativo total de estações, sua condição operacional, distribuição espacial e inserção em diferentes recortes territoriais, permitindo avaliar o grau de cobertura e a representatividade do monitoramento pluviométrico no estado. Esses aspectos são fundamentais para compreender as potencialidades e limitações da rede existente, bem como para subsidiar estudos hidrológicos, planejamento de recursos hídricos e ações de gestão territorial.

Inicialmente, apresenta-se o resultado da consulta à base HidroWeb, que consolidou o conjunto de estações pluviométricas cadastradas para o estado de Mato Grosso. A Figura 2 sintetiza esse levantamento preliminar, evidenciando o total de registros disponíveis na plataforma e estabelecendo o ponto de partida para as análises subsequentes de filtragem, classificação e avaliação da rede de monitoramento.



Figura 2. Resultado da busca pelas estações pluviométricas do estado de Mato Grosso.
Fonte: Autores (2026)

Do total de 584 registros inicialmente identificados na plataforma HidroWeb para o estado de Mato Grosso, verificou-se a existência de 117 cadastros duplicados ou inconsistentes, os quais foram removidos da base após a etapa de conferência e validação. Assim, a base consolidada passou a ser composta por 467 estações pluviométricas distintas, das quais 242 foram classificadas como ativas e 225 como inativas, de acordo com o critério operacional e temporal definido na metodologia.

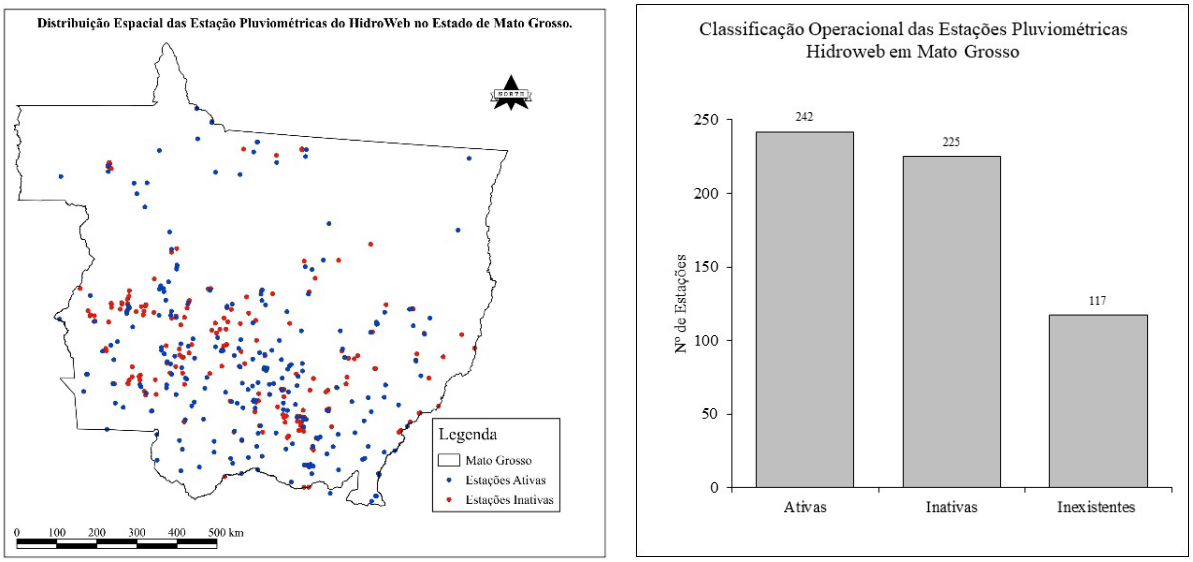


Figura 3. Mapa de distribuição espacial das estações existentes no estado de Mato Grosso e classificação operacional.
Fonte: Autores (2026)

A classificação operacional evidencia que aproximadamente 20% dos registros disponibilizados originalmente não puderam ser utilizados na análise por apresentarem duplicidade ou inconsistências cadastrais, reforçando a necessidade de depuração prévia para assegurar confiabilidade. Considerando apenas as 467 estações validadas, observou-se predominância discreta de unidades classificadas como ativas (52%) em relação às inativas (48%), segundo o critério operacional/temporal adotado. Entretanto, quando o quantitativo de estações ativas é relacionado ao total de registros inicialmente reportados pela plataforma, essa proporção reduz-se para cerca de 41%, indicando que menos da metade do acervo cadastrado se traduz, na prática, em registros com dados utilizáveis para análises pluviométricas no estado.

A distribuição espacial dessas estações, apresentada na Figura 3, demonstra padrão heterogêneo, com maior concentração na porção centro-sul do estado e lacunas mais evidentes em áreas do norte e nordeste mato-grossense. Tal configuração sugere assimetrias na cobertura da rede de monitoramento, podendo comprometer a representatividade hidrológica em determinadas regiões e reforçando a importância de estratégias de ampliação e reativação da rede observacional.

Observa-se, no sul do estado, uma estação cujo ponto geográfico aparece plotado fora dos limites territoriais de Mato Grosso. Trata-se da estação de código 1754001, a qual, segundo o cadastro, está localizada no município de Itiquira/MT, indicando provável inconsistência nas coordenadas geográficas registradas.

Na Figura 4 apresenta-se a distribuição espacial das estações pluviométricas do HidroWeb nos diferentes biomas do estado de Mato Grosso, acompanhada de sua classificação operacional (ativas e inativas). A representação permite visualizar simultaneamente a localização geográfica das estações e a disponibilidade efetiva de dados em cada unidade ambiental, evidenciando diferenças na densidade de monitoramento entre Amazônia, Cerrado e Pantanal.

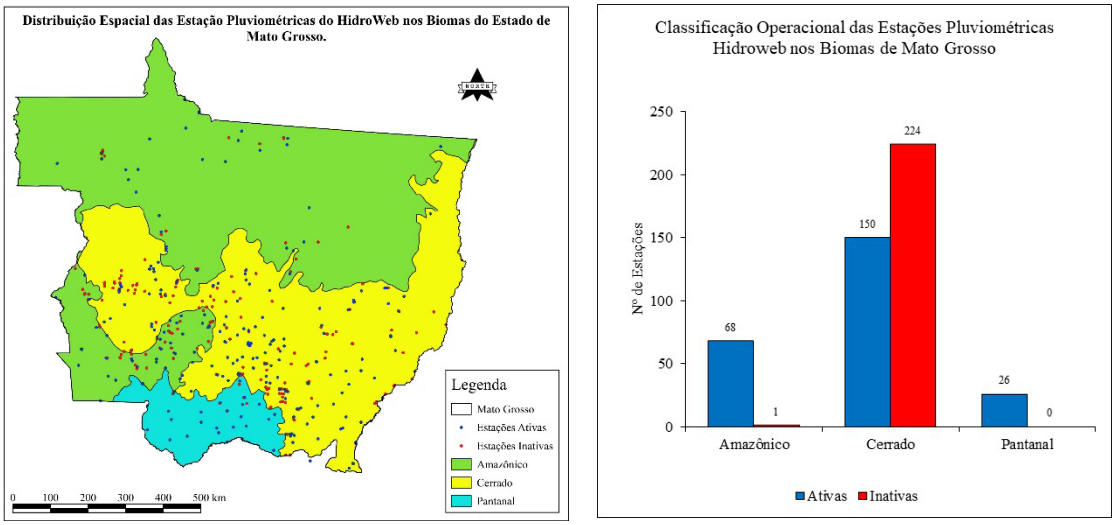


Figura 4. Distribuição espacial das estações pluviométricas do HidroWeb e sua condição operacional por bioma do estado de Mato Grosso.
Fonte: Autores (2026)

Em termos de densidade absoluta, o Cerrado concentra a maior parte da rede, com 374 estações (150 ativas e 224 inativas), refletindo sua maior extensão territorial e a forte presença de atividades agropecuárias e de monitoramento hidrometeorológico. A Amazônia apresenta 69 estações (68 ativas e 1 inativa), enquanto o Pantanal contabiliza 26 estações, todas ativas. Ressalta-se que a atribuição de bioma depende do cruzamento espacial entre as coordenadas cadastradas das estações e a base cartográfica de biomas; portanto, eventuais inconsistências de georreferenciamento podem levar a divergências pontuais entre o somatório por bioma e o total de estações validadas, recomendando-se a verificação das estações com coordenadas imprecisas e/ou localizadas em áreas limítrofes.

Do ponto de vista proporcional, o contraste operacional é marcante. No Cerrado, apenas 40% das estações estão ativas, indicando perda significativa de capacidade de monitoramento, apesar da alta concentração de pontos cadastrados. Já na Amazônia, aproximadamente 99% permanecem ativas, e no Pantanal a taxa é de 100%, sugerindo maior confiabilidade operacional, ainda que com menor número absoluto de estações. Esse padrão evidencia que a limitação do monitoramento não decorre apenas da quantidade de registros, mas principalmente da manutenção e funcionamento efetivo da rede, o que impacta diretamente a disponibilidade de informações pluviométricas para análise climática, gestão hídrica e suporte às atividades produtivas em cada bioma.

Na Figura 5 apresenta-se a distribuição espacial das estações no estado de Mato Grosso estratificadas pelas principais bacias hidrográficas, bem como a classificação operacional entre estações ativas e inativas.

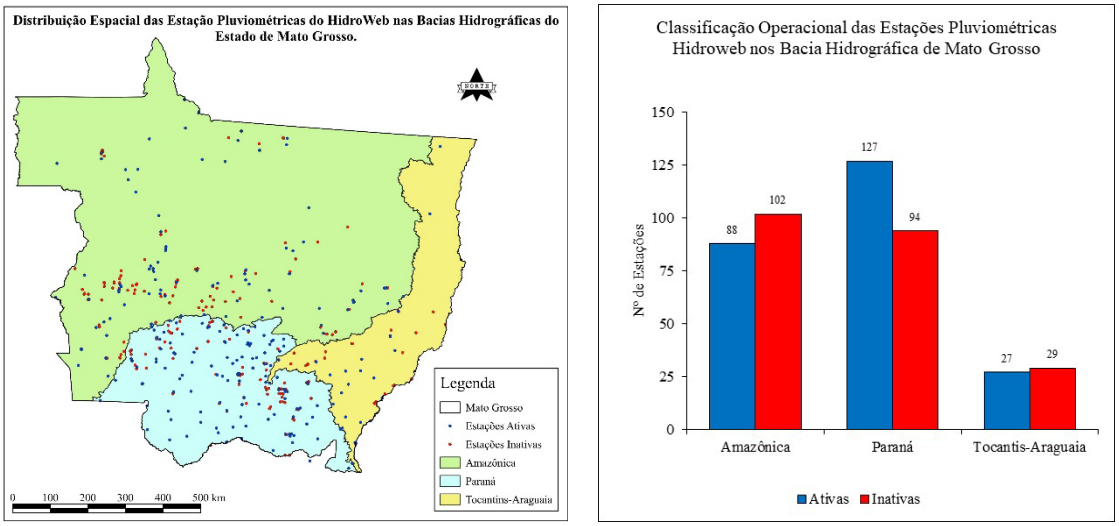


Figura 5. Distribuição espacial das estações pluviométricas do HidroWeb e sua condição operacional por bacia hidrográfica do estado de Mato Grosso.
Fonte: Autores (2026)

Observa-se (Figura 5) que a maior concentração de estações está inserida na bacia do Rio Paraná, com 221 registros no total (127 ativas e 94 inativas), configurando a área com maior densidade de monitoramento e, também com a melhor proporção de estações operantes (cerca de 57% ativas). Essa predominância reflete a maior ocupação territorial e a presença de infraestrutura hidrometeorológica associada às atividades agropecuárias e energéticas no centro-sul do estado.

Na bacia Amazônica foram contabilizadas 190 estações (88 ativas e 102 inativas), com predomínio de registros fora de operação, o que reduz a efetiva capacidade de geração de informações pluviométricas em uma região de grande extensão territorial e elevada relevância ambiental. Já na bacia Tocantins-Araguaia o quantitativo é substancialmente menor (56 estações), com distribuição praticamente equilibrada entre ativas e inativas (27 e 29, respectivamente), indicando baixa densidade de cobertura e maior vulnerabilidade a lacunas espaciais de dados.

De forma geral, os resultados evidenciam desigualdade na oferta de informação pluviométrica entre as bacias hidrográficas do estado, com melhor cobertura operacional nas áreas mais antropizadas e maior escassez nas porções norte e nordeste. Tal padrão pode comprometer análises hidrológicas regionais, planejamento de recursos hídricos e avaliações de eventos extremos, reforçando a necessidade de reativação ou ampliação da rede de monitoramento nas bacias com menor densidade observacional.

Na Figura 6 apresenta-se a espacialização das estações pluviométricas cadastradas na plataforma HidroWeb localizadas em Terras Indígenas no estado de Mato Grosso, bem como a quantificação dessas ocorrências por bioma. O mapa destaca a posição das Terras Indígenas e identifica as estações situadas em seus limites territoriais, permitindo avaliar a presença da rede de monitoramento pluviométrico em áreas de relevante importância socioambiental e estratégica para a gestão dos recursos hídricos.

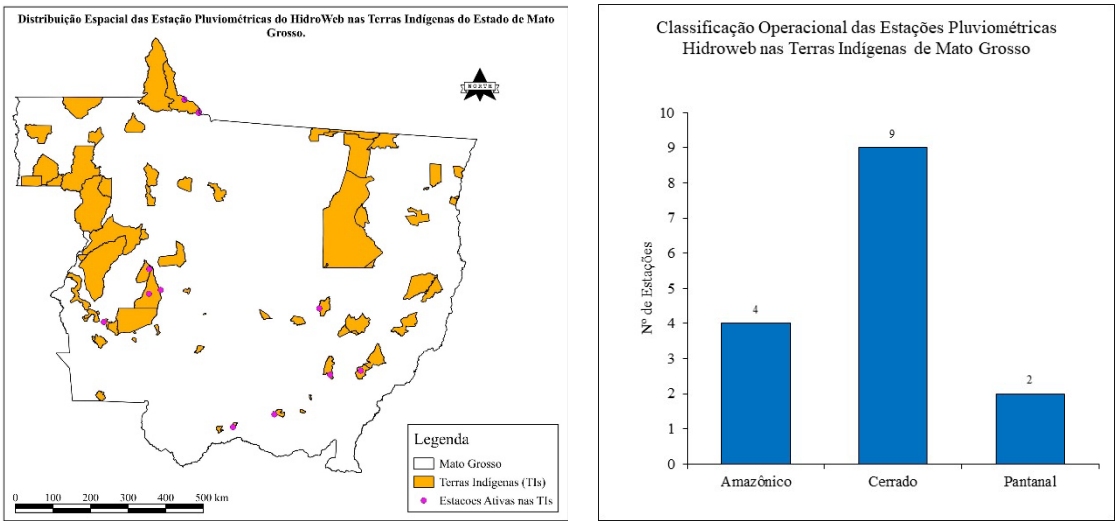


Figura 6. Distribuição espacial das estações pluviométricas do HidroWeb e sua condição operacional nas terras indígenas do estado de Mato Grosso.
Fonte: Autores (2026)

A análise dos dados evidencia, inicialmente, que todas as estações identificadas em Terras Indígenas se encontram classificadas como ativas, não havendo registros inativos ou inconsistentes nesse recorte territorial. Embora o quantitativo absoluto seja reduzido, esse resultado indica que as poucas estações existentes nessas áreas apresentam operação recente ou contínua, contribuindo potencialmente para o acompanhamento das condições hidrometeorológicas locais.

Por outro lado, observa-se no mapa que grande parte dessas estações está posicionada próxima aos limites das Terras Indígenas, e não em suas porções centrais. Esse padrão espacial sugere que parte dos registros pode refletir imprecisões cadastrais nas coordenadas geográficas ou efeitos de proximidade cartográfica, em que estações instaladas no entorno acabam sendo classificadas como internas aos polígonos territoriais. Consequentemente, a cobertura pluviométrica efetiva nessas áreas pode ser ainda mais limitada do que o número bruto de estações indica, evidenciando a necessidade de aprimoramento tanto da qualidade do georreferenciamento quanto da expansão da rede de monitoramento em regiões de reconhecida importância ambiental e social.

Na Figura 7 apresenta-se a estratificação das estações pluviométricas do HidroWeb no estado de Mato Grosso segundo a extensão das séries históricas, estimada pelo intervalo entre o ano de início de operação e o ano do último registro disponível, organizadas em classes decenais.

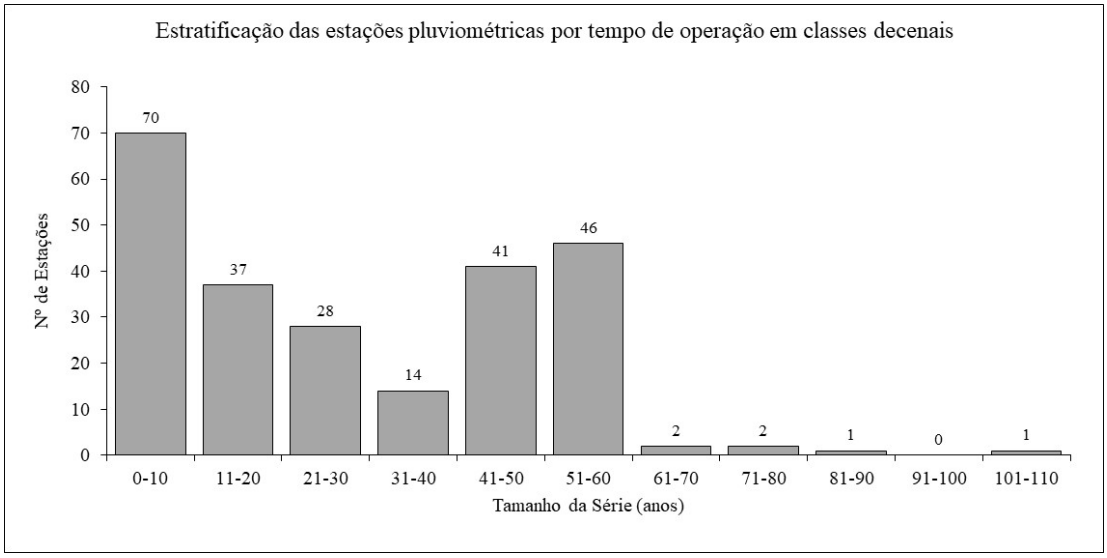


Figura 7. Estratificação das estações pluviométricas do Hidroweb do estado de Mato Grosso, por tempo de operação em classes decenais.
Fonte: Autores (2026)

Os dados apresentados na Figura 7 evidenciam uma distribuição heterogênea da extensão das séries históricas das estações pluviométricas. Observa-se predominância de registros recentes, com 70 estações concentradas na classe de 0–10 anos e 37 na faixa de 11–20 anos, totalizando 107 estações com menos de duas décadas de operação. Esse resultado indica expansão ou reativação recente da rede de monitoramento, porém ainda com séries temporais curtas para análises climatológicas de longo prazo.

Nas classes intermediárias (21–40 anos) verifica-se redução do quantitativo de estações, sugerindo descontinuidade histórica na manutenção da rede. Por outro lado, nota-se novo aumento nas classes de 41–60 anos, que reúnem 87 estações, representando os postos mais consolidados e com maior potencial para estudos de variabilidade e tendência climática. A partir de 60 anos de operação, os registros tornam-se raros, com apenas seis estações distribuídas entre as classes superiores, evidenciando a escassez de séries muito longas no estado.

Esse padrão revela uma rede pluviométrica marcada por forte presença de séries curtas e número limitado de registros extensos, o que pode restringir análises históricas mais robustas e reforça a importância da preservação e continuidade operacional das estações existentes.

A agregação das estações em dois grupos, considerando o limiar de 30 anos de dados, referência amplamente adotada para caracterização hidrológica de longo prazo, evidencia predominância de séries curtas no estado. Considerando as 242 estações classificadas como ativas segundo o critério operacional adotado, verificou-se que 135 (56%) possuem menos de 30 anos de registros, enquanto 107 (44%) apresentam séries iguais ou superiores a três décadas. Esse resultado indica que mais da metade das estações em operação ainda não dispõe de histórico temporal suficiente para análises climatológicas consolidadas, restringindo a robustez de estudos de variabilidade, tendência e definição de normais climáticas, e reforçando a importância da manutenção contínua das estações mais antigas.

A distribuição espacial das estações pluviométricas no estado de Mato Grosso, estratificadas conforme a extensão das séries históricas, adotando-se o limiar de 30 anos, é apresentada na Figura 8.

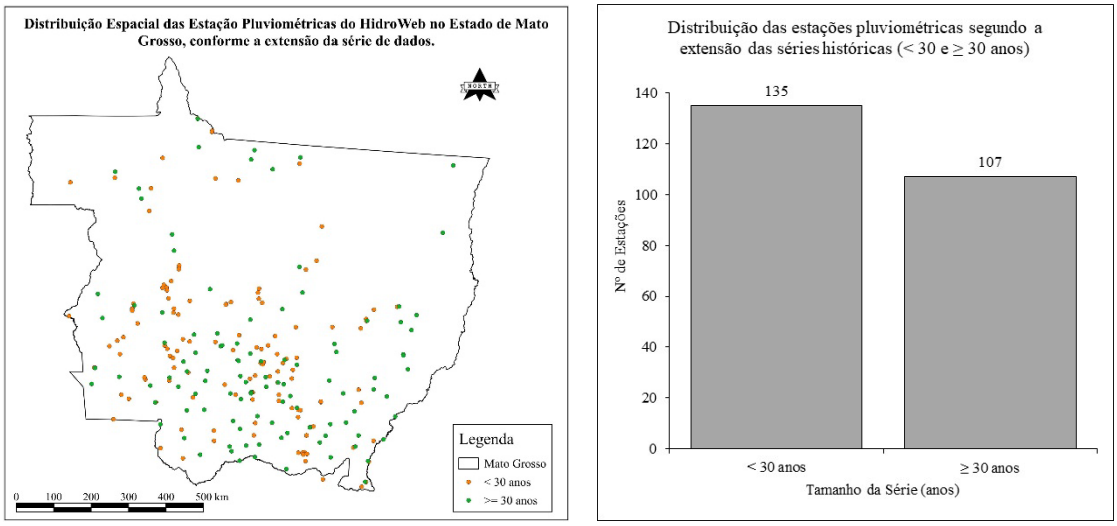


Figura 8. Distribuição das estações pluviométricas do Hidroweb no estado de Mato Grosso, segundo a extensão das séries históricas (< 30 e ≥ 30 anos).
Fonte: Autores (2026)

Do ponto de vista aplicado, a predominância de estações com séries inferiores a 30 anos impõe limitações importantes à confiabilidade de estudos hidrológicos e de engenharia. Registros curtos tendem a não capturar adequadamente a variabilidade climática interanual e decadal, além de sub-representarem eventos extremos de chuva e seca, fundamentais para análises de frequência, estimativas de riscos e dimensionamento de obras hidráulicas. Dessa forma, projetos e planejamentos baseados exclusivamente em séries reduzidas podem apresentar maior incerteza estatística e conduzir a decisões sub ou superdimensionadas. Esse cenário reforça a necessidade de priorizar a manutenção das estações históricas e a continuidade do monitoramento, de modo a consolidar séries longas e mais robustas para suporte técnico à gestão de recursos hídricos no estado.

Dos 142 municípios mato-grossenses, 51 (36%) não aparecem associados à lista de municípios do banco de dados de estações pluviométricas consultado no HidroWeb. Neste trabalho, não foi realizada a checagem individual para confirmar a inexistência de estações nesses municípios, uma vez que a ausência pode decorrer de inconsistências de cadastro, divergências de grafia/acentuação, padronização administrativa (p. ex., códigos municipais) ou alterações territoriais e criação de novos municípios.

Os municípios que não constam no banco de dados na forma como foram retornados pela consulta e tabulação realizadas neste estudo são: Boa Esperança do Norte, Bom Jesus do Araguaia, Cana Brava do Norte, Claudia, Colider, Colzina, Confresa, Conquista do Oeste, Cotriguaçu, Denize, Figueirópolis do Oeste, Glória do Oeste, Ipiranga do Norte, Itanhangá, Itaúba, Jangada, Juara, Juruena, Luciara, Marcelândia, Matupá, Nova Bandeirantes, Nova Canaã do Norte, Nova Guarita, Nova Monte Verde, Nova Nazaré, Nova Santa Helena, Novo Horizonte do Norte, Novo Santo Antônio, Paranaíta, Peixoto de Azevedo, Planalto da Serra, Porto Alegre do Norte, Porto dos Gaúchos, Querência, Reserva do Cabaçal, Ribeirão Cascalheira, Rondolândia, Santa Carmem, Santa Cruz do Xingu, Santa Teresinha, Santo Afonso, São Félix do Araguaia, São José dos Quatro Marcos, Serra Nova Dourada, Tabaporã, Tapurah, Terra Nova do Norte e Vera.

Na Figura 9 apresenta-se a distribuição de frequência do número de municípios do estado de Mato Grosso em função da quantidade de estações pluviométricas cadastradas na base HidroWeb, considerando o quantitativo de estações Ativas. O gráfico evidencia quantos municípios possuem desde 1 até 18 postos de monitoramento, permitindo avaliar a dispersão e a concentração espacial da rede de observação hidrometeorológica em escala municipal.

Considerando apenas as estações pluviométricas ativas, a distribuição municipal no estado de Mato Grosso evidencia um padrão de cobertura concentrado em classes de baixa densidade de monitoramento. Observa-se predominância de municípios com apenas duas estações (24 municípios) e uma estação (19 municípios), seguidos por três (11) e quatro estações (7), indicando que a maior parte do território dispõe de rede operacional reduzida. À medida que o número de postos aumenta, a frequência decresce acentuadamente, com poucos municípios apresentando cinco ou mais estações e ocorrências pontuais de maior concentração, incluindo um caso isolado com 18 estações ativas, que é o município de Chapada dos Guimarães.

Esse comportamento reforça a assimetria espacial da rede em operação, sugerindo que, embora haja cadastro histórico de estações, a disponibilidade efetiva de dados em tempo real ou recente é limitada em grande parte dos municípios. Tal configuração pode comprometer a representatividade espacial das chuvas observadas, elevar incertezas em análises hidrológicas e reduzir a confiabilidade de estimativas empregadas em planejamento hídrico, projetos de drenagem e dimensionamento de obras hidráulicas, evidenciando a necessidade de manutenção, reativação e expansão estratégica da rede de monitoramento.

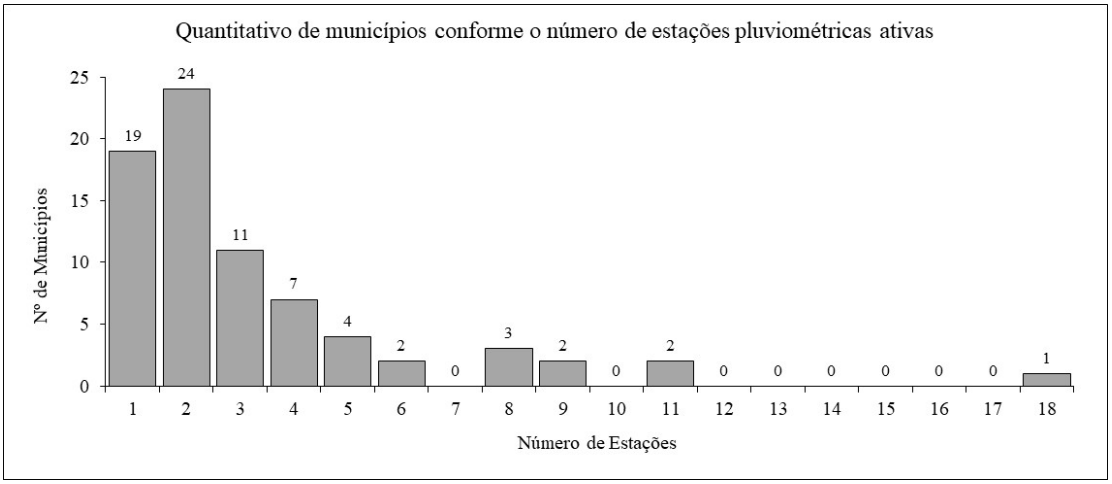


Figura 9. Distribuição do número de municípios segundo a quantidade de estações pluviométricas ativas cadastradas no Hidroweb para o estado de Mato Grosso.
Fonte: Autores (2026)

Conclusões

1. A rede pluviométrica do estado de Mato Grosso apresenta cobertura territorial ampla em termos de cadastros, porém com inconsistências operacionais relevantes, incluindo registros duplicados, estações inativas e distribuição espacial irregular, o que reduz a representatividade efetiva das informações disponíveis.

2. Predomina o conjunto de estações com séries históricas curtas, com menos de 30 anos de dados, enquanto uma parcela menor dispõe de registros longos e consolidados, limitando a confiabilidade de análises climatológicas, estudos de variabilidade hidrológica e estimativas técnicas utilizadas em planejamento e dimensionamento de obras.

3. A espacialização dos postos de monitoramento evidencia lacunas em áreas ambientalmente estratégicas, como determinados biomas, bacias hidrográficas e Terras Indígenas, indicando a necessidade de manutenção das séries existentes, qualificação cadastral e expansão planejada da rede para fortalecer a base de dados que subsidia a gestão de recursos hídricos e a engenharia ambiental no estado.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001 e da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), através do Convênio CAPES/UNESP No. 951420/2023. Agradeço ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - ProfÁgua pelo apoio técnico científico aportado até o momento.

Referências Bibliográficas

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: informe anual 2023.** Brasília: ANA, 2024. 118 p. Disponível em: https://www.gov.br/ana/pt-br/centrais-de-conteudos/publicacoes/conjuntura-dos-recursos-hidricos. Acesso em: 22 fev. 2026.

BARBINO, G. C.; SILVA, J. M.; ARAUJO CARAMELLO, N. D.; ANDRADE, N. L. R. Os eventos extremos como instrumentos de informação na gestão dos recursos hídricos. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 34, n. 20, p. 224–241, 2024. DOI: 10.55761/abclima.v34i20.16497. Disponível em: https://doi.org/10.55761/abclima.v34i20.16497. Acesso em: 22 fev. 2026.

BRAVO, R. Z. B.; CUNHA, L. R. A.; CARDOSO, B.; SARGES, B.; BARROS, C.; RODRIGUES, V.; LEIRAS, A. Using a systems thinking approach to assess the complex interplay between sustainable development goals, climate change, and humanitarian operations. **Sustainability Science**, v. 21, p. 95–120, 2026. DOI: 10.1007/s11625-025-01727-2. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s11625-025-01727-2. Acesso em: 22 fev. 2026.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **Climate Change 2023: Synthesis Report.** Geneva: IPCC, 2023. Disponível em: https://www.ipcc.ch/report/ar6/syr/. Acesso em: 22 fev. 2026.

MASSON-DELMOTTE, V. et al. **Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the IPCC.** Geneva: IPCC, 2021. Disponível em: https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/. Acesso em: 22 fev. 2026.

MILLY, P. C. D. et al. Stationarity is dead: Whither water management? **Science**, v. 319, n. 5863, p. 573–574, 2008. DOI: 10.1126/science.1151915. Disponível em: https://doi.org/10.1126/science.1151915. Acesso em: 22 fev. 2026.

MONTANARI, A. et al. "Panta Rhei-Everything Flows": Change in hydrology and society-The IAHS Scientific Decade 2013–2022. Hydrological Sciences Journal, v. 58, n. 6, p. 1256–1275, 2013. DOI: 10.1080/02626667.2013.809088. Disponível em: https://doi.org/10.1080/02626667.2013.809088. Acesso em: 22 fev. 2026.

OLIVEIRA, S. L. de; OURIQUES, R. Z.; CASTRO, V. L. L. de. Ocorrência crescente de eventos climáticos extremos e evidência da vulnerabilidade de aproveitamentos energéticos no sul do Brasil. **Observatório de la Economía Latinoamericana**, v. 23, n. 2, e8911, 2025. DOI: 10.55905/oelv23n2-030. Disponível em: https://doi.org/10.55905/oelv23n2-030. Acesso em: 22 fev. 2026.

PEREIRA, M. A. F.; BARBIEIRO, B. L.; QUEVEDO, D. M. Importance of monitoring and availability of hydrological data for integrated water resources management. **Sociedade & Natureza**, v. 32, p. 308–320, 2020. DOI: 10.14393/SN-v32-2020-43458. Disponível em: https://doi.org/10.14393/SN-v32-2020-43458. Acesso em: 22 fev. 2026.

REIS, G. d. A. et al. Spatial variability of rainfall and vulnerability assessment of water resources infrastructure for adaptive management implementation in Ceará, Brazil. **Sustainability**, v. 17, n. 20, 9147, 2025. DOI: 10.3390/su17209147. Disponível em: https://doi.org/10.3390/su17209147. Acesso em: 22 fev. 2026.

TRENBERTH, K. E.; FASULLO, J. T.; SHEPHERD, T. G. Attribution of climate extreme events. **Nature Climate Change**, v. 5, n. 8, p. 725–730, 2015. DOI: 10.1038/nclimate2657. Disponível em: https://doi.org/10.1038/nclimate2657. Acesso em: 22 fev. 2026.

WORLD METEOROLOGICAL ORGANIZATION (WMO). **Guide to Hydrological Practices.** Volume I: Hydrology – From measurement to hydrological information (WMO-No. 168). 6. ed. Geneva: WMO, 2008. Disponível em: https://unstats.un.org/unsd/envaccounting/waterGuidelines/Material/WMO_Guide_168_Vol_I_en_hydrological_practices.pdf. Acesso em: 22 fev. 2026.

GESTÃO SUSTENTÁVEL DE EFLUENTES EM CENTRAIS DE CONCRETO: AVALIAÇÃO DE SISTEMA FÍSICO-QUÍMICO PARA TRATAMENTO E REÚSO DE ÁGUA

Hugo Leonardo Azevedo Farias, Maria Beatriz Farias de Oliveira, Renilda Correia de Oliveira
Centro Universitário Mario Pontes Juca , e-mail: azevedohugo13@gmail.com; Centro Universitário Mario Pontes Juca, e-mail: maria.oliveira@umj.edu.br; Centro Universitário Mario Pontes Juca, e-mail: renilda.correia@umj.edu.br

Palavras-chave: reúso de água; centrais de concreto; tratamento físico-químico.

Resumo

A indústria da construção civil caracteriza-se por elevada demanda hídrica, especialmente em centrais dosadoras de concreto, nas quais a água é empregada tanto na composição das misturas quanto nas operações de lavagem de equipamentos e instalações. Essas atividades geram efluentes com características físico-químicas marcantes, tais como elevada alcalinidade, alta turbidez e significativa concentração de sólidos suspensos, os quais, quando descartados sem tratamento adequado, podem ocasionar impactos ambientais relevantes. Nesse contexto, a crescente pressão por práticas sustentáveis e pela racionalização do uso da água tem impulsionado a adoção de estratégias voltadas ao tratamento e ao reúso de efluentes industriais no setor. O presente estudo teve como objetivo avaliar a eficiência de um sistema de tratamento físico-químico aplicado a efluentes provenientes de uma central de concreto, com ênfase no monitoramento do pH e na verificação da viabilidade de reúso da água tratada. Para tanto, foram realizadas coletas de amostras em pontos estratégicos do sistema de decantação, com acompanhamento do pH ao longo de dias consecutivos por meio de fitas indicadoras colorimétricas. Adicionalmente, foram analisados laudos laboratoriais referentes à qualidade da água tratada e às características dos agregados empregados na produção do concreto. Os resultados indicaram que a água tratada apresentou parâmetros compatíveis com os limites estabelecidos pela ABNT NBR 15900-1 para uso como água de amassamento. Observou-se ainda que, embora o agregado miúdo tenha apresentado teor de cloretos ligeiramente superior ao limite individual previsto na ABNT NBR 7211:2022, a avaliação integrada dos constituintes da mistura demonstrou conformidade quanto ao teor total de cloretos em relação à massa de cimento. Dessa forma, conclui-se que o sistema físico-químico avaliado apresenta desempenho satisfatório, evidenciando potencial para viabilizar diferentes modalidades de reúso da água tratada, incluindo aplicações operacionais internas, descarte ambientalmente adequado e reintegração ao processo produtivo. A adoção de tais sistemas configura-se como uma estratégia tecnicamente viável e ambientalmente relevante para a gestão sustentável de recursos hídricos na construção civil.

Introdução

A água configura-se como um insumo estratégico para a indústria da construção civil, sendo amplamente empregada tanto na produção de concreto quanto nas operações auxiliares de centrais dosadoras, incluindo lavagem de betoneiras, caminhões e pátios operacionais. O crescimento acelerado do setor, impulsionado pela expansão urbana e por investimentos em infraestrutura, tem intensificado a demanda por recursos hídricos e, simultaneamente, ampliado a geração de efluentes industriais com características físico-químicas específicas (MEHTA; MONTEIRO, 2014; SCRIVENER; JOHN, 2019).

Os efluentes gerados em centrais de concreto apresentam, em geral, elevada alcalinidade (pH frequentemente superior a 11), alta turbidez e significativa concentração de sólidos suspensos, decorrentes principalmente da presença de partículas de cimento não hidratado, finos de agregados e aditivos químicos. Quando lançados sem tratamento adequado, esses efluentes podem provocar impactos ambientais relevantes, como a elevação do pH de corpos hídricos receptores, comprometendo a biota aquática, além de favorecer processos de assoreamento devido à deposição de partículas sólidas (CHATTERJI, 1995; SANTOS et al., 2020).

Diante desse cenário, a gestão eficiente de efluentes torna-se um desafio central para o setor da construção civil, especialmente em um contexto global marcado pela crescente escassez hídrica e pela intensificação das exigências regulatórias. De acordo com a Organização das Nações Unidas, a pressão sobre os recursos hídricos tende a aumentar significativamente nas próximas décadas, reforçando a necessidade de adoção de práticas sustentáveis e de uso racional da água (UNESCO, 2023). Nesse contexto, estratégias baseadas no tratamento e reúso de efluentes industriais têm sido amplamente reconhecidas como alternativas eficazes para reduzir o consumo de água potável e mitigar impactos ambientais (ASANO et al., 2007; METCALF & EDDY, 2016).

No Brasil, o lançamento de efluentes em corpos receptores é regulamentado pela Resolução CONAMA nº 357/2005, que estabelece a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como pela Resolução CONAMA nº 430/2011, que complementa e dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes. Paralelamente, a utilização de água na produção de concreto é regida por normas técnicas específicas, como a ABNT NBR 15900-1, que define critérios de qualidade para água de amassamento. Adicionalmente, a ABNT NBR 7211:2022 estabelece requisitos para agregados utilizados em concreto, incluindo limites para contaminantes como cloretos, cuja presença pode influenciar diretamente a durabilidade das estruturas (ABNT, 2022; ABNT, 2021).

Entre as tecnologias disponíveis para o tratamento de efluentes provenientes de centrais de concreto, os processos físico-químicos destacam-se pela elevada eficiência na remoção de sólidos suspensos e na correção de parâmetros críticos, como pH, turbidez e alcalinidade. Esses sistemas baseiam-se, em geral, em etapas de coagulação, floculação e decantação, promovendo a separação sólido-líquido e a melhoria da qualidade do efluente tratado. Além da eficiência técnica, tais processos apresentam vantagens operacionais, incluindo relativa simplicidade de implantação, facilidade de operação e custos moderados quando

comparados a tecnologias mais complexas, como tratamentos biológicos avançados ou sistemas por membranas (METCALF & EDDY, 2016; TCHOBANOGLOUS et al., 2014).

Nesse contexto, a aplicação de sistemas de tratamento físico-químico associada ao reúso da água tratada em centrais de concreto desponta como uma estratégia promissora para a promoção da sustentabilidade no setor. A reutilização da água pode ocorrer em diferentes níveis, incluindo usos não estruturais (lavagem de equipamentos), descarte em conformidade ambiental e, em condições controladas, reintegração ao processo produtivo como água de amassamento, desde que atendidos os requisitos normativos pertinentes (SILVA; BRITO, 2018).

Diante do exposto, o presente trabalho tem como objetivo avaliar a eficiência de um sistema de tratamento físico-químico aplicado a efluentes gerados em uma central de concreto, com ênfase no monitoramento do pH e na análise da viabilidade de reúso da água tratada. Ao verificar a conformidade dos parâmetros obtidos com os padrões estabelecidos em normas técnicas e legislação ambiental, busca-se contribuir para a consolidação de práticas sustentáveis na construção civil, alinhadas aos princípios de uso racional dos recursos naturais e minimização de impactos ambientais.

Material e Métodos

O estudo foi conduzido a partir da avaliação de um sistema físico-químico de tratamento de águas residuais provenientes das operações de lavagem de equipamentos e áreas operacionais de uma central de concreto, figura 1.



Figura 1. Amostra de efluente bruto coletado na central de concreto.
Fonte: Autor, 2026.

O sistema avaliado é composto por etapas de sedimentação e decantação destinadas à remoção de partículas sólidas presentes no efluente. Amostras foram coletadas em pontos representativos do sistema de tratamento, especialmente na saída do decantador, de modo a representar as condições operacionais do processo. O monitoramento do pH foi realizado em sete campanhas de amostragem, distribuídas ao longo do período de operação do sistema (29/07/2025, 30/07/2025, 04/08/2025, 05/08/2025, 06/08/2025, 10/09/2025 e 02/12/2025), por meio de fitas indicadoras colorimétricas, utilizadas como ferramenta de controle operacional preliminar. Paralelamente, foram considerados laudos laboratoriais da água tratada, garantindo maior confiabilidade e validação dos resultados obtidos. O ajuste do pH foi realizado com solução de ácido clorídrico (HCl 10%), figura 2, permitindo avaliar a eficiência do processo de neutralização ao longo da operação do sistema.

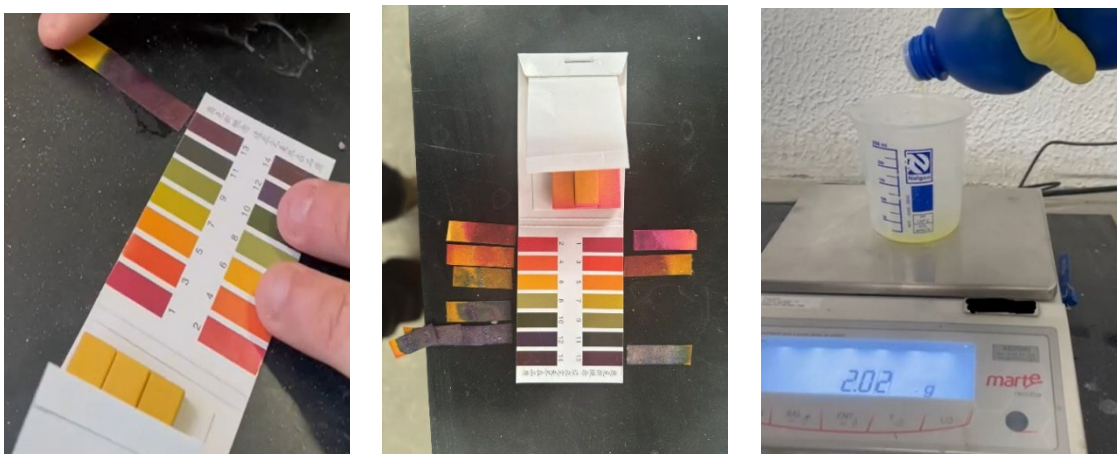


Figura 2. Monitoramento do pH por fitas indicadoras e dosagem de ácido clorídrico.
Fonte: Autor, 2026.

Diante da necessidade em saber qual a porcentagem de ácido a ser utilizado para o tratamento da água do decantador, fez-se uma análise da relação de massa de ácido com as águas residuais. A figura 3, mostra a evolução dos testes, onde é possível verificar a variação de forma expressiva do pH da água.

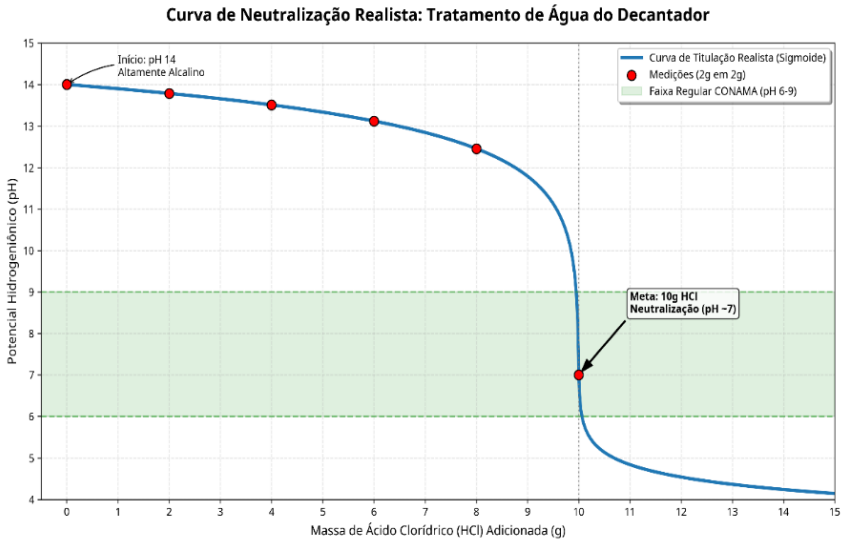


Figura 3. Curva de neutralização do pH em função da adição de HCl.
Fonte: Autor, 2026.

A variação observada nos valores de pH ao longo das campanhas está diretamente associada às atividades operacionais da central de concreto, especialmente aquelas relacionadas à lavagem de equipamentos e ao descarte de resíduos de concreto fresco. Esses processos promovem a liberação de compostos alcalinos, principalmente hidróxidos de cálcio, que contribuem para a elevação significativa do pH do efluente bruto.

Adicionalmente, foram utilizados laudos laboratoriais referentes à qualidade físico-química da água tratada proveniente do sistema de decantação. Os laudos contemplaram parâmetros como cloretos, sulfatos, álcalis, açúcares, sólidos totais e metais, os quais foram analisados com base nos limites estabelecidos pela ABNT NBR 15900-1. Essa análise teve como finalidade avaliar a viabilidade de utilização da água tratada como água de amassamento na produção de concreto.

Complementarmente, foi analisado um relatório de ensaio de salinidade do agregado miúdo (areia), com o objetivo de determinar o teor de cloretos presente no material. A avaliação foi conduzida conforme os critérios estabelecidos pela ABNT NBR 7211:2022, considerando também a análise do teor total de cloretos na mistura de concreto.

Resultados e Discussão

Os resultados obtidos indicam que o sistema físico-químico avaliado apresenta desempenho satisfatório no tratamento das águas residuais geradas na central de concreto. Os resultados obtidos a partir das análises laboratoriais demonstraram que a água tratada apresenta parâmetros compatíveis com os limites estabelecidos pela ABNT NBR 15900-1, tabela 1, para utilização como água de amassamento de concreto. Entre os parâmetros analisados, destacam-se os valores de açúcares solúveis, álcalis solúveis e sulfatos, todos significativamente abaixo dos limites máximos permitidos. O teor de cloretos também se manteve dentro das faixas consideradas seguras para a durabilidade das estruturas de concreto.

DETERMINAÇÃO	MÉTODO
Cloretos	ABNT NBR 15900-6
Sulfatos	ABNT NBR 15900-7
Álcalis	ABNT NBR 15900-9
Açúcares	ABNT NBR 15900-11
Fosfatos	ABNT NBR 15900-8
Nitratos	ABNT NBR 15900-10
Chumbo	ABNT NBR 15900-5
Zinco	ABNT NBR 15900-4
Material sólido	ABNT NBR 15900-3

Tabela 1. Tabela dos ensaios.
Fonte: ABNT

Com base nos dados coletados durante o monitoramento, foi possível realizar uma análise quantitativa da variação do pH ao longo dos dias de operação do sistema. Observou-se que os valores iniciais apresentaram elevada alcalinidade, com pH

superior a 11, sendo gradativamente reduzidos após a aplicação do ácido clorídrico. A estabilização do pH ocorreu na faixa entre 6,5 e 8,5, atendendo aos limites normativos. A variabilidade observada pode ser atribuída à heterogeneidade dos efluentes gerados nas diferentes etapas operacionais da central, indicando a necessidade de controle contínuo do processo. Comparando os resultados obtidos com estudos semelhantes disponíveis na literatura, verifica-se que o desempenho do sistema físico-químico avaliado é compatível com soluções adotadas em outras centrais de concreto. Estudos indicam que sistemas de decantação associados à correção de pH apresentam elevada eficiência na remoção de sólidos suspensos e adequação da água para reúso, reforçando a aplicabilidade da solução analisada neste trabalho. Esse comportamento indica estabilidade operacional do sistema, reforçando sua aplicabilidade em condições reais de operação.

Adicionalmente, pode-se propor um balanço hídrico simplificado da central de concreto, considerando os volumes de água consumidos e reutilizados. A adoção do sistema de tratamento permite a redução significativa da captação de água potável, uma vez que parte da água residual é reinserida no processo produtivo e em atividades auxiliares, como lavagem de equipamentos e umidificação de agregados. Do ponto de vista econômico, a implantação do sistema físico-químico apresenta potencial de retorno financeiro a médio prazo. A redução no consumo de água potável, aliada à diminuição de custos com descarte de efluentes, contribui para a viabilidade do investimento. Embora não tenha sido realizada uma análise econômica detalhada neste estudo, os benefícios observados indicam um cenário favorável para adoção da tecnologia. Como limitações do estudo, destaca-se a ausência de monitoramento contínuo automatizado dos parâmetros físico-químicos, bem como a restrição das análises laboratoriais a determinados períodos. Para trabalhos futuros, recomenda-se a ampliação do período de monitoramento, a inclusão de outros parâmetros de qualidade da água e a avaliação do desempenho do concreto produzido com água de reúso em propriedades mecânicas e de durabilidade.

Os resultados obtidos também permitem avaliar a adequação da água tratada para diferentes formas de destinação, conforme a legislação vigente:

- Para descarte em corpos d'água (mananciais superficiais): devem ser atendidos os padrões definidos na Resolução CONAMA nº 357/2005, que estabelece, para águas de Classe 2, parâmetros como pH entre 6,0 e 9,0, turbidez máxima de 100 UNT (desejável < 40 UNT) e ausência de óleos, sólidos grosseiros ou materiais flutuantes.

- Para lançamento em redes públicas de esgoto ou sistemas industriais: devem ser seguidas as exigências das concessionárias, com base na ABNT NBR 9800/1987, respeitando limites adicionais de pH, sólidos e carga orgânica.

- Para reaproveitamento interno (reúso industrial e produção de concreto): devem ser atendidas as diretrizes da Resolução CONAMA nº 54/2005 e da ABNT NBR 13.969/1997, considerando parâmetros como pH entre 6,0 e 8,5, controle de turbidez, sólidos suspensos e ausência de contaminantes que prejudiquem os agregados ou a hidratação do cimento.

Além da viabilidade de utilização no processo produtivo, os resultados evidenciam diferentes possibilidades de reúso da água tratada, incluindo usos auxiliares na central, como limpeza de pátios e umidificação de agregados, bem como descarte ambientalmente adequado conforme a legislação vigente, os resultados das análises físico-químicas da água tratada estão apresentados na tabela 2.

Data da Amostragem 23/09/2025 as 16:20:00

Resultados						
Parâmetro	**Resultado**	**Unidade**	**Limite (ABNT NBR 15900-1)**	**Incerteza**	**L.Q.**	**Início Ensaio**
Açúcar Solúvel em Água	26,33	mg/L	inferior à 100 mg/L	-	0,15	15/10/2025
Álcalis Solúveis em Água	620,00	mg/L	inferior à 1500 mg/L	-	0,15	24/09/2025
Chumbo Dissolvido	<0,500000	mg/L	inferior à 10 mg/L	-	0,5000	26/09/2025
Chumbo Total (Pb)	<0,5000	mg/L	inferior à 10 mg/L	0,0003	0,500	26/09/2025
Cloretos	155,0	mg/L	s/ Especificação	2,000000	1,0	01/10/2025
Fosfato Total (PO_4^{-3})	<0,15	mg/L	Máx. 100	-	0,15	29/09/2025
Fosfatos Solúveis	<0,15	mg/L	Máx. 100	-	0,15	29/09/2025
Nitrato (NO_3^-) – Solúvel	<0,10	mg/L	Máx. 500	0,140000	0,100000 mg/L	24/09/2025
Nitrato (NO_3^-)	1,71	mg/L	até 500,00	0,14	0,10 mg/L	24/09/2025
Sulfato	143,80	mg/L	até 2.000,00	0,200000	5,00	26/09/2025
Zinco Dissolvido	<0,100	mg/L	inferior à 100 mg/L	-	0,1000	02/10/2025
Zinco Total (Zn)	<0,100	mg/L	inferior à 100 mg/L	-	0,10	02/10/2025

Conclusão : Os Parâmetros avaliados encontram-se em ACORDO com os valores máximos permitidos para ABNT NBR 15900-1:2009

Tabela 2. Tabela dos dados obtidos pela análise físico-química da água do decantador.
Fonte: Qualitex Engenharia e Serviços, 2025.

Em relação aos agregados, o ensaio de salinidade da areia indicou teor de cloretos ligeiramente superior ao limite individual recomendado pela ABNT NBR 7211:2022. No entanto, a própria norma estabelece que agregados com teores individuais superiores podem ser utilizados desde que o teor total de cloretos proveniente de todos os componentes da mistura não ultrapasse os limites admissíveis em relação à massa de cimento. Essa análise integrada demonstra que a combinação entre a água tratada — que apresenta baixo teor de cloretos — e o agregado miúdo avaliado não compromete a durabilidade do concreto, desde que seja realizado o controle adequado da composição da mistura.

Esses resultados corroboram estudos da literatura que indicam a eficiência de sistemas físico-químicos na adequação de efluentes de centrais de concreto para reúso, especialmente no controle de pH e remoção de sólidos suspensos. Do ponto de vista ambiental, a adoção de sistemas de tratamento e reúso de efluentes em centrais de concreto representa uma estratégia relevante para a mitigação de impactos associados ao consumo excessivo de água e ao descarte inadequado de resíduos líquidos. Essa abordagem está alinhada aos princípios da sustentabilidade e às diretrizes de gestão eficiente de recursos hídricos no setor da construção civil.

Conclusão

Os resultados obtidos demonstram que o sistema físico-químico avaliado apresenta eficiência no tratamento das águas residuais geradas em centrais de concreto. A água tratada apresentou parâmetros compatíveis com os requisitos estabelecidos pela ABNT NBR 15900-1, indicando viabilidade para seu reúso no processo produtivo. A análise integrada dos componentes do concreto, especialmente em relação ao teor de cloretos, evidencia a importância de considerar o comportamento conjunto dos materiais, conforme previsto na ABNT NBR 7211:2022.

Dessa forma, conclui-se que a adoção de sistemas de tratamento e reúso de águas residuais em centrais de concreto representa uma alternativa tecnicamente viável e ambientalmente relevante, contribuindo para a redução do consumo de água potável e para a promoção de práticas de economia circular no setor da construção civil.

Adicionalmente, destaca-se que a implementação de sistemas de tratamento e reúso de efluentes em centrais de concreto contribui não apenas para o atendimento às exigências normativas, mas também para o fortalecimento de práticas sustentáveis alinhadas aos princípios de responsabilidade ambiental. A redução do consumo de água potável e o controle adequado do descarte de efluentes minimizam impactos ambientais, especialmente em regiões com maior pressão sobre os recursos hídricos.

Outro aspecto relevante refere-se à melhoria da gestão operacional das centrais de concreto, uma vez que o monitoramento contínuo dos parâmetros físico-químicos permite maior controle do processo produtivo, reduzindo variabilidades e aumentando a confiabilidade dos materiais utilizados. Isso se reflete diretamente na qualidade final do concreto produzido, garantindo desempenho adequado e maior durabilidade das estruturas.

Além disso, a adoção de práticas de reúso de água pode contribuir para a valorização da imagem institucional das empresas do setor da construção civil, evidenciando compromisso com a sustentabilidade e com a inovação tecnológica. Esse fator pode representar um diferencial competitivo no mercado, especialmente em projetos que exigem certificações ambientais ou critérios de sustentabilidade. Por fim, ressalta-se que a continuidade de estudos nessa área é fundamental para o aprimoramento das técnicas de tratamento e reúso de efluentes, sendo recomendada a integração com tecnologias de automação e monitoramento em tempo real, bem como a ampliação das análises para diferentes condições operacionais. Dessa forma, será possível consolidar ainda mais o uso de água de reúso como prática segura, eficiente e amplamente aplicável na indústria da construção civil.

Assim, os resultados obtidos reforçam o potencial da tecnologia como ferramenta estratégica para a transição do setor da construção civil para modelos mais sustentáveis, baseados em princípios de economia circular e uso eficiente dos recursos hídricos.

Referências Bibliográficas

ABNT. NBR 7211: Agregados para concreto — Especificação. Rio de Janeiro, 2022.

ABNT. NBR 15900-1: Água para amassamento do concreto — Parte 1: Requisitos. Rio de Janeiro, 2021.

ASANO, T. et al. Water reuse: issues, technologies, and applications. New York: McGraw-Hill, 2007.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 357, de 17 de março de 2005.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 54, de 28 de novembro de 2005.

CHATTERJI, S. Aspects of the setting and hardening of cement paste. Cement and Concrete Research, 1995.

MEHTA, P. K.; MONTEIRO, P. J. M. Concrete: microstructure, properties, and materials. 4. ed. New York: McGraw-Hill, 2014.

METCALF & EDDY. Wastewater engineering: treatment and resource recovery. 5. ed. New York: McGraw-Hill, 2016.

SCRIVENER, K.; JOHN, V. M. Eco-efficient cements. Paris: UNEP, 2019.

SANTOS, R. A. et al. Avaliação de efluentes de centrais de concreto e seus impactos ambientais. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, 2020.

SILVA, M. R.; BRITO, J. Reuse of concrete wash water in concrete production. Journal of Cleaner Production, 2018.

TCHOBANOGLOUS, G. et al. Wastewater engineering. 5. ed. New York: McGraw-Hill, 2014.

UNESCO. World Water Development Report 2023. Paris, 2023.

AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO DO MODELO GEOGLOWS V2 PARA SIMULAR A VAZÃO EM BACIAS HIDROGRÁFICAS DO ESTADO DE SANTA CATARINA, BRASIL

1 Ana Clara Lazzari Franco, 2 Alejandro Campos Castillo, 3 Mariane Souza Melo de Liz, 4 Luis Hamilton Pospissil Garbossa

1 EPAGRI, e-mail: anafranco@epagri.sc.gov.br; 2 EPAGRI, e-mail: alejandrocastillo@epagri.sc.gov.br; 3 EPAGRI, e-mail: marianeliz@epagri.sc.gov.br; 4 EPAGRI, e-mail: luisgarbossa@epagri.sc.gov.br

Palavras-chave: Previsão hidrológica; GEOGloWS V2; desempenho de modelos hidrológicos.

Resumo

Apresenta-se uma análise de desempenho do modelo GEOGloWS V2 para a previsão de vazão, considerando a performance dos *ensembles* do modelo individualmente, com ênfase no uso para a previsão de vazões de pico. O desempenho do modelo foi avaliado com foco em dimensão e temporalidade das vazões de pico, para diferentes horizontes de previsão. O desempenho do modelo foi quantificado através de indicadores estatísticos (NS e KGE) e pela análise visual dos hidrogramas. Foram identificadas defasagens temporais na previsão dos picos de vazão pelo modelo, para alguns trechos analisados, quando comparados aos dados observados. A correção da defasagem temporal produz melhoria na correlação dos dados simulados e observados e nos respectivos indicadores estatísticos. Também foi identificado um comportamento distinto no desempenho do modelo para as bacias da Região Hidrográfica Uruguai (RH 7) e aquelas inseridas na Região Hidrográfica Atlântico Sul (RH 8).

Introdução

A gestão adequada dos recursos hídricos, normalmente, requer informações derivadas de uma combinação de dados observados e dados simulados. Essas informações são obtidas a partir de infraestrutura de monitoramento e modelos numéricos, e quando elas são insuficientes para a tomada de decisões as questões relativas à sustentabilidade da água são difíceis de abordar (Hales *et al*., 2022). Nos últimos anos, muitos modelos hidrometeorológicos em escala nacional, continental e global foram desenvolvidos para tentar suprir essa necessidade de informações (COPERNICUS, 2026a; COPERNICUS, 2026b; NOAA, 2026). Esses modelos operam em grandes domínios espaciais e buscam fornecer previsões com longo prazo de antecedência. A principal vantagem desses modelos é a sua capacidade de fornecer previsões contínuas e detalhadas, apoiadas por uma infraestrutura global de observação e modelagem, tornando-os uma ferramenta valiosa para prever eventos extremos e gerenciar recursos hídricos em grande escala (Gutenson *et al*., 2024). A utilização de dados modelados, em vez de ou como complemento aos dados observados, se justifica pela sua disponibilidade contínua e capacidade de preencher lacunas em regiões com monitoramento insuficiente (Luna *et al*., 2020).

Um exemplo de modelo hidrológico global é o GEOGloWS (Programa de Sustentabilidade Hídrica Global do Grupo de Observações da Terra) (Hales *et al*., 2022). O modelo ECMWF HTESSEL, implementado pelo Centro Europeu de Previsões Meteorológicas de Médio Prazo, constitui a fonte de dados do GEOGloWS. O GEOGloWS V2 produz previsões de vazão com até 15 dias de antecedência e uma simulação retrospectiva ou histórica desde o ano de 1940, em aproximadamente 7 milhões de trechos de rios, para bacias hidrográficas com área superior a 150 km² em todo o mundo (Lozano *et al*., 2021). O GEOGloWS gera 52 conjuntos de previsões de vazão (*ensembles*), as quais são calculadas com base em 52 conjuntos de dados de escoamento superficial, oriundos do modelo de superfície terrestre ECMWF HTESSEL (Balsamo *et al*., 2009). A resolução espacial das previsões de vazão é de 18 km e a resolução temporal é de 3 horas, exceto para o ensemble 52, determinístico, cujas resoluções espacial e temporal são de 9 km e 1 hora, respectivamente (Hales *et al*., 2022). Por outro lado, a simulação retrospectiva utiliza o conjunto de dados de escoamento do modelo ERA5-land (Muñoz-Sabater *et al*., 2021) para realizar os cálculos. O modelo GEOGloWS foi parcialmente calibrado em relação ao modelo GloFAS (COPERNICUS, 2026b), mas alguns erros persistem. Por exemplo, foi observado o viés sazonal e espacialmente variável nas magnitudes das vazões e falha na captura de tempestades de curta duração ou vazões de pico. Em algumas bacias hidrográficas foram observadas vazões superestimadas em algumas épocas do ano e vazões subestimadas em outras épocas (Hales *et al*., 2022).

Embora o uso de modelos hidrológicos em grandes bacias seja generalizado, a avaliação sistemática de sua eficiência relativa ainda é limitada (Dahal; Kojima, 2025). Estudos anteriores que avaliaram modelos de previsão hidrológica em bacias semelhantes destacam a importância de modelos que consigam captar de forma robusta a variabilidade do fluxo (Reddy *et al*., 2022; Ávila *et al*., 2022; Horan *et al*., 2021). Santana, Oliveira e Garbossa (2025), analisaram o desempenho do modelo GEOGloWS V1 na previsão de vazões do rio Cubatão do Sul, localizado no estado de Santa Catarina, Brasil. O objetivo dessa pesquisa foi avaliar o desempenho das previsões em diferentes cenários temporais, comparando-as com os valores observados, com foco na série completa de vazões e em eventos com precipitação significativa. Os pesquisadores encontraram que durante os meses com eventos de precipitação intensa o GEOGloWS tem mais dificuldade em prever com precisão o fluxo observado e que a escolha do conjunto específico de previsões (do total de 52) pode influenciar significativamente sua exatidão. Portanto, a análise cuidadosa e a seleção dos conjuntos de previsões mais precisos são essenciais para otimizar a modelagem da vazão fluvial. Apesar da dificuldade encontrada em prever com exatidão vazões durante eventos de precipitação, a pesquisa mostrou

que o modelo consegue capturar a variabilidade dos fluxos e que alguns dos conjuntos de previsões efetivamente oferecem resultados satisfatórios em cenários de alta, média e baixa precipitação.

De acordo com Costa *et al*. (2024), no período de 2018 a 2022, Santa Catarina teve o maior número de eventos de desastres naturais registrados no Brasil, com destaque para as chuvas intensas (650 eventos) e as estiagens e secas (405 eventos). Considerando o potencial demonstrado por pesquisas prévias sobre o modelo GEOGloWS, esta pesquisa pretende avaliar o desempenho do modelo GEOGloWS V2 para simular a vazão fluvial em bacias hidrográficas do estado de Santa Catarina. A área de estudo foi dividida em duas regiões: As bacias inseridas na Região Hidrográfica Uruguai (RH 7) e as bacias inseridas na Região Hidrográfica Atlântico Sul (RH 8). As bacias hidrográficas do estado inseridas na primeira região mencionada se veem mais afetadas pelos eventos de estiagens e secas, enquanto as bacias inseridas na segunda região são mais afetadas pelas enchentes, alagamentos e inundações (ANA, 2015). Por isso, os desdobramentos desta pesquisa podem ajudar a esclarecer sobre o valor dos dados do modelo GEOGloWS V2 para auxiliar na previsão e planejamento durante condições de cheias e secas, além de subsidiar com séries temporais outros modelos com foco na hidrodinâmica costeira no litoral do Estado.

Material e Métodos

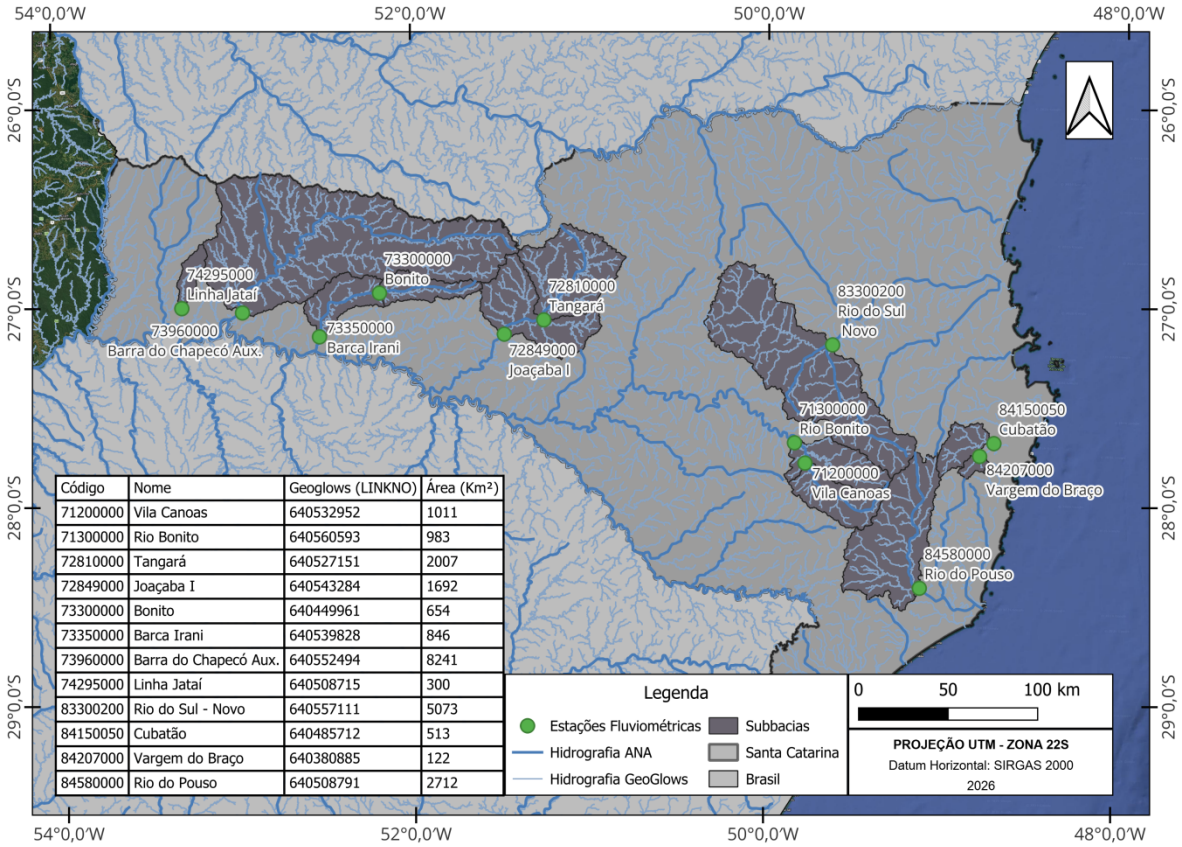
Esta pesquisa foi desenvolvida considerando como área de estudo as bacias hidrográficas inteiramente localizadas no estado de Santa Catarina, conforme a Figura 01. Para viabilizar a comparação entre os dados das previsões de vazão do GEOGloWS V2 com as vazões registradas nos eventos, foram identificadas estações fluviométricas com dados observados nos anos de 2024 e 2025, possibilitando a sobreposição das séries temporais. Para permitir uma análise única para todas as estações, foi utilizado um período comum aos dados observados, de 01/08/2024 a 31/08/2025, compreendendo um total de 13 meses de dados brutos, com diferentes falhas em algumas estações. A diferença do número de dados disponíveis para cada uma das estações não é limitação à metodologia de análise, haja vista que não serão comparados os indicadores estatísticos das estações entre si, mas sim entre os ensembles e horizontes de previsão, para cada estação. A discussão foi simplificada adotando-se somente 12 estações representativas para análise e apresentação dos resultados. Os trechos foram selecionados considerando a disponibilidade de dados observados para o período e a distribuição geográfica. As estações fluviométricas selecionadas são apresentadas na Tabela 01:

Tabela 01: Estações fluviométricas selecionadas para o estudo.

Código	Nome	Localização
71200000	Vila Canoas	no rio Canoas, a montante de qualquer aproveitamento hidrelétrico que possa afetar o regime de vazões natural
71300000	Rio bonito	no rio Canoas, após confluência com rio João Paulo
72810000	Tangará	no rio do Peixe, a montante da estação Joaçaba I
72849000	Joaçaba I	no rio do Peixe, a jusante da estação Tangará
73300000	Bonito	no rio Irani, a montante de Barca Irani
73350000	Barca Irani	no rio Irani, a jusante da estação Bonito, última estação antes de desaguar no rio Uruguai
74295000	Linha Jataí	no rio Iracema, um contribuinte direto do rio Uruguai com área de contribuição relativamente pequena
73960000	Barra do Chapecó Aux	no rio Chapecó, próximo do deságue no rio Uruguai
83300002	Rio do Sul novo	no rio Itajaí
84580000	Rio do pouso	no rio Tubarão, litoral sul de Santa Catarina
84150050	Cubatão	no rio Cubatão, situada na região da grande Florianópolis
84207000	Vargem do braço	no rio Vargem do braço, também na região da grande Florianópolis

Os dados das simulações do GEOGloWS V2 foram obtidos por meio de download com o pacote python auxiliar API, disponível em https://geoglows.readthedocs.io. Os trechos correspondentes a cada estação selecionada foram identificados em ambiente SIG, correlacionando a localização das estações com os trechos do GEOGloWS V2 (identificados pelo código LINKNO), disponível em http://geoglows-v2.s3-website-us-west-2.amazonaws.com/. Para cada trecho, então, foram obtidos os dados de *forecast records*, isto é, o registro diário das vazões previstas para os 15 dias seguintes, para o mesmo período dos dados observados (01/08/2024 a 31/08/2025). Para viabilizar a avaliação do desempenho das previsões, foram construídas séries temporais individuais para cada um dos horizontes de previsão investigados: 1, 2, 3, 4, 5 e 10 dias. Isto é, para cada estação, para cada um dos *ensembles*, uma série temporal foi construída para cada horizonte de previsão (6 séries temporais por ensemble, por estação; totalizando 3744 séries temporais simuladas). Os gráficos das séries temporais simuladas e observadas permitiram a análise visual dos hidrogramas, o que possibilitou identificar adiantamento e/ou defasagem na previsão dos picos de vazão simulada. Os indicadores estatísticos de

desempenho das previsões foram calculados e analisados com e sem correção dessa defasagem temporal, para cada um dos *ensembles*, corroborando com a identificação dos atrasos de previsão em algumas estações.



Código	Nome	Geoglows (LINKNO)	Área (Km²)
71200000	Vila Canoas	640532952	1011
71300000	Rio Bonito	640560593	983
72810000	Tangará	640527151	2007
72849000	Joaçaba I	640543284	1692
73300000	Bonito	640449961	654
73350000	Barca Irani	640539828	846
73960000	Barra do Chapecó Aux.	640552494	8241
74295000	Linha Jataí	640508715	300
83300200	Rio do Sul - Novo	640557111	5073
84150050	Cubatão	640485712	513
84207000	Vargem do Braço	640380885	122
84580000	Rio do Pouso	640508791	2712

Figura 01: Localização das estações fluviométricas utilizadas no estudo e respectivas áreas de contribuição. Fonte: elaborado pelo autor.

O desempenho do modelo foi avaliado pelo indicador Nash-Sutcliffe (NS), devido à sua maior sensibilidade às vazões elevadas, alinhado ao objetivo de uso destas previsões para eventos chuvosos (Ferreira *et al*., 2020; Knoben *et al*., 2019). O NS é comumente utilizado na calibração e avaliação de modelos hidrológicos, e é calculado pela equação:

$$NS = 1 - \frac{\sum_{t=1}^{t=T}(Q_{sim}(t) - Q_{obs}(t))^2}{\sum_{t=1}^{t=T}(Q_{obs}(t) - \overline{Q_{obs}})^2}$$

Onde, Q_{sim} é a vazão simulada, Q_{obs} é a vazão observada e $\underline{Q_{obs}}$ é a média das vazões observadas.

Para identificar a defasagem temporal das simulações, o NS foi calculado também se aplicando de 1 a 5 dias de atraso (-1, -2, -3, -4, -5) e de adiantamento (+1, +2, +3, +4, +5) na série de vazões previstas, identificando aquele com melhor resultado. A verificação visual foi consistente com as estimativas calculadas, havendo atrasos nos picos de vazão para a maioria dos trechos analisados. Esta defasagem temporal é variável para cada ensemble de um mesmo trecho, para um mesmo horizonte de previsão, além de variar entre os horizontes de previsão para um mesmo trecho.

Além do NS, o Kling-Gupta Efficiency (KGE) foi calculado para a série simulada com e sem correção da defasagem temporal. O KGE é dado pela equação:

$$KGE = 1 - \sqrt{(r-1)^2 + \left(\frac{\sigma_{sim}}{\sigma_{obs}} - 1\right)^2 + \left(\frac{\mu_{sim}}{\mu_{obs}} - 1\right)^2}$$

Onde, r é correlação linear entre o simulado e observado; σ_{sim} é o desvio padrão dos valores simulados; σ_{obs} é o desvio padrão dos observados; μ_{sim} é a média dos valores simulados; μ_{obs} é a média dos valores observados.

Enquanto o uso da média como preditor resulta em valor de NS = 0, (isto é, NS<0 interpretado como resultado ruim), a interpretação correspondente para o KGE é distinta, e o valor correspondente ao uso da média das observações seria KGE = -0,41 (Knoben *et al*., 2019). Portanto, os limiares destes indicadores para "*simulação satisfatória*" são distintos. Neste trabalho, foram consideradas satisfatórias as simulações que obtiveram NS > 0 e/ou KGE > -0,41.

Resultados e Discussão

A análise do desempenho das previsões baseou-se nos indicadores calculados com e sem a correção da defasagem temporal. A consideração das correções das defasagens temporais identificadas nas simulações de previsão de vazão resulta em valores superiores de NS e KGE. A melhoria na correlação das previsões com os dados observados é corroborada pela análise visual dos hidrogramas com e sem a correção da defasagem temporal. A defasagem temporal variou para cada horizonte de previsão, por *ensemble*, por estação. Entre todas as estações e todos os ensembles, para os horizontes de previsão de 1 a 5 dias, a maior defasagem observada foi de 3 dias, para a estação 73960000 - Barra do Chapecó -Auxiliar. Portanto, as análises focaram neste horizonte de previsão, considerado suficiente para a maioria dos trechos analisados (Figura 02).

Quanto maior o horizonte de previsão, maior a incerteza das previsões. Consequentemente, para o horizonte de previsão de 10 dias os indicadores de desempenho apresentam maior amplitude de valores, quando comparados a 5 ou menos dias. Esse aumento de incerteza, entretanto, nem sempre implica em maior percentual de valores observados englobados pelas simulações. Para as estações avaliadas, o aumento de incerteza das previsões para o horizonte de 10 dias resultou em depreciação dos indicadores de desempenho (Figura 03). Portanto, algumas análises descartaram os resultados deste horizonte.

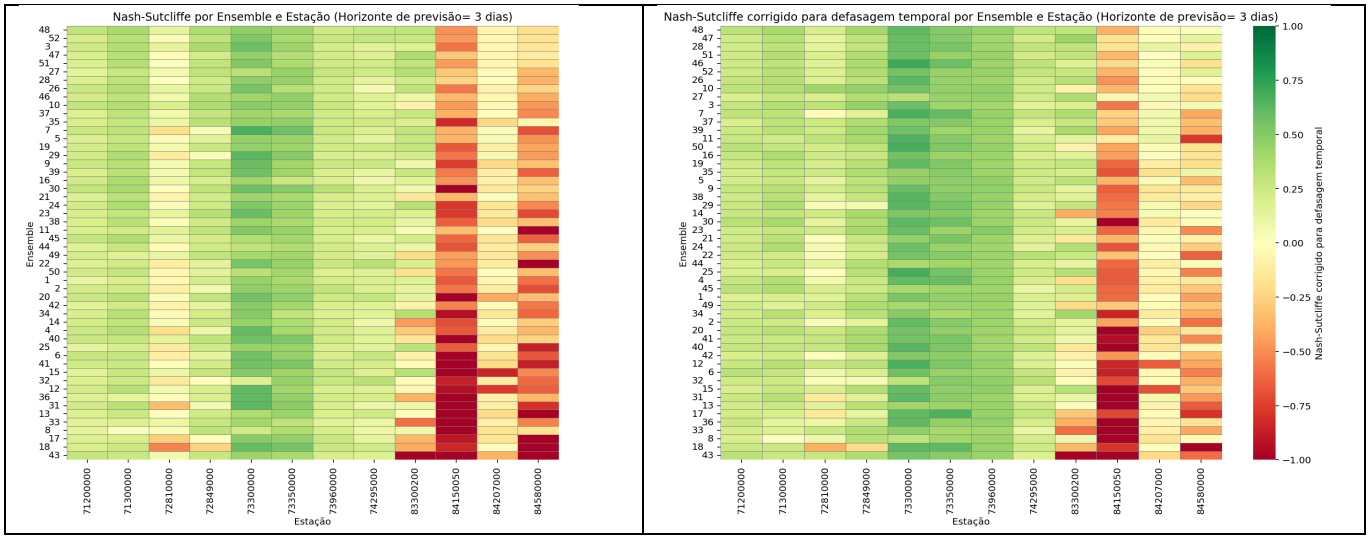


Figura 02: Heatmaps do NS, com e sem correção para a defasagem temporal, ordenados pela média do desempenho do ensemble para todas as estações, para o horizonte de previsão de 3 dias.
Fonte: elaborado pelo autor.

Embora os valores de NS para um horizonte de previsão de 10 dias possam ser interpretados como indicadores de simulação insatisfatória, isto é, valores negativos, o KGE aponta para uma interpretação diferente, apresentando valores positivos, para a maioria das estações; também para esse horizonte de previsão. Esta distinção ocorre mesmo após a correção da série simulada com a defasagem temporal identificada para cada *ensemble* de cada estação. Apesar disso, a queda no desempenho ocorre em ambos indicadores (Figura 03). O comportamento de defasagem temporal verificado na comparação dos dados observados com os dados simulados está relacionado à construção do próprio modelo.

Para Hales *et al.* (2025), o GEOGloWS V2 apresenta um desequilíbrio entre o refinamento dos dados vetoriais da rede de drenagem, com resolução espacial de 12 m (TDX-Hydro) e os dados de grade resultantes do modelo de superfície ECMWF HTESSEL, com célula de 9 km². Assim, o modelo de superfície executa cálculos de escoamento em pixels muito maiores que o comprimento dos canais altamente detalhados, levando a atrasos nos picos e suavização do hidrograma previsto. Em bacias hidrográficas menores, como as litorâneas, onde as redes de drenagem são mais curtas, o modelo de superfície pode até mesmo desconsiderar a existência de redes de drenagem, que são aglutinadas em canais de ordem 2, a fim de facilitar as simulações computacionais globais. Além disso, o cálculo de propagação de água nos canais é identificado como fator que também contribui para a defasagem nos picos dos hidrogramas. O GEOGloWS V2 emprega o modelo RAPID (David *et al.*, 2011), que está baseado no estabelecimento de parâmetros para aplicação na equação de Muskingum. Por ser um modelo matemático linear, simplificado e com poucos parâmetros para calibração, o RAPID é ideal para uso em um modelo global, mas localmente os cálculos podem falhar na captura de picos de vazão, ao não representar de forma adequada a física da cheia em canais, efeitos de remanso ou mesmo locais de acumulação temporária de água em bacias de pequeno porte (Emery *et al.*, 2020).

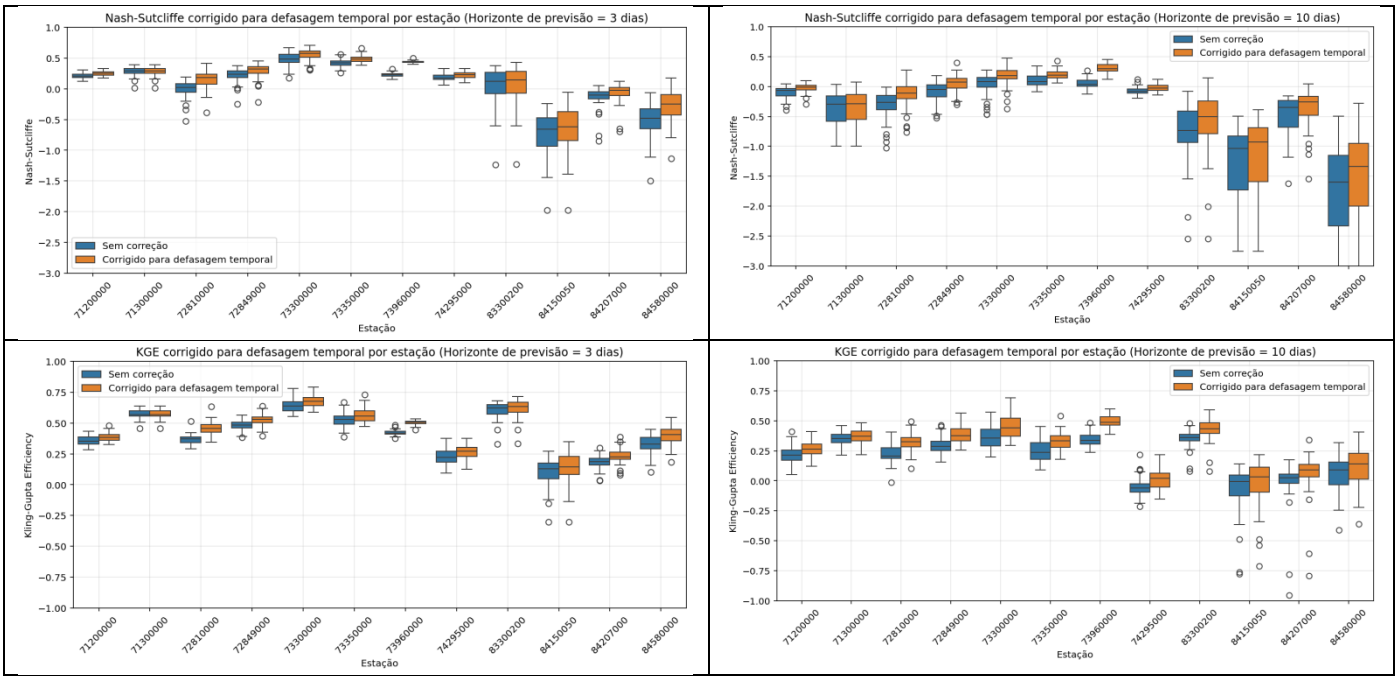


Figura 03: Valores de NS e KGE calculados para o desempenho do modelo para horizontes de previsão de 3 e 10 dias.
Fonte: elaborado pelo autor.

As análises preliminares revelaram uma tendência distinta no desempenho do modelo para os trechos da RH do Uruguai (RH 7) e Atlântico Sul (RH 8), mesmo descartando os resultados do horizonte de previsão de 10 dias. Embora a comparação dos valores dos indicadores de desempenho entre estações não seja adequada, a amplitude desses valores, avaliada por gráficos na forma box-plot, revela um comportamento distinto para esses dois grupos de estações (Figura 04).

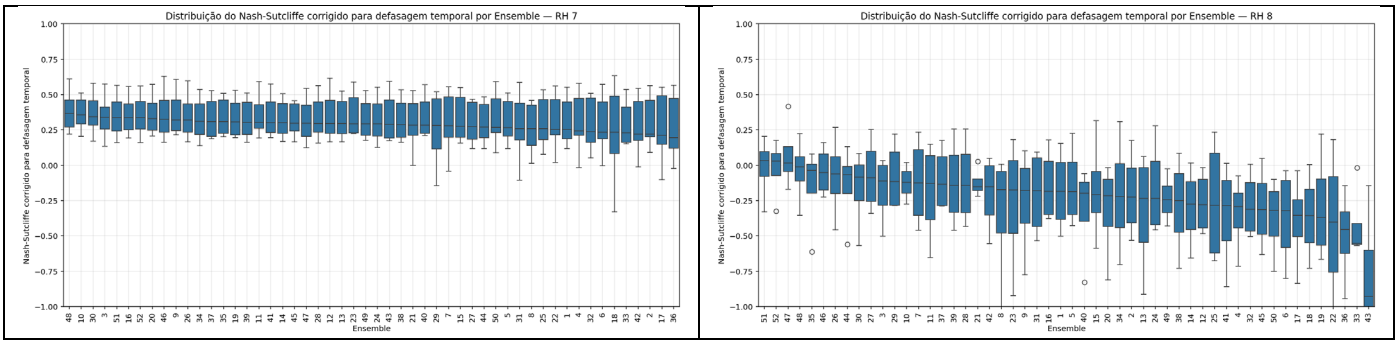


Figura 04: Distribuição dos valores de NS dos ensembles, calculado com a correção de defasagem temporal, por Região Hidrográfica, para horizontes de previsão de 1 a 5 dias.
Fonte: elaborado pelo autor.

Para o horizonte de previsão de 3 dias, considerando todas as estações avaliadas, os valores de NS variaram de -2,0 a 0,67, e o KGE variou de –0,30 a 0,78 (Figura 03). Os achados são consistentes com os resultados obtidos por (Santana *et al.,* 2025), com o GeoGlows V1, para a bacia do rio Cubatão, em SC. Os autores relataram KGE variando de -0,28 a 0,56, e NS de -2,86 a -0,05, para horizonte de previsão de 3 dias, com uma série de dados contemplando o período de 20/04/2023 a 31/12/2023.

Todos os *ensembles*, quando considerada a correção para defasagem temporal, apresentaram indicadores de desempenho satisfatórios (NS>0) para a RH 7, mas poucos atingiram resultados satisfatórios para as estações da RH 8. O desempenho do *ensemble* 52, que é o determinístico e de maior resolução temporal, se mostrou satisfatório para ambas as RH 7 e 8. Ressalta-se que o ensemble 52 não possui previsões para além de 10 dias, isto é, não há previsão para o 11° dia. Além deste, o ensemble 51 também apresentou um desempenho satisfatório para as estações avaliadas. Simplificando as análises, na sequência, os resultados da previsão do *ensemble* 51, corrigidos para a defasagem temporal, foram avaliados para as estações selecionadas. Para o horizonte de previsão de 3 dias, a defasagem temporal identificada para os ensembles 51 e 52 são idênticas para todas as estações. Os hidrogramas das previsões do *ensemble* 51 com e sem correção da defasagem temporal são apresentados para as estações analisadas na Figura 05.

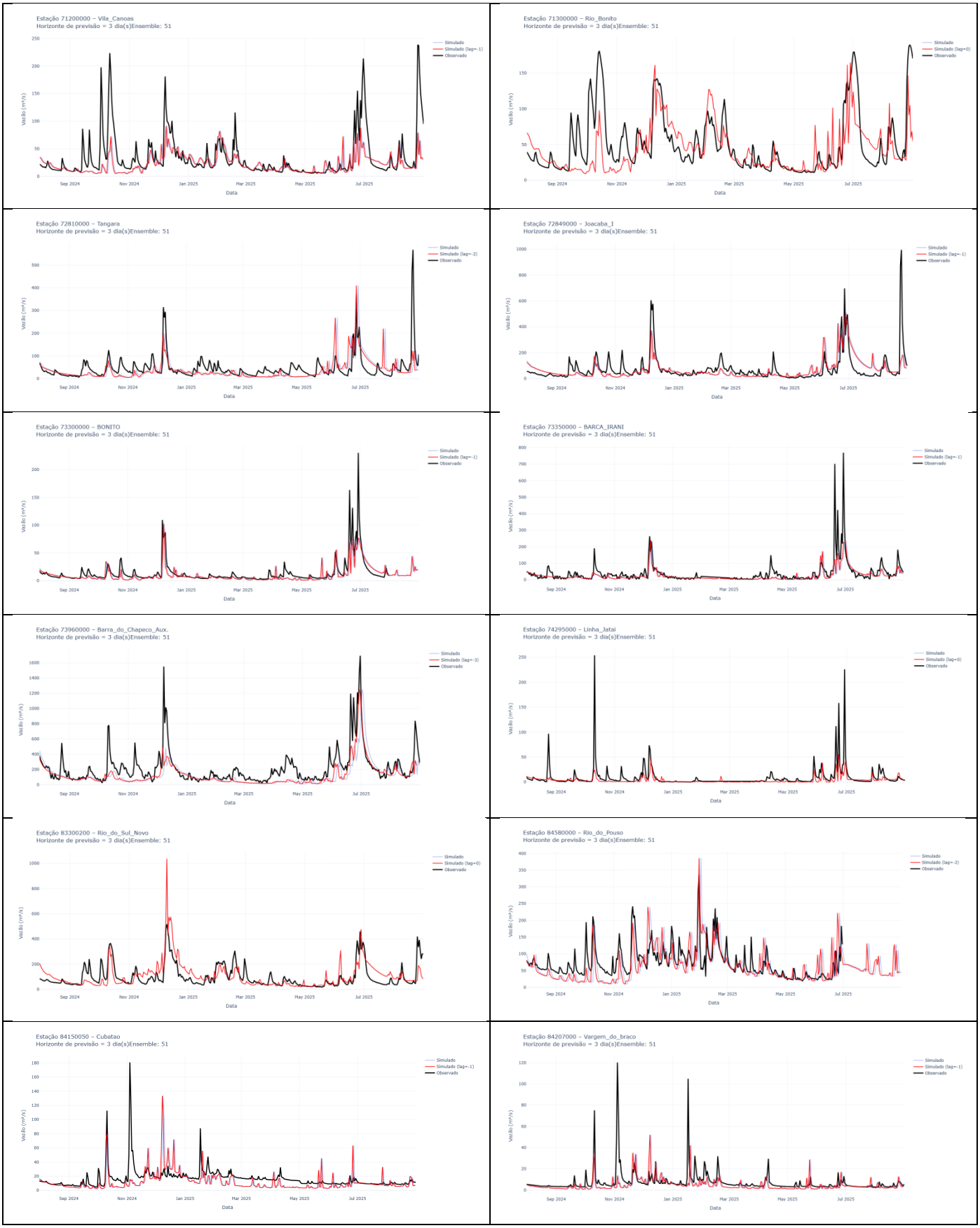


Figura 05: Vazão observada e prevista, com a simulação do *ensemble* 51, para horizonte de previsão de 3 dias, com e sem correção da defasagem temporal.
Fonte: elaborado pelo autor.

Os resultados da piora nos índices de desempenho NSE e KGE, ainda que corrigidos, nas bacias hidrográficas localizadas na RH8 são corroborados pelo trabalho de Dahal e Kojima (2025), que realizaram estudos comparativos entre a eficiência de diversos modelos hidrológicos, e verificaram que o GEOGloWS V2 apresenta desempenho pior em bacias hidrográficas de tamanhos menores. Tal resultado alinha-se ao que é apresentado na Figura 04, pois as bacias hidrográficas litorâneas tendem a ser menores, possuírem redes hidrográficas mais curtas, com menor densidade de drenagem e tempo de concentração, além de apresentarem solos e características de relevo variado, que podem não ser capturadas completamente pelo modelo de superfície HTESSEL (Lozano *et al*., 2021). Complementarmente, verifica-se que as regiões litorâneas podem ser afetadas por precipitações orográficas, que não são espacializadas pelo modelo atmosférico ECMWF nos locais adequados da grade de cálculo. Nesses casos, os picos de vazão, originalmente mais altos e agudos, tendem a ser suavizados. O melhor desempenho dos valores de NSE nas bacias hidrográficas da vertente do interior (RH7) alinha-se com a conclusão de que em nível de grandes bacias, o modelo tem a capacidade de calcular o escoamento superficial e a propagação da água nos canais com maior qualidade (Dahal; Kojima, 2025).

Considerações Finais

Os resultados apontam para usos promissores das previsões do modelo GEOGloWS V2, com a obtenção de indicadores de desempenho satisfatórios, ainda que necessária alguma correção prévia. O desempenho destas previsões é bastante variável com a área de drenagem e localização geográfica dos trechos, sendo importante realizar análises prévias de adequabilidade para seu uso. Recomenda-se aplicar correção de viés/bias (Hales *et al*., 2023; Lozano *et al*., 2025) aos dados simulados, antes da identificação da defasagem temporal. Ademais, outros indicadores de desempenho da previsão de vazões podem ser calculados, como o *Persistance Index*, recomendado por Ferreira *et al*.(2020) para avaliar o desempenho de modelos de previsão de vazão. Finalmente, a incerteza das previsões deve ser investigada com metodologia adequada, que permita avaliar simultaneamente a cobertura das observações pelo envelope de simulações, como o CRPS (Hersbach, 2000).

Agradecimentos

Este trabalho contou com apoio da FAPESC CP 44/2025 - Cadeias Produtivas EPAGRI, termo de outorga 2025TR001946 e do projeto Produção sustentável de *Kappaphycus alvarezii*: seleção de linhagens, potencial biotecnológico e manejo hidrodinâmico e de salinidade financiado pelo CNPq.

Referências Bibliográficas

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil**: regiões hidrográficas brasileiras. Brasília: Ana, 2015. 163 p.

ÁVILA, Leandro; SILVEIRA, Reinaldo; CAMPOS, André; ROGISKI, Nathalli; GONÇALVES, José; SCORTEGAGNA, Arlan; FREITA, Camila; AVER, Cássia; FAN, Fernando. Comparative Evaluation of Five Hydrological Models in a Large-Scale and Tropical River Basin. **Water**, [S.L.], v. 14, n. 19, p. 3013, 25 set. 2022.

BALSAMO, Gianpaolo; VITERBO, Pedro; BELJAARS, Anton; HURK, Bart Van Den; HIRSCHI, Martin; BEETS, Alan K.; SCIPAL, Klaus. A Revised Hydrology for the ECMWF Model: Verification from Field Site to Terrestrial Water Storage and Impact in the Integrated Forecast System. **Journal Of Hydrometeorology**, [S.L.], v. 10, n. 1, p. 623-643, 1 jun. 2009.

COPERNICUS. Climate Data Store. **ERA5-Land hourly data from 1950 to present**. 2026. Disponível em: https://cds.climate.copernicus.eu/datasets/reanalysis-era5-land?tab=overview. Acesso em: 12 mar. 2026.

COPERNICUS. **Global Flood Awareness System (GloFAS)**. 2026. Disponível em: https://global-flood.emergency.copernicus.eu/general-information/about-glofas/. Acesso em: 12 mar. 2026.

COSTA, Susana Claudete; MAGNAGO, Rachel Faverzani; SILVA, Vitória Neves Viana; LIBRELOTTO, Lisiane Ilha; MAXIMO, Gabriela Willemann Siviero. Desastres naturais em Santa Catarina: uma análise comparativa com o Brasil e o contexto global. **Revista Transverso**, Belo Horizonte, v. 12, n. 16, p. 112-122, dez. 2024.

DAHAL, Damudar; KOJIMA, Toshiharu. Evaluating the Performance of Hydrological Models for Flood Discharge Simulation in the Wangchu River Basin, Bhutan. **Hydrology**, [S.L.], v. 12, n. 3, p. 1-20, 6 mar. 2025.

DAVID, Cédric H.; MAIDMENT, David R.; NIU, Guo-Yue; YANG, Zong-Liang; HABETS, Florence; EIJKHOUT, Victor. River network routing on the NHDPlus dataset. **Journal of Hydrometeorology**, [S. L.], v. 12, n. 5, p. 913–934, out. 2011.

EMERY, Charlotte M.; DAVID, Cédric H.; ANDREADIS, Konstantinos M.; TURMON, Michael J.; REAGER, John T.; HOBBS, Jonathan M.; PAN, Ming; FAMIGLIETTI, James S.; BEIGHLEY, Edward; RODELL, Matthew . Underlying fundamentals of Kalman filtering for river network modeling. **Journal of Hydrometeorology**, [S. L.], v. 21, n. 3, p. 453–474, mar. 2020.

FERREIRA, Paloma Mara de Lima; PAZ, Adriano Rolim da; BRAVO, Juan Martín. Objective functions used as performance metrics for hydrological models: state-of-the-art and critical analysis. **RBRH**, [S.L.], v. 25, p. 1-15, 2020.

GUTENSON, Joseph L.; SPARROW, Kent H.; BROWN, Stephen W.; WAHL, Mark D.; GORDON, Kyle B.. Case study of continental-scale hydrologic modeling's ability to predict daily streamflow percentiles for regulatory application. **Jawra Journal Of The American Water Resources Association**, [S.L.], v. 60, n. 2, p. 461-479, 12 jan. 2024.

HALES, Riley C.; NELSON, E. James; SOUFFRONT, Michael; GUTIERREZ, Angelica L.; PRUDHOMME, Christel; KOPP, Steve; AMES, Daniel P.; WILLIAMS, Gustavious P.; JONES, Norman L. Advancing global hydrologic modeling with the GEOGloWS ECMWF streamflow service. **Journal Of Flood Risk Management**, [S.L.], v. 18, n. 1, p. 1-18, 5 out. 2022.

HALES, Riley C.; WILLIAMS, Gustavious P.; NELSON, E. James; SOWBY, Robert B.; AMES, Daniel P.; LOZANO, Jorge Luis Sanchez. Bias correcting discharge simulations from the GEOGloWS global hydrologic model. **Journal Of Hydrology**, [S.L.], v. 626, p. 1-19, nov. 2023.

HALES, Riley C.; NELSON, E. James; KOPP, Steve; LEVIN, Heather K.; MORRIS, Amy L.; SOUFFRONT, Alcantara Michael A.; GUTIÉRREZ, Angelica; MAGOFFIN, Rachel H.; ROSAS, Louis; BAANIYA, Yubin. The Second Generation Geoglows River Forecast System. **Social Science Research Network (SSRN)**, 2025.

HERSBACH, Hans. Decomposition of the Continuous Ranked Probability Score for Ensemble Prediction Systems. **Weather And Forecasting**, [S.L.], v. 15, n. 5, p. 559-570, out. 2000.

HORAN, Robyn; GOWRI, R; WABLE, Pawan S.; BARON, Helen; KELLER, Virginie D. J.; GARG, Kaushal K.; MUJUMDAR, Pradeep P.; HOUGHTON-CARR, Helen; REES, Gwyn. A Comparative Assessment of Hydrological Models in the Upper Cauvery Catchment. **Water**, [S.L.], v. 13, n. 2, p. 1-25, 11 jan. 2021.

KNOBEN, Wouter J. M.; FREER, Jim E.; WOODS, Ross A.. Technical note: Inherent benchmark or not? Comparing Nash–Sutcliffe and Kling–Gupta efficiency scores. **Hydrology And Earth System Sciences**, [S.L.], v. 23, n. 10, p. 4323-4331, 25 out. 2019.

LUNA, Antonio Madueño; LINEROS, Miriam López; GUALDA, Javier Estévez; CERVERA, Juan Vicente Giráldez; LUNA, José Miguel Madueño. Assessing the Best Gap-Filling Technique for River Stage Data Suitable for Low Capacity Processors and Real-Time Application Using IoT. **Sensors**, [S.L.], v. 20, n. 21, p. 1-22, 7 nov. 2020.

MUÑOZ-SABATER, Joaquín; DUTRA, Emanuel; AGUSTÍ-PANAREDA, Anna; ALBERGEL, Clément; ARDUINI, Gabriele; BALSAMO, Gianpaolo; BOUSSETTA, Souhail; CHOULGA, Margarita; HARRIGAN, Shaun; HERSBACH, Hans. ERA5-Land: a state-of-the-art global reanalysis dataset for land applications. **Earth System Science Data**, [S.L.], v. 1, n. 13, p. 4349-4383, 15 mar. 2021.

NATIONAL OCEANIC AND ATMOSPHERIC ADMINISTRATION. **National Water Model**: improving NOAA´s water prediction services. [S. L.]: NOAA, 2016. 2 p.

REDDY, Nagireddy Masthan; SARAVANAN, Subbarayan; SINGH, Leelambar; ABIJITH, Devanantham. Comparative Analysis of TANK and SimHyd Rainfall-Runoff Models in the Hemavathi Watershed, Cauvery Basin, India. **Lecture Notes In Civil Engineering**, [S.L.], p. 91-108, 13 out. 2022.

LOZANO, Jorge Sanchez; BUSTAMANTE, Giovanni Romero; HALES, Riley Chad; NELSON, E. James; WILLIAMS, Gustavious P.; AMES, Daniel P.; JONES, Norman L.. A Streamflow Bias Correction and Performance Evaluation Web Application for GEOGloWS ECMWF Streamflow Services. **Hydrology**, [S.L.], v. 8, n. 2, p. 1-21, 25 abr. 2021.

LOZANO, J.L. Sanchez; LESMES, D.J. Rojas; BUSTAMANTE, E.G. Romero; HALES, R.C.; NELSON, E.J.; WILLIAMS, G.P.; AMES, D.P.; JONES, N.L.; GUTIERREZ, A.L.; ALMEIDA, C. Cardona. Historical simulation performance evaluation and monthly flow duration curve quantile-mapping (MFDC-QM) of the GEOGLOWS ECMWF streamflow hydrologic model. **Environmental Modelling & Software**, [S.L.], v. 183, p. 1-16, jan. 2025.

SANTANA, Paula Lidia; OLIVEIRA, José Luiz Rocha; GARBOSSA, Luis Hamilton Pospissil. Comparative analysis of GEOGloWS and PM tank models for river flow forecasting in data-Sparse regions. **International Journal Of River Basin Management**, [S.L.], p. 1-17, 15 jul. 2025.

REVISÃO DE ESTUDOS HIDROLÓGICOS COMO INSTRUMENTO PARA A SEGURANÇA DE BARRAGENS

1 Álvaro José Back, 2 Juliano Possamai Della, 3 Eduardo Severo Pinheiro, 4 Gabriel da Silva Souza, 5 Jori Ramos Pereira, 6 Sérgio Luciano Galatto, 7 Guilherme Semprebom Meller

1 Universidade do Estremo Sul Catarinense (Unesc), e-mail: ajb@unesc.net; 2 Companhia Catarinense de Águas e Saneamento (Casan), e-mail: jdella@casan.com.br; ; 3 Companhia Catarinense de Águas e Saneamento (Casan), e-mail: ed111155@casan.com.br; 4 Universidade do Estremo Sul Catarinense (Unesc), e-mail: eng.agrimensorgabriel@gmail.com; 5 Universidade do Estremo Sul Catarinense (Unesc), e-mail: jori@unesc.net; 6 Universidade do Estremo Sul Catarinense (Unesc), e-mail:sga@unesc.net. 7 Universidade do Estremo Sul Catarinense (Unesc), e-mail: gsm@unesc.net;

Palavras-chave: *Segurança de barragem; Gestão de riscos; Cheia máxima provável.*

Resumo

A segurança de barragens está diretamente relacionada à adequada estimativa de eventos hidrológicos extremos, especialmente aqueles associados à cheia máxima provável (CMP) e às chuvas de elevado período de retorno. Muitas estruturas foram projetadas com base em séries históricas limitadas, o que pode comprometer a confiabilidade das estimativas hidrológicas. Nesse contexto, este estudo teve como objetivo atualizar as estimativas de chuvas máximas utilizadas na análise de segurança da Barragem do Rio São Bento, localizada no sul de Santa Catarina, incorporando dados mais recentes e avaliando diferentes modelos probabilísticos. A série histórica de precipitação utilizada no projeto original (1942–1992) foi ampliada até 2024, sendo ajustadas as distribuições Gumbel, Log-Normal (2 e 3 parâmetros), Pearson tipo III, Log-Pearson tipo III e Generalizada de Valores Extremos (GEV), com parâmetros estimados pelo método dos momentos-L. A aderência dos modelos foi avaliada pelos testes de Kolmogorov-Smirnov e Anderson-Darling ($\alpha = 5\%$), e o desempenho comparativo analisado por indicadores estatísticos (RMSE, MAE, SMAD e D-index). Adicionalmente, estimou-se a Precipitação Máxima Provável (PMP) pelo método estatístico de Hershfield. Os resultados indicaram aumento da variabilidade e da assimetria das chuvas máximas na série atualizada, evidenciando maior ocorrência de eventos extremos. A distribuição GEV apresentou o melhor desempenho entre os modelos avaliados, destacando-se na representação da cauda superior da distribuição. As estimativas de precipitação para períodos de retorno elevados apresentaram incremento significativo, sendo a chuva associada ao período de retorno de 10.000 anos estimada em 312 mm, valor aproximadamente 35% superior ao adotado no projeto original. A análise indicou ainda que o valor anteriormente utilizado corresponde, na nova modelagem, a um período de retorno inferior, evidenciando possível subdimensionamento hidráulico. As estimativas de PMP mostraram-se superiores às chuvas deca milenares, reforçando seu caráter conservador. Os resultados evidenciam a importância da revisão periódica dos estudos hidrológicos em barragens, com a incorporação de séries históricas mais extensas e o uso de modelos probabilísticos mais robustos. Tais atualizações são fundamentais para garantir níveis adequados de segurança hidráulica, especialmente frente à crescente variabilidade climática e ao aumento da frequência de eventos extremos.

Introdução

Os estudos hidrológicos utilizados no dimensionamento das barragens são realizados com base em séries de dados disponível de estações pluviométricas localizadas próximas ao empreendimento. Em razão das limitações históricas de monitoramento hidrológico no Brasil, muitas barragens foram dimensionadas com base em séries relativamente curtas, o que pode comprometer a robustez das estimativas de eventos extremos. O Guia de Revisão Periódica de Segurança de Barragem da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA, 2016) preconiza que os estudos hidrológicos originais devem ser objeto de revisão sistemática, incorporando novos dados obtidos no período compreendido entre o projeto da barragem e a revisão periódica de segurança, bem como as possíveis variações das características hidrológicas ao longo do tempo.

Os acidentes recentes envolvendo barragens, especialmente na última década, evidenciaram fragilidades significativas nos sistemas de gestão e controle dessas estruturas, reforçando a necessidade de revisão dos critérios de segurança adotados. No Brasil, os rompimentos em Mariana (2015) e Brumadinho (2019) resultaram em graves impactos ambientais, sociais e econômicos, com centenas de vítimas, sendo considerados alguns dos maiores desastres da mineração moderna (Lumbroso et al., 2020; Amorim e Souza, 2022). Esses eventos impulsionaram mudanças regulatórias, maior rigor na fiscalização e avanços em técnicas de monitoramento e avaliação de risco, culminando em revisões normativas de abrangência nacional.

Uma das principais preocupações associadas à segurança dessas estruturas é a ocorrência de eventos hidrológicos extremos, capazes de provocar o galgamento da barragem. Nesse sentido, a estimativa da Cheia Máxima Provável (CMP) é essencial para o dimensionamento de estruturas extravasoras. Na ausência de séries representativas de vazão, a CMP é usualmente obtida por meio de modelos chuva-vazão alimentados pela Precipitação Máxima Provável (PMP) (WMO, 2009; ANA, 2016).

A estimativa de chuvas extremas pode ser realizada por meio de análise de frequência, utilizando distribuições de probabilidade como Gumbel, Log-Normal, Pearson tipo III, Log-Pearson tipo III e Generalizada de Valores Extremos (GEV), amplamente utilizadas em hidrologia (Coles, 2001; Hosking e Wallis, 1997; Back, 2021; Back, 2022). Alternativamente, pode-se empregar a PMP, definida como a máxima precipitação fisicamente possível para determinada área e duração (WMO, 2009). O método estatístico de Hershfield é amplamente aplicado para essa finalidade, especialmente em bacias de pequeno porte (Souza e Silva, 1998).

Do ponto de vista regulatório, obras hidráulicas, como barragens, são vinculadas a Lei de Segurança de Barragens, que estipula padrões de segurança relativos aos impactos e a possibilidade de ruptura das mesmas, sendo considerados possíveis danos econômicos, sociais e ambientais, dependendo da região passível de ser afetada. Conforme o tipo de obra e a consequência da ruptura deve-se adotar a cheia máxima provável ou a cheia estimada com período de retorno de 10.000 anos (CBDB, 2001). O Manual da ANA (2016) recomenda que a Cheia Máxima Provável (CMP) deverá ser estimada com base em modelos de chuva-vazão que recebem como entrada a Precipitação Máxima Provável (PMP). Na falta de dados suficientes, poderá ser utilizado, alternativamente, o valor correspondente à cheia com tempo de recorrência de 10.000 (dez mil) anos. A Agência Nacional de Mineração (ANM, 2022) define os critérios de segurança de acordo com o dano potencial e, no caso de dano potencial alto (DPA), recomenda usar a chuva com período de retorno de 10.000 anos ou PMP, a que for mais restritiva para a duração crítica do sistema hidrológico avaliado. Define também que, o período de retorno mínimo a ser considerado para dimensionamento do sistema extravasor para o período de desativação ou descaracterização da estrutura, deve atender, independentemente do DPA, a 10.000 anos ou PMP, a que for mais restritiva para a duração crítica do sistema hidrológico avaliado.

Diante desse contexto, este estudo teve como objetivo atualizar as estimativas de chuvas máximas utilizadas na análise de segurança da Barragem do Rio São Bento, incorporando séries históricas mais recentes e avaliando diferentes modelos probabilísticos de distribuição de frequências. Adicionalmente, estimou-se a PMP pelo método de Hershfield (1965) e discutiram-se as implicações dos resultados obtidos para a segurança hidráulica da estrutura.

Material e Métodos

Dados da Barragem

Para o presente estudo foram utilizados os dados do projeto executivo da Barragem do Rio São Bento, situada na Região Sul de Santa Catarina, no município de Siderópolis, região polarizada pela cidade de Criciúma. O eixo do barramento é formado pelos últimos contrafortes da Serra Geral, antes do rio ingressar na planície costeira, e posiciona-se junto à confluência do afluente principal do rio São Bento pela margem direita, denominado rio Serrinha. A Barragem do Rio São Bento, além do maciço principal, é constituída por mais dois barramentos auxiliares, situados sobre depressões do terreno existentes na margem esquerda do rio. A barragem tem área de drenagem de 112,12 km², área alagada de 4,5 km² e volume total de 58,2 hm³. O Vertedor dimensionado para a chuva de período de retorno de 1000 anos tem perfile Creager (Casan ,1999).

Estudos hidrológicos do projeto

No estudo hidrológico foi considerada a estação pluviométrica da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (código 02849005), localizada no município de Meleiro (SC) (latitude 28°49', longitude 49°38'), que na época dispunha de dados de 1942 a 1992. No estudo de chuvas máximas foi utilizada a distribuição Gumbel, sem apresentar testes de aderência ou outras distribuições de probabilidades. As chuvas máximas estimadas com período de retorno de 1.000 e 10.000 anos foram respectivamente de 191,3 e 232,9 mm.

A estimativas das vazões máximas foram realizadas com a geração dos hidrogramas de projeto para diferentes tempos de retorno, sendo utilizada a metodologia do hidrograma unitário triangular desenvolvida pelo "Soil Conservation Service (SCS)" considerando os seguintes parâmetros: i) tempo de concentração: 3,25 h; ii) duração da precipitação de projeto: 6,0 h; iii) intervalo de cálculo: 0,5 h; iv) curva número (CN): 70 v) área de drenagem: 112,12 km^2. No projeto não foram descritos detalhadamente os critérios usados na adoção destes parâmetros.

Atualização dos estudos

Para atualização dos estudos a série de dados de precipitação foi atualizada até o ano de 2024. Para a determinação da chuva máxima provável foram testadas as distribuições de Probabilidades de Gumbel, Log-Normal com 2 parâmetros, Log-Normal com três parâmetros, Pearson Tipo III, Log-Pearson Tipo III e distribuição Generalizada de Valores Extemos (GEV), com parâmetros estimados pelo método dos L-Moments. Para efeito comparativo com os estudos originais, a distribuição Gumbel-Chow foi mantida na análise.

A aderência das séries de máximas foi avaliada com os testes de Kolmogorov-Smirnov (KS) e Anderson-Darling (AD), adotando o nível de significância de 5 % (α =0,05). Para a seleção da distribuição de melhor desempenho, foram empregados os seguintes indicadores estatísticos: raiz do erro quadrático médio (RMSE), desvio absoluto médio padronizado (SMAD), erro absoluto médio (MAE) e D-Index calculados conforme as equações (01 a 04):

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{n}(X_i - \hat{X}_i)^2}{n}} \quad (01)$$

$$SMAD = \frac{1}{N}\sum_{i=1}^{N}\left|\frac{\hat{x}_i - x_i}{\bar{x}}\right| \quad (02)$$

$$MAE = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}|\hat{x_i} - x_i| \quad (03)$$

$$Dindex = \frac{1}{\bar{R}}\sum_{i=1}^{6}|R_i - R_i^*| \quad (04)$$

em que: *RMSE* é a raiz do erro quadrático médio para uma dada distribuição de probabilidade; X_i é a vazão observada de ordem i; $\hat{X}_i$ *é* a vazão estimada pela distribuição teórica de probabilidade; *n é* o número de elementos na série de mínimas anuais; SMAD é o Desvio absoluto médio padronizado; MAE é o Erro médio absoluto; R é o valor médio da série da precipitação registrada; i R's (i = 1 a 6) são os seis primeiros valores mais altos na série de precipitação registrada; R_i^* é a precipitação estimada por distribuição de probabilidade.

Para o ajuste das distribuições de probabilidade, realização de testes de aderência e determinação dos critérios de seleção utilizou-se o programa HidroChuvas (Back, 2025).

Estimativa da PMP

A estimativa da Precipitação Máxima Provável (PMP) foi realizada pelo método estatístico de Hershfield, conforme apresentado pela WMO (2009). Nesse método, a PMP é determinada conforme a equação (05):

$$PMP = \overline{X}_n + K_m S_n \quad (05)$$

que PMP é a precipitação máxima provável (mm), $\overline{X}_n$ é a média da série de máximas anuais, Km é um fator de frequência e Sn é o desvio padrão da série de máximas anuais. Os ajustes para a média de desvio padrão foram realizados conforme descritos em WMO (2009). O Manual da WMO (2009) relata que o maior valor de Km estimado pelas estações analisadas foi igual a 15. No entanto, mais tarde, Hershfield (1965) reavaliou o fator de frequência constatando que na realidade o Km varia inversamente com a precipitação e que Km = 15 é considerado muito alto para regiões com chuvas fortes e muito baixo para áreas áridas. Com isso, o autor elaborou um gráfico com curvas envoltórias empíricas que permite determinar o Km por meio da média e da duração da série de chuvas intensas anuais com durações de 5 min, 1 h, 6 h e 24 h. Burger (2014) propôs uma equação (06) para a envoltória do valor de K calculada por:

$$K = 20 - \frac{0{,}732\bar{X}_n^{\,0{,}693}}{(d+0{,}372)^{0{,}420}} \quad (06)$$

Em que K é o fator de frequência; $\overline{X}_n$ é a média e d é a duração da chuva (horas).

Existem várias críticas ao uso do método de Hershfield (1965) para as condições do Brasil, que tem regime pluviométrico diferente das 2.645 estações pluviométricas usadas por Hershfield (1965), localizadas no Hemisfério Norte, e 90% nos Estados Unidos. Vários trabalhos mostram que, no Brasil (como também em vários outros países), o fator de frequência Km tem valores muito inferiores a 15. Sugai e Fill (1990), para a região Sul do Brasil, calcularam, a partir de 4.510 anos de observações somados usando 130 postos um valor máximo de Km igual a 9.

Resultados e discussão

A série de chuvas máximas anuais usada no projeto executivo, com 51 anos teve média de 78,0 mm e coeficiente de variação de 23,4%, com assimetria 0,75 e maior valor de135 mm (Figura 1). Já na série atualizada, com 75 anos de observação, observou-se a ocorrência de valores máximos de 193,0 mm e 178,0 mm, que elevaram a média para 86,3 mm, com coeficiente de variação de 32,0% e coeficiente de assimetria de 1,40. Os resultados estão coerentes com estudos de chuvas intensas realizados na região. Back e Bonfante (2021) analisaram as séries de máximas anuais de precipitação diária de 224 estações pluviométricas em Santa Catarina, e encontraram assimetria variando de -0,277 a 3,917. Esse comportamento é consistente com tendências observadas em estudos hidrológicos recentes, que apontam aumento da variabilidade e intensificação de extremos pluviométricos em diversas regiões (Mendes et al., 2021; Varouchakis et al., 2025). Resultados semelhantes foram reportados por Back e Bonfante (2021), que observaram elevada variabilidade espacial e coeficientes de assimetria elevados em séries de precipitação máxima diária em Santa Catarina. Esse aumento da assimetria reforça a necessidade do uso de distribuições capazes de representar caudas pesadas, como a distribuição GEV, especialmente em estudos voltados à segurança de barragens.

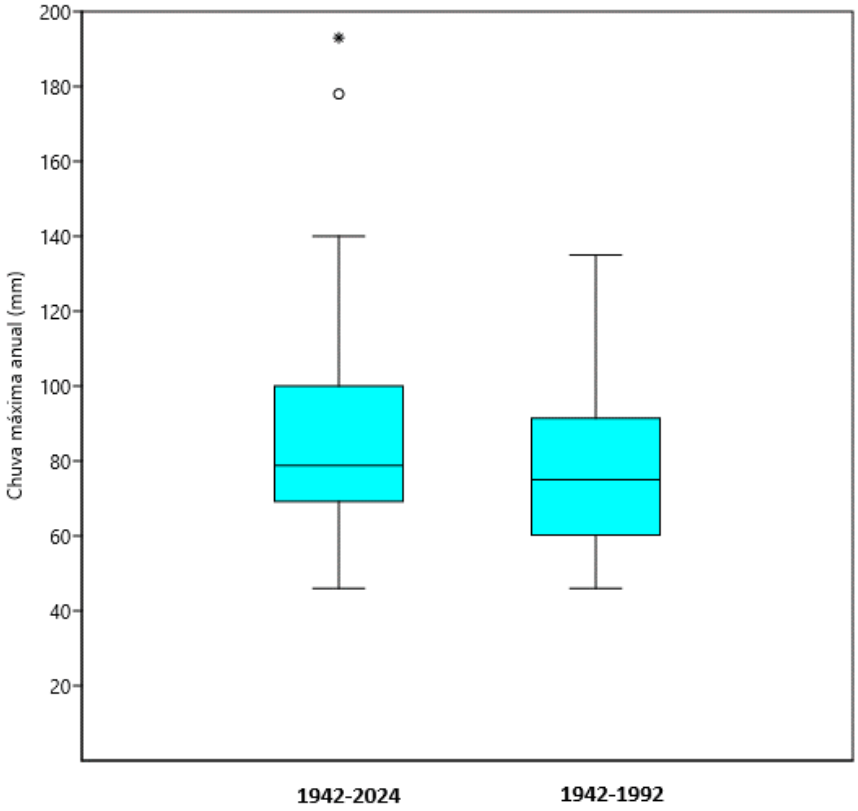


Figura 01: Box plot das séries de chuvas máximas anuais.
Fonte: Dos autores (2026).

Os parâmetros das distribuições de probabilidades ajustadas e as estatísticas dos testes de aderência são apresentados na Tabela 01 onde observa-se que todas as distribuições podem ser utilizadas. Na Tabela 02 encontram-se os critérios de seleção com o respectivo ranqueamento. Observa-se que a distribuição de Gumbel-Chow apresentou o pior desempenho em todos os critérios analisados. A distribuição Log-Normal com 2 parâmetros apresentou melhor desempenho pelo D-index, que privilegia o ajuste na cauda superior, uma vez que se baseia nos seis maiores valores observados. Já a distribuição Pearson Tipo III apresentou melhor desempenho nos demais índices. Constata-se que no projeto original foi adotado a distribuição de Gumbel-Chow sem testar outras distribuições. A adoção da distribuição de Gumbel-Chow no estudo de chuvas máximas era comum no passado, justificado pelos bons resultados obtidos em vários países, principalmente para estudos de chuvas com período de retorno de até 50 anos. No entanto, para períodos de retorno superiores a 100 anos, podem haver diferenças importantes entre distribuições de probabilidades, mesmo que tenham sido aceitas nos testes de aderência. Comparando as chuvas máximas estimadas entre as distribuições (Tabela 03), observa-se que a distribuição de Gumbel-Chow levou a maior estimativa da chuva com período de retorno de 10.000 anos. Esta foi obtida com a distribuição de Gumbel-Chow, sendo a maior, cerca de 17% superior a estimada com a distribuição Pearson III.

Tabela 01. Parâmetros das distribuições de probabilidades e teste de aderência para a série de chuvas máximas anuais de 1942-1992.

Distribuição de probabilidades	Parâmetros da distribuição			Teste de aderência	
	Posição	Escala	Forma	Kolmogorov-Smirnov (KS)	Anderson-Darling (AD)
Gumbel-Chow	17,697	68,303	-	0,0809	0,227
Gumbel	16,633	68,411	-	0,0834	0,233
Log-Normal 2p	4,322	0,2635	-	0,0681	0,211
Log-Normal 3p	4,211	0,2923	7,617	0,0734	0,207
Pearson III	9,058	5,334	29,704	0,0747	0,200
Log-Pearson III	0,0185	199,60	0,6248	0,0737	0,208
GEV	0,0438	17,292	68,7568	0,0735	0,210

KS crítico =0,1902. AD crítico =0,752.

Tabela 02. Critérios de seleção das distribuições de probabilidades e teste de aderência para a série de chuvas máximas anuais de 1942-1992

Distribuição de probabilidades	Índice de seleção				Ranqueamento			
	RMSE	SMAD	MAE	D-Index	RMSE	SMAD	MAE	D-Index
Gumbel-Chow	2,63	0,0231	1,798	0,382	7	7	7	7
Gumbel	2,15	0,0223	1,739	0,274	6	6	6	6
Log-Normal 2	2,01	0,0210	1,635	0,242	5	2	2	1
Log-Normal 3	1,97	0,0210	1,638	0,253	2	3	3	4
Pearson III	1,93	0,0205	1,596	0,249	1	1	1	2
Log-Pearson III	2,00	0,0211	1,648	0,268	4	5	5	5
GEV	1,98	0,0211	1,647	0,252	3	4	4	3

Tabela 03. Chuvas máximas estimadas com distribuições de probabilidades ajustadas com base na série de 1942-1992.

Período de retorno (anos)	Distribuição de probabilidades						
	Gumbel-Chow	Gumbel	Pearson III	Log-Pearson III	Log-Normal 2p	Log-Normal 3p	GEV
2	74,8	74,5	75,1	74,9	75,4	75,1	75,0
10	108,1	105,8	105,9	104,3	105,6	105,7	105,8
50	137,4	133,3	130,0	127,5	129,5	136,6	130,8
100	149,7	144,9	139,6	136,9	139,1	140,8	140,8
1000	190,5	183,3	169,6	167,3	170,1	174,1	171,8
10000	231,3	221,6	198,0	197,5	200,7	207,7	199,8

Para a série de 1942 a 2024 observa-se que todas as distribuições apresentaram aderência pelos testes KS e AD (Tabela 04), e novamente a distribuição de Gumbel e Gumbel-Chow apresentaram os piores desempenhos (Tabela 5). A distribuição GEV se destacou como a de melhor desempenho em todos os índices analisados (Tabela 5). Esse resultado está alinhado com a literatura hidrológica, que reconhece a GEV como uma das distribuições mais robustas para modelagem de máximos anuais, por sua fundamentação teórica na teoria de valores extremos (Coles, 2001; Hosking e Wallis, 1997). Estudos recentes no Brasil e no exterior têm apontado consistentemente a superioridade da GEV na estimativa de chuvas raras, especialmente para períodos de retorno elevados (Mendes et al., 2021; Varouchakis et al., 2025).

A análise comparativa das estimativas de precipitação mostrou diferenças relevantes entre as distribuições, principalmente para períodos de retorno elevados. Para a série original, a distribuição de Gumbel-Chow apresentou as maiores estimativas para altos períodos de retorno, comportamento já relatado na literatura, decorrente de sua limitação em representar adequadamente a assimetria dos dados. Apesar de historicamente amplamente utilizada, a distribuição de Gumbel tende a apresentar limitações para extrapolações em períodos de retorno superiores a 100 anos, podendo superestimar ou subestimar eventos extremos dependendo da estrutura dos dados (Chow et al., 1988; Coles, 2001).

Tabela 04. Parâmetros das distribuições de probabilidades e teste de aderência para a série de chuvas máximas anuais de 1942-2024.

Distribuição de probabilidades	Parâmetros da distribuição			Teste de aderência	
	Posição	Escala	Forma	Kolmogorov-Smirnov (KS)	Anderson-Darling (AD)
Gumbel-Chow	23,2199	73,4337	-	0,0671	0,530
Gumbel	21,172	74,114	-	0,0630	0,289
Log-Normal 2p	4,4122	0,3036	-	0,0693	0,348
Log-Normal 3p	4,0491	0,4212	23,6744	0,0751	0,267
Pearson III	16,8133	2,6306	42,1123	0,0726	0,300
Log-Pearson III	0,0493	36,0865	2,6327	0,0733	0,261
GEV	-0,0525	20,1225	73,6289	0,0765	0,264

KS crítico =0,1568; AD crítico =0,752

Tabela 05. Critérios de seleção das distribuições de probabilidades e teste de aderência para a série de chuvas máximas anuais de 1942-2024

Distribuição de probabilidades	Índice de seleção				Ranqueamento			
	RMSE	SMAD	MAE	D-Index	RMSE	SMAD	MAE	D-Index
Gumbel-Chow	4,24	0,0361	3,121	0,559	6	7	7	4
Gumbel	2,15	0,0223	1,739	0,274	6	6	6	6
Log-Normal 2	4,57	0,0290	2,506	0,660	7	6	6	7
Log-Normal 3	3,46	0,0252	2,173	0,510	3	3	3	3
Pearson III	3,83	0,0269	2,318	0,561	4	5	5	5
Log-Pearson III	3,41	0,0249	2,145	0,506	2	2	2	2
GEV	3,29	0,0247	2,132	0,483	1	1	1	1

Com relação as estimativas das chuvas máximas (Tabela 06) observam-se que houve aumento significativo nos valores de chuvas para períodos de retorno de 1.000 e 10.000 anos, usados no dimensionamento das estruturas de segurança da barragem. Com a distribuição GEV obteve-se uma estimativa da chuva máxima decamilenar de 312,0 mm, e considerando o intervalo de confiança de 95% pode-se considerar valores de 257,1 a 342,0 mm. Esse valor representa 35% superior ao valor estimado no projeto original. Considerando a distribuição GEV, o valor da chuva máxima de 231,3 mm obtida no projeto executivo teria um período de retorno de somente 709 anos. Esse resultado evidencia que a estrutura foi dimensionada com base em um nível de segurança inferior ao atualmente recomendado, reforçando a importância da revisão periódica dos estudos hidrológicos, conforme diretrizes da ANA (2016) e ANM (2022).

Resultados semelhantes têm sido reportados em revisões hidrológicas de barragens, onde a incorporação de novas séries históricas resulta em aumento significativo das estimativas de eventos extremos, alterando substancialmente os níveis de risco associados às estruturas. Essas alterações podem estar associadas a não estacionariedade nas séries hidrológicas decorrentes da mudança no regime de chuvas, mas também pode ser devido a falta de representatividade da série usada na época do projeto.

Tabela 06. Chuvas máximas estimadas com distribuições de probabilidades ajustadas com base na série de 1942-2024.

Período de retorno (anos) - T	Distribuição de probabilidades						
	Gumbel-Chow	Gumbel	Pearson III	Log-Pearson III	Log-Normal 2p	Log-Normal 3p	GEV
2	81,9	81,9	81,0	82,2	82,5	81,0	81,1
10	125,7	121,8	122,8	120,7	121,7	122,1	121,7
50	164,0	156,7	158,3	152,7	153,8	159,9	160,8
100	180,2	171,5	173,1	166,1	167,1	176,5	178,3
1000	233,8	220,4	220,9	210,7	210,7	234,4	241,2
10000	287,3	269,1	268,0	256,9	255,0	298,4	312,0

A PMP estimada pelo método de Hershfield, com o fator K calculado pela fórmula de Burger (2014) apresenta os valores de 411,2 mm e 513,9 mm, respectivamente para as séries de 1942-1992 e 1942-2024. Esses valores estão muito superiores aos valores de chuva deca milenar estimados. Esses resultados vão ao encontro das observações de Koutsoyiannis (1999), que mostrou que a estimativa da PMP pelo método de Hershfield pode ser obtido utilizando a distribuição Generalizada de Valores Extremos (GEV) para um tempo de retorno aproximado de 60.000 anos, com o parâmetro de forma calculado em função das médias das séries de precipitações máximas anuais. Se adotar o fator K indicado por Sugai e Fill (1990) (K =9) a PMP seria de 265,6 e 330,00 mm, ainda superior as respectivas chuvas deca milenares. Também Barbosa *et al.* (2023) investigaram a variabilidade dos fatores de frequência de todo o Brasil, apenas para a duração de 24 horas, com base em 270 estações do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). Os autores propuseram uma nova envoltória empírica com base nos fatores de frequência locais, onde o valor máximo de Km é em torno de 9,6.

Mesmo com a adoção de Km reduzido, os valores de PMP permaneceram superiores às chuvas deca milenares, o que reforça seu caráter conservador. Do ponto de vista da segurança de barragens, esses resultados possuem implicações diretas. A legislação brasileira recomenda a adoção da PMP ou da cheia com período de retorno de 10.000 anos, prevalecendo a condição mais crítica. Neste estudo, a PMP mostrou-se mais restritiva, indicando que sua utilização pode proporcionar maior margem de segurança, especialmente em barragens com alto dano potencial associado.

Considerações finais

Os resultados obtidos evidenciam a importância da atualização periódica dos estudos hidrológicos em barragens, especialmente considerando a ampliação das séries históricas de dados. A inclusão de novos eventos extremos resultou em aumento significativo das estimativas de chuvas associadas a altos períodos de retorno.

A distribuição Generalizada de Valores Extremos (GEV) apresentou o melhor desempenho na modelagem das chuvas máximas, sendo mais adequada para estimativas de eventos raros em comparação à distribuição de Gumbel, utilizada no projeto original.

As estimativas atualizadas indicaram que os valores de projeto anteriormente adotados podem estar subdimensionados, o que representa um potencial risco à segurança da barragem. Além disso, a comparação com a PMP reforça a necessidade de adoção de critérios conservadores no dimensionamento de estruturas extravasoras.

Dessa forma, conclui-se que a revisão periódica dos estudos hidrológicos, aliada ao uso de metodologias estatísticas mais robustas e séries de dados mais extensas, é fundamental para garantir níveis adequados de segurança em barragens.

Referências Bibliográficas

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO - ANA. **Manual do Empreendedor sobre Segurança de Barragens – Volume V: Diretrizes para a Elaboração de Projeto de Barragens**. Brasília, DF, Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima. 2016.

AGÊNCIA NACIONAL DE MINERAÇÃO - ANM. **Resolução ANM nº 95, de 07 de fevereiro de 2022**. Brasília, DF, Ministério de Minas e Energia. 2022.

AMORIM, F. C. B.; SOUZA, M.T.S. Manipulating Disclosure to Repair Corporate Image After an Environmental Disaster: A Study of the Impact of the Dam Failure on Samarco's Sustainability Reports. **Brazilian Business Review**. 2022. DOI: http://dx.doi.org/10.15728/bbr.2022.19.4.3.en

BACK, Á. J. **Análise de dados de vazão**. Florianópolis: Epagri, 2022, 96p. (Epagri. Boletim Técnico, 215).

BACK, Á. J. **HidroChuvas1.0: um programa para análise de dados de precipitação**. Florianópolis: Epagri, 2025. 88p.

BACK, Á. J. Distribuições de probabilidades para estimativa de chuvas máximas In: Congresso Virtual de Agronomia, 2021, On line. **IX Congresso Virtual de Agronomia.** São Paulo: Instituto Pantex de Pesquisa Ltda, 2021, p.1 – 15.

BACK, Á. J.; BONFANTE, F. M. Evaluation of generalized extreme value and Gumbel distributions for estimating maximum daily rainfall. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, v.56, n.4, p.1-11, 2021.

BARBOSA, A. G.; DA SILVA, A. F. R.; COSTA, V. A. F. *Estimativa espacial da Precipitação Máxima Provável com duração de 24 horas para o território brasileiro*. XXV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, p. 10, 2023.

BURGER, L. C. Adaptação e análise do método de Hershfield para estimativa da precipitação máxima provável (PMP). 2014. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental). Departamento de Hidráulica e Saneamento do Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba-PR. 2014.

CHOW, V. T.; MAIDMENT, D. R.; MAYS, L. W. **Applied Hydrology**. New York: McGraw-Hill, 1988. 572 p.

COLES, S. **An introduction to statistical modeling of extreme values**. London Berlin Heidelberg: Springer, 205p, 2001

HERSHFIELD, D. M. Method for estimating probable maximum rainfall**. American Water Works Association**, v. 57, n.2. p.965-972. 1965.

COMITÊ BRASILEIRO DE BARRAGENS (CBDB) **Guia Básico de Segurança de Barragens**. São Paulo: CBDB - Núcleo Regional de São Paulo, 2001. 78 p.

COMPANHIA CATARINENSE DE ÁGUAS E SANEAMENTO - CASAN. **Barragem do Rio São Bento. Projeto Básico**. 1999.

HOSKING, J. R. M., WALLIS, J. R. **Regional Frequency Analysis - an approach based on L-moments**. Cambridge University Press, 1997. 224p.

KOUTSOYIANNIS, D. A probabilistic view of Hershfield's method for estimating probable maximum precipitation. **Water Resources Research**, v.35, n.4, p.1313-1322, 1999.

LUMBROSO, D.; DAVISON, M.; BODY, R. PETKOVSEK, G. Modelling the Brumadinho tailings dam failure, the subsequent loss of life and how it could have been reduced. **Natural Hazers and Earth System Sciences**. 2020. https://doi.org/10.5194/nhess-2020-159

MENDES, K. M. C.; ALCÂNTARA, L. R. P.; SANTOS NETO, S.M. MONTENEGRO, S.M.L.; ANTONINO, A.C.D. Probability distribution of heavy rainfall and determination of IDF in the city of Caruaru – PE. **Revista Ambiente & Água**, v.16, n.1, e2555, 2021. doi:10.4136/ambi-agua.2555

SOUZA, F. A. S.; SILVA, V. P. R. Gestão e controle ambiental: análise de intensidade de chuva pela curva normalizada da precipitação. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.2, n.3, p.319-323, 1998.

SUGAI, M. R. V. B.; FILL, H. D. O. A. Tempo de recorrência associado à Precipitação Máxima Provável na região Sul do Brasil. **Revista Brasileira de Engenharia**, v.8, n.1, p.110, 1990.

VAROUCHAKIS, E. A.; KRISHNAMURTHY, A.; KOMNISTAS, K. **Modeling Extreme Rainfall Using the Principle of** Maximum Entropy. **Mining, Metallurgy & Exploration**, v.42, p.2685–2697, 2025. https://doi.org/10.1007/s42461-025-01274-5

WMO. Manual on Estimation of Probable Maximum Precipitation (PMP**). World Meteorological Organization**, Nº 1045, Geneva, 2009. 257 p.

UM LEVANTAMENTO BIBLIOMÉTRICO SOBRE PRODUÇÕES CIENTÍFICAS ACERCA DO APROVEITAMENTO DE ÁGUA DE CHUVA NA AMAZÔNIA

1 Rafael Pereira Castro, 2 Adrielle Pena Lopes Carneiro, 3 Wanessa dos Santos Menezes, 4 Vinícius Ferreira Araújo, 5 Maria Victoria Santos Mali, 6 Ana Laura Ataliba Marreiros, 7 Sarah Gabrielly De Souza Marinho, 8 Lindemberg Lima Fernandes

1 Universidade Federal do Pará, e-mail: castro.rafael@itec.ufpa.br; 2 Universidade Federal do Pará, e-mail:adrielle.carneiro@itec.ufpa.br; 3 Universidade Federal do Pará, e-mail: wanessamenezes1999@gmail.com; 4 Universidade Federal do Pará, e-mail: viniciusfaraujo8398@gmail.com; 5) 4 Universidade Federal do Pará, e-mail: linlimfer@gmail.com

Palavras-chave: Aproveitamento de água de chuva, Amazônia, Bibliometria, Web of Science.

Resumo

O campo de estudo sobre ciências ambientais e desenvolvimento sustentável na Amazônia vem se intensificando nos últimos anos em função da contradição entre disponibilidade hídrica abundante e saneamento básico ineficiente existente na região. Este artigo tem por objetivo realizar um levantamento bibliométrico na base de dados *Web of Science*, com recorte temporal de 2015 a 2025, sobre o aproveitamento de água de chuva na região Amazônica. Foram consideradas apenas artigos publicados, no qual implementou-se as seguintes etapas: escolha da base de dados, seleção das palavras-chave, filtragem da pesquisa, exportação dos dados para a ferramenta "*Bibliometrix*" e o tratamento das informações acerca dos artigos encontrados. O levantamento bibliométrico seguiu a seguinte ordem de parâmetros a serem analisados: número de artigos, ano de publicação, área de estudo, número de citações recebidas de outras produções, revista na qual o artigo foi publicado, países, autores, afiliações e palavras-chave mais recorrentes. Os resultados evidenciam uma lacuna de publicações científicas acerca da utilização de águas pluviais na região Amazônica, tendo em vista que a maioria dos artigos analisados receberam contribuições dos autores e universidades locais. Constatou-se que apesar do número reduzido de trabalhos, observa-se a participação de pesquisadores de outros países e de afiliações internacionais no estudo dessa temática, o que demonstra interesse no cenário global. Por fim, ressalta-se a importância de incentivar pesquisas sobre a região Amazônica para que novas alternativas sustentáveis sejam debatidas no ambiente acadêmico e implementadas para atender as comunidades.

Introdução

O ciclo hidrológico consiste na circulação da água entre a atmosfera, superfície terrestre e subsolo por meio da gravidade e radiação solar, cujo processo envolve fatores físicos como evapotranspiração, infiltração e escoamento superficial (TUCCI, 2020). Esse fenômeno natural é imprescindível para a manutenção da vida no planeta, equilíbrio climático global e regulação hídrica na Terra (USGS, 2024). A chuva é uma forma de precipitação caracterizada pela água condensada na atmosfera que atinge a superfície terrestre, além de mares, rios e lagos (TUCCI, 2020). A água pluvial possui considerável importância no abastecimento humano, visto que sua utilização contribui para atenuar a demanda hídrica dos sistemas convencionais de distribuição de água potável (GHISI, 2006). Além disso, é válido ressaltar que o incentivo ao armazenamento de água de chuva em larga escala pode reduzir o escoamento superficial e, consequentemente, o risco de alagamentos nos centros urbanos (TOMAZ, 2010).

A região Amazônica apresenta elevados índices pluviométricos anuais, acima de 2000 mm, devido aos processos de convecção e elevada umidade atmosférica (NOBRE, 2014). Apesar da disponibilidade hídrica ser bastante considerável, a região amazônica ainda apresenta limitações quanto ao acesso à água de qualidade para consumo humano (ANA, 2021). Esse paradoxo se deve à ineficiência da infraestrutura de saneamento básico presente na região, especialmente onde as populações mais vulneráveis, como famílias ribeirinhas e comunidades rurais residem (UNESCO, 2019). Portanto, o aproveitamento de água de chuva tornou-se um meio de sobrevivência diante da realidade hídrica presente. A captação de água pluvial para lavagem, irrigação e descargas nos banheiros são estratégias em andamento nas residências de diversas famílias (TOMAZ, 2010).

As produções científicas sobre aproveitamento de água de chuva são cruciais para a elaboração de projetos públicos e privados que possam viabilizar sistemas alternativos de abastecimento de água pluvial (GHISI, 2010). Portanto, estudos bibliométricos sobre o tema podem evidenciar tendências, análises quantitativas, países influentes e a evolução do conhecimento, com o intuito de auxiliar os pesquisadores sobre perspectivas de inovação sobre o assunto em questão (ARIA; CUCCURULLO, 2017). Esse trabalho tem por objetivo realizar um levantamento bibliométrico sobre o aproveitamento de águas pluviais na Região Amazônica, a fim de examinar as produções acadêmicas sobre o assunto.

Material e Métodos

Para a realização da análise das produções científicas, foi adotado o método bibliométrico que consiste em uma sequência de etapas: escolha da base de dados, estratégia de busca por meio de palavras-chave, delimitação do local, periodicidade, tratamento de dados e interpretação dos resultados (QUEVEDO-SILVA; SANTOS; BRANDÃO; VILS, 2016), conforme o esquema na Figura 01.

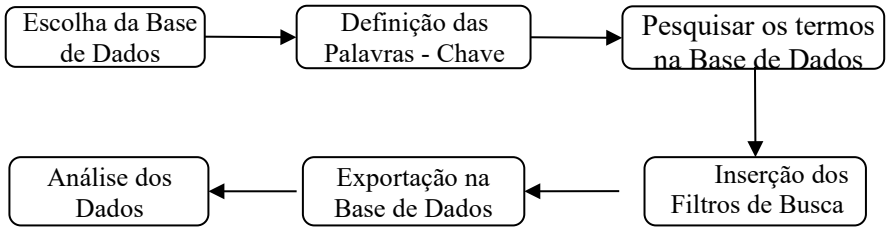


Figura 01: Adaptação do método bibliométrico de Quevedo-Silva.
Fonte: Quevedo-Silva, Santos, Brandão, Vils (2016)

A Base de Dados "*Web Of Science*" foi escolhida para a realização da pesquisa devido a sua relevância acadêmica mundial, qualidade de trabalhos publicados e confiabilidade para estudos bibliométricos (CLARIVATE, 2023). Para realizar a pesquisa, foi necessário acessar o site do Periódico Capes, o qual está disponível no seguinte endereço: <https://www-periodicos-capes-gov-br.ez3.periodicos.capes.gov.br/>. Em seguida, realiza-se o login institucional da universidade (acesso CAFe). Ao pesquisar pela base de dados "*Web Of Science*", a opção "Editor" redireciona o usuário ao site oficial da plataforma, onde são feitas as buscas. Na sequência, selecionou-se "*Advanced search*" e as seguintes palavras-chave com o operador booleano "AND" para refinar a pesquisa: "*rainwater harvesting*" AND "Brazil" AND "*Amazon*". Além disso, aplicou-se um recorte temporal de 2015 até 2025 e a opção de filtro de seleção de artigos, com o intuito de encontrar documentos mais recentes e relevantes para a análise bibliométrica. Dentre as produções acadêmicas geradas na base de dados, é necessário analisar se o artigo está estritamente relacionado ao tema escolhido para análise bibliométrica. Caso houver trabalhos científicos desconexos com a abordagem do tema, é preciso excluir esse documento do estudo bibliométrico para um diagnóstico mais preciso. Ao visualizar os artigos pertinentes na plataforma, realiza-se a exportação desses documentos na opção "*export*" no formato "plain text file". Após esse procedimento o arquivo é salvo no diretório do computador em uma pasta conhecida.

Em conjunto com "*Web Of Science*", foi utilizado o software "*RStudio*", visto que o programa é amplamente utilizado em estudos bibliométricos, o qual permite analisar quantitativamente e graficamente os resultados científicos (R CORE TEAM, 2023). Para uma análise mais robusta, usa-se uma ferramenta no RStudio chamada "*Bibliometrix*", a qual pode ser implementada na opção "*install packages*". Após a instalação, aplica-se o comando "*library(bibliometrix)*" e, após o carregamento, recomenda-se a escrita do comando "*biblioshiny()*". Após executar esses passos, o usuário será redirecionado à interface do "*Bibliometrix*" no navegador, onde será possível realizar as análises principais da bibliometria. Ao carregar o arquivo exportado na opção "import data", selecionou-se a base de dados utilizada e, em seguida, a opção carregar o arquivo. Na opção análise, é possível gerar uma excelente visualização dos elos entre os autores mais citados, palavras-chave, afiliações, quantidade de publicações por ano e distribuição geográfica local onde as publicações foram realizadas.

Resultados e Discussão

Na Tabela 1 apresenta-se os artigos encontrados na base "*Web Of Science*" a partir da busca pelas palavras-chave, delimitação temporal e refinamento da pesquisa. Pode-se observar informações importantes dos trabalhos como os nomes dos autores, títulos, periódicos, ano de publicação e número de citações. Dentre os 7 artigos encontrados na pesquisa, 5 produções correspondem à temática de aproveitamento de água de chuva na região Amazônica. Além disso, dentre os títulos identificados, destaca-se o ID's 3 com 43 citações, correspondendo a 81,13 % das citações dos artigos encontrados.

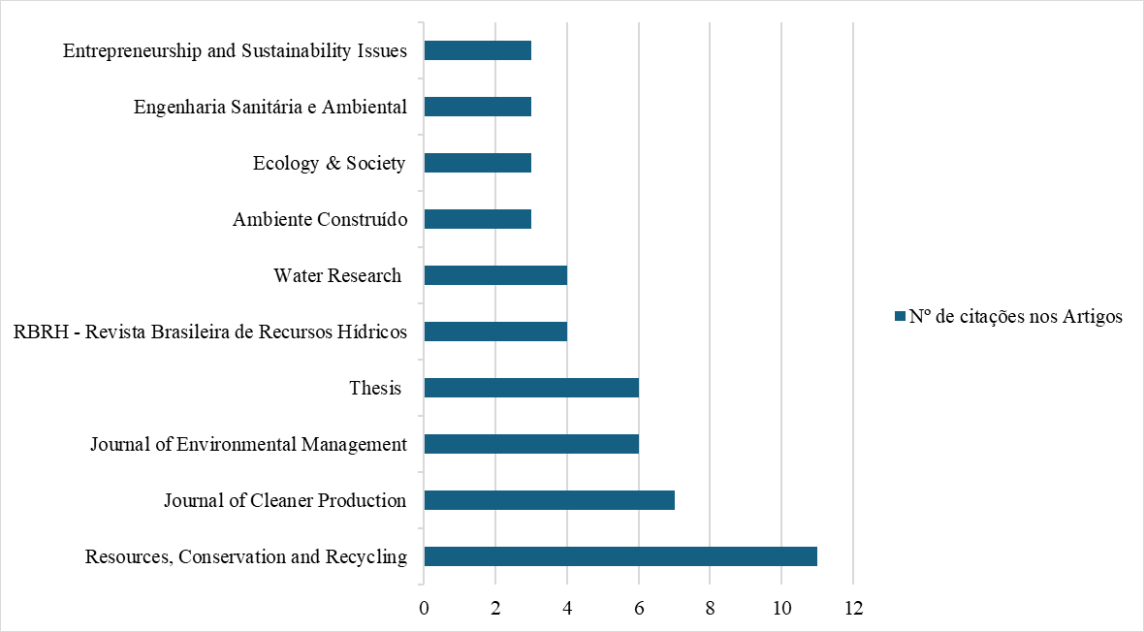
ID's	Título	Periódico	Ano	Nº de Citações
1	*Understanding governance in the implementation of rainwater systems in the Amazon - Belem*	*Management Of Environmental Quality*	2020	4
2	*The One Million Cisterns Programme-a viability assessment of community rainwater management in Brazil*	*Frontiers In Sustainability*	2024	1
3	*Technical and financial feasibility of rainwater harvesting systems in public buildings in Amazon, Brazil*	*Journal Of Cleaner Production*	2020	43
4	*Exploring The Key Issues And Stakeholders Associated With Tile Application Of Rainwater Systems Within The Amazon Region*	*Entrepreneurship And Sustainability Issues*	2018	5
5	*Perception Of Riverside Dwellers About Sanitation, Health, And The Environment Through The Use Of Social Technologies In An Insular Area Of The Eastern Amazon*	*Novos Cadernos NAEA*	2025	0

Tabela 1: Número de citações por título
Fonte: Adaptado do Bibliometrix (ARIA, CUCCURULLO, 2017)

Em relação ao recorte temporal realizado na "*Web Of Science*", constatou-se que os 5 artigos encontrados foram publicados entre os períodos de 2018 a 2024, sendo a maior concentração em 2020, com 2 publicações (ID's 1 e 3). Observa-se

que há uma descontinuidade quanto às produções referentes ao tema nesta base de dados, visto que os anos de 2019, 2021, 2022 e 2023 estão ausentes de produções de aproveitamento de água de chuva referentes à Amazônia.

A partir dos resultados gerados na Figura 1, a revista *Resources, Conservation And Recycling* foi o periódico de maior impacto nos artigos, no total de 11 citações, seguidas por *Journal of Cleaner Production* e *Journal of Environmental Management*, as quais apresentam relevância internacional e abordagem voltada à sustentabilidade, gestão ambiental e uso eficiente de recursos hídricos. Portanto, é notório que discussões sobre aproveitamento de água de chuva na Amazônia estão recebendo visibilidade internacional na agenda global sobre meio ambiente e sustentabilidade.



1: Número de citações de revistas presentes nos artigos científicos.
Fonte: Adaptado do Bibliometrix (ARIA, CUCCURULLO, 2017)

A partir da análise das áreas do conhecimento dos artigos, cabe ressaltar os seguintes campos de estudo e a respectiva numeração quanto a presença nos artigos: Ciências Ambientais (2), Estudos Ambientais (2), Tecnologia Científica Verde e Sustentável (2), Negócios (1), Engenharia Ambiental (1) e Ciências Sociais Interdisciplinares (1).

Dentre os autores mais relevantes, destaca-se a frequência na participação em torno do eixo temático. Na Figura 2, apresenta-se o nome dos autores e de contribuições para o tema em questão.

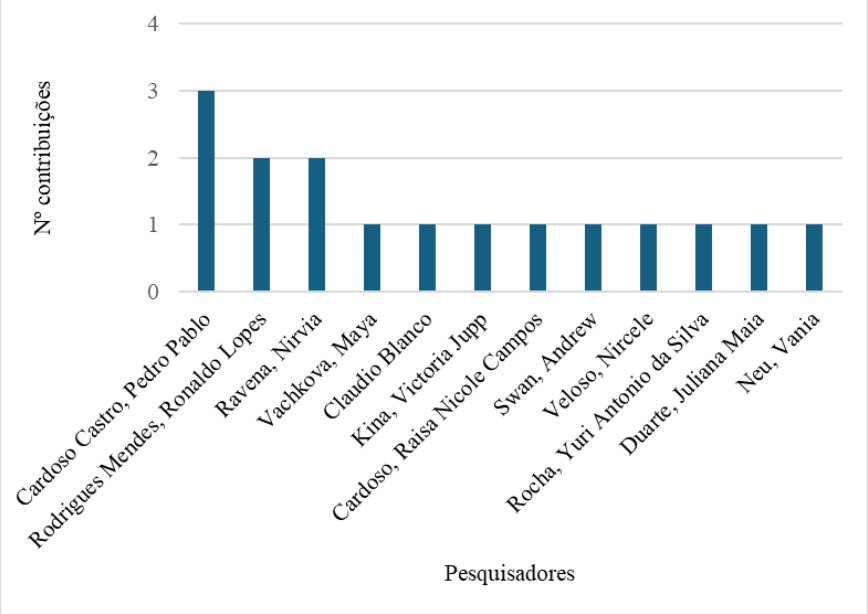


Figura 2: Número de citações de revistas presentes nos artigos científicos.
Fonte: Adaptado do autor (CLARIVATE ANALYTICS, 2023)

Em relação às afiliações dos artigos, observa-se que a Universidade Federal do Pará lidera em credibilidade e veiculação das publicações acerca do aproveitamento de águas pluviais na Amazônia, no total de 5 parcerias provenientes dos autores da instituição. Em seguida, nota-se a presença da instituição *Leeds Beckett University* com 4 participações, conforme a Figura 3 a seguir:

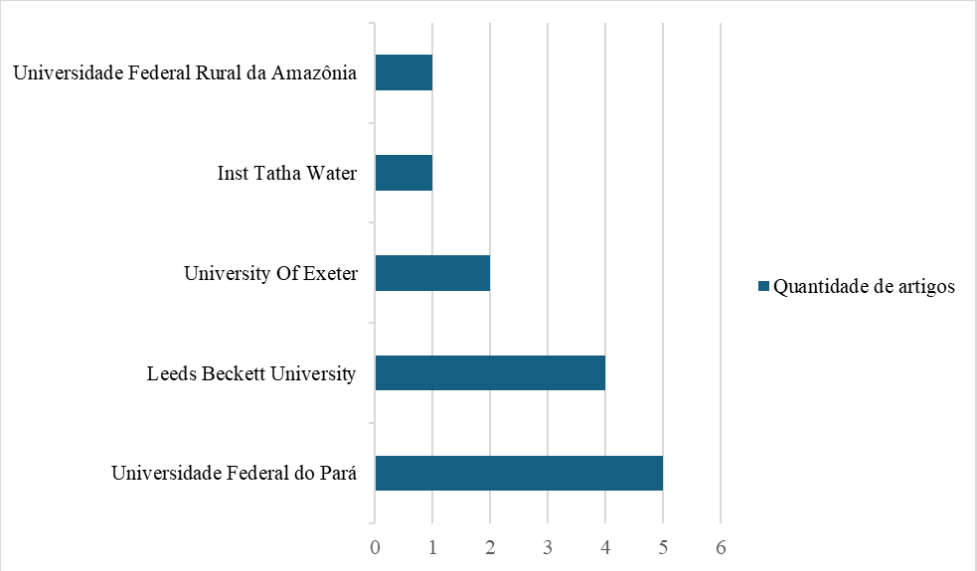


Figura 3: Afiliações correspondente aos artigos científicos.
Fonte: Adaptado do Bibliometrix (ARIA, CUCCURULLO, 2017)

Dentre os países que participaram na elaboração dos artigos, destacam-se o Brasil (5), Inglaterra (3) e Escócia (1). Na Figura 4 apresenta-se um mapa gerado na interface do *bibliometrix* no qual é possível visualizar a colaboração desses países por meio da intensidade das cores.

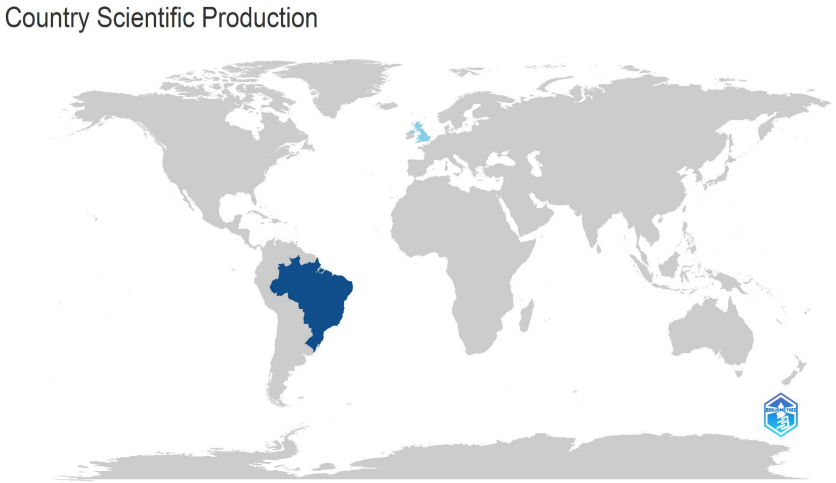


Figura 4: Produção científica dos países sobre o tema.
Fonte: Adaptado do Bibliometrix (ARIA, CUCCURULLO, 2017)

Com base nas palavras-chave encontradas sobre o assunto, obtém-se maior destaque os seguintes temos: "*rainwater harvesting*" e "*Social Network Analysis*". Com a ferramenta "*wordcloud*", foi possível gerar a seguinte "nuvem de palavras" conforme a Figura 5 a seguir:



Figura 5: Palavras - chave em destaque correspondente aos artigos científicos.
Fonte: Adaptado do Bibliometrix (ARIA, CUCCURULLO, 2017)

Considerações Finais

A partir do levantamento bibliométrico dos artigos sobre aproveitamento de água de chuva na Amazônia, verificou-se baixa incidência de artigos sobre o tema na base de dados *Web Of Science*, evidenciando uma lacuna científica de estudos, especialmente sobre a Amazônia. Os resultados indicam que foram encontrados 5 artigos referentes à utilização de águas pluviais na região Amazônica conforme a metodologia de bibliometria. Dentre as publicações analisadas nos últimos 10 anos, verificou-se trabalhos acadêmicos recentes que datam de 2018 até 2025, sendo o ano de 2020 com maior incidência na base de dados em questão. Além disso, o artigo "*Technical and financial feasibility of rainwater harvesting systems in public buildings in Amazon, Brazil"* teve um total de 43 citações, o que sugere centralidade na estrutura intelectual do tema.

Ao analisar as revistas mais citadas nas publicações registradas, *Resources, Conservation and Recycling* obteve 11 citações nos artigos sobre aproveitamento de água de chuva. Observa-se que essa temática é pauta na agenda global sobre gestão hídrica e sustentabilidade. Com base nos estudos ambientais, registrou-se nas publicações pesquisadores destacados conforme recorrência. A afiliação mais proeminente foi a Universidade Federal do Pará, cuja instituição tem participação nos 5 artigos constatados. É importante enfatizar que o Brasil é o país mais atuante nesse campo de pesquisa sobre a região Amazônica, contudo países europeus como Inglaterra e Escócia também estão se aprofundando nessa temática. A análise bibliométrica de palavras permitiu a visualização dos termos mais usados nos artigos publicados e sua frequência de acordo com as palavras-chave.

Nesse sentido, observa-se que apesar da temática sobre aproveitamento de água de chuva ser recorrente na base de dados selecionada, evidencia-se que a abordagem na região Amazônica possui um número reduzido de estudos sobre a região, cuja localidade ainda vive o paradoxo do saneamento básico. Nesse sentido, recomenda-se que a comunidade acadêmica vise intensificar pesquisas voltadas para a Amazônia na *Web of Science* com o intuito de promover a internacionalização do conhecimento sobre a região e a expansão de publicações que promovam o reconhecimento científico da área por pesquisadores estrangeiros.

Agradecimentos

Agradecimento especial ao Programa de Educação Tutorial - Secretaria de Educação Superior MEC, PET Engenharia Sanitária e Ambiental e Universidade Federal do Pará (UFPA).

Referências Bibliográficas

ARIA, Massimo; CUCCURULLO, Corrado. **Bibliometrix: An R-tool for comprehensive science mapping analysis**. Journal of Informetrics, 2017.

CLARIVATE ANALYTICS. *Web of Science*. Filadélfia: Clarivate Analytics, 2023. Disponível em: https://www.webofscience.com. Acesso em: 30 mar. 2026.

GHISI, Enedir. **Potential for potable water savings by using rainwater in the residential sector of Brazil**. Building and Environment, 2006.

GHISI, Enedir. **Parameters for sizing rainwater harvesting systems**. Water Resources Management, 2010.

QUEVEDO-SILVA, Filipe; SANTOS, Eduardo; BRANDÃO, Marcelo; VILS, Leonardo. **Estudo bibliométrico: orientações sobre sua aplicação**. Revista Brasileira de Marketing, v. 15, n. 2, p. 246-262, 2016.

NOBRE, Carlos A. **O futuro climático da Amazônia**. São Paulo: ARA, 2014.

R CORE TEAM. *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2023. Disponível em: https://www.r-project.org. Acesso em: 25 mar. 2026.

TOMAZ, Plínio. **Aproveitamento de água de chuva**. 3. ed. São Paulo: Navegar, 2010.

TUCCI, Carlos E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação.** 5. ed. Porto Alegre: Editora UFRGS, 2020.

UNITED NATIONS EDUCATIONAL, SCIENTIFIC AND CULTURAL ORGANIZATION (UNESCO). **Relatório Mundial das Nações Unidas sobre Desenvolvimento dos Recursos Hídricos 2019**. Paris: UNESCO, 2019.

UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY (USGS). **O ciclo da água**. 2024. Disponível em: https://www.usgs.gov. Acesso em: 24 mar. 2026.

AJUSTE DE UMA EQUAÇÃO DE INTENSIDADE-DURAÇÃO-FREQUÊNCIA DE PRECIPITAÇÃO PARA O MUNICÍPIO DE VARGEM ALTA, ES

1 Marcos Rogério Santos Alves, 2 Adrielli Ramos Locatelli, 3 Débora Cristina Silva Pereira, 4 Moises de Andrade, 5 Thaís de Oliveira Lopes, 6 Rafael Cipreste Travizan Pedrinha, 7 Gabriel Adão Zechini da Silva, 8 Edilson Sarter Braum

1Universidade Federal do Espírito Santo, e-mail: marcosrogeriosa@gmail.com; 2Universidade Federal do Espírito Santo, e-mail: adriellilocatelli@gmail.com; 3Universidade Federal do Espírito Santo, e-mail: deborapereira.agro@gmail.com; 4Universidade Federal do Espírito Santo, e-mail: moisesandrade95@gmail.com; 5Universidade Federal do Espírito Santo, e-mail: thaisllopes@gmail.com; 6Universidade Federal do Espírito Santo, e-mail: cipresterafael@gmail.com; 7Universidade Federal do Espírito Santo, e-mail: gabrielzechini@hotmail.com; 8Universidade Federal do Espírito Santo, e-mail: edilsonsarter@gmail.com;

Palavras-chave: modelagem hidrológica, chuvas intensas, série temporal.

Resumo

Este estudo teve como objetivo ajustar uma equação de intensidade–duração–frequência (IDF) de precipitação para o município de Vargem Alta, ES, visando compreender com maior precisão o comportamento das chuvas extremas da região caracterizada por relevo acentuado. Foram utilizados 55 anos de dados pluviométricos da estação de Jaciguá, no período de 1970 a 2024. Após a coleta, os dados passaram por triagem visual para remoção de inconsistências e seleção das precipitações máximas anuais, que posteriormente foram modeladas pela distribuição de Gumbel para estimativa de eventos de diferentes períodos de retorno. Em seguida, aplicaram-se técnicas clássicas de desagregação de chuvas, permitindo converter valores diários máximos em intensidades compatíveis com várias durações. Os coeficientes da equação IDF foram ajustados com o algoritmo "solver" do *Microsoft Excel*, obtendo-se resultados consistentes e baixos valores de Erro Padrão de Estimativa, indicando excelente aderência entre os valores observados e estimados. Os resultados evidenciaram que Vargem Alta apresenta eventos extremos altamente concentrados, como os registrados em janeiro de 2020, quando chuvas intensas provocaram transbordamentos dos cursos de água, danos estruturais e desalojamentos, confirmando a vulnerabilidade do município a enxurradas e alagamentos. Dessa forma, a equação IDF ajustada neste trabalho constitui ferramenta essencial para o dimensionamento de obras de drenagem, planejamento urbano e ações de mitigação de riscos, contribuindo para maior segurança e resiliência frente aos eventos hidrometeorológicos extremos que afetam a região.

Introdução

O verão de 2024/2025 foi o sexto mais quente no Brasil desde 1961. As temperaturas ficaram acima da média em grande parte do país. Mesmo sob a influência do La Niña, que tende a reduzir a temperatura média global, este verão ficou entre os dez mais quentes da série. Paralelamente às altas temperaturas, o verão 2024-2025 também foi marcado por muitas chuvas no país, com volumes superiores a 700 mm, e muitas localidades ultrapassando a média histórica (INMET, 2025).

Entre setembro e novembro de 2023, chuvas intensas causadas pela combinação de sistemas meteorológicos, como frentes frias, sistemas de baixa pressão e ciclones extratropicais, juntamente com os efeitos do fenômeno El Niño, resultaram em cheias históricas que afetaram mais de 390 mil pessoas em 106 municípios (ANA, 2024).

A precipitação extrema provoca o escoamento superficial acentuado, ou seja, eventos de inundação que resultam em perda de vidas e danos severos à infraestrutura. Portanto, é crucial para projetos de engenharia e de infraestrutura, como proteção contra inundações, barragens e gestão do abastecimento de água e controle de enchentes, compreender e modelar a variabilidade da precipitação extrema tanto no espaço quanto no tempo (OSSANDÓN, RAJAGOPALAN, e KLEIBER, 2021).

As curvas de intensidade-duração-frequência da precipitação (curvas IDF) são representações gráficas da quantidade de água precipitada em um determinado período de tempo. Essas curvas são usadas para ajudar a prever quando uma área será inundada ou para determinar quando uma determinada taxa de precipitação ou um volume específico de fluxo ocorrerá no futuro (XU et al., 2024).

O estudo das curvas IDF para Vargem Alta, ES, se justifica para projetar obras de infraestrutura mais seguras, pois o município possui um relevo íngreme com uma resposta hidrológica muito rápida que aumenta o risco de enxurradas, danos nas estradas, pontes e alagamento na zona urbana rural. Sem curvas IDF locais, obras de drenagem são dimensionadas com incerteza, pois dados de outras regiões podem não representar a realidade climática e geomorfológica local.

O Atlas Pluviométrico de Vargem Alta (NASCIMENTO, FARIAS E PINTO, 2017) fornece os coeficientes para a equação de chuvas intensas para a região. Entretanto, os dados utilizados para ajuste dos coeficientes da equação compreendem os anos de 1947 a 2013. Da mesma forma, Angeli (2015), ajustou para todo o estado do Espírito Santo, esses coeficientes, sendo os dados de Vargem Alta compreendendo os danos de 1948-2014. Dessa forma, se faz necessário o reajuste desses coeficientes, considerando os eventos extremos de precipitação que ocorreram em Vargem Alta, ES, nos anos subsequentes aos utilizados nos referidos trabalhos. O objetivo deste trabalho foi ajustar uma equação de intensidade-duração-frequência para o município de Vargem Alta, ES.

Materiais e Métodos

Vargem Alta está localizado à latitude Sul de 20º 40' 15,60" e longitude Oeste de Greenwich, de 41º 00' 25,20", na região Sul do estado do Espírito Santo, a 136 km da capital, Vitória, ocupando uma área territorial de 414,72 km2 (Figura 01). De acordo com a última atualização da Classificação Climática de Köppen e Geiger (1928) feita por Alvares et al. (2014), a cidade de Vargem Alta está classificada com o clima do tipo "Cfb", ou seja, clima temperado quente, sem estação seca no inverno. A temperatura média do mês mais quente é inferior a 22 °C e a do mês mais frio é inferior a 18 °C. A precipitação média do mês mais seco é superior à 60 mm (INCAPER, 2022).

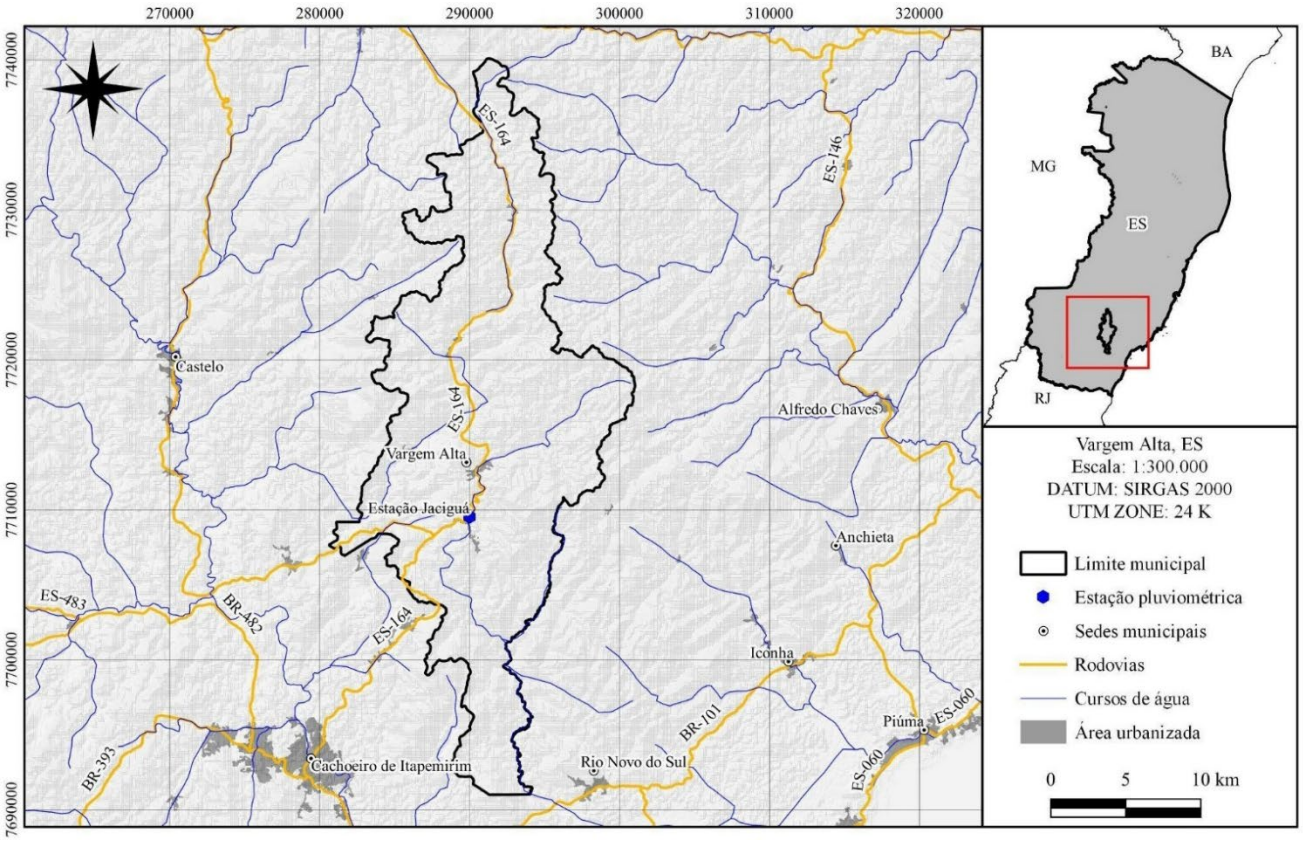


Figura 01: Vargem Alta, ES.
Fonte: dos autores (2026).

Os dados foram obtidos por meio da estação pluviométrica código 2041010, localizada no distrito de Jaciguá na Latitude Sul de 20° 42′ 6,84″ e Longitude Oeste de Greenwich, de 41° 00′ 59,04, operada pelo Serviço Geológico do Brasil, cujo acesso foi feito pela plataforma Hidroweb gerenciada pela Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA).

No banco de dados obtido, foram extraídos os dados de precipitação máxima de cada mês. Dentre os meses, foi selecionado o valor de precipitação máxima de cada ano. Foi dado preferência em se utilizar os dados já consistidos. Entretanto, nas medições mais atuais, que ainda não passaram por análise de consistência, foram utilizados os dados brutos. Esses dados foram submetidos a uma análise gráfica visual para identificar e descartar os dados discrepantes ocasionados por falhas das medições. Os dados incoerentes encontrados na série foram excluídos.

As equações intensidade–duração–frequência (IDF) descrevem matematicamente como a intensidade máxima de chuva varia em função do tempo de duração do evento e do período de retorno (PRUSKI, BRANDÃO E DA SILVA, 2004; MATOS, SILVA E PRUSKI, 2012). A Equação 01 é a forma geral mais utilizada. Essa estrutura permite representar o comportamento extremo da chuva e obter intensidades de projeto de forma consistente e comparável entre diferentes durações e frequências.

$$I_m = (K\,T^a)(t+b)^{-c} \qquad (01)$$

em que: i_m = intensidade máxima média de precipitação (mm h^{-1}); T = período de retorno (anos); t = duração da precipitação (minutos) e K, a, b e c = coeficientes ajustados estatisticamente a partir das séries históricas de precipitação (adimensional): K controla a magnitude geral das intensidades, a descreve a sensibilidade da intensidade ao período de retorno, b ajusta o deslocamento da curva para durações muito curtas, e c governa a taxa de decaimento da intensidade conforme a duração aumenta.

A Distribuição de Gumbel é frequentemente aplicada para modelar precipitações máximas anuais e estimar eventos extremos de chuva em hidrologia. A função de distribuição acumulada é expressa conforme Equações 02 e 03 (NAGHETTINI e PINTO, 2007):

$$y = -ln\left[-ln\left[1-\frac{1}{T}\right]\right] \quad (02)$$

$$x = \left[\bar{x} - S_x\left(\frac{\overline{y_n}}{S_n}\right)\right] + \left[y\left(\frac{S_x}{S_n}\right)\right] \quad (03)$$

em que: y = variável reduzida de Gumbel [adm]; x = lâmina máxima precipitada em 1 dia [mm dia^{-1}]; T = período de retorno [anos]; x = média aritmética das precipitações máximas [mm]; S_x = desvio padrão das precipitações máximas [mm]; Y_n = média aritmética da variável reduzida [adm] (Tabela 01); S_n = desvio padrão da variável reduzida [adm] (Tabela 02).

Tamanho da Amostra	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
10	0,4952	0,4496	0,5035	0,5070	0,5100	0,5128	0,5157	0,5181	0,5202	0,5220
20	0,5236	0,5252	0,5268	0,5283	0,5296	0,5309	0,5320	0,5332	0,5343	0,5353
30	0,5362	0,5371	0,5380	0,5388	0,5396	0,5402	0,5410	0,5418	0,5424	0,5430
40	0,5436	0,5442	0,5448	0,5453	0,5458	0,5463	0,5468	0,5473	0,5477	0,5481
50	0,5485	0,5489	0,5493	0,5497	0,5501	0,5504	0,5508	0,5511	0,5515	0,5518
60	0,5521	0,5524	0,5527	0,5530	0,5533	0,5535	0,5538	0,5540	0,5543	0,5545
70	0,5548	0,5550	0,5552	0,5555	0,5557	0,5559	0,5561	0,5563	0,5565	0,5567
80	0,5569	0,5570	0,5572	0,5574	0,5576	0,5578	0,5580	0,5581	0,5583	0,5585
90	0,5586	0,5587	0,5589	0,5591	0,5592	0,5593	0,5595	0,5596	0,5598	0,5599
100	0,5600									

Tabela 01: Média da variável reduzida da distribuição de Gumbel em função do tamanho da amostra. Fonte: Vilella e Mattos (1975).

Tamanho da Amostra	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
10	0,9496	0,9676	0,9833	0,9971	1,0095	1,0206	1,0316	1,0411	1,0493	1,0565
20	1,0628	1,0696	1,0754	1,0811	1,0864	1,0915	1,0961	1,1004	1,1047	1,1086
30	1,1124	1,1159	1,1193	1,1226	1,1255	1,1285	1,1313	1,1339	1,1363	1,1388
40	1,1413	1,1436	1,1458	1,1480	1,1499	1,1519	1,1538	1,1557	1,1574	1,1590
50	1,1607	1,1623	1,1638	1,1658	1,1667	1,1681	1,1696	1,1708	1,1721	1,1734
60	1,1747	1,1759	1,1770	1,1782	1,1793	1,1803	1,1814	1,1824	1,1834	1,1844
70	1,1854	1,1863	1,1873	1,1881	1,1890	1,1898	1,1906	1,1915	1,1923	1,1930
80	1,1938	1,1945	1,1953	1,1959	1,1967	1,1973	1,1980	1,1987	1,1994	1,2001
90	1,2007	1,2013	1,2020	1,2026	1,2032	1,2038	1,2044	1,2049	1,2055	1,2060
100	1,2065									

Tabela 02: Desvio padrão da variável reduzida da distribuição de Gumbel em função do tamanho da amostra. Fonte: Vilella e Mattos (1975).

As relações entre as alturas pluviométricas máximas de 24 horas e de 1 dia são fundamentais quando se trabalha com séries diárias e precisa chegar em chuvas de projeto para diferentes durações. Em termos hidrológicos, a chuva máxima em 24 h corresponde ao maior acumulado em qualquer janela móvel de 24 horas, enquanto a chuva máxima de 1 dia é o total diário medido em um horário fixo (por exemplo, das 7h de um dia às 7h do dia seguinte). Neste contexto, são utilizados métodos de desagregação diária das chuvas em chuvas de "24 horas" ou outras chuvas com durações mais curtas, permitindo obter intensidades específicas de chuvas (SILVA NETO et al., 2021). Em muitos estudos, os coeficientes de desagregação utilizados, são os determinados pela CETESB (1986), que determinaram constantes para a localidade de São Paulo (Tabela 03).

T	5	10	25	50	75	100
24h / 1 dia	1,13	1,13	1,14	1,15	1,14	1,15

Tabela 03: Relação entre as alturas pluviométricas (mm) das chuvas máximas em São Paulo.

Fonte: CETESB (1986).

Os dados de 24 horas foram reduzidos para durações mais curtas. Essa redução foi feita conforme relações obtidas por Occhipinti e Santos (1966), apresentadas na Tabela 04.

Relação entre alturas pluviométricas	Valores médios obtidos por DNOS
12 h / 24 h	0,85
10 h / 24 h	0,82
8 h / 24 h	0,78
6 h / 24 h	0,72
1 h / 24 h	0,42
30 min / 1 h	0,74
25 min / 30 min	0,91
20 min / 30 min	0,81
15 min / 30 min	0,70
10 min / 30 min	0,54
5 min / 30 min	0,34

Tabela 04: Relação entre as chuvas de menor duração com mesma frequência.
Fonte: OCCHIPINTI & SANTOS (1966).

O desempenho do método foi avaliado utilizando o Erro Padrão de Estimativa (EPE) (NAGHETTINI e PINTO, 2007), conforme Equação 04.

$$EPE = \sqrt{\frac{(x_i - y_i)^2}{n-1}} \qquad (04)$$

em que: x_i = intensidade máxima média de precipitação obtida pela série de dados medidos (mm h^{-1}) e y_i = intensidade máxima média de precipitação obtida pela aplicação da equação de intensidade–duração–frequência (mm h^{-1}).

Os coeficientes k, a, b e c foram obtidos por meio do algoritmo “solver” do software Microsoft Excel. A célula contendo o valor de EPE foi utilizada como objetivo para o menor valor enquanto as células contendo os coeficientes k, a, b e c, foram utilizados como variáveis para serem alteradas. O solver foi aplicado em sequência até o valor de EPE se estabilizar.

Resultados e Discussões

Os dados pluviométricos obtidos na estação de Vargem Alta, ES, forneceram valores da precipitação máxima que ocorreu em cada ano. Após tratamento dos dados, foram excluídos todos os dados anteriores a 1969, por se tratar de dados onde as falhas ocorreram no período de outubro a março, que são meses em que geralmente ocorrem as máximas pluviométricas na região. Foram consideradas neste trabalho as medições pluviométricas que compreenderam o período de 01 de janeiro de 1970 até 31 de dezembro de 2024, totalizando 55 anos de dados.

O maior valor de precipitação neste período ocorreu no ano de 2020 e registrou uma lâmina de 259,1 milímetros em um dia. Essa precipitação correspondeu a 21 % da precipitação total naquele ano, que totalizou uma lâmina de 1214,8 milímetros. Evento esse que se igualaria, ou se superaria a cada 137 anos, conforme apropriação utilizando distribuição Gumbel.

De acordo com a nota oficial divulgada pela Prefeitura de Vargem Alta (2020), a forte chuva que atingiu o município no dia 03 de janeiro de 2020, provocou transbordamento do Rio Fruteiras e Rio Novo, deslizamento de barreiras e a interrupção de estradas. A forte chuva teve início por volta das dezesseis horas, em curto período de tempo choveu 103 milímetros. Foram registrados alagamentos, inundações, danos estruturais e prejuízos materiais, destruição de residências. Uma pessoa ficou ferida, mas não houve vítimas. Sete casas foram destruídas, uma residência interditada pela Defesa Civil, cinquenta e duas pessoas desalojadas, conforme evidencia apresentada na Figura 02.

Os valores máximos de precipitação apropriados pela Distribuição Gumbel, utilizando os 55 anos de dados mais recentes da série histórica estão apresentados na Tabela 05. Nota-se que em um período de retorno de 2 anos pode ocorrer um evento de precipitação que supera o que é esperado para o um acúmulo médio mensal do período entre maio e setembro (entre 41,6 a 83,8

mm no mês), conforme médias mensais anuais obtidas por INCAPER (2022). Da mesma forma, um evento que se iguala ou se supera em um período de retorno de 100 anos pode se aproximar ao total médio mensal anual precipitado para o mês de dezembro, que é o mês mais chuvoso da região.



Figura 02: Evidência de tragédia causada por chuva intensa em Vargem Alta, ES.
Fonte: G1 (2020).

T	2	5	10	25	50	100
p	91,3	133,1	160,7	195,6	221,5	247,3

Tabela 05: Máximas estimadas pela distribuição de Gumbel em função do período de retorno.
Fonte: dos autores.

A partir das máximas de precipitação estimadas para a série de máximas de duração de um dia para os períodos de retorno de 2, 5, 10, 25, 50 e 100 anos, foram utilizadas as relações da CETESB (1986) e OCCHIPINTI & SANTOS (1966), para se obter as lâminas máximas para as durações de 5, 10, 15, 20, 25, 30, 60, 360, 480, 600, 720 e 1440 minutos. Esses valores foram divididos por seus respectivos tempos para se obter as intensidades, conforme Tabela 06.

t / T	**2**	**5**	**10**	**25**	**50**	**100**
1440	6.0	7.2	8.2	9.9	11.3	12.9
720	9.9	11.8	13.6	16.2	18.6	21.3
600	11.3	13.5	15.4	18.5	21.2	24.2
480	13.2	15.8	18.1	21.7	24.8	28.4
360	16.2	19.4	22.2	26.5	30.4	34.8
60	54.2	64.8	74.3	88.8	101.7	116.5
30	81.4	97.4	111.5	133.4	152.8	175.0
25	89.7	107.4	122.9	147.1	168.4	192.9
20	100.4	120.1	137.6	164.6	188.5	215.9
15	114.7	137.2	157.1	188.0	215.3	246.6
10	135.0	161.5	185.0	221.3	253.5	290.3
5	166.7	199.5	228.4	273.3	313.0	358.5

Tabela 06: Intensidades de precipitação.
Fonte: dos autores.

Por meio do comando solver do software Microsoft Excel, foi possível ajustar os coeficientes da equação de intensidade-duração-frequência aos dados de intensidade pluviométrica, sendo: k = 1024,846; a = 0,196, b = 9,791 e c = 0,724. Comparando-

se os dados medidos com os dados estimados pela equação intensidade-duração-frequência, obteve-se um valor de EPE de 3,4, que indicou que os coeficientes apropriados resultaram em um ajuste preciso aos dados. Utilizando-se esses coeficientes na Equação 01, apropriando os períodos de retorno de 2, 5, 10, 25, 50 e 100 anos e as durações de 5, 10, 15, 20, 25, 30, 60, 360, 480, 600, 720 e 1440 minutos, obtiveram-se as curvas de intensidade-duração-frequência para Jaciguá, ES, conforme Figura 03.

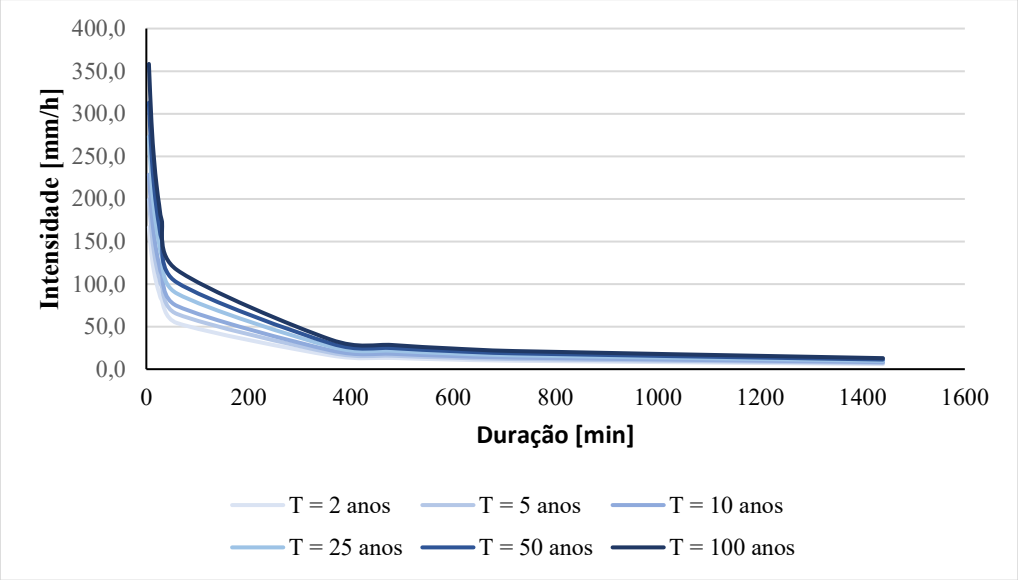


Figura 03: Intensidades de precipitação.
Fonte: dos autores.

A menor intensidade foi apropriada para um período de retorno de 2 anos com duração de 24 horas, que resultou em uma intensidade máxima média de precipitação de 6,0 mm h^{-1}. Enquanto isso, a maior intensidade foi aquela apropriada para um período de retorno de 100 anos com duração de 5 minutos que resultou em uma intensidade máxima média de precipitação de 358,5 mm h^{-1}.

Em comparação com Nascimento, Farias e Pinto (2017), as intensidades variam entre 3,9 mm h^{-1} a 341,6 mm h^{-1}. Da mesma forma, comparando com Angeli (2015), as intensidades variam entre 6,0 mm h^{-1} a 290,9 mm h^{-1}. Os resultados evidenciam que as precipitações máximas ocorridas em um dia do período de 2015 a 2024 tiverem eventos que superaram os valores da série histórica, influenciando diretamente nas estimativas das intensidades máxima média de precipitação.

Considerações Finais

A equação de intensidade–duração–frequência ajustada para o município de Vargem Alta, ES, apresentou elevada aderência aos dados observados, evidenciada pelo baixo erro padrão de estimativa, indicando a robustez do modelo na representação das precipitações extremas locais. A utilização de uma série histórica atualizada, abrangendo eventos recentes de grande magnitude, permitiu capturar mudanças no regime pluviométrico, resultando em intensidades superiores às estimadas em estudos anteriores.

Os resultados demonstram que o município apresenta alta suscetibilidade a eventos hidrológicos extremos, associada principalmente ao relevo acentuado e à rápida resposta hidrológica da bacia, o que intensifica a ocorrência de enxurradas, alagamentos e danos à infraestrutura . Nesse contexto, as curvas IDF obtidas constituem ferramenta essencial para o dimensionamento de obras hidráulicas, contribuindo para maior segurança e eficiência em projetos de drenagem urbana e rural.

Além disso, a comparação com estudos anteriores evidenciou a necessidade de atualização periódica das equações IDF, uma vez que eventos extremos recentes têm alterado significativamente os padrões de precipitação. Ignorar isso é basicamente projetar olhando pelo retrovisor.

Por fim, recomenda-se a continuidade do monitoramento pluviométrico e o desenvolvimento de estudos que incorporem cenários de mudanças climáticas e variáveis fisiográficas, visando aprimorar a modelagem hidrológica e aumentar a resiliência do município frente a eventos extremos futuros.

Referências Bibliográficas

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift, Stuttgart**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>. Acesso em: 14 de abril de 2026.

ANA. **Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil 2024**. Brasília: Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico, 2024. Disponível em: <https://www.snirh.gov.br/portal/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-

hidricos/conjuntura2024_04122024.pdf>. Acesso em: 08 de abril de 2026.

ANGELI, L. E. S. **Ajuste de equações intensidade–duração–frequência a registros pluviométricos no estado do Espírito Santo**. Vitória: Universidade Federal do Espírito Santo, 2015. Disponível em: <https://ambiental.ufes.br/sites/ambiental.ufes.br/files/field/anexo/ajuste_de_equacoes_intensidade_-_duracao_-_frequencia_a_registros_pluviometricos_no_estado_do_espirito_santo_-_luiz_eduardo_scotta_angeli.pdf>. Acesso em: 08 de abril de 2026.

CETESB. **Drenagem Urbana**: manual de projetos. São Paulo: Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB, 1986. Disponível em: <https://repositorio.cetesb.sp.gov.br/items/40228e5a-5ec2-46a0-b547-34795cbac3ae/full>. Acesso em: 08 de abril de 2026.

G1. **Chuva causa alagamentos em Vargem Alta e ES segue sob alerta**. G1 Espírito Santo, 31 out. 2020. Disponível em: <https://g1.globo.com/es/espirito-santo/noticia/2020/10/31/chuva-causa-alagamentos-em-vargem-alta-e-es-segue-sob-alerta.ghtml>. Acesso em: 08 de abril de 2026.

INCAPER. **Diagnóstico do Município de Vargem Alta**. Vitória: Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural – Incaper, 2022. Disponível em: <https://incaper.es.gov.br/media/incaper/proater/municipios/Vargem_Alta.pdf>. Acesso em: 08 de abril de 2026.

INMET. **Verão 2024/2025 foi o sexto mais quente no Brasil desde 1961**. Brasília: Instituto Nacional de Meteorologia, 2025. Disponível em: <https://portal.inmet.gov.br/noticias/verão-2024-2025-foi-o-sexto-mais-quente-no-brasil-desde-1961>. Acesso em: 08 de abril de 2026.

KÖPPEN, W.; GEIGER, R. Klimate der Erde. Gotha: **Verlag Justus Perthes**. 1928. Wall-map 150 cm x 200 cm.

MATOS, A. T., SILVA, D. D. D., & PRUSKI, F. F. **Barragens de terra de pequeno porte**. Viçosa: UFV, 2012. 136p.

NASCIMENTO, J. R. S.; FARIAS, J. A. M.; PINTO, E. J. A. **Atlas Pluviométrico do Brasil**: Equações Intensidade-Duração-Frequência – Vargem Alta/ES. CPRM, 2017. Disponível em: < https://rigeo.sgb.gov.br/server/api/core/bitstreams/618fc4a2-198c-476e-adaf-daf6190a4e8a/content>. Acesso em: 08 de abril de 2026.

NAGHETTINI, M.; PINTO, É. J. **Hidrologia estatística**. CPRM, 2007.

OCCHIPINTI, A. G.; SANTOS, P. M. **Relações entre as precipitações máximas de "um dia" e de "24 horas" na cidade de São Paulo**. São Paulo: Instituto Astronômico e Geofísico, Universidade de São Paulo, 1966.

OSSANDÓN, Á.; RAJAGOPALAN, B.; KLEIBER, W. Spatial-temporal multivariate semi-Bayesian hierarchical framework for extreme precipitation frequency analysis. **Journal of Hydrology**, v. 600, p. 126499, 2021. Disponível em: <https://amath.colorado.edu/faculty/kleiberw/papers/Ossandon2021.pdf>. Acesso em: 08 de abril de 2026.

PRUSKI, F. F.; BRANDÃO dos S. V.; da SILVA, D. D. **Escoamento superficial**. 2ed. UFV, 2004.

SILVA NETO, V. L.; VIOLA, M. R.; MORAIS, M. A. V.; CARDOSO, J. A. F.; LIMA, Í. C. S.; FERREIRA, W. B. Daily rainfall disaggregation for Bahia State, Brazil. **Research, Society and Development**, v. 10, n. 16, p. e197101623513, 2021. Disponível em: <https://rsdjournal.org/index.php/rsd/article/view/23513>. Acesso em: 08 de abril de 2026.

VARGEM ALTA. **Nota oficial sobre a forte chuva que atingiu o município**. 2020. Disponível em: <https://www.vargemalta.es.gov.br/noticia/ler/1314/nota-oficial-sobre-a-forte-chuva-que-atingiu-o-municipio>. Acesso em: 08 de abril de 2026.

VILLELA, S. M.; MATTOS, A. **Hidrologia aplicada**. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1975.

XU, Y.; ZHAO, J.; WAN, B.; CAI, J.; WAN, J. Flood forecasting method and application based on Informer model. **Water**, v. 16, n. 5, p. 765, 2024. Disponível em: <https://uknowledge.uky.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1297&context=ktc_researchreports>. Acesso em: 08 de abril de 2026.

DIAGNÓSTICO DAS CONDIÇÕES HIDRÁULICAS DO CÓRREGO DO GAMBÁ, CUIABÁ-MT: UMA AVALIAÇÃO TÉCNICA

1 Igor Tavares dos Santos, 2 Gilson Costa Passos Junior, 3 Leonardo Lucas Santos Rondon, 4 Leonardo Nascimento de Souza, 5 Pedro Franceschini Mombach, 6 Cristiano Gabriel Persch

1 Universidade Federal do Mato Grosso, e-mail: itsxande2@gmail.com; 2 Universidade Federal do Mato Grosso, e-mail: enggilson.junior@gmail.com; 3 Universidade Federal do Mato Grosso, e-mail: leonardolucassantosrondon@gmail.com;4 Universidade Federal do Mato Grosso, e-mail: lleonardo.souza16@gmail.com; 6 Universidade Federal do Mato Grosso, e-mail: pfmombach@gmail.com; 6 Universidade Federal do Mato Grosso, e-mail: cristiano.persch@ufmt.br

Palavras-chave: Diagnóstico; Condições hidráulicas; Saneamento.

Resumo

O presente estudo analisa as condições físicas, hidráulicas e ambientais do Córrego do Gambá, localizado em Cuiabá-MT, com foco na identificação de interferências que possam afetar hidraulicamente o fluxo natural do escoamento e com potencial de alterar a qualidade da água. Em ambientes urbanizados, corpos d'água desempenham funções essenciais no escoamento superficial e no equilíbrio ecológico; contudo, a urbanização desordenada e a canalização artificial podem intensificar problemas hidráulicos e ambientais. A metodologia baseou-se em vistorias de campo ao longo de aproximadamente 3,7 km do canal, com definição de 18 pontos de referência e registro fotográfico georreferenciado. Foram identificadas seis principais interferências: assoreamento, fissuração, danos à seção transversal, crescimento de vegetação, lançamento irregular de esgoto e disposição inadequada de resíduos sólidos. Os resultados evidenciaram ocorrência generalizada dessas interferências, com destaque para o assoreamento, presente na maioria dos trechos e responsável pela redução da capacidade hidráulica do canal. O crescimento de vegetação e as falhas estruturais aumentam a rugosidade e favorecem obstruções, elevando o risco de transbordamentos. As fissuras observadas indicam processos de degradação estrutural, possivelmente associados a vibrações do tráfego urbano. Além disso, foram constatados lançamentos irregulares de esgoto e disposição inadequada de resíduos sólidos, contribuindo para a deterioração da qualidade da água. Neste contexto, conclui-se que o córrego apresenta um quadro de degradação relevante, demandando intervenções integradas que envolvam manutenção estrutural, controle de sedimentos e ações de saneamento e educação ambiental, visando à melhoria da drenagem urbana e da qualidade ambiental.

Introdução

Os corpos d'água em ambientes urbanos desempenham funções essenciais para o equilíbrio ecológico e para o funcionamento hidrológico das cidades, atuando no abastecimento de água, na drenagem natural, no amortecimento de vazões, na manutenção do ecossistema, e na autodepuração para a restauração da qualidade ambiental e o bem-estar da população (SOUSA *et al*., 2025). Em meio à expansão das áreas urbanizadas, córregos e rios passam a exercer um papel ainda mais relevante, pois ajudam a organizar o escoamento superficial, contribuem para a redução de alagamentos e mantêm processos naturais fundamentais para a dinâmica do espaço urbano (BRASIL, 1997). Desta forma, a preservação e o manejo adequado desses recursos hídricos tornam-se indispensáveis para a sustentabilidade das cidades e para a minimização dos impactos provocados pela urbanização.

Apesar dessa importância, os cursos d'água urbanos frequentemente refletem os efeitos do crescimento urbano desordenado e da ocupação inadequada do solo e como consequência, observa-se o aumento do escoamento superficial, a elevação das vazões de pico e a intensificação de processos como erosão, assoreamento e obstrução dos canais (ADASA, 2023). Além disso, a qualidade da água dos rios e córregos urbanos é influenciada por atividades antrópicas, como lançamento de esgotos domésticos e industriais e a disposição inadequada de resíduos sólidos, e por condições naturais, como a cobertura vegetal na bacia hidrográfica, o ciclo hidrológico e a geologia (ANA, 2025).

No caso de mananciais submetidos à canalização artificial, essas alterações podem se tornar ainda mais relevantes, uma vez que a modificação da geometria natural do canal e a inserção de revestimentos rígidos tendem a alterar o regime de escoamento, a dinâmica sedimentar e a interação entre o curso d'água e o meio físico presente no entorno (PORTO, 2006). Embora a canalização seja frequentemente adotada como solução para o controle do escoamento e da drenagem urbana, a ausência de manutenção adequada e a presença de interferências físicas e sanitárias podem comprometer o desempenho hidráulico da estrutura e favorecer a ocorrência de problemas como acúmulo de sedimentos, crescimento excessivo de vegetação, danos estruturais e contaminação da água (TUCCI, 2008).

Neste contexto, o Córrego do Gambá, localizado no município de Cuiabá, Mato Grosso, apresenta-se como um corpo d'água com relevância na drenagem local e na condução das vazões geradas em sua área de contribuição. Por estar inserido em uma área urbanizada e apresentar trecho canalizado, esse córrego encontra-se sujeito a diferentes formas de interferência que podem comprometer sua eficiência hidráulica, sua integridade estrutural e a qualidade ambiental de suas águas. Assim, diagnosticar suas condições físicas, hidráulicas e ambientais é fundamental não apenas para identificar os problemas existentes, mas também para apresentação de medidas que favoreçam sua conservação, mantendo seu adequado funcionamento enquanto infraestrutura urbana.

Diante do exposto, o presente estudo tem como objetivo analisar as principais interferências físicas, hidráulicas e ambientais identificadas no trecho canalizado do Córrego do Gambá, em Cuiabá-MT, com foco na observação de fatores capazes de comprometer o desempenho hidráulico da estrutura e a qualidade ambiental do sistema.

Metodologia

A área de estudo corresponde a extensão do Córrego do Gambá, localizado na região central da cidade de Cuiabá-MT. Para delimitação da bacia hidrográfica utilizou-se do modelo digital de elevação *Alos Palsar* com 12,5 metros de resolução disponibilizado pela *National Aeronautics and Space Administration* (ASF DAAC, 2014). A extensão do canal possui cerca de 3,7 km e a área de drenagem contribuinte tem área de aproximadamente 496,9 ha. Historicamente, o canal passou por intervenção antrópica substituindo seu sistema de macrodrenagem natural por um canal artificial. A geometria predominante é de seção aberta trapezoidal, com revestimento de fundo de concreto e os taludes em alvenaria de pedra argamassada.

O diagnóstico do canal foi realizado por meio de vistoria *in loco*, da nascente até o exutório do Córrego do Gambá, buscando identificar interferências que possam afetar hidraulicamente o fluxo natural do escoamento, abrangendo parâmetros físicos e geométricos, tais como a natureza e as condições estruturais das paredes, a configuração da seção transversal e a declividade longitudinal do leito.

Complementarmente à avaliação das características geométricas do canal, foi realizada a análise da ocorrência de interferências antrópicas com potencial de alterar a qualidade da água, contemplando a identificação de lançamentos irregulares de esgoto doméstico e industrial e a disposição inadequada de resíduos sólidos no entorno e no interior do curso d'água.

No total, foram avaliadas seis principais interferências com potencial de comprometer o funcionamento hidráulico e a qualidade da água, sendo estas: (1) assoreamento; (2) fissuração; (3) danos à seção transversal; (4) existência de vegetação; (5) lançamento irregular de esgoto; e (6) disposição inadequada de resíduos sólidos.

O assoreamento foi definido como o acúmulo de sedimentos no leito ou nas laterais da canalização, capaz de reduzir a área útil de escoamento e comprometer a capacidade hidráulica da seção (PORTO, 2006). A fissuração é uma manifestação patológica, na qual ocorre aberturas em elementos estruturais ou de revestimento do canal, sendo que este fenômeno pode ser provocado por mecanismos químicos, físicos e biológicos de degradação (BOLINA; TUTIKIAN; HELENE, 2019). Os danos à seção transversal, por sua vez, foram definidos como alterações físicas na geometria original da seção do canal, incluindo rompimentos, deformações, desgastes e desplacamentos, com potencial de interferir na dinâmica do escoamento (PORTO, 2006). A avaliação da existência de vegetação correspondeu à presença de cobertura vegetal no leito, nas juntas construtivas ou nos taludes da estrutura, podendo reduzir a seção útil de escoamento e aumentar a resistência ao fluxo (PORTO, 2006).

Quanto ao lançamento irregular de esgoto, este foi caracterizado e identificado, visualmente, como a condução de efluentes domésticos e industriais no canal sem sistema adequado de coleta ou tratamento, em desconformidade com os padrões estabelecidos para lançamento de efluentes em corpos hídricos (BRASIL, 2011). Por fim, a disposição inadequada de resíduos sólidos foi definida como a presença de materiais oriundos de atividades antrópicas descartados no leito, nas margens ou no entorno imediato do canal, em desacordo com as diretrizes de manejo e destinação ambientalmente adequada previstas na legislação brasileira (BRASIL, 2010).

Devido à extensão do canal estabeleceu-se pontos de referência, utilizando como critério mudanças expressivas na dimensão do canal e a existência de bueiros e pontilhões. As extensões entre pontos de referência foram mapeadas com registro fotográfico georreferenciado feitos com o aplicativo de celular *Timestamp Camera Enterprise*.

A manipulação dos dados coletados e a delimitação da bacia hidrográfica foi desenvolvida no software de geoprocessamento Qgis 3.40.15 'Bratislava'.

Resultados e Discussões

Com base na metodologia apresentada, foram realizadas 2 visitas em campo, percorrendo toda e extensão do córrego do Gambá. A Figura 01 apresenta a localização geográfica dos 18 pontos de referência estabelecidos durante a vistoria, assim como o trecho avaliado e os limites da bacia hidrográfica.

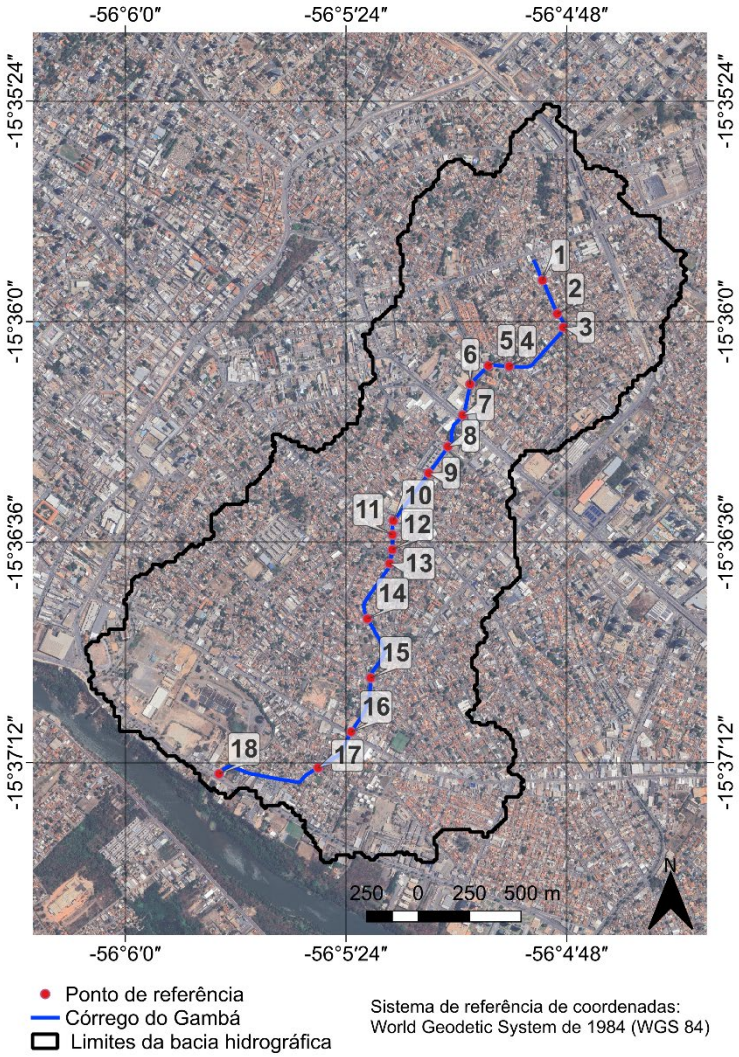


Figura 01: Extensão do Córrego do Gambá e localização dos pontos de referência.
Fonte: Autores (2026)

A fim de exemplificação, são apresentados na Figura 02 e Figura 03 algumas condições encontradas associados aos seus respectivos trechos, onde a numeração interna da figura representa a interferência encontrada, sendo estas: (1) assoreamento; (2) ocorrência de fissuração; (3) danos à seção transversal; (4) existência de vegetação; (5) lançamento irregular de esgoto; e (6) disposição inadequada de resíduos sólidos.



Figura 02: Condições do Córrego do Gambá: (a) Ponto 11; (b) Trecho entre pontos 2 e 3; (c) Ponto 7; (d) Trecho entre pontos 13 e 14.
Fonte: Autores (2026)



Figura 03: Condições do Córrego do Gambá: (a) Ponto 2; (b) Trecho entre pontos 4 e 5; (c) Trecho entre pontos 13 e 14; (d) Parte superior do bueiro no ponto 14.
Fonte: Autores (2026)

Dada a recorrência dessas interferências ao longo do Córrego do Gambá, a sua extensão foi segmentada em trechos delimitados pelos pontos de referência, permitindo uma análise detalhada da distribuição das patologias. O Quadro 01 apresenta a distribuição das interferências nos trechos estabelecidos.

Quadro 01: Interferências existentes entre os pontos referenciais

TRECHO		INTERFERÊNCIAS					
Início	Fim	Assoreamento (1)	Fissuração (2)	Danos à seção transversal (3)	Existência de vegetação (4)	Lançamento irregular de esgoto (5)	Disposição inadequada de resíduos (6)
Ponto 1	Ponto 2	x	x		x	x	x
Ponto 2	Ponto 3	x	x	x	x		
Ponto 3	Ponto 4	x	x	x	x		
Ponto 4	Ponto 5	x	x		x		
Ponto 5	Ponto 6	x	x		x		
Ponto 6	Ponto 7	x	x		x	x	
Ponto 7	Ponto 8	x	x		x		x
Ponto 8	Ponto 9	x	x		x		x
Ponto 9	Ponto 10	x	x		x		x
Ponto 10	Ponto 11	x	x	x	x	x	x
Ponto 11	Ponto 12		x	x	x		x
Ponto 12	Ponto 13	x	x	x	x	x	x
Ponto 13	Ponto 14	Sem interferências aparentes.					
Ponto 14	Ponto 15	x	x	x	x	x	x
Ponto 15	Ponto 16	x	x	x	x	x	x
Ponto 16	Ponto 17	x	x	x	x		x
Ponto 17	Ponto 18	x	x	x	x		x

Fonte: Autores (2026)

A partir da análise do mapeamento das interferências é possível perceber presença generalizada de assoreamento e fissuras em praticamente todos os trechos avaliados, evidenciando um comprometimento estrutural e hidráulico expressivo ao longo do canal. O crescimento de vegetação foi igualmente registrado na grande maioria dos trechos, indicando falta de manutenção periódica.

Ao analisar as interferências identificadas constata-se: a) a existência de assoreamentos e crescimento de vegetação que acabam diminuindo a área molhada e o raio hidráulico, e aumentam o coeficiente de rugosidade de Manning na seção reduzindo

a capacidade de vazão; b) assoreamento e danos no leito do canal provocando mudanças na declividade de fundo, e, portanto, influenciando na vazão (PORTO, 2006).

Identificou-se o processo de assoreamento em 88% dos trechos, constituído basicamente por materiais sedimentáveis como areia e agregado. O crescimento de vegetação é favorecido pelo assoreamento, como ilustrado na Figura 02c, mas também ocorre nos taludes por meio das falhas e rachaduras na estrutura. Estes problemas provocam a obstrução do fluxo de água, e, portanto, aumentam o risco de transbordamentos durante o período chuvoso.

A recorrência de fissuras ao longo do canal possui relação com o fato do canal situar-se, predominantemente, entre ruas e avenidas com trânsito veículos, que provocam vibrações, e com o passar do tempo promovem o aparecimento de fissuras, devido ao processo de fadiga do revestimento. Fissuras em canais artificiais permitem o contato da água com o solo que dá sustentação ao talude. Este, por sua vez, ao absorver água e sofrer empolamento pode aumentar a pressão neutra suficiente para provocar o colapso do talude, como, provavelmente, ocorreu na Figura 02b.

A presença de lançamentos irregulares de esgoto no Córrego do Gambá foi identificada visualmente pela observação de tubulações características da rede residencial de esgoto, além das condições evidentes no entorno do córrego, conforme apresentado na Figura 02d. O despejo de esgoto e resíduos sólidos nesse corpo d'água, com ocorrência mais frequente a partir do ponto 6, evidencia um processo contínuo de deterioração da qualidade hídrica. Dessa forma, ao longo de toda a extensão do córrego, os poluentes são carreados para jusante, comprometendo progressivamente as possibilidades de uso desse recurso hídrico pela população local.

Considerações Finais

A avaliação técnica do Córrego do Gambá no que tange as condições hidráulicas e a qualidade da água permitiu a constatação de um cenário de degradação em toda a extensão avaliada. Os dados indicam a necessidade de intervenções integradas que combinem obras de desassoreamento, recuperação estrutural e medidas de gestão ambiental urbana para a requalificação do sistema de drenagem.

Devido a existência de disposição inadequada de resíduos sólidos, no entorno e interior do canal, e do lançamento irregular de esgoto há necessidade de avaliar a sistemática de coleta dos resíduos e a presença de rede coletora de esgoto. Além disto, recomenda-se o trabalho de educação ambiental com a população, com o objetivo de explicar o procedimento adequado de disposição dos resíduos sólidos e da obrigatoriedade da ligação da rede de esgoto residencial com a rede de esgoto pública, com foco nas consequências da não execução das recomendações.

A persistência das interferências identificadas pode agravar os danos estruturais no canal e potencializar o risco de transbordamentos durante o período chuvoso. Além disso, a exposição da população aos microrganismos patógenos provenientes do esgoto doméstico aumenta a vulnerabilidade a doenças infectocontagiosas, fechando um ciclo de degradação socioambiental.

A correção das condições detectadas no Córrego do Gambá, aliada a programas de educação ambiental, promoveria melhoria no saneamento e na saúde pública. Tais medidas resultariam na redução de gastos públicos com a manutenção corretiva do canal, com a mitigação de impactos de inundações e com o tratamento de doenças de veiculação hídrica.

Agradecimentos

Os Autores agradecem ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA), a Faculdade de Arquitetura, Engenharia e Tecnologia (FAET) e a Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT) pelo apoio recebido na realização desse estudo.

Referências Bibliográficas

AGÊNCIA REGULADORA DE ÁGUAS, ENERGIA E SANEAMENTO BÁSICO DO DISTRITO FEDERAL (Adasa). **Manual de drenagem e manejo de águas pluviais urbanas do Distrito Federal**. Editores: Jeferson da Costa, Sérgio Antônio Gonçalves, Adauto Santos do Espírito Santo. 2. ed. Brasília, DF: Adasa: UNESCO, 2023. Disponível em: https://www.adasa.df.gov.br/images/storage/area_de_atuacao/drenagem_urbana/regulação/Manual_de_drenagem_e_manejo_de_aguas_urbanas/Manual_Drenagem_Adasa_Digital.pdf. Acesso em: 15 de fevereiro de 2026.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). **Relatório Pleno Conjuntura dos Recursos Hídricos do Brasil 2025**. Brasília, DF: ANA, 2025. Disponível em: https://conjuntura-2025.webflow.io. Acesso em: 22 de fevereiro de 2026.

ASF DAAC. **ALOS PALSAR High Resolution Radiometric Terrain Corrected Product**. NASA Alaska Satellite Facility Distributed Active Archive Center, 2014. DOI https://doi.org/10.5067/Z97HFCNKR6VA. Disponível em: https://www.earthdata.nasa.gov/data/catalog/asf-alos-psr-rtc-high-1. Acesso em: 14 de fevereiro de 2026.

BOLINA, Fabrício Longhi; TUTIKIAN, Bernardo Fonseca; HELENE, Paulo Roberto do Lago. **Patologia de estruturas**. São Paulo: Oficina de Textos, 2019. ISBN 978-85-7975-339-8

BRASIL. **Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997**. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 9 jan. 1997. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9433.htm. Acesso em: 15 de fevereiro de 2026.

BRASIL. **Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Diário Oficial da União: Seção 1, Brasília, DF, 3 de agosto de 2010.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 16 de maio de 2011.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, nº 53, p. 58-63, 18 de março de 2005.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE INFRAESTRUTURA DE TRANSPORTES (DNIT). **Módulo 4**: Patologia. Brasília: Enap, 2022. Disponível em: https://repositorio.enap.gov.br/bitstream/1/7815/4/Módulo%204%20-%20Patologia.pdf. Acesso em: 22 de fevereiro de 2026.

PORTO, Rodrigo de Melo. **Hidráulica básica**. 4. ed. São Carlos: EESC/USP, 2006.

SOUSA, Maria Carolina; MARTINS, Rita; SIMÕES, Nuno Eduardo; FEIO, Maria João. **Ecosystem services of urban rivers**: a systematic review. Aquatic Sciences, v. 87, art. 10, 2025. DOI: 10.1007/s00027-024-01138-y.

TUCCI, Carlos E. M. **Águas urbanas**. Estudos Avançados, São Paulo, v. 22, n. 63, p. 97–112, 2008.

IMPACTOS DA URBANIZAÇÃO EM RIOS URBANOS: ESTUDO DO CÓRREGO BORBA GATO (MARINGÁ-PR)

1Thiara Fonseca de Oliveira Celini, 2 Igor J. Botelho Valques, 3 Cláudia Telles Benatti
1 Universidade Estadual de Maringá (UEM), e-mail: tr_projetos@hotmail.com; 2 Universidade Estadual de Maringá (UEM), e-mail: ijbvalques@uem.br; 3 Universidade Estadual de Maringá (UEM), e-mail: ctbenatti@uem.br

Palavras-chave: Urbanização; Impermeabilização do solo; Ecossistemas fluviais urbanos

Resumo

A urbanização acelerada tem provocado alterações significativas nos ecossistemas fluviais urbanos, comprometendo sua integridade hidrológica, ecológica e a qualidade de suas águas. Nesse contexto, este estudo analisou os impactos da urbanização sobre o Córrego Borba Gato, localizado no município de Maringá (PR), com base em observações de campo, análise das condições ambientais do canal fluvial e avaliação da impermeabilização da bacia hidrográfica. Para tanto, foram delimitados três trechos representativos ao longo do córrego, correspondentes a diferentes níveis de urbanização, permitindo a comparação espacial dos impactos antrópicos sobre o sistema fluvial. A impermeabilização da bacia foi quantificada por meio de mapeamento manual das superfícies impermeáveis utilizando imagens de satélite e o software QGIS 3.22.9. Os resultados evidenciaram que os trechos sob maior influência urbana apresentaram maiores percentuais de impermeabilização e maior ocorrência de alterações hidromorfológicas e impactos antrópicos, incluindo processos erosivos, instabilidade das margens, degradação da vegetação ripária e comprometimento da qualidade da água. Embora alguns setores ainda apresentem condições estruturais relativamente preservadas, foram identificados sinais consistentes de degradação associados ao avanço da urbanização. Conclui-se que a urbanização, mesmo em estágios moderados, exerce influência significativa sobre a degradação de ecossistemas fluviais urbanos, reforçando a necessidade de planejamento territorial e adoção de estratégias de gestão integrada para mitigação dos impactos sobre os recursos hídricos.

Introdução

Desde o surgimento das civilizações, os assentamentos humanos desenvolveram-se próximos aos corpos hídricos devido à disponibilidade de água, recursos para subsistência e facilidades de transporte, estabelecendo uma relação histórica de dependência entre cidades e rios (BENEVOLO, 2001; MARCONDES, 1999). Entretanto, o acelerado processo de urbanização observado nas últimas décadas promoveu uma ruptura nessa relação, transformando os cursos d'água urbanos em receptores de impactos decorrentes da expansão urbana e da ocupação desordenada do território (REIS, 2014).

A urbanização modifica significativamente a dinâmica natural das bacias hidrográficas urbanas, especialmente por meio da impermeabilização do solo, remoção da vegetação ripária e canalização dos cursos d'água. Essas alterações reduzem a infiltração da água no solo, aumentam o escoamento superficial e elevam as vazões máximas durante eventos chuvosos, intensificando processos erosivos, assoreamento e instabilidade geomorfológica dos canais fluviais (TUCCI, 1999; CALDEIRA; LIMA, 2020; RODRIGUES, 2022).

Além das alterações hidrológicas, a expansão urbana compromete a qualidade da água dos rios urbanos por meio do lançamento de efluentes domésticos, escoamento superficial contaminado e aporte de poluentes difusos oriundos de áreas impermeabilizadas. Esses poluentes incluem sedimentos, nutrientes, metais pesados, hidrocarbonetos e microrganismos patogênicos, capazes de alterar significativamente as características físico-químicas da água e comprometer o equilíbrio ecológico dos ecossistemas aquáticos (MOURA; LIMA, 2018; SILVA et al., 2020; BUFEBO; ELIAS, 2021; PEREIRA et al., 2021).

As consequências da urbanização sobre os rios urbanos transcendem a degradação da qualidade da água, afetando também a integridade ecológica desses ambientes. A supressão da vegetação ciliar, a simplificação estrutural dos habitats aquáticos e a desconexão entre o canal fluvial e sua planície de inundação reduzem a biodiversidade e comprometem funções ecossistêmicas essenciais, como a manutenção do habitat aquático, a regulação térmica e a retenção de poluentes (MARTINS et al., 2017; ANIM et al., 2018; RANTA et al., 2021).
Nesse contexto, tares

Material e Métodos

Área de Estudo

O estudo foi realizado no Córrego Borba Gato, localizado no município de Maringá, Paraná, integrante da bacia hidrográfica do rio Ivaí e classificado como corpo hídrico de Classe 2 segundo a Resolução CONAMA nº 357/2005. O córrego possui aproximadamente 8 km de extensão, com nascente situada no Parque Horto Florestal Dr. Luiz Teixeira Mendes e foz em área agrícola conforme apresentado na figura 1.

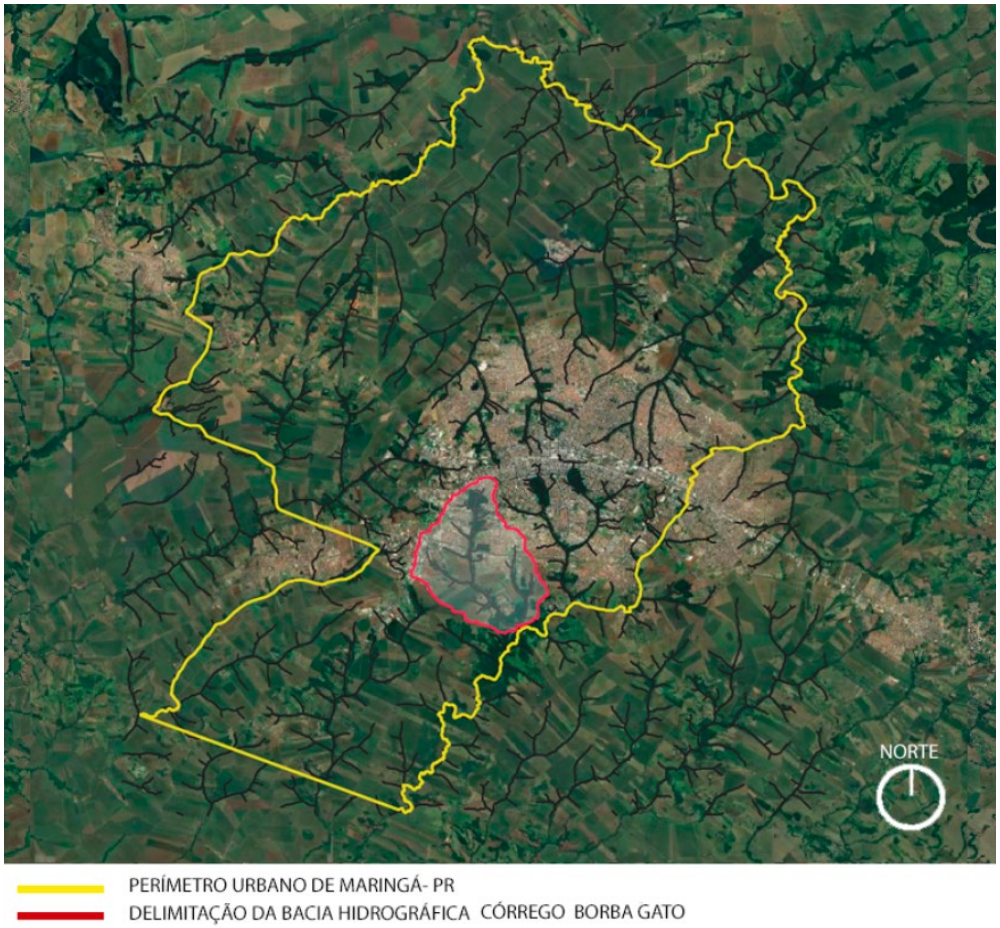


Figura 1: Localização da bacia do córrego Borba Gato dentro do perímetro urbano de Maringá-PR. Fonte: Autores (2024).

O município de Maringá apresenta clima subtropical úmido, com precipitação média anual entre 1.250 e 1.500 mm e temperatura média anual de 21,7 °C (RAZENDE et al., 2019). A região insere-se sobre formação basáltica, com predominância de solos argilosos derivados de rochas vulcânicas típicas do norte do Paraná (MARINGÁ, 2018).

A bacia hidrográfica do Córrego Borba Gato apresenta gradiente de urbanização ao longo de seu curso, com predomínio de uso residencial e industrial nas porções de montante e áreas de ocupação rural nas porções de jusante. Adicionalmente, a bacia ainda possui áreas passíveis de expansão urbana, configurando-se como ambiente estratégico para avaliação dos efeitos da urbanização em estágio de consolidação sobre ecossistemas fluviais urbanos (CORDOVIL, 2010; RIGOLDI; LIMA, 2023).

Delineamento Amostral e Análise Espacial

Foram definidos três trechos de análise ao longo do Córrego Borba Gato, selecionados de modo a representar diferentes níveis de urbanização e padrões de uso do solo na bacia hidrográfica. Para cada trecho, delimitou-se uma área de influência com raio de 1.000 m a partir do ponto central de amostragem (309,189 hectares), permitindo a caracterização espacial do contexto de ocupação urbana e das condições ambientais associadas a cada setor avaliado (Figura 2).

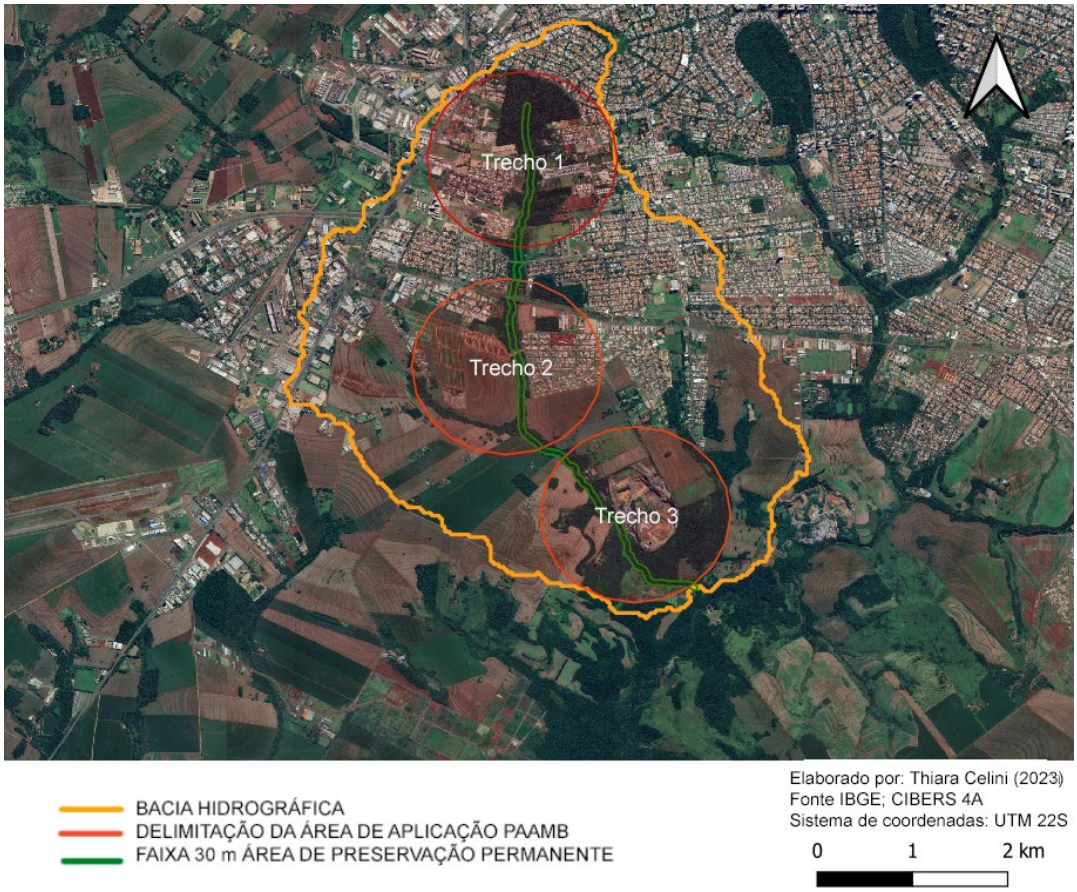


Figura 2: Demarcação dos trechos de aplicação do PAAM no Córrego Borba Gato.
Fonte: Autores (2024).

O trecho 1 corresponde à porção mais urbanizada da bacia, com predominância de uso residencial e industrial; o trecho 2 representa área de transição urbano-industrial; e o trecho 3 situa-se em setor de menor urbanização e predominância rural. Essa configuração espacial permitiu estabelecer um gradiente de urbanização ao longo do sistema fluvial, possibilitando a análise comparativa dos efeitos da ocupação antrópica sobre as condições ambientais do córrego.

A quantificação das superfícies impermeabilizadas foi realizada por meio da delimitação manual das áreas impermeáveis inseridas em cada área de influência, utilizando a ferramenta de polígonos do software QGIS 3.22.9 e imagens do Google Satellite referentes ao ano de 2023.

Complementarmente, foram utilizados mapas da rede de drenagem urbana fornecidos pela Secretaria de Obras Públicas do município de Maringá para identificação e espacialização dos pontos de lançamento de águas pluviais existentes na área de estudo.

Análise Integrada dos Dados

A avaliação dos impactos da urbanização foi conduzida por meio da análise integrada de observações de campo, registros fotográficos, caracterização das condições físicas e ambientais do canal fluvial e quantificação da impermeabilização da bacia hidrográfica.

A interpretação dos resultados baseou-se na comparação espacial entre os trechos analisados ao longo do gradiente urbano-rural, buscando identificar relações entre padrões de uso do solo, percentual de impermeabilização, infraestrutura de drenagem urbana e alterações ambientais observadas no sistema fluvial.

Resultados e Discussão

A urbanização exerceu influência significativa sobre a dinâmica hidromorfológica e a qualidade ambiental do Córrego Borba Gato, especialmente nos trechos sob maior influência da infraestrutura urbana e da impermeabilização da bacia hidrográfica. A distribuição espacial da impermeabilização evidenciou gradiente decrescente de urbanização ao longo do curso do córrego, com maiores percentuais observados no trecho 1 (28,9%), seguido do trecho 2 (19,3%) e valores residuais no trecho 3 (0,7%), conforme demonstrado nos mapas temáticos de impermeabilização e uso do solo (Figura 3). Esse padrão espacial indica relação direta entre o grau de urbanização da bacia e a intensidade das alterações ambientais observadas no sistema fluvial.



Figura 3: Mapa Temático e Mapa de Permeabilidade, Córrego Borba Gato.
Fonte: Autores (2024).

Os trechos mais impermeabilizados apresentaram maior frequência de impactos antrópicos e alterações estruturais no canal, incluindo lançamento direto de drenagem urbana, erosão, deposição sedimentar, resíduos sólidos e instabilidade geomorfológica. O trecho 1, correspondente à porção mais urbanizada da bacia, concentrou a maior ocorrência desses impactos, evidenciando a influência da urbanização sobre a degradação física do ambiente fluvial.

Foram identificados múltiplos pontos de lançamento de drenagem urbana nos trechos mais urbanizados, mapeados a partir da rede de drenagem fornecida pela Secretaria de Obras Públicas do município de Maringá (Figura 4). Esses dispositivos promovem concentração do escoamento superficial e aumento da energia hidráulica descarregada no canal fluvial, intensificando processos erosivos localizados. Como consequência, observaram-se feições erosivas expressivas nas proximidades dos pontos de lançamento, indicando a atuação da drenagem urbana como agente direto de degradação geomorfológica do córrego (Figura 5,trecho 1).

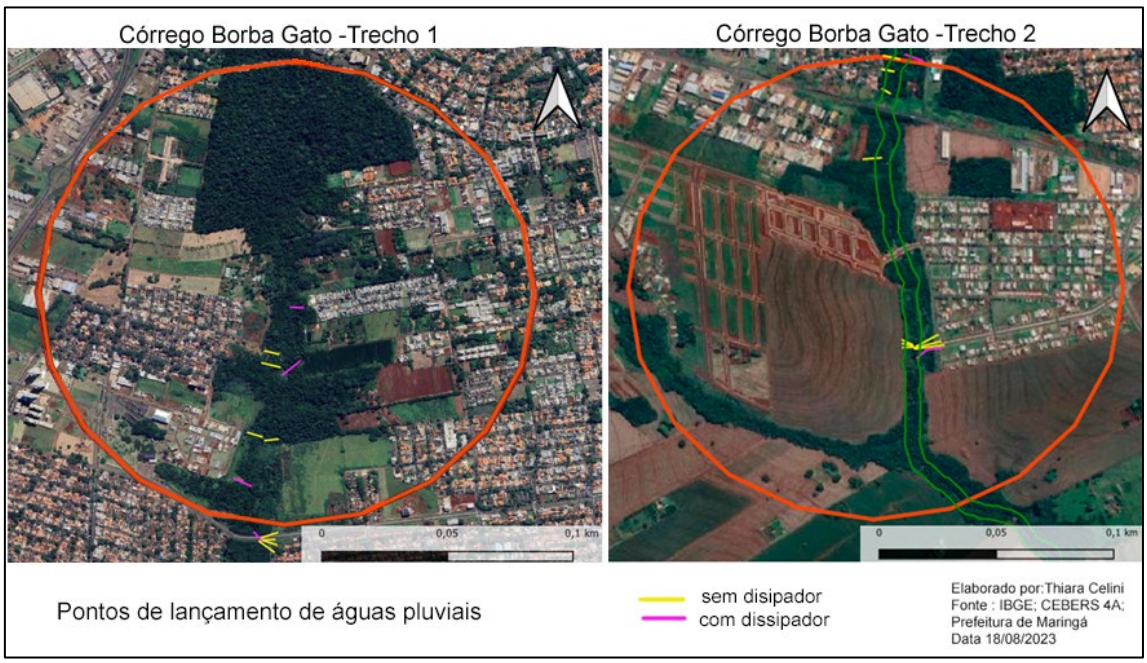


Figura 4: Pontos de lançamento da drenagem urbana nos trechos 1 e 2 da área de estudo.
Fonte: Autores (2024).



Figura 5: Erosões causadas pela vazão da água na região de saída do dissipador no trecho 1: (A) processo erosivo decorrente da ausência de dissipador; (B) erosão concentrada na base do dissipador; (C) erosão imediatamente a jusante da saída do dissipador, provocada pela alta velocidade do escoamento; (D) erosões ao longo do trajeto do fluxo, ainda nas proximidades do dissipador, com continuidade até a chegada ao córrego, demonstrando a propagação do processo erosivo.
Fonte: Autores (2024).

Mesmo nos trechos dotados de dissipadores hidráulicos, verificou-se baixa eficiência dessas estruturas no amortecimento da energia do fluxo, sendo observadas erosões persistentes e comprometimento estrutural dos dispositivos implantados (Figura 6, trecho 2). Esses resultados sugerem que o sistema convencional de drenagem urbana adotado na bacia apresenta limitações na mitigação dos impactos hidrológicos decorrentes da impermeabilização crescente, sobretudo em eventos de elevada intensidade pluviométrica.



Figura 6: Problemas estruturais e falhas no sistema de dissipação de energia hidráulica no trecho 2: (A) lançamento sem estrutura de dissipação; (B) erosão na base do dissipador; (C) dissipador danificado com desconexão do tubo de chegada.
Fonte: Autores (2024).

Além da erosão concentrada junto aos dispositivos de drenagem, foram observadas feições erosivas ao longo das margens do canal, principalmente nos trechos mais urbanizados, indicando instabilidade lateral e alterações geomorfológicas do leito fluvial (**Figura 7**). Tais alterações refletem o desequilíbrio entre o regime hidrológico natural e o aumento artificial do escoamento superficial promovida pela urbanização.

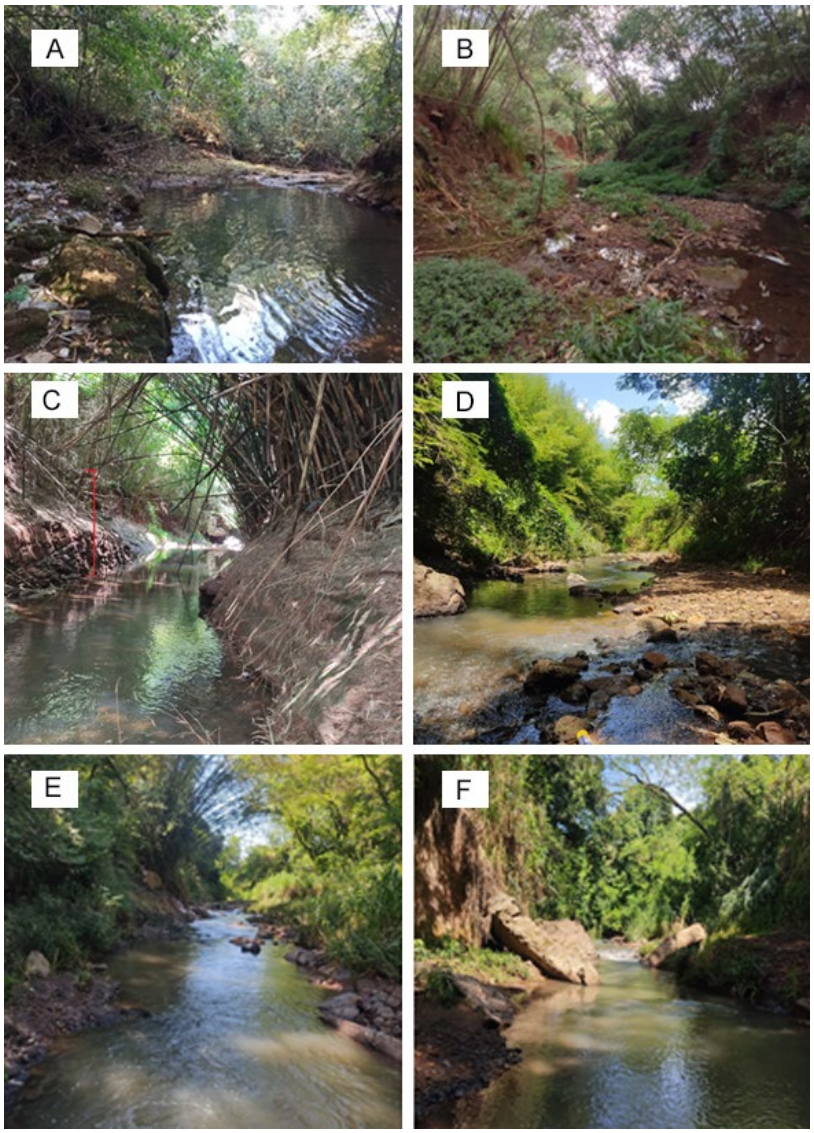


Figura 8: Condições das margens do Córrego Borba Gato ao longo dos trechos analisados: (A–B) ocorrência de erosão e deslizamentos no trecho 1; (C–D) condições mistas de erosão e estabilidade no trecho 2; (E–F) margens estáveis no trecho 3. Fonte: Autores (2024).

Adicionalmente, foi observada deposição de sedimentos recentes em todos os trechos avaliados, indicando incremento da carga sedimentar transportada ao sistema fluvial. Esse processo pode estar associado ao carreamento de partículas oriundas de superfícies impermeabilizadas, à erosão das margens e à presença de áreas de solo exposto na bacia hidrográfica.

A presença de resíduos sólidos dispersos ao longo dos trechos analisados evidencia pressão antrópica contínua sobre o ambiente fluvial, inclusive em setores parcialmente preservados. Esse padrão demonstra que a degradação ambiental do córrego não se restringe aos efeitos hidrológicos da urbanização, refletindo também deficiências no manejo e disposição de resíduos no entorno da bacia.

Foram identificadas diferentes formas de contaminação da água ao longo dos trechos analisados, associadas tanto a fontes difusas quanto a fontes pontuais, conforme ilustrado na Figura 9.

No trecho 2, foi observada contaminação pontual associada à presença de óleo na lâmina d'água nas proximidades de dispositivos de drenagem urbana, sugerindo aporte de hidrocarbonetos provenientes do escoamento superficial urbano (Figura 9A). Esse resultado reforça o papel da drenagem urbana como vetor de transporte de poluentes difusos para os sistemas fluviais urbanos.

Já no trecho 3, embora situado em setor de menor urbanização e predominância rural, foram identificadas evidências de contaminação pontual possivelmente associadas à influência de um aterro sanitário localizado nas proximidades da área de estudo, incluindo alteração de coloração da água, presença de espumas, odor intenso e indícios de lixiviação de resíduos (Figura 9B). Esses

achados demonstram que, além dos impactos difusos associados à urbanização, fontes pontuais externas à dinâmica urbana da bacia também podem contribuir significativamente para a degradação da qualidade ambiental dos ecossistemas fluviais.



Figura 9: Evidências de contaminação da água no Córrego Borba Gato: (A) presença de óleo na lâmina d'água no trecho 2; (B) indícios de lixiviação de resíduos no trecho 3.
Fonte: Autores (2024).

Os resultados demonstram que o aumento da impermeabilização e a concentração do escoamento superficial, decorrentes da urbanização, têm promovido alterações significativas na dinâmica hidromorfológica e na qualidade ambiental do Córrego Borba Gato. Esses achados corroboram a literatura, que relaciona a expansão urbana à intensificação do escoamento superficial, ao aumento de processos erosivos e à degradação progressiva de rios urbanos (MASQUETE; CHANDE, 2022; CALDEIRA; LIMA, 2020; RODRIGUES, 2022; TUCCI, 1999; SANTOS et al., 2021; ANIM et al., 2018; FERREIRA, 2020).

Comentários finais

Os resultados obtidos demonstram que a urbanização exerce influência significativa sobre a degradação ambiental do Córrego Borba Gato, afetando diretamente sua estabilidade geomorfológica, dinâmica hidrológica e qualidade ambiental. Mesmo em estágio intermediário de urbanização, a bacia já apresenta impactos expressivos associados à impermeabilização do solo, à concentração do escoamento superficial e à presença de infraestrutura urbana.

Os efeitos mais intensos foram observados nos trechos com maiores percentuais de impermeabilização e maior presença de drenagem urbana, evidenciando que o avanço da ocupação antrópica promove alterações relevantes na estrutura física e funcional do sistema fluvial.

Considerando o potencial de expansão urbana ainda existente na bacia, destaca-se a necessidade de adoção de estratégias preventivas de planejamento urbano e drenagem sustentável para mitigação dos impactos futuros sobre os recursos hídricos.

Adicionalmente, recomenda-se a realização de monitoramentos periódicos e reavaliações futuras da bacia, de modo a possibilitar análises comparativas temporais da evolução dos impactos ambientais à medida que o processo de urbanização avance.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

Referências Bibliográficas

ANIM, D. et al. Effect of urbanization on stream hydraulics. *River Research and Applications*, [S. l.], v. 34, n. 7, p. 661-674, 2018.

BENEVOLO, L. *História das cidades*. São Paulo: Perspectiva, 2001.

BUFEBO, B.; ELIAS, E. Land use/land cover change and its driving forces in Shenkolla Watershed, South Central Ethiopia. *The Scientific World Journal*, [S. l.], v. 2021, p. 1-13, 2021.

CALDEIRA, L. A. C.; LIMA, D. P. Drenagem urbana: uma revisão de literatura. *Engineering Sciences*, [S. l.], v. 8, n. 2, p. 1-9, 2020.

CORDOVIL, F. C. de S. *A aventura planejada: engenharia e urbanismo na construção de Maringá, PR (1947 a 1982)*. 2010. Tese (Doutorado em Arquitetura e Urbanismo) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2010.

FERREIRA, R. A importância do direito ambiental para o desenvolvimento sustentável e a preservação do meio ambiente. Research, Society and Development, [S. l.], v. 9, n. 7, p. e194972591-e194972591, 2020.

MASQUETE, J.; CHANDE, G. Integração da infraestrutura verde no ordenamento da cidade de Lichinga: potencialidade e condicionantes. Paisag. Ambiente: Ensaios, São Paulo, v. 33, n. 49, 2022.

MARCONDES, M. *Cidade e natureza: proteção dos mananciais e exclusão social*. São Paulo: Studio Nobel; FAPESP, 1999.

MARINGÁ (PR). Secretaria de Meio Ambiente e Bem-Estar Animal. *Resolução nº 01, de 2018. Dispõe sobre o licenciamento de geradores de resíduos no município de Maringá*. Maringá: SEMA, 2018.

MARTINS, R. T. et al. Effects of urbanization on stream benthic invertebrate communities in Central Amazon. *Ecological Indicators*, [S. l.], v. 73, p. 480-491, 2017.

MOURA, B.; LIMA, E. Estudo sistemático sobre poluição por cargas difusas em bacias urbanas. *Engineering and Science*, Cuiabá, v. 7, n. 2, p. 18-28, 2018.

PEREIRA, M. et al. Melhoria da qualidade da água de rios urbanos: novos paradigmas a explorar – bacia hidrográfica do rio Pinheiros em São Paulo. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, v. 26, n. 3, p. 577-590, 2021.

RANTA, E. et al. Urban stream assessment system (UsAs): an integrative tool to assess biodiversity, ecosystem functions and services. *Ecological Indicators*, [S. l.], v. 121, 2021.

REIS, A. *Relação rio-cidade: potencialidade criada por um curso d'água no meio urbano*. 2014. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Arquitetura e Urbanismo) – Universidade Presbiteriana Mackenzie, São Paulo, 2014.

REZENDE, D. et al. Evaluation of the groundwater quality and hydrogeochemistry characterization using multivariate statistics methods: case study of a hydrographic basin in Brazil. *Desalination and Water Treatment*, [S. l.], v. 161, p. 203-215, 2019.

RIGOLDI, K. C.; LIMA, V. Desigualdades socioespaciais em Maringá/PR: análise da expansão urbana nas glebas Ribeirão Morangueiro e Ribeirão Sarandi. *Geografia em Questão*, Marechal Cândido Rondon, v. 16, n. 1, 2023.

RODRIGUES, J. P. de O. *Monitoramento ambiental dos córregos urbanos no município de Palmas – TO*. 2022. Dissertação (Mestrado Profissional em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Tocantins, Palmas, 2022.

SANTOS, S. A. et al. Environmental perception by the visitors of urban parks in the city of Maringá, Southern region of Brazil. Paisagem e Ambiente, São Paulo, v. 32, n. 47, p. e173184- e173184, 2021.

SILVA, A. A. et al. Geotechnology applied to the morphological analysis of Aracatimirim River Estuary (Torrões - CE). In: IEEE LATIN AMERICAN GRSS & ISPRS REMOTE SENSING CONFERENCE (LAGIRS), 2020, Santiago, Chile. *Proceedings [...]*. Santiago: IEEE, 2020. p. 177-182.

SILVA, A. L. O. et al. Possíveis efeitos do alumínio presente na água tratada. *Brazilian Journal of Development*, Curitiba, v. 6, n. 1, p. 1413-1420, 2020.

TUCCI, C. E. M. Água no meio urbano. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. (org.). *Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação*. 3. ed. São Paulo: Escritura, 1999. p. 399-432.

AVALIAÇÃO DO COMPORTAMENTO DO RIO MAQUINÉ-RS

1 Patrícia Diniz Martins, 2 Cristiano Poleto, 3 Vinicius Stival

1 Universidade Federal do Triângulo Mineiro, e-mail: patricia.martins@uftm.edu.br; 2 Universidade Federal do Rio grande do Sul, e-mail: cristiano.poleto@ufrgs.br; 3 Universidade Federal do Rio grande do Sul, e-mail: vinicius@vsambiental.com

Palavras-chave: Extremos climáticos; vazões extremas; enchentes.

Resumo

A região de Maquiné, no Rio Grande do Sul, enfrenta desafios ambientais relacionados às variações climáticas, como chuvas intensas que causam danos significativos à população e ao meio ambiente. Esse trabalho tem como principal objetivo fornecer informações hidrológicas da bacia hidrográfica de Maquiné para que os gestores públicos possam tomar decisões e torná-la mais resiliente às mudanças climáticas. Para tanto, foi avaliada a série histórica do rio Maquiné com a finalidade de compreender o comportamento das variações de vazões e foram identificados os pontos críticos de alagamento e restrição de acesso às pessoas durante os últimos eventos extremos na região. Foram identificados 6 pontos críticos de intervenção imediata para aumentar a mobilidade das pessoas durante os eventos de inundação. Em relação ao comportamento do rio Maquiné, suas vazões variaram de valores próximo a 0 (0,389 m³/s) à valores de 560 m³/s, com valores de TR10 de 406,04 m³/s e TR50 de 590,36 m³/s. Avaliou-se que as condições de alagamento não podem ser contidas com medidas de microdrenagem devido ao grande volume de reservatório necessário, e sim com medidas de macrodrenagem utilizando a planície aluvial. Para tanto foi feita uma projeção do volume necessário para regularização dos percentuais de excedente de vazão. Foi avaliada a possibilidade de regularizar apenas 10% dos eventos, que são os mais intensos, para essa condição, seria regularizada a vazão de 1,4825 m³/s com um reservatório de 3,8442hm³. Os resultados obtidos nesse trabalho fornecem informações importantes para a avaliação das medidas mitigatórias a serem adotadas da região, podendo assim aumentar a resiliência da área às inundações.

Introdução

A região de Maquiné, localizada no Litoral Norte do Rio Grande do Sul, apresenta um cenário geográfico de alta suscetibilidade a desastres naturais, caracterizado por um relevo acidentado e hidrografia ativa. O município é frequentemente palco de inundações, enxurradas e deslizamentos, especialmente em eventos climáticos extremos. É uma região de extrema importância ambiental, inserida na Reserva da Biosfera da Mata Atlântica reconhecida pela UNESCO, de acordo com Menezes, Kobiyama e Michel (2022), possui uma área aproximada de 510 km², suas nascentes localizam-se nas escarpas do Planalto Sul-riograndense (região de São Francisco de Paula) e o rio deságua na Lagoa dos Quadros, na planície costeira. Possui grande amplitude de relevo, com variações de altitude de aproximadamente 800 metros, passando rapidamente de áreas montanhosas de alta declividade para vales estreitos, com aproximadamente 30% da área de planície de inundação com baixíssima declividade (MENEZES, KOBIYAMA, MICHEL, 2022). Devido a esse fator, encostas íngremes, combinadas com solos expostos e chuvas intensas, favorecem movimentos de massa (escorregamentos) e erosão, transportando sedimentos para os cursos d'água e assoreando canais. (CALAZANS, 2024).

O núcleo urbano e as áreas de produção agrícola estão concentrados na planície de inundação do Rio Maquiné e seus afluentes, áreas naturalmente baixas e propensas a receber o grande volume de água. A bacia do rio Maquiné é propensa a cheias rápidas e enxurradas, onde o nível dos rios sobe rapidamente devido à topografia montanhosa que acelera o escoamento superficial. A rede viária na região de vale frequentemente sofre com inundações, resultando em comunidades rurais isoladas, destruição de pontes e pontilhões, o que dificulta o transporte de produção agrícola (hortigranjeiros). A ocupação humana nas áreas de planície de inundação aumenta a vulnerabilidade, tornando as cheias recorrentes a cada ano.

Maquiné sofre recorrentemente com eventos extremos. Alguns dos mais marcantes e documentados incluem: outubro de 2015: fortes chuvas causaram transbordamento dos rios, deixando cerca de 300 famílias isoladas na área rural; junho de 2023: ocorrência do que foi considerado, na época, a maior cheia histórica já registrada no município, motivada por um ciclone extratropical (15-16 de junho), resultando em mortes e destruição de infraestrutura; maio de 2024: novas inundações de grande magnitude, parte da catástrofe climática que atingiu todo o estado do RS, reforçando a vulnerabilidade da região (CALAZANS, 2024); outubro de 2025: Chuvas intensas provocaram o isolamento de comunidades rurais e suspensão de aulas.

A combinação de um relevo montanhoso que concentra água rapidamente nos vales estreitos torna Maquiné uma área de alto risco hidrológico, exigindo gestão de risco contínua, para tanto, esse trabalho avaliar o comportamento do rio Maquiné verificar os pontos críticos de intervenção da Defesa Civil com a finalidade de aumentar a resiliência da área aos eventos extremos.

Material e Métodos

Foi utilizada a série de dados da ANA, estação 87317030 para análise das hidrógrafas e análise do comportamento do rio Maquiné e projeção de regularização das vazões. A análise estatística dos dados de vazões máximas foi realizada com auxílio do Software SISCAH. Os dados brutos foram avaliados pelos métodos de Gumbel, Pearson 3, Logpearson 3, Lognormal 2 e Lognormal 3.

Foram identificadas as regiões de maior vulnerabilidade, considerando os aspectos ambientais, sociais e econômicos, utilizando os mapas elaborados pelo exército, UFRGS juntamente com as informações da defesa civil do Município de Maquiné como fotografias, imagens aéreas e registros dos moradores sobre as áreas inundadas.

Resultados e Discussão

Foram identificados os locais onde há risco de vida e há a necessidade de desviar o fluxo d'água para maior segurança da população e para as rotas de fuga e são apresentados na Figura 1:

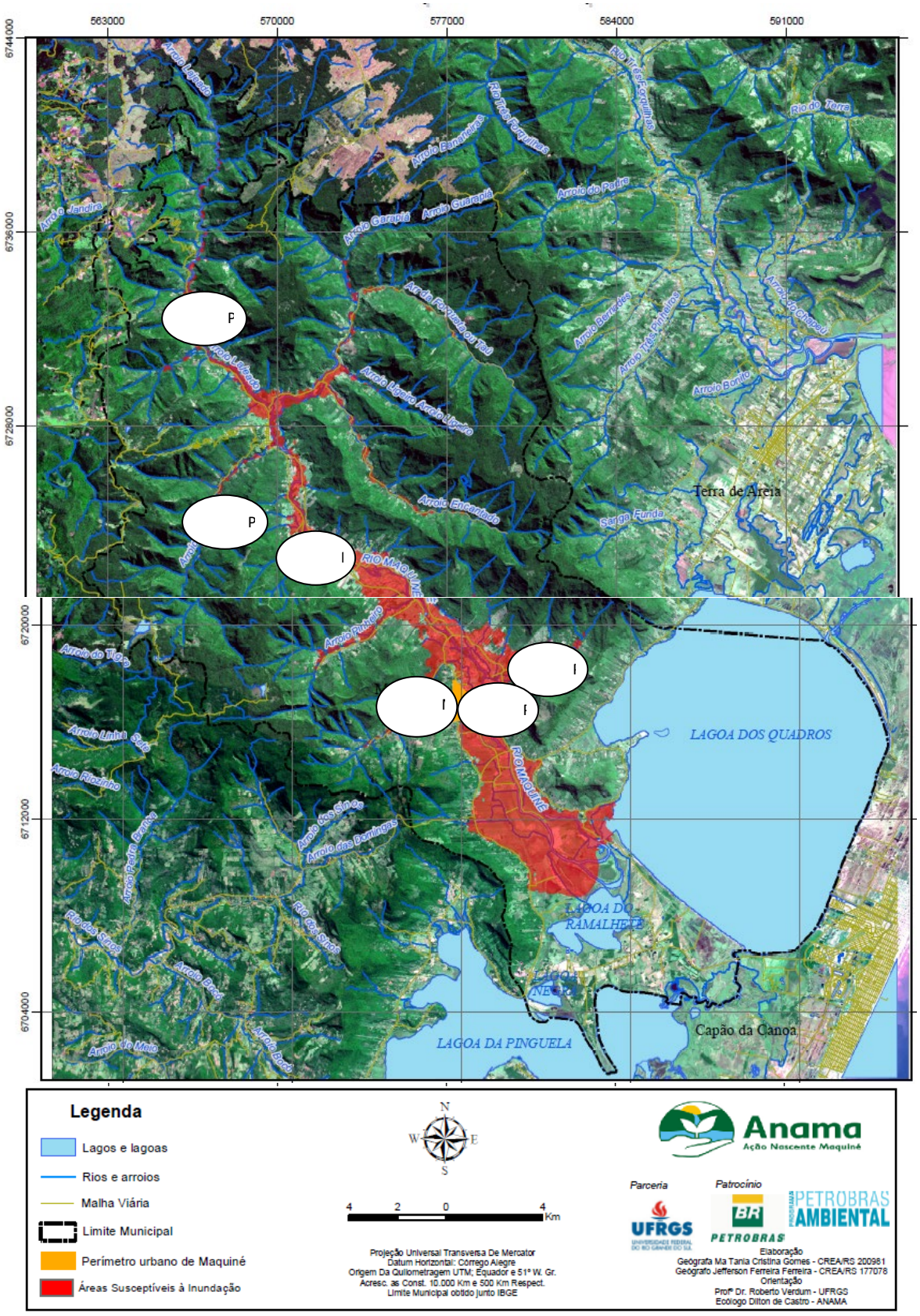


Figura 1: Mapa de Susceptibilidade à Inundação do Município de Maquiné
Fonte: UFRGS, 2022, adaptado pelos Autores, 2026

A imagem aérea da inundação de maio de 2025 está apresentada na Figura 2 e pode-se observar todo o vale inundado.



Figura 2: Vista aérea de alagamento no rio Maquiné
Fonte: Prefeitura de Maquiné, 2025

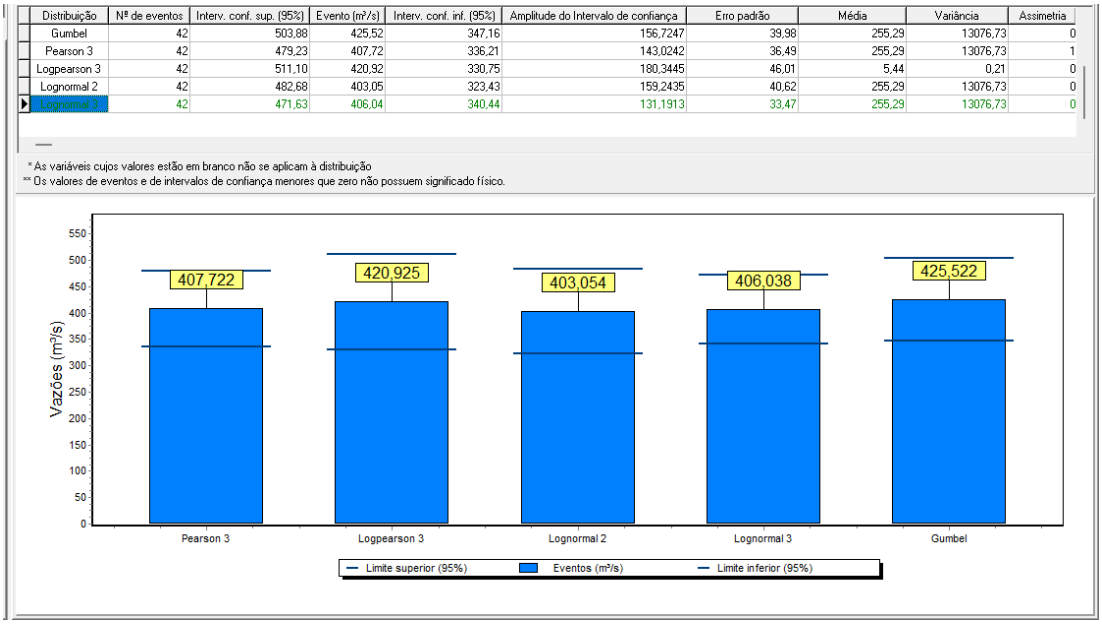
A análise da estacionariedade dos dados de vazão foi realizada com a série de dados da ANA, estação 87317030, no período de 06/1981 à 12/2023, com análise de 5 em 5 anos e está apresentada na Figura 3. Pode-se observar que, com exceção dos dois primeiros anos de monitoramento, não há alteração no comportamento das vazões ao longo dos anos. O primeiro ano de monitoramento teve muitas falhas de leitura, além disso, o monitoramento começou em junho, isso explica a rejeição da análise das médias e variância em relação aos demais anos. Esse ano não pode ser levado em consideração em relação à estacionariedade.

Data inicial: 07/06/1981 | Data final: 18/11/2023 | Período mínimo: 5 anos

H0 (Média)	s^2 (Série A)	s^2 (Série B)	Xm (Série A)	Xm (Série B)	Período	H0 (Variância)
Rejeita	172491,5865	71763,9211	443,1875	248,5983	De 1981 a 1985 com 1986 a 2023	Aceita
Aceita	171406,9467	69040,9364	436,2980	244,0229	De 1981 a 1986 com 1987 a 2023	Rejeita
Aceita	146118,4011	70492,8559	386,9600	247,0744	De 1981 a 1987 com 1988 a 2023	Aceita
Aceita	142280,4594	69015,2816	381,0129	244,0970	De 1981 a 1988 com 1989 a 2023	Aceita
Aceita	128941,1755	70060,5657	356,9600	245,8316	De 1981 a 1989 com 1990 a 2023	Aceita
Aceita	117421,6118	71505,5807	334,9589	248,6342	De 1981 a 1990 com 1992 a 2023	Aceita
Aceita	107840,9386	73168,6040	316,1650	252,0213	De 1981 a 1992 com 1993 a 2023	Aceita
Aceita	102023,0508	74179,7913	306,4582	253,4914	De 1981 a 1993 com 1994 a 2023	Aceita
Aceita	96748,9779	75445,7061	297,3208	255,5157	De 1981 a 1994 com 1995 a 2023	Aceita
Aceita	90408,9096	77709,3216	283,6577	260,5459	De 1981 a 1995 com 1996 a 2023	Aceita
Aceita	86626,9591	79257,3108	277,2214	263,1227	De 1981 a 1996 com 1997 a 2023	Aceita
Aceita	87369,7473	78516,8519	279,5853	261,1404	De 1981 a 1997 com 1998 a 2023	Aceita
Aceita	85057,1897	79689,6863	276,1381	262,6700	De 1981 a 1998 com 1999 a 2023	Aceita
Aceita	81679,4572	81952,9015	269,6735	266,8626	De 1981 a 1999 com 2000 a 2023	Aceita
Aceita	87186,3509	77459,6905	278,3144	259,6650	De 1981 a 2000 com 2001 a 2023	Aceita
Aceita	86290,0228	77807,4797	277,6068	259,4171	De 1981 a 2001 com 2002 a 2023	Aceita
Aceita	82947,1397	80726,2357	270,6965	265,4180	De 1981 a 2002 com 2003 a 2023	Aceita
Aceita	82109,7537	81534,8778	269,9805	265,9316	De 1981 a 2003 com 2004 a 2023	Aceita
Aceita	83960,3200	79241,1370	273,6386	261,2356	De 1981 a 2004 com 2005 a 2023	Aceita
Aceita	81695,1865	82028,1304	269,5022	266,1024	De 1981 a 2005 com 2006 a 2023	Aceita
Aceita	78772,4621	86433,0260	262,7508	276,0169	De 1981 a 2006 com 2007 a 2023	Aceita

Figura 3: Avaliação da estacionariedade das Vazões do Rio Maquiné
Fonte: Autores, 2026

Em relação à análise estatística dos dados, para o tempo de retorno de 10 anos, tem-se o valor de 406,04 m³/s, o melhor resultado foi o Lognormal 3, apresentado na Figura 4:

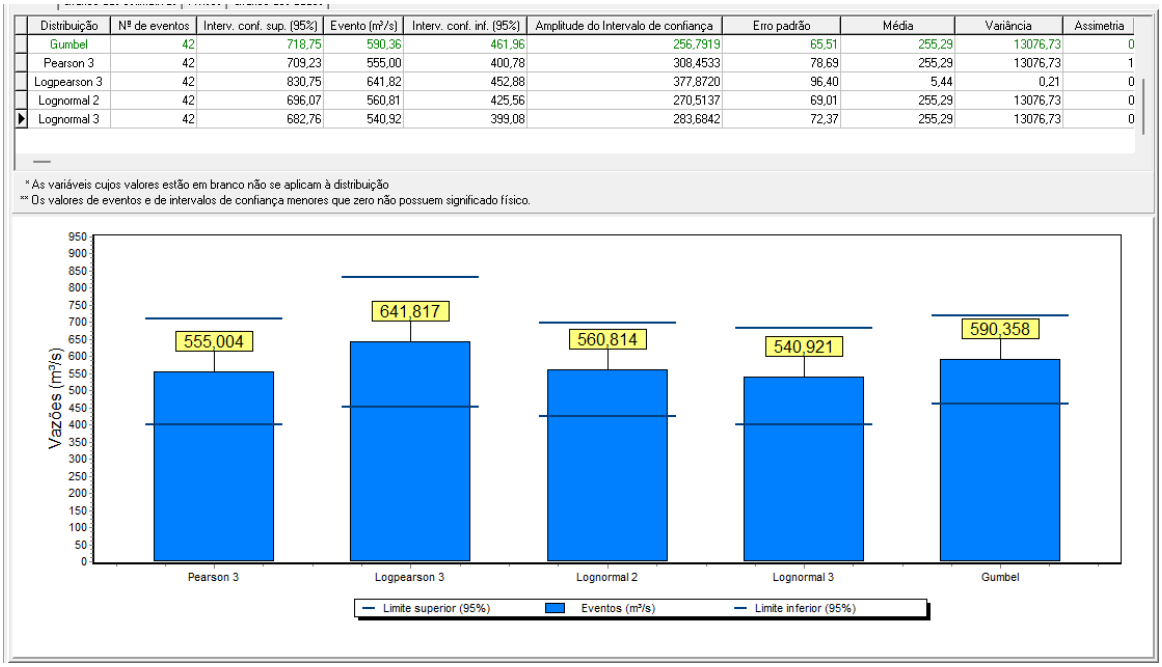


Distribuição	Nº de eventos	Interv. conf. sup. (95%)	Evento (m³/s)	Interv. conf. inf. (95%)	Amplitude do Intervalo de confiança	Erro padrão	Média	Variância	Assimetria
Gumbel	42	503,88	425,52	347,16	156,7247	39,98	255,29	13076,73	0
Pearson 3	42	479,23	407,72	336,21	143,0242	36,49	255,29	13076,73	1
Logpearson 3	42	511,10	420,92	330,75	180,3445	46,01	5,44	0,21	0
Lognormal 2	42	482,68	403,05	323,43	159,2435	40,62	255,29	13076,73	0
Lognormal 3	42	471,63	406,04	340,44	131,1913	33,47	255,29	13076,73	0

* As variáveis cujos valores estão em branco não se aplicam à distribuição
** Os valores de eventos e de intervalos de confiança menores que zero não possuem significado físico.

Figura 4: Análise estatística das Vazões máximas do Rio Maquiné TR 10
Fonte: Autores, 2026

Para o tempo de retorno de 50 anos, tem-se o valor de 590,36 m³/s, o melhor resultado foi o Gumbel, apresentado na Figura 5.



Distribuição	Nº de eventos	Interv. conf. sup. (95%)	Evento (m³/s)	Interv. conf. inf. (95%)	Amplitude do Intervalo de confiança	Erro padrão	Média	Variância	Assimetria
Gumbel	42	718,75	590,36	461,96	256,7919	65,51	255,29	13076,73	0
Pearson 3	42	709,23	555,00	400,78	308,4533	78,69	255,29	13076,73	1
Logpearson 3	42	830,75	641,82	452,88	377,8720	96,40	5,44	0,21	0
Lognormal 2	42	696,07	560,81	425,56	270,5137	69,01	255,29	13076,73	0
Lognormal 3	42	682,76	540,92	399,08	283,6842	72,37	255,29	13076,73	0

* As variáveis cujos valores estão em branco não se aplicam à distribuição
** Os valores de eventos e de intervalos de confiança menores que zero não possuem significado físico.

Figura 5: Análise estatística das Vazões máximas do Rio Maquiné TR 50
Fonte: Autora, 2025

Na Figura 6 pode-se observar a Hidrógrafa completa do Rio Maquiné no período de 1981 a 2023. As vazões variam de valores próximo a 0 (0,389 m³/s) à valores de 560 m³/s.

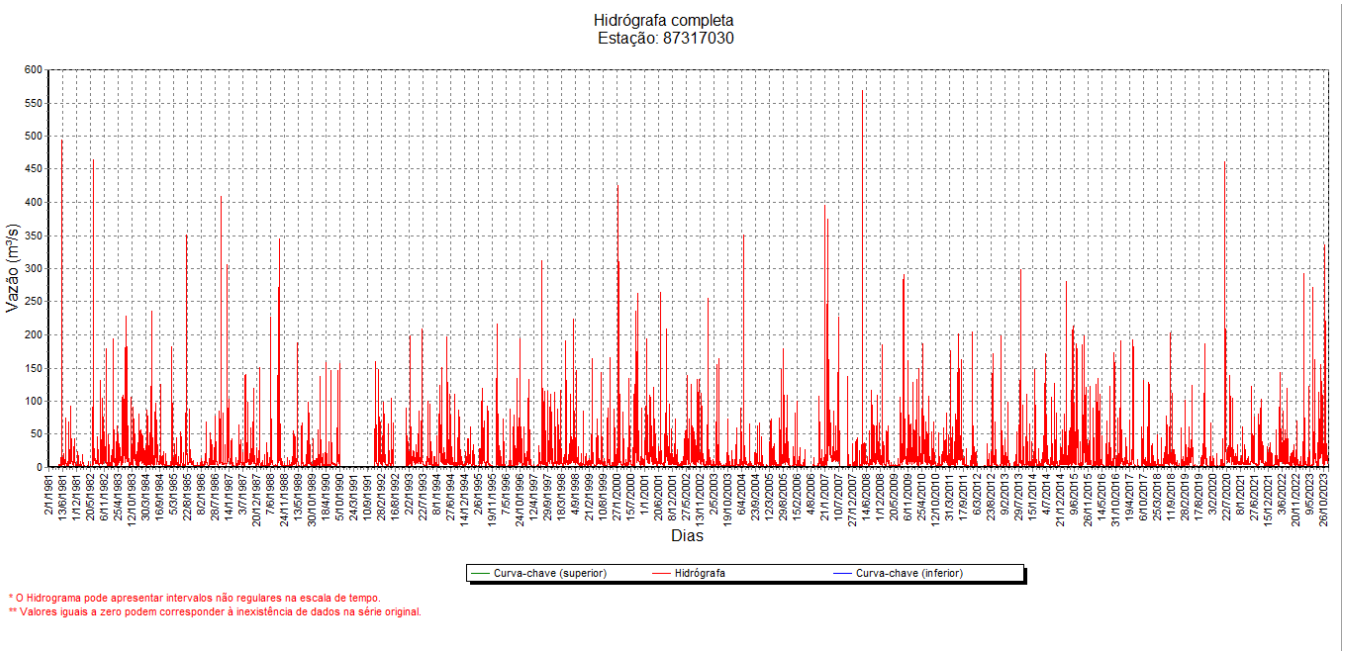


Figura 6: Hidrógrafa completa do Rio Maquiné
Fonte: Autores, 2026

Foi realizada a análise de regularização da vazão com a utilização de reservatórios, sem considerar a evaporação. Os resultados estão apresentados na Figura 7. Na Figura 8 podem ser observados os volumes de reservatórios necessários para regularizar toda a vazão excedente do Rio Maquiné em 100% do tempo, em relação ao período analisado. Os valores são muito altos, com regularização de 14,8254 m³/s, porém, necessitaria de reservatórios imensos, de 658,1859hm³, o que causaria grande impacto na região e alto custo. Para tanto, foi avaliada a possibilidade de regularizar apenas 10% dos eventos, que são os mais intensos, os resultados estão apresentados na Figura 9. Para essa condição, seria regularizada a vazão de 1,4825 m³/s com um reservatório de 3,8442hm³. Essa parece ser uma alternativa possível para avaliações futuras.

(Qreg/Qmed) x 100	V. Regul. (m³/s)	Vol. Reserv.(hm³)
5,00	0,7413	0,1639
10,00	1,4825	3,8442
15,00	2,2238	10,7886
20,00	2,9651	17,9732
25,00	3,7063	25,7753
30,00	4,4476	33,6469
35,00	5,1889	41,5311
40,00	5,9302	49,6489
45,00	6,6714	63,0022
50,00	7,4127	76,3878
55,00	8,1540	89,7986
60,00	8,8952	103,6755
65,00	9,6365	120,3291
70,00	10,3778	164,2191
75,00	11,1190	208,5387
80,00	11,8603	264,2707
85,00	12,6016	349,7076
90,00	13,3429	435,1446
95,00	14,0841	523,0388
100,00	14,8254	658,1859

* Sem evaporação

Figura 7: Vazão regularizada do Rio Maquiné
Fonte: Autores, 2026

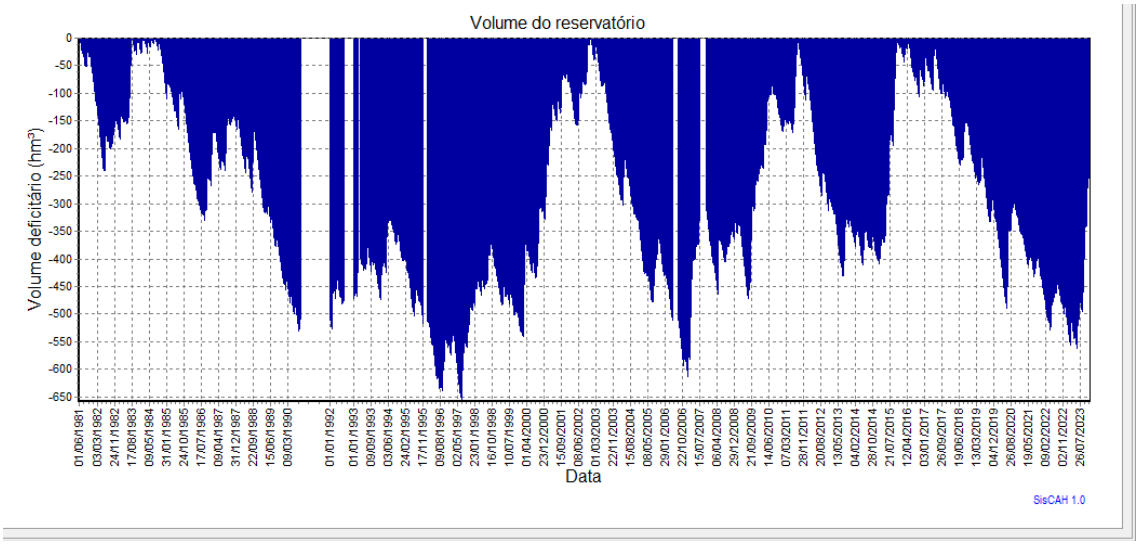


Figura 8: Volumes de reservatório para regularização de 100% da vazão do Rio Maquiné
Fonte: Autores, 2026

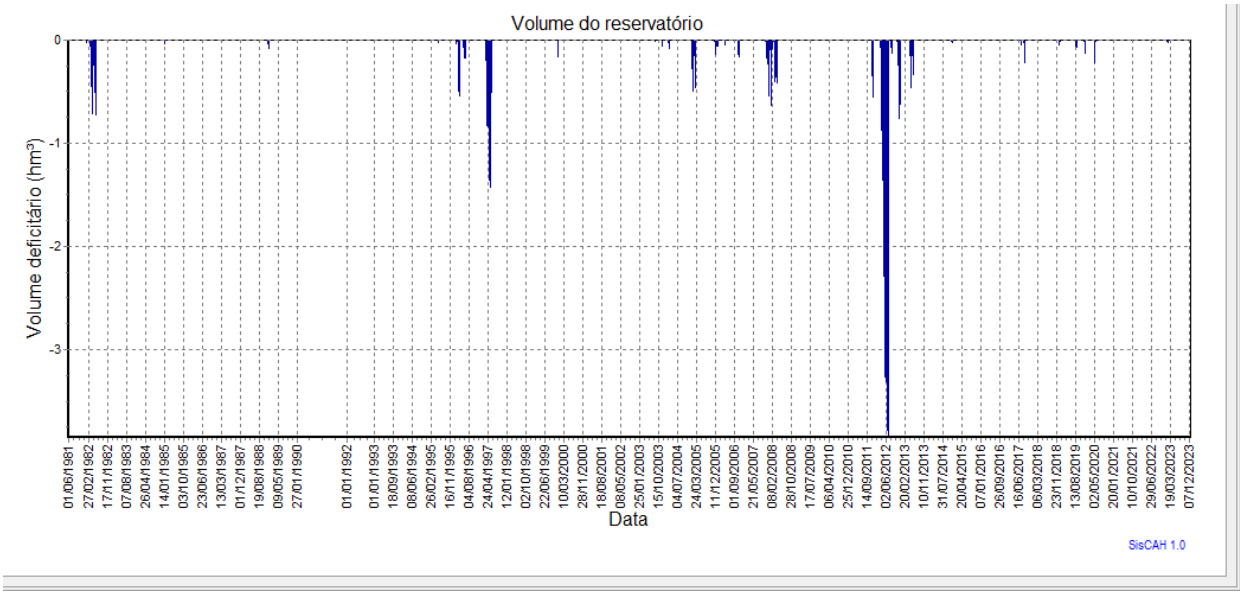


Figura 9: Volumes de reservatório para regularização de 10% da vazão do Rio Maquiné
Fonte: Autores, 2026

Comentários finais

Pela análise realizada, a região possui o histórico de vazões altas que provocam inundações recorrentes já com um tempo de retorno baixo, de 10 anos. Sabendo que esses eventos são recorrentes, que eles causam inundações periódicas e os pontos mais críticos, que causam maiores problemas à população, principalmente em relação à mobilidade, os gestores públicos podem elaborar estratégias para minimizar o impacto das chuvas na bacia hidrográfica de Maquiné nesse pontos específicos levando em consideração as informações levantadas nesse trabalho.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer a Fundação de Amparo à Pesquisa do Rio Grande do Sul – FAPERGS, a Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS, o Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos – PROFÁGUA e a Universidade Federal do Triângulo Mineiro -UFTM pelo apoio recebido.

Referências Bibliográficas

CALAZANS, Daphne Becker. **Mapeamento e quantificação de risco de inundação no município de Maquiné**, RS. 2024. 111 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) - Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2024. Disponível em: Lume UFRGS. Acesso em: 16 abr. 2026.

MAQUINÉ, Prefeitura de Maquiné. Registros de fotos das inundações de Maquiné. 2025

MENEZES, Danrlei de; KOBIYAMA, Masato; MICHEL, Gean Paulo. **Análise da composição da vazão na bacia hidrográfica do rio Forqueta (Maquiné/RS)**, Sul do Brasil. REGA - Revista de Gestão de Água da América Latina, Porto Alegre, v. 19, e6, p. 1-19, 2022. Disponível em: https://www.abrh.org.br/OJS/index.php/REGA/article/view/709. Acesso em: 16 abr. 2026.

UFRGS – Universidade Federal do Rio Grande do Sul. **Mapa de susceptibilidade à inundação do Município de Maquiné**, 2022.

ESTUDO HIDROLÓGICO BÁSICO PARA APROVEITAMENTO HIDRELÉTRICO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO BRAÇO DO NORTE

1 Guilherme Semprebom Meller, 2 Gabriel da Silva Souza, 3 Cláudia Weber Corseuil, 4 Álvaro José Back 5 Suzete da Luz Teza Batista

1 Universidade do Extremo Sul Catarinense – UNESC, Laboratório de Planejamento e Gestão Territorial - LabPGT, e-mail: gsm@unesc.net; 2 Universidade do Extremo Sul Catarinense - UNESC, Laboratório de Planejamento e Gestão Territorial – LabPGT, e-mail: eng.agrimensorgabriel@gmail.com; 3 Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC, Centro de Ciências da Saúde e Tecnologias, e-mail: cwcorseuil@hotmail.com 4 Universidade do Extremo Sul Catarinense - UNESC, Programa de Pós Graduação em Ciências Ambientais, e-mail: ajb@unesc.net; 5 Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, e-mail: su107778@casan.com.br

Palavras-chave: Bacia hidrográfica; Pequena Central Hidrelétrica; Regionalização de vazões.

Resumo

Este trabalho apresenta o estudo hidrológico básico da bacia hidrográfica do Rio Braço do Norte, localizada no sul de Santa Catarina, com vistas à avaliação do potencial de aproveitamento hidrelétrico por meio de uma Pequena Central Hidrelétrica (PCH) a fio d'água. A bacia possui área de drenagem de 1.033,4 km², com rio principal de ordem 5ª, e foi delimitada a partir de Modelo Digital de Elevação (MDE) obtido pelo satélite ALOS PALSAR. Foram utilizadas cinco estações pluviométricas com séries históricas superiores a 15 anos (HIDROWEB/ANA) e uma estação fluviométrica (código 84559800). Os parâmetros morfométricos determinados indicam bacia alongada (fator de forma F = 0,30), com baixa propensão a enchentes (Kc = 2,318) e drenagem pobre (Dd = 0,353 km/km²). A precipitação média anual varia entre 1.514 mm e 1.889 mm. A curva de permanência foi elaborada com base nos dados diários da estação 84559800 (período 1987-2021), resultando em Q90 = 8,357 m³/s, Q95 = 6,717 m³/s e Q98 = 5,501 m³/s para a área em estudo. Aplicando-se a equação de regionalização de Cadorin (2022) para a Região Hidrográfica RHH I, obteve-se Q7,10 = 13,22 m³/s. A identificação do trecho de maior potencial hidrelétrico, com desnível de 7,25 m entre as cotas 510,00 m e 517,25 m, resultou em potência instalada estimada de 389,17 MW e energia firme de 214,05 MW, com indicação de turbina tipo Kaplan, adequada a condições de baixa queda e vazão variável.

Introdução

A geração de energia hidrelétrica constitui um dos pilares da matriz energética brasileira, respondendo por parcela expressiva da capacidade instalada nacional. No contexto do sul de Santa Catarina, a existência de bacias hidrográficas com topografia favorável e regimes pluviométricos consistentes cria condições potencialmente propícias ao aproveitamento hidrelétrico de pequeno e médio porte.

As Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCHs), definidas pela legislação brasileira como empreendimentos com potência instalada entre 1 MW e 30 MW (ANEEL, 2023), representam alternativa técnica e economicamente relevante para a diversificação da matriz energética regional, com menores impactos socioambientais comparativamente às grandes usinas. A avaliação preliminar do potencial hidrelétrico de uma bacia requer, necessariamente, a caracterização morfométrica do sistema de drenagem, a determinação das disponibilidades hídricas mínimas e a análise do perfil longitudinal do curso d'água principal.

Neste contexto, o presente trabalho tem por objetivo realizar o estudo hidrológico básico da bacia hidrográfica do Rio Braço do Norte (Figura 01), empregando dados de sensoriamento remoto, registros pluviométricos e fluviométricos de longa série histórica e equações de regionalização de vazões, com vistas à identificação de trecho adequado para instalação de PCH a fio d'água.

Material e Métodos

A bacia hidrográfica do Rio Braço do Norte foi delimitada a partir do Modelo Digital de Elevação (MDE) obtido pelo satélite ALOS PALSAR, lançado pela Agência de Exploração Aeroespacial Japonesa (JAXA) em 2006, operando em órbita heliossíncrona a 692 km de altitude, com resolução espacial entre 10 e 100 m (Igarashi, 2001). O sistema de referência adotado foi o SIRGAS 2000, Zona 22S (UTM).

Os dados pluviométricos foram obtidos do sistema HIDROWEB/ANA para cinco estações com séries superiores a 15 anos, descritas na Tabela 01. A estação fluviométrica utilizada foi a de código 84559800 (Braço do Norte-Montante), com dados diários de 1987 a 2021, totalizando 12.784 observações.

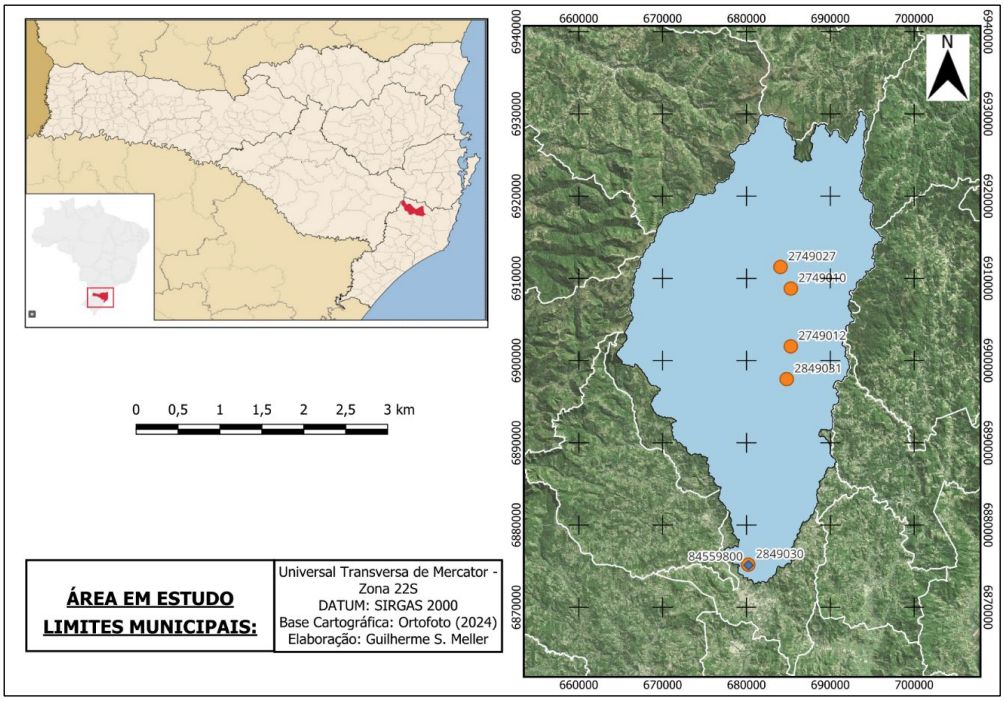


Figura 01: Localização da bacia em estudos e geolocalização das estações pluviométricas e fluviométrica.
Fonte: Autores (2024)

Código	Nome da Estação	Latitude (°)	Longitude (°)	Altitude (m)
2849030	Braço do Norte-Montante	-28,2389	-49,1628	68
2849031	Santa Rosa de Lima	-28,0322	-49,1186	248
2749012	Divisa de Anitápolis	-27,9956	-49,1156	320
2749010	Povoamento	-27,9333	-49,1166	400
2749027	Anitápolis	-27,9097	-49,1297	419

Tabela 01: Estações pluviométricas utilizadas no estudo.
Fonte: HIDROWEB/ANA (2024).

A caracterização morfométrica da bacia seguiu os procedimentos descritos por Back (2014), abrangendo área, comprimento e declividade do talvegue, largura média, fator de forma (F), índice de compacidade de Gravelius (Kc), densidade de rios (Dr) e densidade de drenagem (Dd). O tempo de concentração (tc) foi estimado por seis métodos empíricos: Kirpich, Ven Te Chow, Picking, George Ribeiro, Pasini e U.S. Corps of Engineers.

O tempo de concentração (tc) foi estimado por seis equações empíricas selecionadas com base na compatibilidade de suas condições de calibração com as características da bacia do Rio Braço do Norte, conforme recomendação de Silveira (2005). A equação de Kirpich (1940), desenvolvida para pequenas bacias rurais norte-americanas, relaciona tc ao comprimento da bacia (L) e à diferença de nível ao longo do talvegue (H) pela expressão tc = 57(L³/H)^0,385. A equação de Ven Te Chow considera o comprimento do talvegue e a declividade média na forma tc = 5,773 L^0,64 S^(-0,32). A fórmula de Picking, baseada em dados de bacias rurais, utiliza a expressão tc = 5,3 L^0,667 S^(-0,333). A equação de George Ribeiro foi desenvolvida a partir de oito bacias rurais dos Estados Unidos e da Índia com áreas de até 19.000 km², e a fórmula de Pasini aplica-se originalmente a bacias rurais italianas com área entre 40 e 70 km². O método do U.S. Corps of Engineers foi calibrado com base em 25 bacias rurais norte-americanas com área inferior a 12.000 km² e comprimento do rio principal inferior a 257 km.

A curva de permanência de vazões foi construída com base nas séries de vazões médias diárias da estação fluviométrica 84559800, processadas no software HidroVazão 1.0 (Back, 2022), ferramenta desenvolvida especificamente para análise estatística de dados hidrológicos em bacias do Sul do Brasil. A organização das vazões foi feita por valores individuais diários, em ordem decrescente de magnitude, associando a cada valor sua frequência de superação empírica pela fórmula de Weibull, P = m/(N+1), onde m é a posição na série ordenada e N o número total de observações. Para determinação das vazões mínimas de referência (Q7,10), utilizou-se a distribuição de Weibull de três parâmetros ajustada pelo método dos momentos (Weibull-MM), que apresentou aderência estatisticamente satisfatória pelo teste de Kolmogorov-Smirnov ao nível de significância de 5%.

A regionalização das vazões mínimas foi realizada com base nas equações de regressão potencial propostas por Cadorin (2022) para a região hidrologicamente homogênea (RHH 03), abrangendo bacias do sul catarinense e verificada com dados de postos da ANA. As equações apresentam a forma geral Q = a · A^b, onde Q é a vazão de referência (m³/s), A é a área de drenagem da bacia (km²), e a e b são coeficientes empíricos regionais. Para a Q7,10, o coeficiente de determinação da equação calibrada é $R^2 = 0,991$, indicando elevado grau de ajuste ao conjunto de dados regionais. Como procedimento complementar, foi realizada também a transferência de vazões por proporcionalidade de área entre a bacia de referência da estação 84559800 (área de 1.515 km²) e a bacia do projeto (1.033,4 km²), permitindo comparação entre as duas abordagens e avaliação da consistência dos resultados obtidos.

O perfil longitudinal do Rio Braço do Norte foi extraído do MDE ALOS PALSAR com auxílio de ferramentas de geoprocessamento, obtendo-se o gráfico cota versus distância ao longo do talvegue. O talvegue foi dividido em segmentos de 100 metros para fins de análise de declividade local e identificação de trechos com maior gradiente energético disponível. O critério de seleção do trecho para aproveitamento hidrelétrico considerou simultaneamente três condições: (a) presença de desnível bruto concentrado em extensão reduzida, favorecendo a construção de obras de derivação de pequeno porte; (b) posicionamento em trecho de ordem de drenagem elevada, com maior regularidade de vazões; e (c) ausência de inflexões abruptas no perfil que indicassem trechos em leito rochoso com dificuldade de escavação ou risco geotécnico.

O potencial hidrelétrico do trecho selecionado foi estimado conforme a metodologia do Manual de Inventário Hidroelétrico de Bacias Hidrográficas da Eletrobrás (2000). O potencial disponível (kW) foi calculado pela equação $P = \rho \cdot g \cdot \eta \cdot (hd - pc) \cdot Qu$, onde ρ é a densidade da água (1.000 kg/m³), g é a aceleração gravitacional (9,80665 m/s²), η é o rendimento global do conjunto turbina-gerador-circuito hidráulico (adotado como 0,7866), hd é a queda bruta (7,25 m), pc são as perdas de carga correspondentes a 5% de hd (0,3625 m), e Qu é a vazão útil (m³/s), definida como a diferença entre a vazão média de longo termo e a vazão ecológica adotada. A potência instalada foi obtida dividindo-se o potencial disponível pelo fator de capacidade operacional (FC = 0,55), que integra as indisponibilidades programadas e não programadas do sistema. A energia firme corresponde ao produto da potência instalada pelo fator de capacidade.

A seleção do tipo de turbina hidráulica baseou-se nos critérios técnicos consolidados na literatura especializada, que relacionam a altura de queda líquida e a vazão de projeto ao tipo de equipamento de maior eficiência operacional. Para quedas brutas inferiores a 10 m com vazões variáveis, a turbina do tipo Kaplan (hélice de pás ajustáveis) é a solução técnica predominantemente indicada, pois mantém alto rendimento em ampla faixa de operação, entre 40% e 100% da vazão de projeto, o que é determinante em usinas a fio d'água sujeitas à variabilidade hidrológica sazonal. A velocidade específica de rotação (Ns) foi estimada como indicador auxiliar de compatibilidade da máquina com as condições do aproveitamento, confirmando a adequação da turbina Kaplan ao presente estudo.

Resultados e Discussão

Os parâmetros morfométricos da bacia hidrográfica do Rio Braço do Norte estão sintetizados na Tabela 02. O fator de forma F = 0,30 e o índice de compacidade Kc = 2,318 indicam bacia com geometria alongada e baixa propensão a cheias repentinas, características favoráveis à regularidade do regime hidrológico. A baixa densidade de drenagem (Dd = 0,353 km/km²) reflete substrato predominantemente permeável, com menor capacidade de escoamento superficial direto (Back, 2014).

Parâmetro	Valor	Unidade
Área da bacia	1.033,4	km²
Comprimento do talvegue	58,147	km
Largura média da bacia (B)	11,83	km
Fator de forma (F)	0,30	adimensional
Índice de compacidade (Kc)	2,318	adimensional
Densidade de rios (Dr)	0,111	rios/km²
Densidade de drenagem (Dd)	0,353	km/km²

Tabela 02: Parâmetros morfométricos da bacia hidrográfica do Rio Braço do Norte.
Fonte: Autores (2024).

O tempo de concentração estimado pelos seis métodos empíricos variou amplamente, entre 5,26 h (Picking) e 33,3 h (Pasini), refletindo as distintas bases de calibração de cada equação. Os métodos de Kirpich (7,34 h), Ven Te Chow (10,60 h) e U.S. Corps of Engineers (9,19 h) apresentaram resultados intermediários e mais consistentes entre si, sendo mais adequados para bacias de características similares às do Rio Braço do Norte.

A precipitação média anual nas cinco estações oscilou entre 1.514,4 mm (estação 2849030) e 1.889,1 mm (estação 2749027), com máximos concentrados nos meses de verão (janeiro e fevereiro) e mínimos relativos em abril-agosto. A Tabela 03 apresenta os valores de precipitação média mensal por estação.

Estação	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Anual
2849030	202,8	199,8	145,9	84,2	102,0	79,0	93,2	85,5	127,9	122,4	108,4	145,0	1514,4
2849031	257,7	253,2	174,8	110,3	127,3	92,7	104,3	95,5	151,2	155,6	136,6	180,6	1846,2
2749012	226,4	237,7	190,3	114,9	118,6	91,1	104,4	107,8	143,9	151,2	141,8	180,3	1798,1
2749010	187,8	224,3	170,7	114,4	82,3	85,1	99,3	108,5	146,9	137,7	106,2	127,0	1595,5
2749027	246,2	226,5	179,4	108,5	131,6	99,8	124,2	117,3	153,6	146,7	152,5	210,5	1889,1

Tabela 03: Precipitação média mensal (mm) por estação pluviométrica.
Fonte: HIDROWEB/ANA (2024).

A curva de permanência elaborada com dados diários da estação 84559800 (1987-2021) revelou vazão mínima absoluta de 1,558 m³/s e vazão máxima de 954,503 m³/s. A distribuição de Weibull-MM ajustou adequadamente os dados de mínimas (R^2 = 0,9903; KS p-valor = 0,9069), com Q7,10 = 7,001 m³/s diretamente observada. Os resultados das permanências extraídos da curva e escalados para a área de estudo por proporcionalidade são apresentados na Tabela 04.

Vazão	A = 1.515 km² (ANA)	A = 1.033,4 km² (proporcional)	A = 1.033,4 km² (Cadorin, 2022)
Q98 (m³/s)	8,065	5,501	5,745
Q95 (m³/s)	9,847	6,717	7,096
Q90 (m³/s)	12,251	8,357	8,065
Q7,10 (m³/s)	19,284	4,775	13,219

Tabela 04: Vazões de permanência e mínimas obtidas por regionalização e dados observados.
Fonte: Autores (2024).

A discrepância entre os valores de Q7,10 obtidos por proporcionalidade de área (4,775 m³/s) e pela equação de Cadorin (2022) (13,219 m³/s) merece atenção. A equação regional foi calibrada para a Região Hidrográfica RHH I com base em múltiplas bacias e deve ser considerada mais robusta do ponto de vista estatístico (R^2 = 0,991). Entretanto, a proporcionalidade de área a partir de dados observados na estação vizinha apresenta consistência física direta.

A análise do perfil longitudinal do Rio Braço do Norte (Figura 02), elaborado a partir do MDE ALOS PALSAR, identificou o trecho compreendido entre as cotas 510,00 m e 517,25 m (posições 66,78 km e 66,60 km a partir do exutório) como o de maior potencial para aproveitamento hidrelétrico a fio d'água. Nesse trecho, o desnível bruto é de 7,25 m, em extensão reduzida, o que favorece o aproveitamento da energia potencial disponível sem necessidade de obras de grande envergadura.

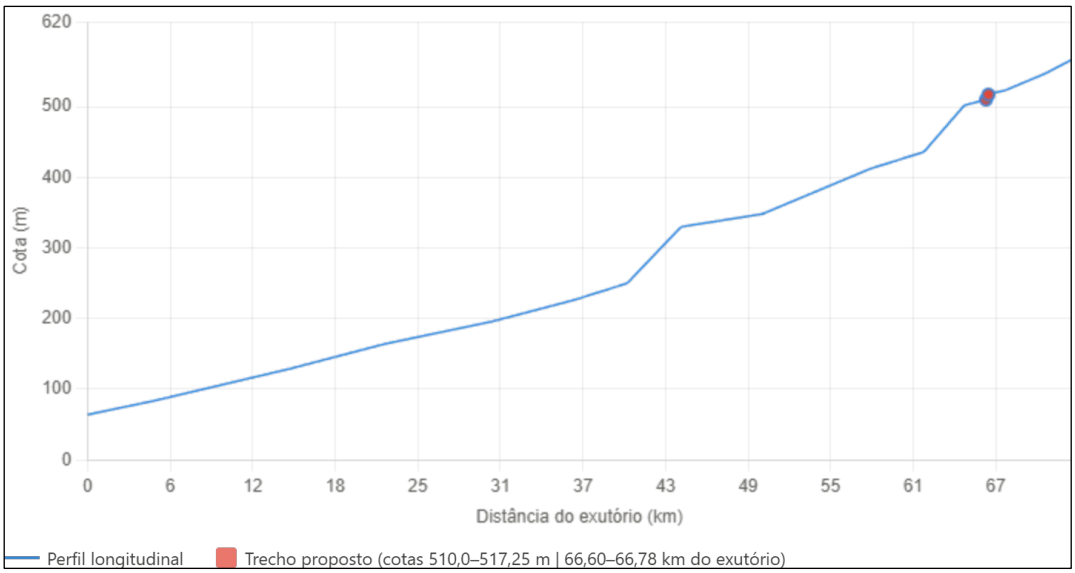


Figura 02: Localização da bacia em estudos e geolocalização das estações pluviométricas e fluviométrica.
Fonte: Autores (2024)

Aplicando-se a equação do potencial disponível, com vazão útil calculada como a diferença entre a vazão média de longo termo e a vazão ecológica adotada (Qu = 4,02875 m³/s), rendimento global η = 0,7866 e perdas de carga de 5%, obteve-se a potência instalada apresentada na Tabela 05.

Parâmetro	Valor
Queda bruta (m)	7,25
Perdas de carga (5%) (m)	0,3625
Queda líquida (m)	6,8875
Vazão útil (Qu) (m³/s)	4,02875
Rendimento global (η)	0,7866
Fator de capacidade	0,55
Potência instalada (MW)	389,17
Energia firme (MW)	214,05
Tipo de turbina indicada	Kaplan

Tabela 05: Parâmetros e resultados do potencial hidrelétrico estimado. Fonte: Autores (2024).

O valor de potência instalada estimado (389,17 MW) é expressivo para a escala do empreendimento e excede o limite de PCH (30 MW), classificando o aproveitamento como usina hidrelétrica de grande porte. Esse resultado evidencia o potencial hidrenergético da bacia do Rio Braço do Norte, embora o planejamento definitivo requeira estudos de viabilidade técnica e ambiental complementares. A turbina Kaplan é a indicada para o local em razão da baixa queda (inferior a 10 m) e da variabilidade da vazão, condições para as quais este tipo de turbina apresenta maior eficiência operacional (Eletrobrás, 2000).

Considerações Finais

O estudo hidrológico básico da bacia hidrográfica do Rio Braço do Norte demonstrou a viabilidade técnica preliminar de aproveitamento hidrelétrico a fio d'água no trecho superior do rio. Os parâmetros morfométricos indicam bacia de geometria alongada com baixa propensão a enchentes, o que contribui para a regularidade do regime de vazões. A precipitação média anual, entre 1.514 mm e 1.889 mm, sustenta disponibilidade hídrica satisfatória ao longo do ano.

A regionalização de vazões pela equação de Cadorin (2022) apresentou resultados superiores aos obtidos por proporcionalidade de área, recomendando-se a adoção dos valores regionalizados para fins de planejamento. O trecho identificado entre as cotas 510,00 m e 517,25 m concentra desnível de 7,25 m em extensão reduzida, configurando condições favoráveis à implantação de aproveitamento a fio d'água com turbinas Kaplan.

Os resultados obtidos neste estudo têm caráter preliminar e deverão ser aprofundados em fases subsequentes, com levantamentos topobatimétricos de detalhe, estudos sedimentológicos, modelagem hidrológica distribuída e análise de impactos ambientais conforme a legislação aplicável.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Universidade Federal de Santa Catarina, ao Programa de Pós-Graduação em Energia e Sustentabilidade, ao corpo docente da disciplina Recursos Hídricos e Energia Hidrelétrica e ao Laboratório de Planejamento e Gestão Territorial (LabPGT) da Universidade do Extremo Sul Catarinense (UNESC) pelo suporte técnico e científico ao desenvolvimento deste trabalho.

Referências Bibliográficas

AGUIAR, A. F. O. Regionalização de vazões mínimas diárias e mensais para bacias hidrográficas do Sul de Santa Catarina. 2020. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade Federal de Santa Catarina, Araranguá, 2020.

ANEEL – AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. Resolução Normativa n° 875, de 2 de março de 2020. Brasília: ANEEL, 2020. Disponível em: https://www.aneel.gov.br. Acesso em: 28 set. 2024.

BACK, Á. J. Bacias hidrográficas: classificação e caracterização física (com o programa HidroBacias para cálculos). Florianópolis: Epagri, 2014. 162 p.

CADORIN, S. B. Estimativa e regionalização de vazões mínimas em região do sul do Brasil. 2021. 117 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma, 2021. Disponível em: http://repositorio.unesc.net/bitstream/1/9118/1/Sabrina%20Baesso%20Cadorin.pdf. Acesso em: 28 set. 2024.

ELETROBRÁS. Manual de inventário hidroelétrico de bacias hidrográficas. Rio de Janeiro: Centrais Elétricas Brasileiras S.A., 2000.

IGARASHI, T. ALOS mission requirement and sensor specifications. Advances in Space Research, v. 28, n. 1, p. 127-131, 2001.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Mapeamento sistemático do Brasil com dados do satélite ALOS. Rio de Janeiro: IBGE, 2008.

SILVEIRA, A. L. L. Desempenho de fórmulas de tempo de concentração em bacias urbanas e rurais. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 10, n. 1, p. 5-23, 2005.

ANÁLISE DAS TAXAS DE MUDANÇA DO USO E COBERTURA DA TERRA NAS UNIDADES DE GERENCIAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS DOS RIOS AGUAPEÍ E PEIXE, OESTE PAULISTA

1 Rafaela Melissa Andrade Ferreira, 2 Paulo Cesar Rocha

1 Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP - Campus de Presidente Prudente, e-mail: rafaela.andrade-ferreira@unesp.br. ; 2 Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP - Campus de Presidente Prudente, e-mail: paulo.cesar-rocha@unesp.br.

Palavras-chave: Paisagem; Dinâmica temporal; Uso do solo; São Paulo

Resumo

As mudanças no uso e cobertura da terra nas bacias dos rios Aguapeí e Peixe, no Oeste Paulista, evidenciam um processo de reestruturação da paisagem associado à intensificação das atividades agropecuárias. Com base em dados multitemporais de sensoriamento remoto (1985–2024), o estudo analisa a variação das principais classes e as taxas de mudança, destacando a redução da pastagem e a expansão da cana-de-açúcar como elementos centrais da transformação territorial. O aumento do mosaico de usos indica maior fragmentação e complexificação espacial, enquanto as formações florestais apresentam crescimento discreto, sugerindo processos pontuais de regeneração. A comparação entre as bacias revela diferenças no ritmo das mudanças, com maior intensidade no Aguapeí e maior persistência de usos tradicionais no Peixe. Os resultados demonstram que a dinâmica do uso da terra não ocorre de forma linear, sendo marcada por fases de ruptura, consolidação e reorganização, com implicações diretas sobre os processos ambientais e a gestão dos recursos hídricos.

Introdução

As mudanças no uso e cobertura da terra constituem um dos principais indicadores da transformação da paisagem em contextos marcados pela intensificação das atividades humanas. Em diferentes escalas, tais mudanças expressam processos de reorganização territorial associados à expansão agropecuária, à urbanização, à substituição de coberturas naturais e à diversificação funcional do espaço. Nesse sentido, a análise dessas transformações tem se consolidado como importante campo de investigação na Geografia, especialmente por permitir compreender a relação entre apropriação do território, dinâmica ambiental e reestruturação da paisagem ao longo do tempo.

Nas últimas décadas, o avanço das geotecnologias e do sensoriamento remoto ampliou significativamente as possibilidades de monitoramento da dinâmica espaço-temporal do uso da terra. A disponibilidade de séries históricas padronizadas, associada ao uso de Sistemas de Informações Geográficas (SIG), possibilita não apenas identificar a distribuição espacial das classes de uso e cobertura, mas também quantificar sua evolução e comparar o ritmo das mudanças entre diferentes períodos e recortes territoriais (Melo *et al.*, 2022; Silva *et. al.,* 2022). Nessa perspectiva, a análise multitemporal deixa de ser apenas descritiva e passa a incorporar métricas capazes de expressar a intensidade, a direção e a magnitude das transformações ocorridas.

No que tange às bacias hidrográficas, essa abordagem assume especial relevância, pois as alterações no uso da terra repercutem diretamente sobre processos hidrológicos, geomorfológicos e ecológicos. Mudanças na cobertura superficial podem influenciar o escoamento, a infiltração, a produção de sedimentos, a erosão e a qualidade dos recursos hídricos, tornando as bacias unidades estratégicas para análises integradas do território (Gedefaw, 2023; Paná *et. al.,* 2024).

As Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos dos rios Aguapeí (UGRHI 20) e Peixe (UGRHI 21), localizadas no oeste paulista (figuras 1 e 2), apresentam condições particularmente favoráveis a esse tipo de investigação. Ambas se caracterizam pela forte presença de usos agropecuários, pela expansão histórica de atividades intensivas e pela ocorrência de áreas ambientalmente vulneráveis, sobretudo em setores associados a substratos areníticos, declividades diferenciadas e maior suscetibilidade à erosão. Estudos desenvolvidos nessas bacias já apontaram a relevância da dinâmica do uso da terra para a compreensão de processos ambientais regionais, incluindo fragilidade ambiental, dinâmica hidrológica e riscos associados à degradação dos recursos naturais (Correa, 2023; Manoel, 2024; Araújo *et al.,* 2025).

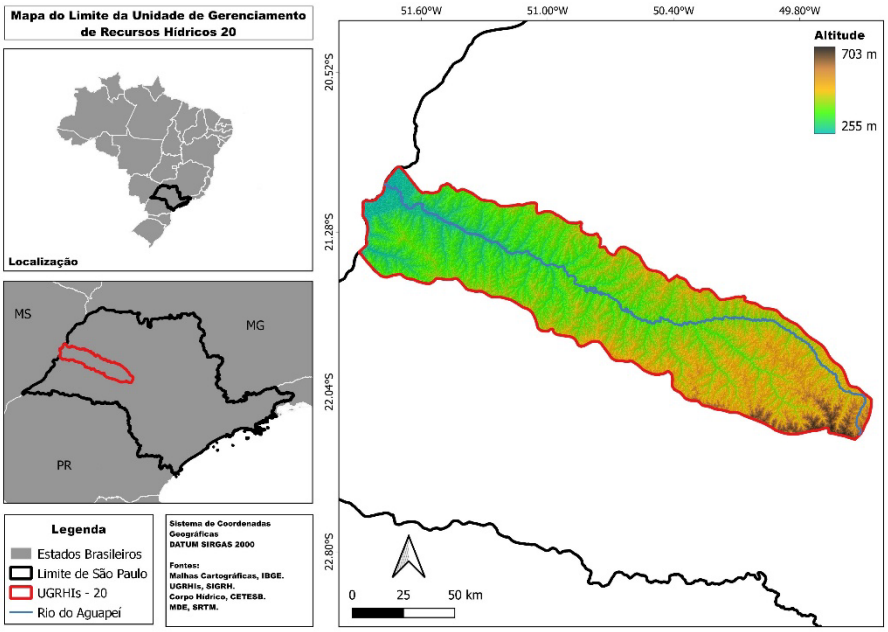


Figura 01: Localização da UGRHI do Rio Aguapeí.
Fonte: FERREIRA, R.M.A (2026)

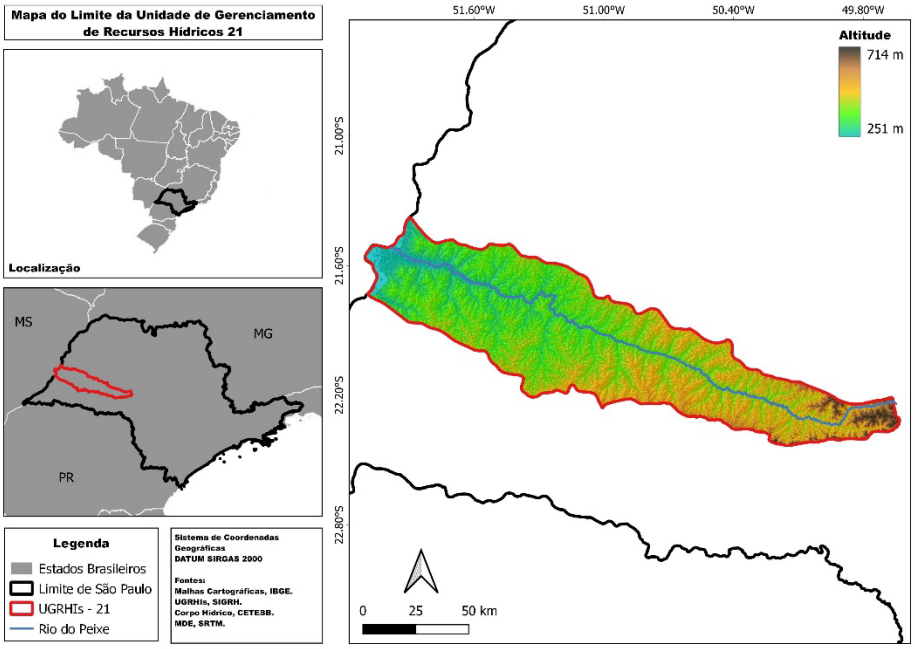


Figura 02: Localização da UGRHI do Rio do Peixe
Fonte: FERREIRA, R.M.A (2026)

O uso de séries históricas derivadas de sensoriamento remoto permite identificar permanências, rupturas e tendências, evidenciando não apenas o "onde" das transformações, mas também o "quando" e o "como" elas se consolidam. No entanto, embora os mapas temáticos sejam essenciais para a representação espacial das classes de uso e cobertura, a simples comparação entre datas nem sempre é suficiente para apreender a intensidade e a velocidade das mudanças ocorridas (Tesfaye *et al.*, 2024; Gabisa, 2025). Em muitos casos, áreas com variações aparentemente semelhantes escondem ritmos distintos de expansão ou retração, o que reforça a necessidade de incorporar métricas analíticas capazes de qualificar a interpretação do processo.

Nesse contexto, as taxas de mudança do uso e cobertura da terra tornam-se particularmente relevantes, pois permitem mensurar a direção, a intensidade e o ritmo das transformações da paisagem (Hounton *et al.,* 2025). A taxa média anual de expansão espacial possibilita avaliar o crescimento ou a retração relativa de uma classe ao longo do tempo, enquanto a taxa de degradação expressa a perda proporcional anual das classes em regressão.

Dessa forma, este trabalho tem como objetivo analisar as taxas de mudança do uso e cobertura da terra nas Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos dos rios Aguapeí e Peixe, no período de 1985 a 2024, buscando identificar os principais padrões de expansão, retração e degradação das classes mapeadas. Ao privilegiar a leitura quantitativa e comparativa da dinâmica

temporal, pretende-se contribuir para a compreensão da reorganização recente da paisagem no oeste paulista e para o fortalecimento de instrumentos analíticos voltados ao planejamento territorial e à gestão ambiental dessas bacias.

Procedimentos metodológicos

A variação líquida em área entre dois períodos foi calculada por:

$$\Delta A = A_f - A_i \quad (01)$$

Em que ΔA representa a variação líquida da área da classe, A_f a área final e 4_i a área inicial.

A variação em pontos percentuais foi obtida por:

$$\Delta p.p. = P_f - P_i \quad (02)$$

em que $\Delta p.p.$ corresponde à diferença entre o percentual final e o percentual inicial da classe.

Para avaliar a intensidade das mudanças ao longo do tempo, foi utilizada a taxa média anual de expansão espacial (*T*), calculada pela expressão:

$$T = \frac{A_t - A_0}{n \cdot A_0} \quad (03)$$

em que *T representa* a taxa média anual de expansão espacial, A_t corresponde à área da classe no tempo final, A_0 à área da classe no tempo inicial e ***n*** ao número de anos transcorridos entre os dois momentos analisados.

Quando expressa em percentual ao ano, utilizou-se:

$$T(\%/ano) = \left(\frac{A_t - A_0}{n \cdot A_0}\right) \times 100 \quad (04)$$

Valores positivos de *T* indicam expansão da classe, valores negativos indicam retração e valores próximos de zero indicam estabilidade relativa. Também foi calculada a taxa de degradação (*Td*), empregada para mensurar a perda relativa anual das classes que apresentaram redução de área ao longo do período, segundo a fórmula:

$$Td = \frac{A_0 - A_t}{A_0} \times \frac{100}{n} \quad (05)$$

em que Td representa a taxa de degradação anual, A_0 corresponde à área inicial da classe, A_t à área final e nnn ao número de anos entre os dois períodos comparados. Nessa convenção, valores positivos de ***Td*** indicam perda da classe ao longo do tempo, enquanto valores negativos indicam ganho relativo de área no período analisado (Alemu, 2015; Padounou *et al.,* 2017; Hounton, 2025). .

Resultados e Discussões

A análise conjunta das Tabelas 1 e 2 permitiu compreender, de forma integrada, tanto a estrutura inicial e evolução das classes de uso e cobertura da terra quanto a intensidade das transformações ocorridas ao longo do período de 1985 a 2024 nas bacias do Aguapeí e do rio do Peixe. A Tabela 1, ao apresentar a distribuição das classes nos diferentes anos, evidenciou uma paisagem originalmente dominada pela pastagem, enquanto a Tabela 2 sintetiza essa transformação ao demonstrar a variação líquida acumulada ao longo do tempo.

Classe	Aguapeí		Peixe	
	Δ km²	Δ p.p.	Δ km²	Δ p.p.
Pastagem	-6185.7	-47.3	-3983.9	-37.1
Cana	+4185.1	+32.0	+1962.7	+18.3
Formação Florestal	+142.9	+1.1	+152.3	+1.4
Mosaico de Usos	+1363.3	+10.4	+1395.9	+13.0

Tabela 01: Variação líquida das classes principais entre 1985 e 2024
Fonte: Autores (2026)
Nota: Δ km² = variação líquida em área. Δ p.p. = variação líquida em pontos percentuais no período 1985–2024.

No início da série temporal, conforme indicado na Tabela 1, a pastagem configura-se como a classe predominante em ambas as bacias, refletindo um modelo de uso da terra associado à pecuária extensiva (Santos, 2020).. Esse padrão é típico de áreas do Oeste Paulista, historicamente marcadas pela ocupação agropecuária de baixa intensidade. No entanto, a comparação com os dados da Tabela 2 revela uma redução expressiva dessa classe ao longo do período, com perdas de −47,3 pontos percentuais no Aguapeí e −37,1 no Peixe, demonstrando uma mudança estrutural na matriz da paisagem.

Essa retração da pastagem está diretamente relacionada à expansão da cana-de-açúcar (Lourenzani, 2014), que, segundo a Tabela 2, apresenta os maiores incrementos absolutos e relativos entre todas as classes analisadas. No Aguapeí, o aumento de +32,0 pontos percentuais indica uma substituição direta e intensiva da matriz pastoril, enquanto no Peixe, embora o crescimento seja menor (+18,3 p.p.), ainda assim representa uma transformação significativa. A leitura conjunta com a Tabela 1 permite inferir que essa expansão ocorre de forma progressiva ao longo das décadas, consolidando-se principalmente nos períodos mais recentes.

Classe	Aguapeí		Peixe	
	T (%/ano)	Td (%/ano)	T (%/ano)	Td (%/ano)
Pastagem	-1.70	+1.70	-1.27	+1.27
Cana	+208.09	-208.09	+533.63	-533.63
Formação Florestal	+0.44	-0.44	+0.54	-0.54
Mosaico de Usos	+1.49	-1.49	+2.37	-2.37

Tabela 02: Taxas *T* e *Td* das classes principais no período 1985–2024
Fonte: Autores (2026)
Nota: *T = taxa média anual de expansão espacial. Td = taxa anual de degradação. Valores positivos em T indicam expansão; valores positivos em Td indicam perda da classe.*

Além da cana, o aumento do mosaico de usos constitui outro elemento central na interpretação da dinâmica da paisagem. A Tabela 1 sugere que essa classe se intensifica especialmente nos anos mais recentes, enquanto a Tabela 2 confirma essa tendência ao apontar incrementos de +10,4 p.p. no Aguapeí e +13,0 p.p. no Peixe. Esse comportamento indica que, paralelamente à especialização produtiva, há também um processo de fragmentação e diversificação espacial, no qual diferentes usos passam a coexistir em escala local, refletindo uma complexificação da organização territorial.

As formações florestais, por sua vez, apresentam crescimento discreto, conforme evidenciado em ambas as tabelas. Embora a Tabela 1 mostre um leve aumento ao longo do tempo, a Tabela 2 indica variações modestas (+1,1 p.p. no Aguapeí e +1,4 p.p. no Peixe), o que sugere que os processos de recomposição vegetal, ainda que presentes, ocorrem de forma pontual e insuficiente para reverter o predomínio dos usos antrópicos. Esse padrão pode estar associado à regeneração secundária ou à implementação de políticas ambientais, como a recuperação de áreas de preservação permanente.

Outro aspecto relevante é a diferença no ritmo e na intensidade das transformações entre as duas bacias. A análise das tabelas indica que o Aguapeí apresenta mudanças mais intensas e rápidas, com maior redução da pastagem e maior expansão da cana, enquanto o rio do Peixe demonstra um comportamento mais gradual, com maior persistência dos usos tradicionais. Essa diferença sugere que fatores como infraestrutura, aptidão agrícola e inserção econômica influenciam diretamente a dinâmica de uso da terra, resultando em trajetórias distintas de transformação da paisagem.

Por fim, a leitura integrada das Tabelas 1 e 2 evidencia que a dinâmica do uso e cobertura da terra não se resume a processos isolados de expansão ou retração, mas corresponde a uma reorganização sistêmica da paisagem, marcada pela substituição de usos, fragmentação espacial e surgimento de novas configurações territoriais. A transição de uma matriz pastoril para um sistema mais intensivo e diversificado reflete mudanças estruturais na economia regional e nas formas de apropriação do território, com implicações diretas sobre os processos ambientais, especialmente aqueles relacionados à dinâmica hidrológica e à qualidade dos recursos naturais.

Comentários finais

Os resultados obtidos evidenciam que a dinâmica do uso e cobertura da terra nas bacias do Aguapeí e do rio do Peixe está inserida em um processo mais amplo de reestruturação territorial, marcado pela substituição progressiva de usos tradicionais por atividades agrícolas intensivas. A expressiva retração da pastagem e a expansão da cana-de-açúcar configuram uma mudança estrutural na paisagem, indicando não apenas alterações quantitativas, mas uma transformação qualitativa na lógica de ocupação e produção do espaço. Esse processo reflete a consolidação do agronegócio como principal agente organizador do território, redefinindo padrões de uso da terra ao longo das últimas décadas.

O aumento do mosaico de usos e o crescimento, ainda que discreto, das formações florestais apontam para uma paisagem em processo de complexificação, na qual coexistem intensificação produtiva e fragmentação espacial. Essa dinâmica revela que, embora haja tendência à especialização agrícola, o território não se torna homogêneo, mas sim marcado por diferentes graus de heterogeneidade e interação entre usos. A fragmentação pode tanto refletir processos de transição quanto indicar pressões ambientais crescentes, especialmente quando associada à redução da conectividade ecológica e à intensificação do uso do solo.

As diferenças observadas entre as bacias reforçam a importância de considerar fatores locais na interpretação da dinâmica espacial, uma vez que o Aguapeí apresenta maior intensidade de transformação, enquanto o rio do Peixe demonstra maior persistência de usos tradicionais. Esses resultados destacam a necessidade de abordagens integradas na gestão territorial, capazes de conciliar produção e conservação, sobretudo em regiões onde a intensificação do uso da terra pode potencializar

impactos ambientais, como erosão, assoreamento e degradação da qualidade da água. Assim, compreender a evolução temporal do uso e cobertura da terra torna-se fundamental para subsidiar estratégias de planejamento e manejo sustentável das bacias hidrográficas.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), no âmbito do Programa de Excelência Acadêmica (PROEX), pelo apoio financeiro concedido por meio do processo nº 88887.967007/2024-00. A autora principal também agradece ao Programa de Pós-graduação em Geografia da UNESP/Presidente Prudente e ao Centro de Estudos em Educação, Trabalho, Ambiente e Saúde pelo espaço físico concedido.

Referências Bibliográficas

ALEMU, Binyam. The effect of land use land cover change on land degradation in the highlands of Ethiopia**. Journal of Environment and Earth science**, v. 5, n. 1, p. 1-13, 2015.

ARAÚJO, Renata Ribeiro *et al*. Dinâmica hidrológica, uso da terra e estado trófico no baixo curso do Rio do Peixe, Oeste Paulista. Caderno Pedagógico, v. 22, n. 14, p. e22441-e22441, 2025.

CORREA, Amanda Rodrigues.; ROCHA, Paulo Cesar. Cobertura da terra e variáveis limnológicas em canais fluviais da zona de amortecimento do parque estadual Aguapeí, oeste do estado de São Paulo. **Caminhos de Geografia** Uberlândia-MG, v. 24, n. 91, p. 224-242, 2023.

GABISA, Moibon.; KABITE, Gizachew.; MAMMO, Siraj. Land use and land cover change trends, drivers and its impacts on ecosystem services in burayu sub city, Ethiopia. **Frontiers in Environmental Science**, v. 13, p. 1557000, 2025.

GEDEFAW, Mohammed.; DENGHUA, Yan.; GIRMA, Abel. Assessing the impacts of land use/land cover changes on water resources of the Nile River Basin, Ethiopia. **Atmosphere**, v. 14, n. 4, p. 749, 2023.

HOUNTON, Coomlan Charles *et al*. Contribution of Remote Sensing to the Analysis of Land Use and Occupation in the fluvio-lagoon watershed of Lake Ahémé (Southern Benin). **Advances in Space Research**, 2025.

LOURENZANI, Wagner Luiz.; CALDAS, Marcellus Marques. Mudanças no uso da terra decorrentes da expansão da cultura da cana-de-açúcar na região oeste do estado de São Paulo**. Ciência Rural**, v. 44, n. 11, p. 1980-1987, 2014.

MANOEL, Jhonatan Laszlo. Variabilidade hidrológica, uso da terra, mudanças na morfologia de um rio meandrante: o rio Aguapeí em seu baixo curso. Orientador: Paulo Cesar Rocha. 2024. 167 f. Tese (Doutorado em Geografia) - Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente, 2024.

MELO, Maria Vitória Neves *et al*. Spatiotemporal characterization of land cover and degradation in the agreste region of Pernambuco, Brazil, using cloud geoprocessing on Google Earth Engine. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 26, p. 100756, 2022.

PADONOU, Elie A. *et al.* Mapping changes in land use/land cover and prediction of future extension of bowé in Benin, West Africa. **Land Use Policy,** v. 69, p. 85-92, 2017.
PANÁ, Sofía *et al*. The multiscale nexus among land use-land cover changes and water quality in the Suquía River Basin, a semi-arid region of Argentina. **Scientific Reports**, v. 14, n. 1, p. 4670, 2024.

SANTOS, C. R.; ROCHA, P. C. Análise da Fragmentação da Paisagem na Região Extremo Oeste Paulista, Brasil. Geosul, Florianópolis/SC, v. 35, n. 75, p. 325-349, 2020.

SILVA, Jhon Lennon Bezerra *et al*. Techniques of geoprocessing via cloud in google earth engine applied to vegetation cover and land use and occupation in the Brazilian semiarid region. **Geographies**, v. 2, n. 4, p. 593-608, 2022.

TESFAYE, Weynshet *et al*. Modeling of land use and land cover changes using google earth engine and machine learning approach: implications for landscape management. **Environmental Systems Research**, v. 13, n. 1, p. 31, 2024.

CALIBRAÇÃO DO FATOR DE PICO (PRF) DO HUT-NRCS EM UMA BACIA URBANA EM PORTO ALEGRE (RS)

1 Valéria Dias Osorio, 2 Gabriel Gomes Muniz, 3 Vitória Tesser Martin, 4 Eduarda dos Santos Schossler, 5 Daniel Gustavo Allasia Piccilli

[1]Universidade Federal de Santa Maria, valeria.osorio174@gmail.com; [2] Universidade Federal de Santa Maria , gabriel.muniz@acad.ufsm.br; [3] Universidade Federal de Santa Maria, vitoriatmartin@gmail.com; [4]Universidade Federal de Santa Maria, eduarda.schossler@acad.ufsm.br; [5]Universidade Federal de Santa Maria, dga@ufsm.br.

Palavras-chave: PRF; HUT-NRCS; HEC-HMS.

Resumo

A partir de dados hidrometeorológicos de bacias urbanas brasileiras, a modelagem hidrológica chuva-vazão é uma alternativa na estimativa de vazões de pico e hidrogramas para o dimensionamento de estruturas hidráulicas e de drenagem urbana. Nesse contexto, o presente trabalho teve como objetivo avaliar a influência de diferentes valores do fator de pico (PRF) na geração de hidrogramas pelo método do Hidrograma Unitário Triangular do Natural Resources Conservation Service (HUT-NRCS), a partir do modelo Hydrologic Engineering Center - Hydrologic Modeling System (HEC-HMS). O estudo foi desenvolvido em uma bacia urbana localizada em Porto Alegre-RS, com área de 3,48 km², utilizando dados observados de precipitação e vazão referentes a oito eventos ocorridos entre 1978 e 1982. Foram simulados 13 valores de PRF com o objetivo de analisar o comportamento do modelo e identificar os valores mais adequados de PRF para cada evento. A avaliação do desempenho das simulações foi realizada por meio do coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe (NSE), da raiz do erro quadrático médio (RSME) e do erro relativo percentual (ER). Os resultados indicaram que o PRF exerce influência significativa na forma dos hidrogramas simulados, além de apresentar grande variabilidade entre os eventos analisados. De modo geral, valores mais elevados de PRF apresentaram melhor desempenho para a bacia, especialmente na representação das vazões de pico. No entanto, esse comportamento não é uniforme, variando conforme as características de cada evento. Verificou-se, ainda, que o valor padrão de PRF igual a 484, sugerido pelo NRCS e amplamente utilizado, não apresentou desempenho satisfatório em todos os casos, resultando em erros de até 180% na vazão de pico.

Introdução

A adequada caracterização hidrológica das bacias hidrográficas urbanas é fundamental para o dimensionamento de obras hidráulicas e sistemas de drenagem. Parâmetros relacionados ao tempo de resposta da bacia e ao escoamento superficial são fundamentais para a estimativa de vazões e hidrogramas de projeto (SONG; WANG, 2023). Em áreas urbanas, essa análise torna-se ainda mais crítica devido à impermeabilização do solo, que intensifica o escoamento superficial, reduz o tempo de concentração e aumenta a magnitude dos picos de vazão, contribuindo para a ocorrência de alagamentos e inundações (ELGA; JAN; OKKE, 2015).

Entretanto, a escassez de séries históricas de dados hidrometeorológicos, especialmente em bacias urbanas brasileiras, limitam a obtenção de informações para análises hidrológicas (VENEZIANI; MANTOVANI, 2020), de forma que modelos hidrológicos do tipo chuva–vazão sejam frequentemente utilizados, pois permitem estimar hidrogramas e vazões de pico mesmo em cenários com dados reduzidos. Nesse contexto, também se destacam ferramentas computacionais, como o *Hydrologic Engineering Center - Hydrologic Modeling System* (HEC-HMS), desenvolvido *pelo U.S. Army Corps of Engineers* (USACE, 2022), amplamente utilizado em estudos hidrológicos em função de sua flexibilidade na representação dos processos hidrológicos, possibilitando o emprego de diversas metodologias (NATARAJAN; RADHAKRISHNAN, 2019)

Entre os métodos empregados na transformação chuva–vazão, destaca-se o Hidrograma Unitário do *Natural Resources Conservation Service* (NRCS). Nesse método, o fator de pico (PRF – *Peak Rate Factor*) desempenha papel fundamental, pois controla a distribuição temporal do escoamento superficial e influencia diretamente a magnitude da vazão de pico (NRCS, 2007; USACE, 2023). Tradicionalmente, utiliza-se o valor padrão de PRF igual a 484, contudo, estudos indicam que esse parâmetro pode variar significativamente em função das características físicas da bacia, como declividade, uso e ocupação do solo e capacidade de armazenamento (FANG et al., 2005; HORST; GURRIELL, 2019; MCCUEN; BONDELID, 1983; SHERIDAN; MERKEL; BOSCH, 2002).

Dessa forma, este trabalho tem como objetivo analisar as incertezas associadas à variação do fator de pico (PRF) na geração de hidrogramas através do modelo HEC-HMS, avaliando o desempenho das simulações frente a dados observados em uma bacia urbana de Porto Alegre (RS) no período de 1978 a 1982.

Materiais e métodos

Área de Estudo

A área de estudo compreende a bacia Beco Carvalho, uma sub-bacia do Arroio Dilúvio com aproximadamente 3,5km², localizada na região metropolitana de Porto Alegre-RS. Para a obtenção de uma classificação de uso e cobertura da terra em condições similares às observadas no período dos dados hidrológicos utilizados neste estudo, os dados de satélite correspondem ao uso e cobertura da terra no ano de 1985, obtidos a partir da Coleção 7 do projeto MapBiomas (PROJETO MAPBIOMAS, 2022), sendo a mais próxima do período de monitoramento. A bacia apresenta 54,2% de área urbana, 26,3% de formação florestal e 12% de formação campestre, conforme mostra a figura 1.

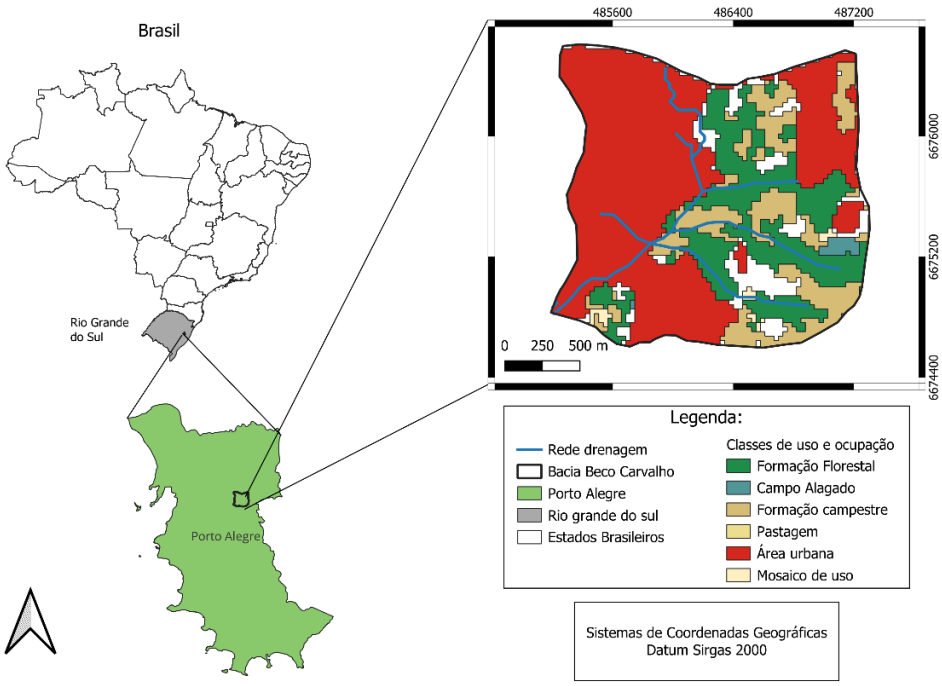


Figura 1 – Mapa de localização e uso e ocupação da terra da bacia Beco Carvalho.
Fonte: Autores.

A bacia apresenta uma altitude média de 100,75m, com cotas mínimas e máximas de 33m e 275m, respectivamente. A declividade da bacia pode atingir até 164%, o que indica a presença de um relevo acentuado em regiões específicas. Além disso, a bacia Beco Carvalho está situada em uma região de clima subtropical úmido de acordo com a classificação de Köppen-Geiger, com verões quentes e ausência de períodos secos. A amplitude de temperaturas é bastante presente entre as estações, principalmente entre o inverno e o verão (GRIMM, 2009), com temperaturas médias diárias entre a 15ºC e 25ºC, além de apresentar chuvas uniformemente distribuídas ao longo do ano.

A partir de dados de chuva e vazão disponibilizados pelo Banco de Eventos de Cheias de Bacias Urbanas Brasileiras, com discretização temporal de 30 minutos, foram selecionados os 08 maiores eventos de precipitação coletados entre 1978 e 1982. Utilizou-se o critério de precipitações acumuladas maiores que 15mm e o descarte de eventos com comportamento hidrológico inconsistente.

Para a análise de incerteza associada a utilização de diferentes valores de PRF, optou-se pela utilização do modelo HEC-HMS devido a sua simplicidade e flexibilidade na simulação do processo chuva–vazão, sendo amplamente utilizado em estudos hidrológicos (NATARAJAN; RADHAKRISHNAN, 2019; ZELELEW; MELESSE, 2018). O modelo permite a utilização de diversas metodologias para a estimativa de infiltração e propagação do escoamento. Neste estudo, foi utilizado o *Curve Number* (CN) (NRCS, 2004) como método de infiltração, adotando-se abstrações iniciais equivalentes a 20% da capacidade de armazenamento da bacia. Os valores de CN foram ajustados para cada evento por meio de processo iterativo com o auxílio da ferramenta Solver do editor de planilhas *Microsoft Excel*, buscando equivalência entre os volumes observados e os estimados pelo método CN conforme as equações 1 e 2.

A propagação do escoamento foi realizada pelo hidrograma unitário do NRCS (HU-NRCS) (NRCS, 2007), que tem os parâmetros PRF e T_{lag} como dados de entrada no modelo. O T_{lag} foi adotado com o intervalo de tempo entre o centróide da chuva efetiva e o pico do hidrograma de escoamento superficial de cada evento, conforme sugerido por NRCS (2007).

Para a determinação da precipitação efetiva, foi calculada a chuva efetiva acumulada em cada intervalo de tempo a partir do método CN, conforme a equação 1. O valor de CN em cada evento foi definido previamente a partir do processo iterativo descrito. Em seguida, a chuva efetiva em cada intervalo de tempo foi desagregada para estimativa de seu centroide, determinado a partir das equações 3 e 4.

Em relação ao PRF, cada evento foi simulado com os 13 valores de PRF disponíveis no modelo (100, 150, 200, 250, 284, 300, 350, 400, 450, 484, 500, 550 e 600), com o objetivo de analisar os erros associados à utilização dos diferentes valores, bem como identificar o PRF que melhor representa os eventos observados.

$$\frac{Q=(P-0{,}2S)^2}{P+0{,}8S} \quad (1)$$

$$S = \frac{25400}{CN} - 254 \quad (2)$$

$$Tcg = \frac{P1.t1+P2.t2+P3.t3+\cdots+Pn.tn}{P1+P2+P3+\cdots+Pn} \quad (3)$$

Sendo Q o volume de escoamento superficial (mm); S o máximo potencial de retenção de água da bacia (mm); P a precipitação (mm); Tcg o tempo do centro de massa da precipitação; P1, P2, P3 os pulsos de precipitação em cada intervalo de tempo; t1, t2 e t3 os intervalos de tempo.

Para a avaliação do desempenho de cada PRF, foram utilizados três indicadores estatísticos: o coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe (NSE), a raiz do erro quadrático médio (RSME) e o erro relativo percentual (ER), conforme as Equações 4, 5 e 6.

$$\text{NSE}=1-\frac{\sum_{i=1}^{N}(Qobs\ i-Qsim\ i)^2}{\sum_{i=1}^{N}(Qobs\ i-Qobs\ med)^2} \quad (4)$$

$$RSME = \frac{1}{N}\sum_{i=1}^{N}(Qobsi - Qsimi)^2{}^{0,5} \quad (5)$$

$$\text{ER}=\frac{|Qpico\ obs-Qpico\ sim|}{Qpico\ obs}\ x\ 100 \quad (6)$$

Onde N é o número de ordenadas do hidrograma de escoamento superficial; Qobs i a vazão observada no intervalo i; Qsim i a vazão simulada no intervalo i; Qobs med a vazão média observada; Qpico obs a vazão de pico observada; e Qpico sim a vazão de pico simulada.

Resultados e Discussão

Os eventos simulados com os 13 valores de PRF estão apresentados na Figura 2. De maneira geral, observa-se que valores mais baixos de PRF resultam em hidrogramas mais achatados e com menores vazões de pico, enquanto valores mais elevados produzem hidrogramas mais estreitos e pontiagudos, associados a respostas hidrológicas mais rápidas da bacia. Esse comportamento está em conformidade com o proposto pelo NRCS (2007), que destaca o papel do PRF na definição da distribuição temporal do escoamento superficial.

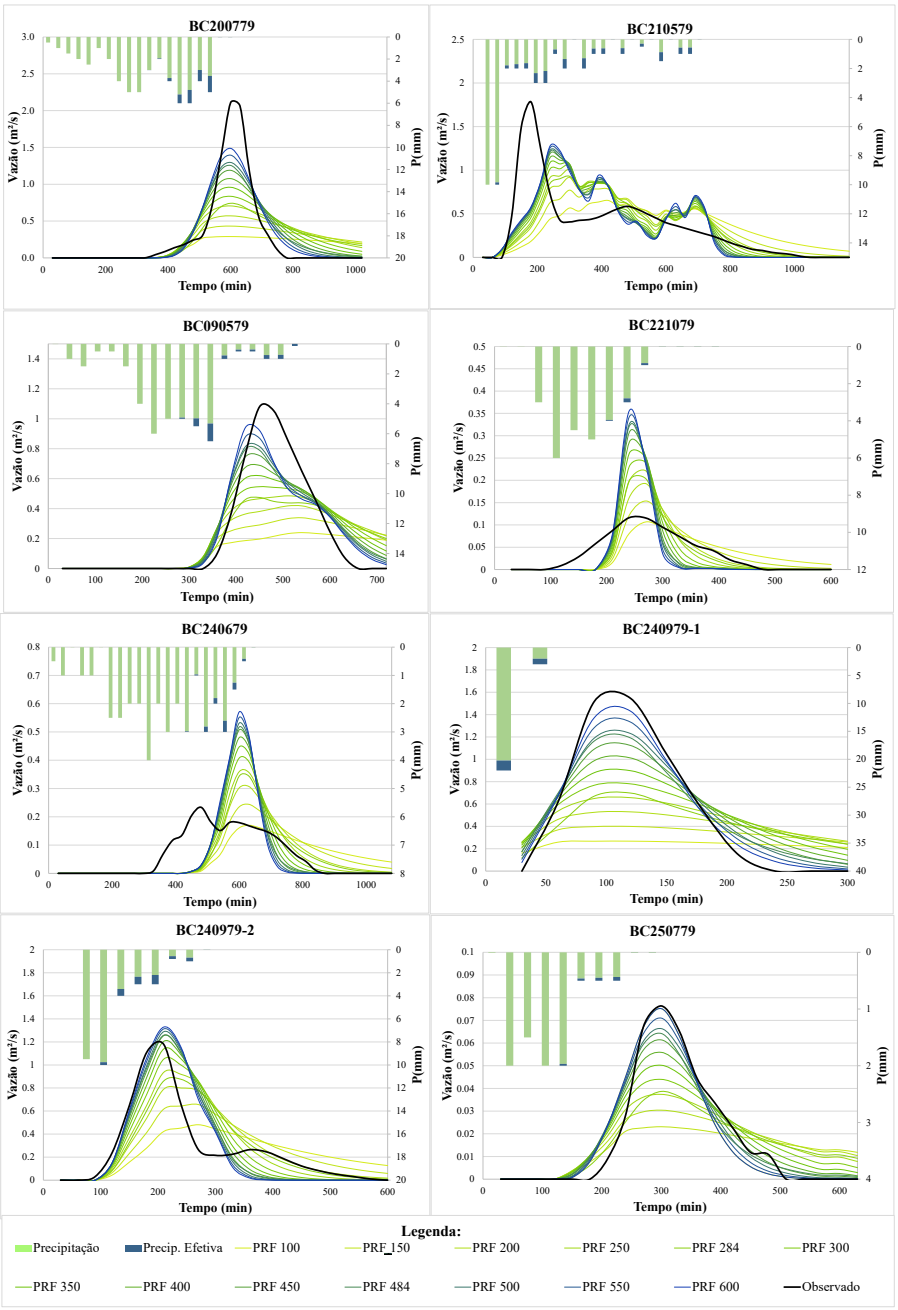


Figura 2 - Ilustração dos eventos observados e os respectivos hidrogramas simulados no HEC-HMS com os 13 fatores de pico.
Fonte: Autores.

Os valores de PRF com melhor desempenho, conforme os critérios de RSME, NSE e ER, estão apresentados na Figura 3, indicando uma predominância de valores elevados para a representação hidrológica dos eventos estudados. Em 5 dos 8 eventos analisados (Eventos 1, 3, 6, 7 e 8), os PRFs iguais ou superiores a 500 apresentaram melhor desempenho, independentemente da métrica considerada. Observa-se, entretanto, certa variabilidade entre os critérios de avaliação, com divergências pontuais entre NSE, RSME e ER, especialmente em eventos de menor magnitude (Eventos 2, 4 e 5), nos quais PRFs mais baixos também se mostraram adequados. Essa variabilidade observada indica que o PRF não deve ser tratado como um parâmetro fixo, uma vez que o valor padrão do método do NRCS representa apenas uma condição média e pode não ser adequado para todos os eventos em uma mesma bacia, conforme destacam Horst, Bader e Harrington (2022) e Lasco, Olivera e Sharif (2022).

Verifica-se ainda que a escolha do PRF ótimo está associada à métrica adotada, visto que RSME e NSE avaliam o ajuste global do hidrograma, enquanto o ER foca apenas na vazão de pico. Nesse contexto, Horst, Bader e Harrington (2022) indicam que o PRF capaz de reproduzir com maior proximidade a vazão de pico observada pode ser considerado o mais representativo para a área em estudo. Além disso, observa-se que a resposta hidrológica da bacia não depende exclusivamente do volume total precipitado. Eventos com precipitações acumuladas semelhantes apresentaram comportamentos distintos em termos de vazão de pico e forma do hidrograma. Esse resultado reforça a importância das características temporais da precipitação, como intensidade

e distribuição ao longo do tempo, bem como das condições antecedentes de umidade do solo, conforme discutido pelo NRCS (2007) e por ZHANG et al. (2019). De forma geral, eventos caracterizados por chuvas intensas e de curta duração tendem a gerar maiores vazões de pico, enquanto precipitações mais distribuídas ao longo do tempo resultam em hidrogramas mais atenuados. Esse comportamento também foi observado por SONG e WANG (2023), que destacam a influência conjunta da intensidade da chuva e da umidade antecedente na geração do escoamento superficial.

Adicionalmente, por se tratar de uma bacia urbana e com regiões com alta declividade, pode ocorrer o aumento da velocidade do escoamento superficial e a redução do tempo de concentração. Esse comportamento implica no aumento e intensificação do tempo de resposta da bacia, o que influencia na forma dos hidrogramas, conforme discutido pelo NRCS (2007). Tal característica contribui para explicar o melhor desempenho do PRF 600 entre os eventos de precipitação.

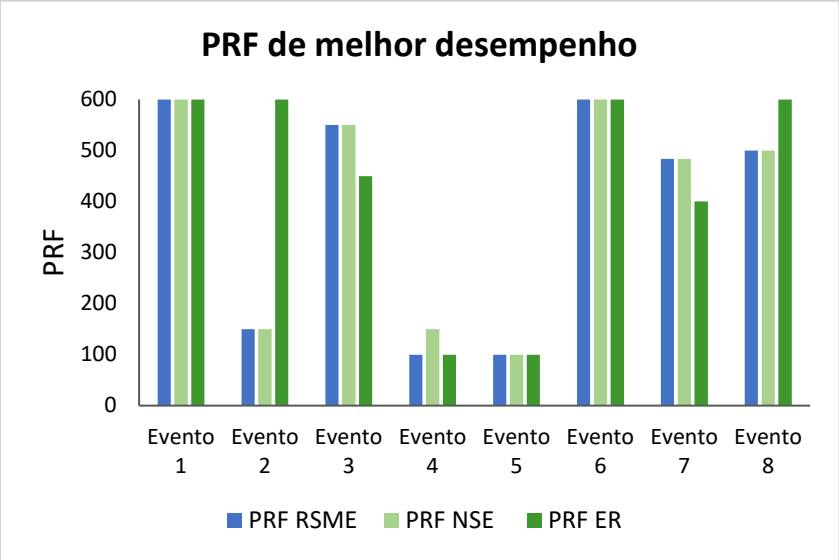


Figura 3 – PRF de melhor desempenho para cada evento observado.
Fonte: Autores.

No que se refere à análise do PRF padrão (484), verificou-se que seu desempenho foi variável entre os eventos analisados. Em alguns casos, como nos eventos 3 e 7, os erros relativos foram inferiores a 20%, indicando boa representatividade da resposta hidrológica. Entretanto, em outros eventos, como o evento 4, foram observados erros elevados, da ordem de 180%, evidenciando limitações na adoção desse PRF para diferentes condições hidrológicas, como mostra a figura 4.

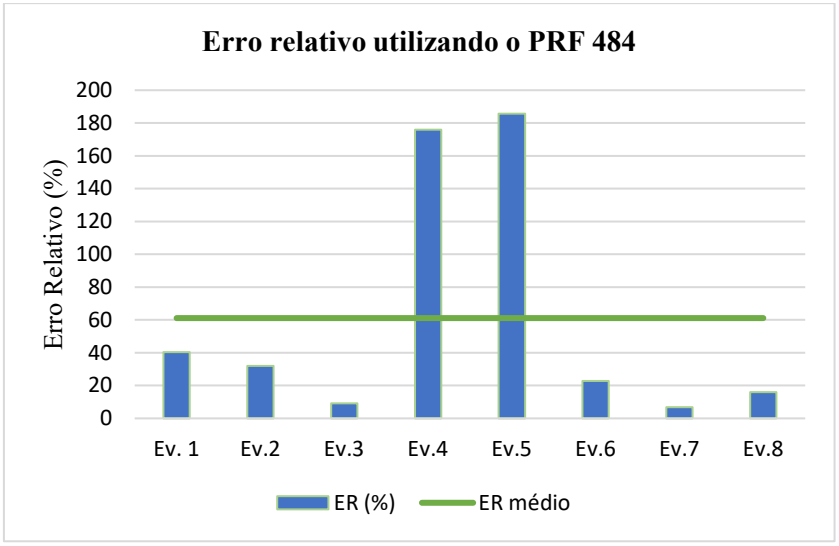


Figura 4 – Erro relativo percentual para cada evento utilizando o PRF padrão.
Fonte: Autores.

Considerações Finais

Os resultados obtidos mostram que o PRF exerce influência significativa na forma e magnitude dos hidrogramas simulados, destacando-se como um parâmetro fundamental na modelagem chuva–vazão pelo método do HUT-NRCS. Foi

possível notar a variabilidade dos valores de PRF entre os diferentes eventos analisados, o que indica que o uso de um valor fixo, como o tradicional 484 proposto pelo NRCS, pode não ser adequado para representar a resposta hidrológica de bacias urbanas em todas as condições. Além disso, verificou-se que a resposta da bacia não depende exclusivamente do volume precipitado. Quanto à análise dos indicadores estatísticos, foi demonstrado que diferentes métricas podem conduzir a interpretações distintas quanto ao desempenho do modelo, reforçando a importância de uma avaliação conjunta dos resultados. Dessa forma, concluiu-se que a calibração do PRF é essencial para reduzir incertezas e aumentar a confiabilidade das simulações hidrológicas, sendo recomendada a realização de estudos adicionais com maior número de eventos e diferentes bacias, a fim de aprimorar a compreensão da variabilidade desse parâmetro e sua relação com as características físicas e climáticas das bacias hidrográficas.

Agradecimentos

Os autores agradecem o apoio da Universidade Federal de Santa Maria e o apoio financeiro da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio Grande do Sul (FAPERGS).

Referências Bibliográficas

ELGA, Salvadore; JAN, Bronders; OKKE, Batelaan. Hydrological modelling of urbanized catchments: A review and future directions. Journal of Hydrology, v. 529, n. P1, p. 62–81, 2015.

FANG, Xing et al. Revisit of NRCS Unit Hydrograph Procedures. 2005.

GRIMM, A. M. Clima da Região Sul do Brasil. In: CAVALCANTI, I. F. A. et al. (Org.). *Tempo e clima no Brasil*. São Paulo: Oficina de Textos, 2009. p. 259–275.

HORST, Michael W.; BADER, Henry; HARRINGTON, Erin. The NRCS Peak Rate Factor for Severe Storms. Journal of the American Water Resources Association, v. 58, n. 4, p. 566–577, 2022.

HORST, Michael; GURRIELL, Ryan. Regional Calibration of the NRCS Unit Hydrograph Peak Rate Factor for New Jersey as a Result of Hurricane Irene. Journal of Hydrologic Engineering, v. 24, n. 6, p. 05019008, 2019.

LASCO, Jonathan David D.; OLIVERA, Francisco; SHARIF, Hatim O. Unit Hydrograph Peak Rate Factor Estimation for Texas Watersheds. Journal of Hydrologic Engineering, v. 27, n. 11, 2022.

MCCUEN, Richard H; BONDELID, Timothy R. Estimating Unit Hydrograph Peak Rate Factors. Journal of Irrigation and Drainage Engineering, v. 109, n. 2, p. 238–250, 1983.

MAPBIOMAS. *Projeto MapBiomas – Coleção 7 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil*. Disponível em: https://mapbiomas.org. Acesso em: 06 abr. 2026.

NATARAJAN, Surendar; RADHAKRISHNAN, Nisha. Simulation of extreme event-based rainfall–runoff process of an urban catchment area using HEC-HMS. Modeling Earth Systems and Environment, v. 5, n. 4, p. 1867–1881, 2019.

NATURAL RESOURCES CONSERVATION SERVICE (NRCS). Chapter 10: Estimation of Direct Runoff from Storm Rainfall. Em: NATIONAL ENGINEERING HANDBOOK SECTION 4 - PART 630, HYDROLOGY. United States Department of Agriculture, 2004. p. 79.

NATURAL RESOURCES CONSERVATION SERVICE (NRCS). Chapter 16: Hydrographs. Em: NATIONAL ENGINEERING HANDBOOK, PART 630. United States Department of Agriculture, 2007. p. 50.

SHERIDAN, J M; MERKEL, W H; BOSCH, D D. PEAK RATE FACTORS FOR FLATLAND WATERSHEDS. Applied Engineering in Agriculture, v. 18, n. 1, p. 65–69, 2002.

SONG, X.; WANG, D. Effects of rainfall characteristics and soil moisture on runoff generation. *Modeling Earth Systems and Environment*, 2023. Disponível em: https://link.springer.com/article/10.1007/s40808-023-01704-7. Acesso em: 26 mar. 2026.

UNITED STATES. Soil Conservation Service. *National Engineering Handbook, Section 4: Hydrology*. Washington, D.C.: USDA, 1972.

U.S. ARMY CORPS OF ENGINEERS (USACE). *HEC-HMS technical reference manual*. Version 4.11. Hydrologic Engineering Center, 2023. Disponível em: https://www.hec.usace.army.mil/software/hec-hms/documentation/HEC-HMS_Technical_Reference_Manual-20231018.pdf. Acesso em: 29 mar. 2026.

U.S. ARMY CORPS OF ENGINEERS (USACE). *Hydrologic Engineering Center - Hydrologic Modeling System (HEC-HMS) version 4.10*. 2022.

VENEZIANI, Y.; MANTOVANI, J. C. Modelagem chuva-vazão na avaliação de picos de vazão em bacia urbana. *Boletim Goiano de Geografia*, 2020.

ZELELEW, Demlie G.; MELESSE, Assefa M. Applicability of a spatially semi-distributed hydrological model for watershed scale runoff estimation in Northwest Ethiopia. Water (Switzerland), v. 10, n. 7, 2018.

ZHANG, Y. et al. Rainfall intensity and runoff response analysis. *Water*, v. 11, n. 2, 2019. Disponível em: https://www.mdpi.com/2073-4441/11/2/296. Acesso em: 26 mar. 2026.

SISTEMAS DE CAPTAÇÃO DE ÁGUAS PLUVIAIS MELHORAM A SEGURANÇA HÍDRICA E O SANEAMENTO DOMICILIAR EM ÁREAS URBANAS VULNERÁVEIS?

1 Alyne Carneiro Mesquita Siffert Lemos, 2 Isabelle Rodrigues de Mendonça Câmara, 3 Julio Cesar Azevedo Luz de Lima, 4 Marllus Gustavo Ferreira Passos das Neves, 5 Daniele Vital Vich

1 Universidade Federal de Alagoas (UFAL), e-mail: alyne.lemos@ctec.ufal.br; 2 Universidade Federal de Pernambuco (UFPE); e-mail: isabelle.camara@ufpe.br; 3 Instituto Federal de Pernambuco (IFPE), e-mail: juliocesar@barreiros.ifpe.edu.br; 4 Universidade Federal de Alagoas (UFAL), e-mail: marllus.neves@ctec.ufal.br; 5 Universidade Federal de Alagoas (UFAL), e-mail: daniele.vich@ctec.ufal.br

Palavras-chave: Captação de águas pluviais; Segurança hídrica; Saneamento urbano.

Resumo

Este estudo avalia o impacto da adoção de sistemas descentralizados de captação de águas pluviais sobre a segurança hídrica domiciliar e o saneamento urbano em uma comunidade vulnerável no Recife (PE). A pesquisa utiliza o método de Diferença em Diferenças, com base em dados primários coletados em períodos pré e pós-intervenção, comparando 114 domicílios, entre beneficiados e não beneficiados, no Alto da Telha. As variáveis analisadas incluem disponibilidade, regularidade e autonomia no acesso à água, além de indicadores relacionados à sobrecarga doméstica, com enfoque de gênero. Os resultados evidenciam melhorias significativas nas condições de abastecimento, com redução da escassez, diminuição do tempo para obtenção de água e aumento da autonomia hídrica. Observam-se também avanços associados ao saneamento urbano, especialmente na qualidade da água e nas condições de uso domiciliar. Os achados reforçam o potencial dessas soluções como estratégia complementar para promoção da segurança hídrica e da equidade em contextos de vulnerabilidade.

Introdução

O acesso à água potável, em quantidade e qualidade adequadas, é reconhecido como um direito humano essencial pelas Nações Unidas desde 2010, sendo fundamental para a saúde pública, justiça social e sustentabilidade. No entanto, em contextos urbanos marcados por desigualdades socioeconômicas, a escassez hídrica, frequentemente agravada por falhas na gestão dos recursos, permanece como um desafio, evidenciando a necessidade de soluções que garantam acesso equitativo e seguro à água (WHO; UNICEF, 2023).

Estimativas recentes indicam que bilhões de pessoas ainda não dispõem de acesso à água potável gerida de forma segura, com maior incidência em populações urbanas periféricas (ONU, 2023). Além disso, dimensões como disponibilidade contínua, confiabilidade e acessibilidade no domicílio nem sempre são capturadas pelos indicadores tradicionais, que tendem a superestimar as condições reais de abastecimento (WHO; UNICEF, 2023).

No Brasil, apesar dos avanços institucionais introduzidos pelo Novo Marco Legal do Saneamento, persistem déficits estruturais na provisão dos serviços, especialmente em áreas urbanas precárias. Dados do SINISA evidenciam que milhões de brasileiros ainda enfrentam acesso irregular à água, frequentemente caracterizado por intermitência e desigualdade, com impactos diretos sobre os custos de vida e a saúde (SINISA, 2023). Mulheres e crianças são particularmente afetadas, uma vez que a gestão da água no âmbito doméstico recai desproporcionalmente sobre elas (UNICEF; WHO, 2023).

Esse cenário é agravado por mudanças nos regimes de precipitação e pela intensificação de eventos climáticos extremos, que comprometem a confiabilidade dos sistemas de abastecimento e ampliam a vulnerabilidade hídrica em territórios já fragilizados (IPCC, 2022; Snelling *et al*., 2024). Em periferias urbanas brasileiras, tais condições evidenciam as limitações do modelo centralizado de abastecimento, reforçando a necessidade de soluções descentralizadas, resilientes e acessíveis.

Nesse contexto, sistemas de captação de águas pluviais têm sido promovidos como alternativas complementares ao abastecimento convencional, com potencial para ampliar a disponibilidade de água, reduzir a pressão sobre redes públicas e aumentar a autonomia hídrica das famílias (Raimondi *et al*., 2023; Xu J. *et al*., 2023). No entanto, seus impactos dependem de fatores locais e ainda são pouco explorados em estudos empíricos baseados em dados domiciliares, especialmente em áreas urbanas vulneráveis (Batista *et al*., 2023; Albuquerque & Lima, 2023).

Adicionalmente, a literatura destaca a importância de incorporar uma perspectiva de gênero na análise dessas soluções, considerando que mulheres assumem papel central na gestão da água no ambiente doméstico e são mais expostas aos impactos da escassez (Souza *et al*., 2022; Nogueira *et al*., 2022).

Diante disso, o presente estudo busca responder à seguinte questão: sistemas de captação de águas pluviais melhoram a segurança hídrica domiciliar em áreas urbanas vulneráveis? O objetivo é estimar em que medida a adoção de sistemas descentralizados de captação de águas pluviais contribuem para o aumento da segurança hídrica e da viabilidade sanitária da água armazenada, a partir de evidências empíricas coletadas na primeira comunidade beneficiada pela tecnologia PluGoW. A relevância da pesquisa reside na geração de evidências empíricas sobre os efeitos da captação pluvial em contexto urbano, articulando dimensões técnicas e sociais. Ao analisar impactos no cotidiano domiciliar, com atenção às implicações de gênero, o estudo contribui para o avanço do debate sobre segurança hídrica, saneamento urbano e equidade no acesso à água.

Material e Métodos

A pesquisa configura-se como um estudo de caso, adotando uma abordagem quantitativa com suporte qualitativo, com foco em evidências empíricas da adoção de sistemas descentralizados de captação de águas pluviais e de saneamento. O fluxograma da Figura 01 apresenta a metodologia deste estudo.

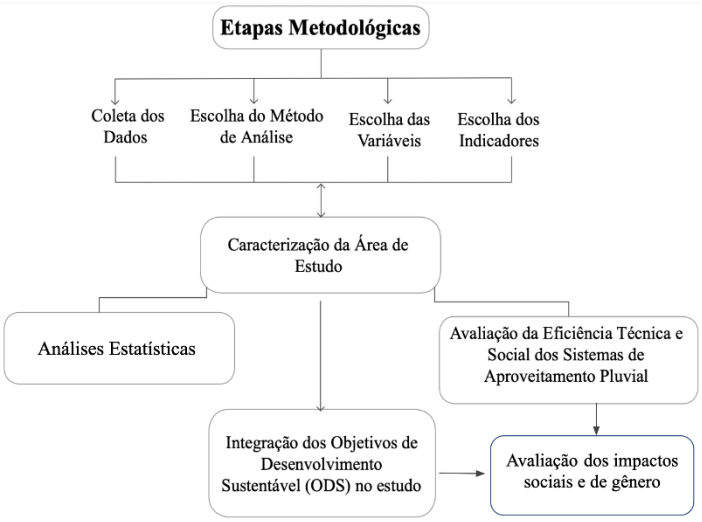


Figura 01: Fluxograma com as etapas da metodologia do estudo.
Fonte: Alyne Lemos (2026).

Para a análise dos dados, adotou-se o método Diferença em Diferenças (DD), amplamente reconhecido na econometria como uma abordagem robusta para avaliação de impacto, utilizando-se como referência metodológica o manual de Gertler *et al*. (2018), Avaliação de Impacto na Prática (Banco Mundial).

A coleta de dados foi realizada em dois momentos (pré e pós-intervenção), com base na aplicação de 114 questionários NPS (Net Promoter Score) e instrumentos sociodemográficos, complementados por observações de campo para dois grupos (tratamento e controle). Da amostra de tamanho igual a 114 foram criadas duas subamostras: uma de tratamento (87 domicílios beneficiados) e uma de controle (27 domicílios não contemplados).

Caracterização da área de Estudo

A área de estudo escolhida caracteriza-se por intermitência no abastecimento urbano e maior dependência de redes públicas instáveis. Denominada Alto da Telha, está localizada na zona norte do Recife, sendo classificada pela Defesa Civil como área de risco para deslizamentos e enxurradas. Trata-se de um território urbano denso, com relevo acidentado e infraestrutura precária de abastecimento, ocupando aproximadamente 11,5 ha e abrigando 504 domicílios, predominantemente de baixa renda (IBGE, 2023). A Figura 02 apresenta a localização georreferenciada da área, elaborada no software QGIS.

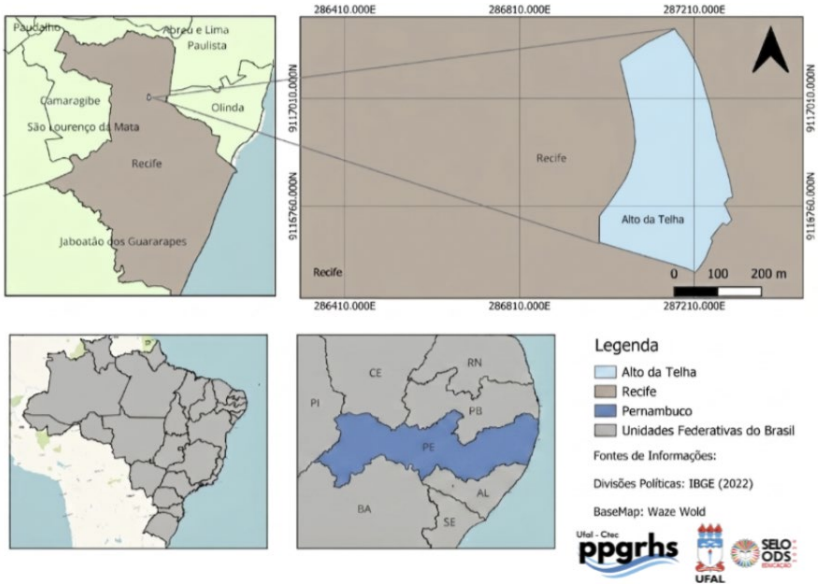


Figura 02: Mapa de localização do Alto da Telha, em Recife (PE).
Fonte: Autores (2026)

A análise baseia-se em dados primários coletados ao nível domiciliar, contemplando informações sobre condições de acesso à água, uso doméstico e estratégias de adaptação à escassez. Os domicílios foram classificados em dois grupos analíticos: aqueles que adotam sistemas de captação de águas pluviais e aqueles que não utilizam essa tecnologia. Essa classificação permite estabelecer comparações entre perfis de acesso à água, ainda que não constitua um experimento controlado.

As variáveis analisadas foram definidas a partir de dimensões operacionais da segurança hídrica domiciliar, conforme abordagens recentes da literatura. A dimensão de disponibilidade é representada pelo tempo despendido para obtenção de água, mensurado em minutos por dia. A regularidade do abastecimento é capturada pela frequência de episódios de escassez hídrica no domicílio. A autonomia no acesso é analisada por meio da dependência de fontes alternativas, como compra de água ou captação externa. Essas variáveis permitem avaliar, de forma direta, as condições de acesso à água no cotidiano das famílias.

Adicionalmente, são exploradas diferenças relativas entre os domicílios com e sem sistemas de captação pluvial, buscando identificar padrões consistentes que indiquem melhorias associadas à adoção da tecnologia. Quando possível, são incorporadas variáveis de controle relacionadas a características domiciliares e socioeconômicas, com o objetivo de reduzir vieses de composição entre os grupos.

O método aplicado permitiu identificar o impacto causal a partir da comparação das variações temporais entre os grupos beneficiados pela tecnologia nos períodos pré e pós-intervenção. Essa abordagem permitiu avaliar não apenas os efeitos da intervenção, mas também seu potencial como estratégia de saneamento descentralizado, considerando as especificidades socioespaciais do território urbano analisado.

Para compreender a viabilidade do sistema como solução de saneamento urbano, foram conduzidas análises laboratoriais comparativas avaliando a qualidade físico-química e microbiológica da água armazenada.

Sistema Descentralizado de Captação de Águas Pluviais

O sistema analisado consiste em uma tecnologia descentralizada de captação, armazenamento e tratamento de águas pluviais, desenvolvida pela startup PLUVI Soluções Ambientais. A solução incorpora o dispositivo DesviUFPE, responsável pelo descarte automático da primeira água de chuva, etapa destinada à remoção de contaminantes iniciais provenientes da superfície de captação. Após essa etapa, a água armazenada passa por processo de filtração por barreiras físicas no ponto de consumo, promovendo a redução de turbidez e de contaminantes microbiológicos, como coliformes e *Escherichia coli*.

O sistema (Figura 03) é acoplado às calhas das edificações e sua estrutura inclui um reservatório elevado com capacidade aproximada de 1.300 litros, projetado para integração com diferentes fontes de abastecimento, incluindo fontes convencionais como poço e concessionária.



Figura 03: Sistema PluGoW® e análise da água em residências beneficiadas.
Fonte: Startup PLUVI (2026)

O sistema de captação de águas pluviais aqui citado incorpora um dispositivo de desvio das primeiras águas, denominado DesviUFPE, cuja função é promover uma barreira sanitária inicial no processo de aproveitamento. Esse mecanismo atua de forma automática, descartando o volume inicial do escoamento superficial proveniente do telhado, reconhecidamente mais contaminado por partículas, matéria orgânica e microrganismos, e permitindo que apenas a fração subsequente, de melhor qualidade físico-química, seja direcionada ao reservatório.

Ao reduzir a carga de poluentes na água armazenada, o dispositivo contribui significativamente para a melhoria da qualidade da água captada, aumentando a segurança sanitária do sistema, ao mesmo tempo em que dispensa operação manual, aspecto particularmente relevante em contextos de vulnerabilidade socioambiental.

A adoção do sistema PluGoW® está diretamente relacionada à ampliação do acesso à água potável, via Estação de Tratamento de Água (ETA PLUVI), sendo utilizado para abastecimento domiciliar em contexto de acesso intermitente à água.

A ETA PLUVI (Figura 04) consiste em uma solução descentralizada de tratamento destinada a águas de baixa turbidez e ausência de cor, como a água da chuva após o descarte do primeiro milímetro e águas doces previamente submetidas a pré-tratamento para remoção de sólidos suspensos e substâncias dissolvidas. A tecnologia opera por meio de uma abordagem dupla, combinando processos físicos e barreiras sanitárias para remoção de patógenos e poluentes, sem utilização de produtos químicos. Esse arranjo possibilita a produção de água em conformidade com os padrões de potabilidade para consumo humano.



Figura 04: Estação de Tratamento de Água Manual e Compacta (ETA PLUVI).
Fonte: Startup PLUVI (2026)

Para compreender a viabilidade do sistema como solução de saneamento urbano, foram conduzidas análises laboratoriais de amostras da água armazenada no sistema descentralizado. As análises foram realizadas semanalmente no ponto de consumo, em torneira instalada na casa que recebeu o sistema, avaliando-se a qualidade físico-química e microbiológica da água armazenada. Dessa forma, a abordagem adotada possibilitou avançar na compreensão das contribuições das soluções descentralizadas para o acesso à água em áreas urbanas vulneráveis, oferecendo evidências empíricas relevantes para o debate sobre segurança hídrica e resiliência em escala domiciliar.

Resultados e Discussão

Os resultados indicam que a adoção de sistemas de captação de águas pluviais (conforme Figura 05) produziu efeitos positivos sobre dimensões centrais da segurança hídrica domiciliar, especialmente no que se refere à disponibilidade e à regularidade do acesso à água. A partir da metodologia adotada, observou-se que os domicílios beneficiados apresentaram melhorias sistemáticas, destacando o efeito da intervenção sobre as condições de abastecimento.



Figura 05: Residência beneficiada com o sistema de captação de águas pluviais, no Alto da Telha.
Fonte: Autores (2026)

A análise comparativa entre os domicílios com e sem adoção de sistemas de captação de águas pluviais, no contexto investigado no Alto da Telha, em Recife, evidencia padrões consistentes de melhoria nas condições de segurança hídrica domiciliar associados à utilização da tecnologia, ainda que com magnitudes distintas entre os beneficiários.

A avaliação laboratorial confirmou a viabilidade técnica do sistema de captação pluvial como infraestrutura urbana sustentável, evidenciando desempenho físico-químico adequado, com turbidez e dureza dentro dos padrões normativos e comparáveis à água da rede pública. Por outro lado, as análises microbiológicas indicam que a segurança hídrica depende

diretamente do manejo pelos usuários, com não potabilidade associada à subdosagem de cloro residual livre (<0,2 ppm) e a práticas inadequadas, como a mistura de fontes e o descarte incorreto da primeira chuva.

Os indicadores considerados para a realização de análise da influência do sistema que mais se destacaram foram: *(S1) Tempo médio gasto para buscar água* (minutos/dia), *(S2) Tempo médio dedicado a outras atividades* (trabalho, estudo, lazer) (minutos/dia); *(A1) Percentual de mulheres que precisam buscar água para abastecer o domicílio* e *(A2) Frequência da falta de água para uso doméstico* (dias/semana), conforme mostrado na Figura 06.



Figura 06: Indicadores e variáveis analisados.
Fonte: Alyne Lemos (2026)

No que se refere ao tempo despendido para obtenção de água, observou-se que os domicílios que utilizam sistemas de captação pluvial apresentam, em média, menor necessidade de deslocamento ou esforço para acesso ao recurso (Tabela 01).

Tabela 01: Situação antes e após a implantação do PluGoW® no Alto da Telha.

Indicador/Variável	Antes do Sistema (%)	Depois do Sistema (%)
Famílias que precisavam buscar água fora	72,8	5,8
Frequência de falta d'água (dias/semana)	4,1	0,3
Mudança na divisão das tarefas domésticas	–	93,1
Satisfação alta com o sistema (NPS ≥ 9)	–	96,4

Fonte: Alyne Lemos (2026)

Dessa forma, o estudo também avaliou se a sobrecarga de responsabilidades atrelada à falta d'água no domicílio aumenta a vulnerabilidade das mulheres, abordando a interseção entre gênero e acesso à água, relacionados às ODS's 5 e 6 da ONU (Igualdade de Gênero e Água Potável e Saneamento, respectivamente).



Figura 06: Principais impactos dos indicadores analisados.
Fonte: Alyne Lemos (2026)

As variáveis foram analisadas por suas medidas de tendência central como a média. Em função dos seus valores, os indicadores podem assumir valores em uma escala entre 0 (nenhuma vulnerabilidade) a 1 (vulnerabilidade crítica), conforme Tabela 02.

Tabela 02: Classificação a partir dos valores dos indicadores.

Valor do indicador	Classificação
Entre 0 e 0,25	Vulnerabilidade Baixa
Maior que 0,25 e até 0,50	Vulnerabilidade moderada
Maior que 0,50 e até 0,75	Vulnerabilidade alta
Maior que 0,75 e até 1,00	Vulnerabilidade crítica

Fonte: Alyne Lemos (2026)

As variáveis analisadas derivam dos indicadores previamente apresentados: tempo para buscar água fora e tempo dedicado a outras atividades. Para cada variável, consideraram-se três recortes: (1) total da amostra, (2) residências em que as mulheres eram responsáveis pela coleta de água e (3) residências com ocorrência frequente de escassez hídrica. Ao todo, foram realizadas seis análises estatísticas por meio do método de Diferença em Diferenças (DD), com divisão das amostras em grupos de controle (C) e tratamento (T). A Tabela 03 apresenta as medidas de tendência central para a variável "tempo para buscar água (min/dia)", enquanto a Tabela 04 apresenta os resultados para "tempo dedicado a outras atividades (min/dia)".

Tabela 03: Medidas de tendência central das subamostras: tempo para buscar água (min/dia).

Subamostra	Estatística	Cpré	Cpós	Tpré	Tpós
Todos os dados	Média	52,7	53,9	51,9	5,0
	Mediana	53,0	55,0	52,0	5,0
Reduzida às residências com mulheres responsáveis	Média	78,0	75,1	65,5	10,1
	Mediana	76,5	74,5	66,0	10,0
Reduzida às residências com escassez frequente	Média	39,1	39,8	37,8	5,0
	Mediana	39,0	40,0	38,0	5,0

Fonte: Autores (2026)

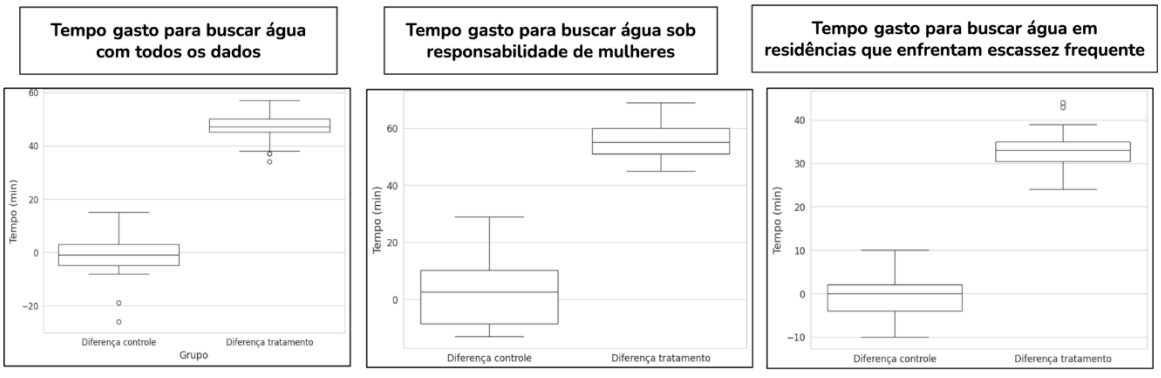
Tabela 04: Medidas de tendência central das subamostras: tempo dedicado a outras atividades (min/dia).

Subamostra	Estatística	Cpré	Cpós	Tpré	Tpós
Todos os dados	Média	62,0	57,8	60,3	115,5
	Mediana	62,0	58,0	60,0	115,0
Reduzida às residências com mulheres responsáveis	Média	77,9	75,5	65,6	91,8
	Mediana	77,0	75,0	66,0	100,0
Reduzida às residências com escassez frequente	Média	39,2	39,8	53,6	94,7
	Mediana	39,0	39,5	56,0	113,0

Fonte: Autores (2026)

Em relação à regularidade do abastecimento, os resultados indicam que os domicílios com sistemas de captação pluvial relatam menor frequência de episódios de escassez hídrica e da dependência de fontes alternativas. Esse achado reforça a importância dessas soluções em ambientes urbanos com oferta irregular de água.

A Figura 07 mostra, de forma geral, que a adoção de sistemas de captação de águas pluviais está associada a melhorias na segurança hídrica domiciliar, com efeitos mais intensos em contextos de maior escassez estrutural, como no Alto da Telha.



Subamostra	Estatística	Diferença = DD
Todos os dados	Média	48,0
	Mediana	48,0
	Ponto médio do intervalo de confiança	48,2

Subamostra	Estatística	Diferença = DD
Reduzida às residências com mulheres responsáveis	Média	52,6
	Mediana	52,5
	Ponto médio do intervalo de confiança	52,5

Subamostra	Estatística	Diferença = DD
Reduzida às residências com escassez frequente	Média	33,5
	Mediana	33,0
	Ponto médio do intervalo de confiança	33,6

Figura 07: Avaliação do impacto nas variáveis escolhidas.
Fonte: Autores (2026)

Esse padrão sugere que a efetividade dessas soluções depende fortemente das condições socioambientais e do grau de vulnerabilidade dos territórios, sendo particularmente relevante em áreas urbanas marcadas por falhas no abastecimento formal. Esses achados estão alinhados com a literatura internacional, que reconhece o potencial das soluções descentralizadas para ampliar a resiliência hídrica em escala local, especialmente em contextos de urbanização acelerada e mudanças climáticas (Raimondi *et al*., 2023; Xu, J. *et al*., 2023). No entanto, ao incorporar evidências empíricas em nível domiciliar, este estudo avança ao demonstrar como esses efeitos se manifestam concretamente no cotidiano das famílias, contribuindo para preencher lacunas identificadas em estudos predominantemente técnicos ou baseados em modelagem.

Sendo assim, o estudo propõe que a ampliação da disponibilidade hídrica em nível domiciliar, associada à redução da dependência de fontes externas, indica o potencial da solução para melhorar as condições de acesso à água e reduzir a exposição a riscos sanitários em áreas urbanas vulneráveis.

Considerações Finais

Apesar das associações positivas observadas, é importante destacar que a adoção de sistemas de captação de águas pluviais não elimina completamente as vulnerabilidades relacionadas ao acesso à água. Na área de estudo, fatores como capacidade de armazenamento, qualidade da água captada e condições de manutenção dos sistemas influenciam os resultados, evidenciando a necessidade de políticas integradas que articulem soluções descentralizadas com melhorias na infraestrutura de abastecimento e no suporte institucional às comunidades.

Por fim, a análise comparativa entre os dois cenários (grupo tratamento e controle) permitiu identificar como esses efeitos se manifestam diante das condições socioambientais, oferecendo subsídios relevantes para o planejamento de políticas públicas sensíveis às especificidades locais, especialmente em áreas marcadas por vulnerabilidade hídrica, falhas no saneamento e desigualdades estruturais.

Este estudo reforça que a captação de águas pluviais deve ser compreendida como uma solução adaptativa, cuja efetividade varia conforme as características locais. Ao evidenciar padrões consistentes de melhoria nas condições de acesso à água, especialmente em contextos de maior vulnerabilidade, os resultados contribuem para o debate sobre estratégias sustentáveis e inclusivas de promoção da segurança hídrica em áreas urbanas do Sul Global.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Alagoas (FAPEAL), ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento (PPGRHS) do Centro de Tecnologia (CTEC) da Universidade Federal de Alagoas (UFAL) e à Startup PLUVI Soluções Ambientais Inteligentes pelo apoio recebido.

Referências Bibliográficas

ALBUQUERQUE, L. A.; LIMA, D. S. (2023). *Água, gênero e desigualdades: desafios da governança hídrica em contextos urbanos.* Revista Brasileira de Estudos Urbanos e Regionais, v. 25.

BATISTA, J. R. et al. (2023). *Justiça hídrica e políticas públicas em áreas urbanas vulneráveis*. Cadernos Metrópole, v. 25, n. 56.

BRASIL – Ministério das Cidades. (2023) Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS). *Diagnóstico dos serviços de água e esgotos – ano de referência 2022*. Brasília. https://www.gov.br/cidades/pt-br/acesso-a-informacao/acoes -e-programas/saneamento/snis.

GERTLER, P. J. et al. (2018). *Avaliação de Impacto em Prática*. 2. ed. Washington, DC: Banco Mundial; BID. https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/ 25030.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. (2022). *Climate Change : Impacts, Adaptation and Vulnerability*. Cambridge: Cambridge University Press. https://doi.org/10.1017/9781009325844.

NOGUEIRA, C. M. G. *et al*. (2022). G*ênero e água: experiências de justiça hídrica em comunidades vulneráveis*. Ambiente & Sociedade, v. 25.

ONU – Organização das Nações Unidas. (2023). *Transformando nosso mundo: a Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável*. Nova York: ONU. https://brasil.un.org/pt-br/91863-agenda-2030-para-o-desenvolvimento-sustentavel.

RAIMONDI, A. et al. (2023). *Rainwater harvesting and treatment: state of the art and perspectives*. Water, v. 15, n. 8, 1518. https://doi.org/10.3390/w15081518

SNELLING, A. M., LAMOND, J., EVERETT, G., O'DONNELL, E. C., AHILAN, S., & THORNE, C. (2024). *Public perceptions of rainwater harvesting (RWH): comparing users and non-users of RWH systems*. Urban Water Journal, 21(2), 181–189. https://doi.org/10.1080/1573062X.2023.2281310

SOARES, A. R. (2021). *Mulheres, água e território: desafios da segurança hídrica urbana*. Revista Cidades, v. 17, n. 2, p. 120–139.

SOUZA, L. R.; MOURA, T. A.; GOMES, C. P. (2022). I*mpactos socioambientais da escassez de água em comunidades urbanas*. Revista Brasileira de Saneamento e Meio Ambiente, v. 27, n. 1, p. 45–61.

VAZ, I.C.M.; TESTON, A.; RODRIGUES, E.; GHISI, E.; BALLARIN, A.S.; BRANDÃO, A.R.d.A. (2026). *Projected Climate Change Impacts on Rainwater Harvesting in Brazilian Single-Family Houses*. Water, *18*, 792. https://doi.org/10.3390/w18070792

XU, J. et al.(2023). *Urban rainwater utilization: a review of management modes and harvesting systems*. Frontiers in Environmental Science, v. 11. https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1025665

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO); UNITED NATIONS CHILDREN'S FUND (UNICEF). (2023). *Progress on household drinking water, sanitation and hygiene 2000–2022: special focus on gender*. Geneva: WHO; New York. https://washdata.org/reports/jmp-2023-wash-households.

PRECIPITAÇÃO EFETIVA EM UMA ÁREA DE FLORESTA TROPICAL NA RESERVA BIOLÓGICA DO JARU, AMAZÔNIA OCIDENTAL

1 Mateus Silva Bevitório, 2 Alberto Dresch Webler, 3 Nara Luísa Reis de Andrade, 4 Gutieres Camatta Barbino, 5 Ediane Ferreira; 6 Jeferson Alberto de Lima

1 Programa de Grande Escala da Biosfera-Atmosfera na Amazônia (LBA-RO), e-mail: mateusacademico9@gmail.com; 2 Universidade Federal de Rondônia, e-mail: alberto.webler@unir.br; 3 Universidade Federal de Rondônia, e-mail: naraluisar@unir.br; 4 Programa de Grande Escala da Biosfera-Atmosfera na Amazônia (LBA-RO), e-mail: gutieres.barbino@gmail.com; 5; Programa de Grande Escala da Biosfera-Atmosfera na Amazônia (LBA-RO), e-mail: edianerenata6@gmail.com; Universidade Federal de Rondônia, e-mail: jeferson.lima@unir.br.

Palavras-chave: precipitação interna; escoamento pelo tronco; hidrologia florestal.

Resumo

A cobertura florestal exerce papel crucial no balanço hídrico, modulando os fluxos de água que chegam ao solo por meio de processos como interceptação, precipitação interna e escoamento pelo tronco. Em florestas tropicais, o dossel atua como um filtro, redistribuindo a precipitação por meio de processos como interceptação, precipitação interna e escoamento pelo tronco. Essas interações têm implicações diretas na infiltração, erosão e recarga hídrica, destacando a relevância do estudo da hidrologia florestal para a conservação e o manejo sustentável desses ecossistemas. Este estudo teve como objetivo analisar e caracterizar a precipitação efetiva em uma área de floresta tropical na Reserva Biológica do Jaru. Foram estudados componentes da precipitação em hidrologia florestal, sendo, precipitação em aberto (Pa), precipitação interna (Pi), escoamento pelo tronco (Et) e interceptação (I), que foram monitorados no período de julho/2023 a junho/2024. Foi realizado um acompanhamento quinzenal, realizando as coletas do volume de água por meio de pluviômetros de PVC instalados em uma parcela de monitoramento permanente. Foi observado que 93% da precipitação ocorreu no período chuvoso (outubro a abril), com Pi superando Pa em 83% dos eventos registrados. O Et apresentou pequena contribuição para o volume total de precipitação, representando 0,90% da Pa, enquanto os valores de interceptação mostraram variação significativa, com valores negativos em 76,92% dos casos. Fica evidente que o dossel da floresta desempenha um papel fundamental na redistribuição da água da chuva, sendo a precipitação interna o principal mecanismo de aporte hídrico ao solo. No entanto, os valores negativos de interceptação sugerem a necessidade de continuidade dos estudos para investigar a variabilidade espacial e temporal da redistribuição de água no dossel.

Introdução

A Amazônia, além de abrigar a maior floresta tropical do mundo, desempenha um papel crucial no ciclo hidrológico global (DEE *et al.,* 2023; MEILI; FATICHI, 2023). A floresta amazônica interfere diretamente na dinâmica das chuvas, canalizando escoamentos, redistribuindo precipitações e regulando fluxos de águas subterrâneas e superficiais (SALES *et al.,* 2020; VITAL *et al.,* 2024). Concomitantemente, executam significativa participação nas transferências de água para a atmosfera, o que impacta diretamente na evapotranspiração (CASAGRANDE *et al.*, 2021; NEVES; TONELLO; BRAMORSKI, 2020).

A distribuição das chuvas na Amazônia é complexa, pois não apresenta homogeneidade e são fortemente dependentes da sazonalidade da região (CAVALCANTE *et al.,* 2020). Durante a estação chuvosa, a intensa atividade convectiva traz grandes volumes de precipitação, enquanto no período seco, a atividade convectiva é praticamente inexistente (FENG *et al.,* 2021).

Após o recebimento da água pela copa das árvores, onde ocorre o primeiro fracionamento da água. Parte desta precipitação (P) é temporariamente retida pela vegetação e armazenada no dossel, processo interceptação (I) (LANKREIJER; VEEN, 1996). Posteriormente, parte da água interceptada evapora e retorna para a atmosfera, enquanto o restante alcança o solo por precipitação interna (Pi) ou escoamento pelo tronco (Et) das árvores, sendo a soma (Pi + Et) formam a precipitação efetiva (Pe). É importante ressaltar que esta definição de precipitação efetiva é específica ao campo da hidrologia florestal. Em termos hidrológicos gerais, precipitação efetiva (Pe) frequentemente refere-se à parcela da chuva que atinge o solo. ARCOVA; CICCO; ROCHA, 2003; FRIESEN; VAN STAN, 2019; LANKREIJER; VEEN, 1996; GERMER, 2015; LIMA, 2022). A interceptação da chuva pelas copas das árvores é um fenômeno importante no ciclo hidrológico da Amazônia (CASAGRANDE *et al.,* 2021; CAVALCANTE *et al.,* 2019). Essa água armazenada temporariamente no dossel é devolvida à atmosfera por evaporação, contribuindo com contribuindo, juntamente com os processos de transpiração e a formação de núcleos de condensação e a regulação do clima local (ARTAXO *et al.,* 2022; SIERRA *et al.,* 2023)

O balanço entre precipitação em aberto, interceptação, precipitação interna e escoamento pelo tronco é essencial para entender o comportamento hídrico dos ecossistemas florestais. Na Amazônia esses processos estão intimamente conectados à conservação da biodiversidade e ao equilíbrio climático da região (FONSECA *et al.,* 2021). A interação entre as diferentes formas de precipitação e a vegetação cria um sistema complexo de redistribuição da água, que ajuda a sustentar os vastos recursos hídricos da região, garantir a conservação da biodiversidade e a mitigar os impactos das mudanças climáticas globais. (GERMER, 2015). Portanto, a Amazônia não apenas recebe grandes volumes de chuva, como também redistribui essa água de maneira complexa e eficiente, garantindo a estabilidade hídrica da região, condicionando a formação de um microclima no interior da

floresta e influenciando o clima local, regional e global. Sendo assim, esse estudo teve como objetivo caracterizar, analisar e descrever o comportamento da repartição da água da chuva e obtenção da precipitação efetiva em uma área de floresta primária, localizada na Reserva Biológica do Jaru, sudoeste da Amazônia, no período de julho de 2023 junho de 2024.

Material e métodos

O estudo foi realizado na Reserva Biológica do Jaru (Rebio Jaru), unidade de Conservação Integral com 346.864,20 hectares, localizada na porção ocidental da Amazônia brasileira, Rondônia, nas coordenadas -10°11'10,248" -61°52'23,506" (FIGURA 1a). Na Rebio Jaru, está inserido o sítio experimental do Programa LBA, com uma torre micrometeorológica instalada desde 1999, com 62 metros de altura. Próximo a torre, há instalada uma parcela de monitoramento permanente de 1 ha, onde foi desenvolvido a coleta dos dados de hidrologia florestal (FIGURA 1b).

Dentro da parcela de monitoramento permanente do Programa LBA, foi selecionada uma subparcela de (20 x 40m) definida como P1. A parcela foi monitorada quinzenalmente entre julho de 2023 e junho 2024 para que fosse possível a obtenção das informações necessárias para caracterização, quantificação e monitoramento das variáveis hidrológicas de interesse, totalizando 23 eventos ao longo do período.

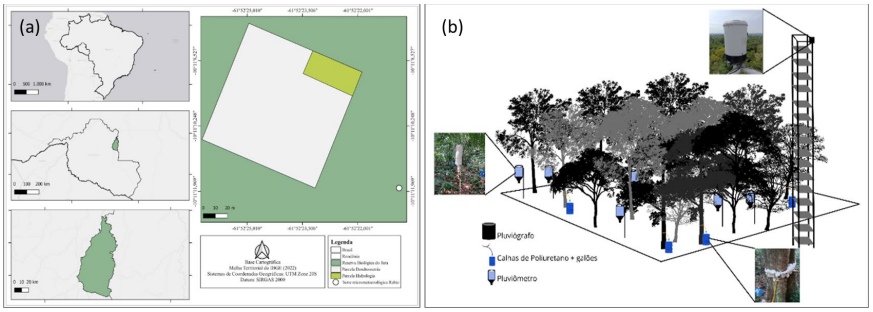


Figura 1 – Mapa de localização da parcela de hidrologia florestal (a) e ilustração da disposição dos equipamentos nas sub parcelas estudadas na Reserva Biológica do Jaru (b).
Fonte: Autores (2024)

A disposição dos pluviômetros para coleta da Pi e as calhas para medição do Et foram realizadas de forma a amostrar a área de estudo de maneira igualitária (Figura 1). Para quantificação dos dados de Pa, foi utilizado os dados de precipitação obtidos pela torre micrometeorológica do Programa LBA. A torre conta com um pluviômetro (Pluviômetro TB4, Hydrological Services) instalado a 62 m de altura (acima do dossel das árvores) que registra os dados de chuva automaticamente a cada 30 minutos. Este equipamento opera com sensores de alta precisão, armazenando os dados em uma unidade de memória interna até serem enviados via telemetria para os servidores do Programa de Grande Escala da Biosfera-Atmosfera na Amazônia (LBA). No servidor, os dados passam por um processo de validação, seguido de uma certificação manual realizada por bolsistas, que verificam anomalias, consistência e precisão dos registros.

Os pluviômetros foram confeccionados de tubos e conexões de PVC e instalados no interior da parcela para o monitoramento da Pi (Figura 2a). Foram instalados 48 pluviômetros, posicionados no interior da parcela. Barras de aço foram usadas para fixação dos pluviômetros à 1,50 m de altura do solo (Figura 2b). Um funil foi colocado na parte superior de cada pluviômetro para evitar a entrada de galhos, folhas, sementes e insetos que pudessem interromper o fluxo da água e minimizar a evaporação da água acumulada (Figura 2c).

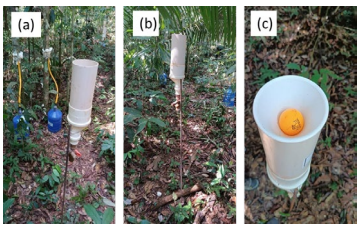


Figura 2 – Amostragem dos pluviômetros no interior das sub parcelas de estudo, Reserva Biológica do Jaru.
Fonte: Acervo particular dos autores (junho de 2023)

O cálculo para determinação da precipitação em aberto foi obtido a partir da Equação 1:

$$Pa = \frac{v}{a} \quad (1)$$

Onde: Pa = precipitação em aberto (mm); V = volume do pluviômetro (L); A= área de captação do pluviômetro (m²). O cálculo para determinação da precipitação interna foi obtido pela média dos volumes acumulados nos pluviômetros a partir da Equação 2.

$$Pi = \sum_{n=1}^{n} \frac{\left[\frac{v}{a}\right]}{ni} \quad (2)$$

Onde: Pi = precipitação interna (mm); V = volume acumulado no pluviômetro (L); A = área de captação do pluviômetro (m²); ni = número de pluviômetros).

Na subparcela, foram selecionados e monitorados o escoamento pelo tronco de todos os indivíduos florestais com diâmetro a altura do peito (DAP) ≥ 10 cm medidos no início do período de monitoramento, contabilizando um total de 45 indivíduos. A água do Et, foi coletada por meio de calhas de poliuretano (Figura 3), baseada na metodologia proposta por Likens e Eaton (1970) e Tonelo *et al.* (2021). Utilizou-se mangueiras de 5/8" para conectar e conduzir a água coletada para galões de armazenamento com capacidade de 20 litros (Figura 3a, 3b e 3c). O volume armazenado nos galões foi medido com baldes graduados com capacidade de 20 litros (Figura 4c), além de provetas com volumes de 500, 1000 e 2000 ml (Figura 4d). O resultado obtido pelo Et do conjunto de indivíduos foi considerado para a definição do Et da parcela. A determinação do escoamento pelo tronco foi obtido a partir da Equação 3.

$$Et = \frac{Vt}{a} \quad (3)$$

Onde: Et = escoamento pelo tronco (mm); Vt = volume total medido (mm); A = área da parcela de monitoramento (m²).

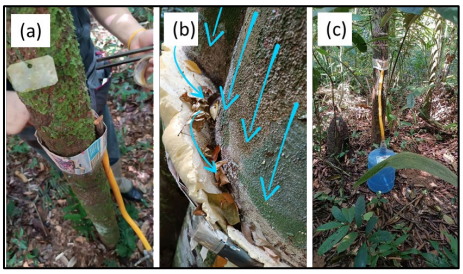


Figura 3 – Exemplificação da construção das calhas para coleta do escoamento da água pelo tronco, Rebio Jaru. (a) Confecção do molde com papel jornal (b) Exemplificação do fluxo de escoamento (c) estrutura completa instalada. Fonte: Acervo particular dos autores (junho de 2023)

A precipitação efetiva que corresponde ao somatório da precipitação interna, em mm, e do escoamento pelo tronco (mm), foi calculada conforme Equação 4: (Pe=Pi+Et). As perdas por interceptação foram obtidas pela diferença entre a precipitação em aberto e a precipitação efetiva, de acordo com a equação 5: I=Pa-Pe.

Os dados foram registrados em planilhas de campo, organizados e tabulados em planilhas do excel. Na sequência, submetidos a uma análise de estatística descritiva. Posteriormente, os dados foram submetidos ao teste de normalidade de Shapiro-Wilk com nível de significância de 5% (α= 0,05). Após a realização do teste, verificou-se que as variáveis apresentaram normalidade, Pa (p-valor = 0,08), Pi (p-valor = 0,18), Et (p-valor = 0,07), Pe (p-valor = 0,18) e I (p-valor = 0,25). Verificada a aderência dos dados ao pressuposto de normalidade, foram realizadas análises de regressão para verificação da relação entre as variáveis estudadas. Todas as análises foram conduzidas com um nível de confiança de 95%, processadas com o auxílio dos softwares Excel 16 e Past 4.03.

Resultados e discussão

A precipitação em aberto (Pa) acumulada para o período de estudo foi de 1.149,83 mm. Os menores acúmulos de Pa foram observados no período seco (abril a setembro), com precipitação observada de 80,75 mm, ressaltando que os meses de junho e julho não apresentaram registros de chuva no período (FIGURA 5). O período chuvoso (outubro a março) concentrou aproximadamente 92,97% da Pa (1.069,08 mm) com os valores máximos registrados nos meses de janeiro (214,12 mm) e março (226,14 mm).

Os valores de Pa registrados (1.149,83mm) estão abaixo da média anual para região, que se situam na faixa de 1900 mm a 2300 mm (ARAÚJO, 2022). A análise de aproveitamento dos dados indica que, em dezembro de 2023, a torre micrometeorológica registrou apenas 33,94% dos dados disponíveis. Essa falha na coleta de dados justifica, em parte, os baixos valores de precipitação observados. A distribuição mensal da precipitação em aberto na região de estudo apresentou um padrão consistente com a sazonalidade observada na Amazônia. Contudo, é importante considerar que o período de dados analisado foi afetado por um ano de seca extrema, o que pode ter contribuído para a redução da precipitação observada.

A seca de 2023 foi severa. Segundo ESPINOZA *et al.* (2024), a combinação de condições climáticas regionais e globais resultou em recordes de seca e calor na Amazônia. Além disso, JIMÉNEZ *et al.* (2024) observam um declínio significativo na vegetação durante essa seca extrema, indicando impactos diretos sobre o ecossistema. A pesquisa de DE OLIVEIRA *et al.* (2023) também menciona que o aumento dos incêndios florestais, exacerbado por essa seca, ameaça os progressos no combate ao desmatamento na Amazônia brasileira. Seguindo essa análise, vários estudos investigam como a modificação nos padrões de precipitação impacta os ecossistemas, especialmente em decorrência das mudanças climáticas e do desmatamento acelerado na Amazônia (ARTAXO et al., 2022; BACKER et al., 2022; BERENGUER et al., 2021; CUNHA et al., 2023; DUKU; HEIN,

2023). Pesquisas recentes indicam que o desmatamento já contribuiu para uma redução de até 18% nas chuvas em áreas não florestadas e de 9% em áreas florestadas, especialmente entre 2016 e 2020 (DUKU; HEIN, 2023).

A Pi apresentou o mesmo comportamento observado para Pa (Figura 4). A Pi total para o período foi de 1.278,15 mm, representando ser superior à ao total de Pa em 11,16%. Os meses de junho e julho não apresentaram ocorrência de Pi devido ao fato de não ter havido precipitação no período. No período de estudo, Pi se mostrou superior à Pa em 83% dos eventos registrados, obtendo valores menores apenas nos meses de agosto e janeiro (FIGURA 4). A Pi no período chuvoso (Outubro a março) foi de 1.188,62 mm, enquanto no período seco (Abril a Setembro), foi observado Pi de 89,53 mm, sendo esses, 11,18% e 10,87% maiores que Pa, respectivamente.

No bioma Amazônico a sazonalidade das chuvas é influenciada pela Zona de Convergência Intertropical (ZCIT) que está localizada próxima a linha do equador, no qual o encontro dos ventos alísios do hemisfério norte e sul resulta no aumento da umidade do ar que propicia a formação de nuvens e chuva (MOURA *et al.,* 2021; SILVA *et al.,* 2023). O deslocamento da ZCIT mais perto do hemisfério sul durante o período chuvoso propicia cerca de 70% do volume total precipitado na região central da Amazônia (CUSTÓDIO; GOZZO, MACHADO, 2020).

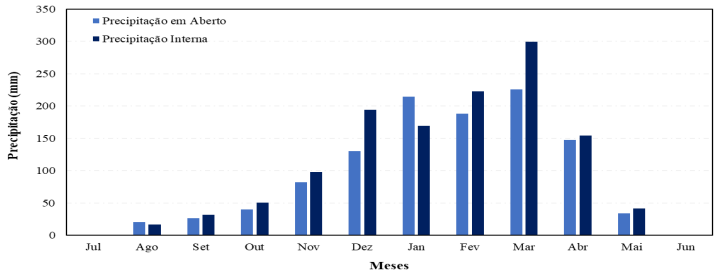


Figura 4 – Precipitação em aberto (Pa) e Precipitação interna (Pi) mensal na Reserva Biológica do Jaru, entre julho de 2023 e junho de 2024. Fonte: Autores (2024

A precipitação interna observada na área de estudo compreende um total de 86,24% de Pa considerando momentos em que Pi < Pa, (FIGURA 4). Esses dados estão alinhados com as observações de diversos pesquisadores, evidenciando a relevância da precipitação interna como a principal fonte de água que entra no ecossistema florestal, resultante da interação da chuva com a vegetação. Em muitas regiões, a precipitação interna pode ultrapassar 80% do total de Pa (LIMA; NICOLIELO, 1983; OLIVEIRA *et al.,* 2008; UBARANA; NOBRE 1996). Embora isso possa inicialmente parecer contraintuitivo, tais eventos são bem documentados na literatura e já foram relatados em ecossistemas amazônicos (CAMPOS *et al.,* 2020, LIMA; TONELLO, 2023). QUEIROZ *et al.* (2020) ao estudar uma área de Caatinga observou que a precipitação interna teve padrão semelhante a precipitação em aberto durante os 32 eventos pluviométricos estudados, dos quais cinco desses eventos resultou em Pi maior que a Pa, elucidando que durante os eventos pluviométricos contínuos a existências de pontos de gotejamentos preferencias no dossel é um uma característica significativa na variação da Pi.

O comportamento em que os volumes de Pi superam os volumes de Pa pode ser explicado por diversos fatores relatados. Na estação chuvosa, a precipitação interna pode, em certas condições, superar a precipitação em aberto, devido a características intrínsecas do dossel florestal que geram escoamentos preferenciais (CAMPOS *et al.,* 2020;GERMER; VITAL *et al.,* 2024).

O número e a distribuição dos pluviômetros como uma das variáveis que pode influenciar nessa variável, estudos indicam que, mesmo com uma distribuição aparentemente homogênea dos pluviômetros na parcela, sua capacidade de representar as condições locais de redistribuição da chuva pode ser limitada. Isso ocorre porque os pluviômetros frequentemente não conseguem capturar de maneira uniforme as variações espaciais induzidas por fatores como a estrutura do dossel, escoamentos preferenciais em galhos e folhas, e microvariações no terreno (GERMER et al., 2006; TONELLO et al., 2021).

O Et apresentou ampla variação entre os períodos de coleta. Os maiores volumes de Et foram acumulados no período chuvoso (outubro a março) com valores que variaram entre 0 e 2,37 mm (FIGURA 5). O volume total escoado pelo tronco somou 10,37 mm (4.208,86 litros), somados os volumes acumulados nos galões instalados em todos os indivíduos florestais monitorados em ambas as parcelas.

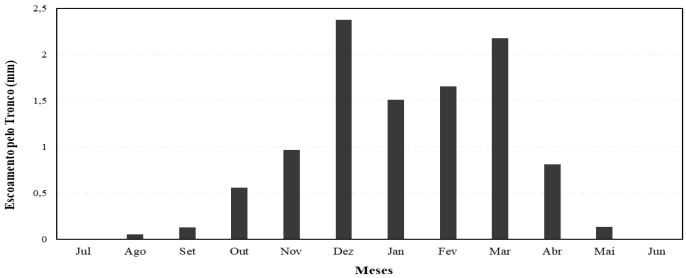


Figura 5 – Escoamento pelo tronco (Et) mensal na Reserva Biológica do Jaru, entre julho de 2023 e junho de 2024. Fonte: Autores (2024)

Em média, o Et correspondeu a 0,90% do total da Pa observada no período, corroborando com os resultados obtidos por Targa *et al.* (2019), Campos *et al.* (2020) e Poleto *et al.* (2021). Durante a estação chuvosa, o Et registrou cerca de 10,05 mm correspondendo 96,94% do volume total, enquanto na estação seca o Et apresentou um volume de 0,32 mm, apresentando 3,05% do total de Et coletado. Essa variável pode ser influenciada pela estrutura das árvores, como o diâmetro do tronco e a textura da casca. Árvores com casca lisa tendem a favorecer o escoamento pelo tronco em maior grau do que aquelas com casca escamada ou sulcada, especialmente em ambientes de Cerrado (TONELLO *et al.,* 2021). Além disso, fatores como o número de ramos, o ângulo de inserção, a quantidade de folhas e o diâmetro do caule também podem afetar o comportamento e a eficiência do escoamento pelo tronco (GONZALES-OLLAURI *et al.,* 2020). O valor de Pe calculado no período foi de 1.288,52 mm, cerca de 12,06% superior à Pa no mesmo período. O período chuvoso representou 93,02% do volume total coletado, cerca de 1.198,68 mm, enquanto no período seco o volume coletado foi de 89,85 mm, representando apenas 6,97% do volume total (FIGURA 6).

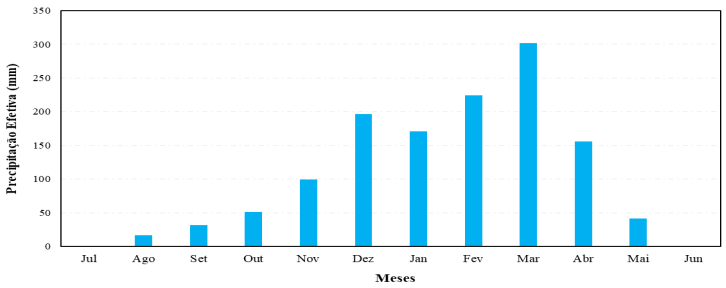


Figura 6 – Precipitação efetiva (Pe) mensal na Reserva Biológica do Jaru, entre julho de 2023 e junho de 2024. Fonte: Autores (2024)

Como a precipitação efetiva (Pe) é fortemente influenciada pela precipitação interna (Pi), ao considerar apenas as etapas em que Pi < Pa, identificou-se um percentual de 97,54% do total volumétrico coletado para Pa. Esse valor é semelhante ao encontrado por Germer *et al.* (2006), que relataram 97% de precipitação interna em um estudo realizado na Bacia Amazônica. Em contrapartida, Lorenzon *et al.* (2013), que investigou a precipitação efetiva e a interceptação da chuva em um fragmento florestal em diferentes estágios de regeneração em Viçosa, Minas Gerais, encontrou valores que corresponderam, respectivamente, a 84,39% e 73,04% da precipitação em aberto. Além disso, Ubarana (1996), também situado na Bacia Amazônica, observou 87% de precipitação interna).

O volume médio das perdas por I com base nos valores reais observados foi de -9,14 mm de chuva. Durante o intervalo de monitoramento a I apresentou valores negativos em 76,92% do período amostral, no qual apenas os meses de agosto, janeiro e fevereiro apresentaram interceptação positiva (FIGURA 7).

Como os valores de Pe obtidos foram significativamente influenciados pelos valores de Pi, resultando em interceptação negativa. Para efeito de análise, optou-se por calcular a interceptação considerando apenas os períodos de coleta em que os valores médios de Pe foram inferiores à média de Pa no mesmo intervalo de tempo. Esse procedimento é utilizado em outros estudos, como o de Gerrits *et al* (2009), para minimizar a interferência de umidade adicional no dossel e garantir que o cálculo da interceptação represente apenas a água interceptada diretamente pela copa durante eventos de chuva. Ao focar em períodos de maior saturação do dossel, onde o escoamento preferencial nos galhos e folhas é mais pronunciado, a abordagem busca reduzir as distorções causadas pela variabilidade natural da umidade, facilitando a avaliação mais realista do papel do dossel na redistribuição hídrica.

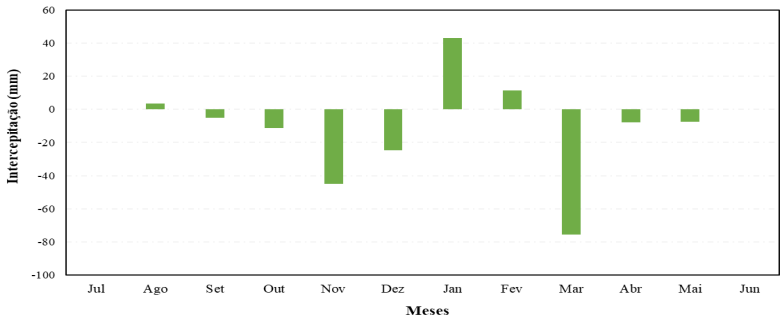


Figura 7 – Interceptação (I) do dossel mensal na Reserva Biológica do Jaru, entre julho de 2023 e junho de 2024. Fonte: Autores (2024)

Assim, os volumes de I apresentaram um valor médio de 19,37 mm, o que representa 13,75% do total de Pa durante o mesmo período. Os percentuais de I observados estão alinhados com os dados de Ubarana (1996), que reportou uma interceptação de 11,6% na mesma área de estudo.

Tabela 1- Síntese das variáveis precipitação em aberto (Pa) com as variáveis de precipitação interna (a), escoamento pelo tronco (b), precipitação efetiva (c) e interceptação (d) na Reserva Biológica do Jaru.

Variável	Média mensal	Máximo	Mínimo	Percentual (%)
Precipitação em Aberto	88,04	226,14	0	100%
Interceptação	-9,14	43,24	-75,61	13,75
Escoamento pelo Tronco	0,79	2,37	0	0,90%
Precipitação Interna	110,23	299,58	0	111,16%

A análise dos processos hidrológicos em relação à precipitação em áreas abertas (Pa) podem ser observadas na Figura 8. Em sua maioria, estas apresentaram, relações lineares positivas e significativas ($p<0,05$), como demonstrado nas Figuras 8 a-c. Isso indica que, conforme a precipitação em áreas abertas aumenta, os volumes de precipitação interna, escoamento pelo tronco e outros componentes hidrológicos também tendem a aumentar de maneira proporcional. No entanto, um comportamento distinto foi observado na correlação entre Pa e I que apresentou uma correlação baixa e não significativa ($p>0,05$), conforme ilustrado na Figura 8d).

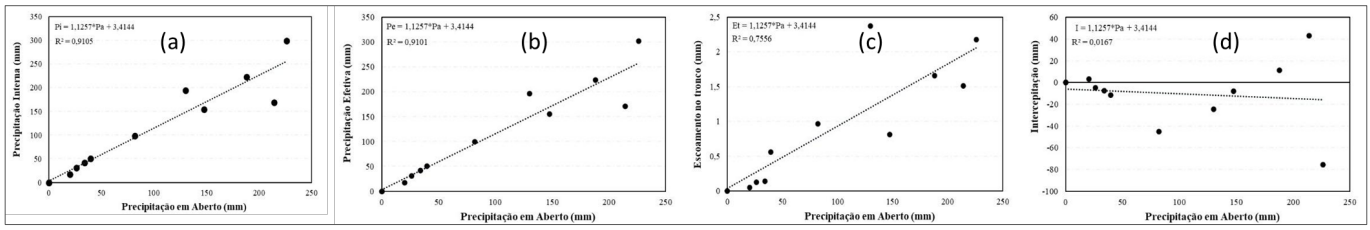


Figura 8 - Regressão linear entre precipitação em aberto (Pa) com as variáveis de precipitação interna (a), escoamento pelo tronco (b), precipitação efetiva (c) e interceptação (d) na Reserva Biológica do Jaru.
Fonte: Autores (2024)

Os resultados obtidos são consistentes com a dinâmica esperada da interceptação de chuva pelo dossel em florestas tropicais. A interceptação é um processo que, em teoria, deve ser inversamente proporcional ao aumento da precipitação, ou seja, à medida que os volumes de chuva aumentam, a capacidade do dossel de reter a água atinge um limite, e a fração interceptada deve se estabilizar ou até mesmo diminuir proporcionalmente ao total de precipitação LEVIA; GERMER (2015). Nesse contexto, o fato de a correlação não ser significativa pode ser explicado pela saturação do dossel, onde eventos de chuva mais intensa reduzem a proporção da água interceptada em relação ao total de chuva (FRIESEN; VAN STAN II, 2019).

Os valores negativos de interceptação refletem a complexidade da interação entre as várias variáveis hidrológicas presentes no ambiente florestal. A metodologia utilizada, que se baseia na diferença entre Pa e Pe, é eficaz para uma análise geral, mas é simplificada, considerando as muitas condicionantes que influenciam os resultados. Sugere-se a adoção de métodos mais detalhados para quantificar a influência do dossel, além de equipamentos avançados e monitoramento contínuo, permitindo maior precisão nas análises futuras. (CAMPOS *et al.,* 2020; VITAL *et al.,* 2024).

Os resultados evidenciam a necessidade de aprofundamento nos estudos sobre a variabilidade espacial e temporal da redistribuição de água no dossel florestal. Essa redistribuição está intrinsecamente relacionada às características estruturais da vegetação, que influenciam diretamente os processos de (I), (Pi) e (Ec). Essas variáveis apresentam padrões complexos que podem ser alterados por características locais. A análise destaca que a dinâmica hídrica no dossel é fundamental para regular fluxos hídricos que impactam a infiltração no solo, a erosão e a recarga de aquíferos.

A precipitação interna, como principal fluxo que atinge o solo, apresentou valores consistentes com padrões já documentados, reforçando sua relevância no suprimento hídrico e na transferência de nutrientes ao solo. O escoamento pelo tronco, embora em menor proporção, também contribuiu para a redistribuição localizada de água, especialmente em árvores de maior porte, além de ser uma variável de grande relevância para Ecohidrologia.

Esses resultados são indispensáveis para o refinamento de modelos hidrológicos que buscam prever o comportamento de florestas tropicais sob cenários de mudanças climáticas e alterações no uso do solo. Compreender a dinâmica hídrica no dossel oferece subsídios para o manejo sustentável de florestas, possibilitando uma melhor gestão de seus serviços ecossistêmicos, como regulação hídrica e mitigação de eventos extremos. Além disso, os dados obtidos têm aplicabilidade prática em projetos de conservação, recuperação ambiental e monitoramento de áreas protegidas, fortalecendo o embasamento técnico para tomadas de decisão em políticas públicas e iniciativas privadas.

Conclusão

Os resultados obtidos reforçam o papel fundamental do dossel na modulação da entrada de água nos ecossistemas florestais amazônicos, especialmente durante o período chuvoso. A precipitação interna é o principal mecanismo responsável pela entrada de água no solo, enquanto o escoamento pelo tronco desempenha um papel secundário. De forma geral, os resultados da regressão indicaram que o comportamento dos componentes hidrológicos acompanhou o padrão da precipitação em aberto. Contudo, a interceptação (I) apresentou uma correlação fraca e não significativa com Pa ($p>0,05$). Complementarmente, a análise

da interceptação requer uma investigação mais aprofundada, especialmente no que diz respeito à sua variabilidade espacial e à precisão metodológica. Para futuros estudos, sugere-se o uso de equipamentos mais sensíveis e a ampliação do período de monitoramento, visando compreender melhor a dinâmica espacial e temporal dos processos hidrológicos na Amazônia.

Agradecimentos

Agradeço ao escritório regional do Programa LBA, Pela bolsa concedida e pelo apoio logístico e a Universidade Federal de Rondônia (UNIR).

Referências

ARTAXO, P. *et al.* Tropical forests are crucial in regulating the climate on Earth. **PLOS Climate**, v. 1, n. 8, p. e0000054, 2022. https://doi.org/10.1371/journal.pclm.0000054

BERENGUER, E. et al. Drivers and ecological impacts of deforestation and Forest degradation. Amazon Assessment Report, 2021. https://doi.org/10.55161/aizj1133

CAMPOS, M. M. N. *et al.* Interceptação em uma floresta ripária secundária urbana em Santarém-PA, Amazônia, Brasil. **Revista Ciência e Natura**, Santa Maria, v. 42, 2020. 10.5902/2179460X45215

CASAGRANDE, E. *et al.* Water balance partitioning for ecosystem service assessment. A case study in the Amazon. **Ecological Indicators**, v. 121, 107155, 2021. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107155

CAVALCANTE, R. B. L. *et al.* Terrestrial water storage and Pacific SST affect the monthly water balance of Itacaiúnas River Basin (Eastern Amazonia). **International Journal of Climatology**, v. 40, p. 3021-3035. doi.org/10.1002/joc.6380

CUNHA, Z.A. et al. A Modeling Approach for Analyzing the Hydrological Impacts of the Agribusiness Land-Use Scenarios in an Amazon Basin. Land, v. 12, 2023. https://doi.org/10.3390/land12071422

DEE, S. *et al.* Water isotopes, climate variability, and the hydrological cycle: recent advances and new frontiers. **Environmental Research Climate**, v. 02. 2023. https://doi.org/10.1088/2752-5295/accbe1

DE OLIVEIRA, G. *et al.* Increasing wildfires threaten progress on halting deforestation in Brazilian Amazonia. **Nature Ecology & Evolution**, v. 7, n. 12, p. 1945-1946, 2023.

DUKU, C.; HEIN, L. Assessing the impacts of past and ongoing deforestation on rainfall patterns in South America. Global Change Biology, v. 29, p. 5292–5303, 2023. 10.1111/gcb.16856

ESPINOZA, J.C *et al.* The new record of drought and warmth in the Amazon in 2023 related to regional and global climatic features. **Scientific Reports**, v. 14, n. 1, p. 8107, 2024.

FENG, Z. *et al.* A global high-resolution mesoscale convective system database using satellite-derived cloud tops, surface precipitation, and tracking. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v.126, n. 8, p. e2020JD034202, 2021. https://doi.org/10.1029/2020JD034202

FONSECA, A. *et al.* 2021. Boletim do desmatamento da Amazônia Legal (março 2021) SAD (p. 1). Belém: Imazon.

FRIESEN, J.; VAN STAN II, J. T. Early European Observations of Precipitation Partitioning by Vegetation: A Synthesis and Evaluation of 19th Century Findings. **Geosciences**, v. 9, n. 10, p. 423, 2019. https://doi.org/10.3390/geosciences9100423

JIMÉNEZ, J. C. *et al*. Vegetation Warming and Greenness Decline across Amazonia during the Extreme Drought of 2023. **Remote Sensing**, v. 16, n. 14, p. 2519, 2024.

LIKENS, G. E., EATON, J. E. A Polyurethane Stemflow Collector for Trees and Shrubs. **Ecology**, 51, 938–939. 1970. https://doi.org/10.2307/1933996

LIMA, J. A.; TONELLO, K. C. Rainfall partitioning in Amazon Forest: Implications of reduced impact logging for hydrological processes. **Agricultural and Forest Meteorology,** v. 337, p. 109505, 2023. https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2023.109505

LORENZON, A. S. *et al*. Precipitação efetiva e interceptação da chuva em um fragmento florestal com diferentes estágios de regeneração. **Revista Árvore**, v. 37, p. 619-627, 2013. https://doi.org/10.1590/S0100-67622013000400005

MOURA, R. G. *et al.* Avaliação do Brazilian Global Atmospheric Model na simulação dos componentes do balanço de água na Bacia Amazônica. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 36, p. 23-37, 2021. https://doi.org/10.1590/0102-77863540078

NEVES, R. G. S. S.; TONELLO, K. C.; BRAMORSKI, J. Análise da produção bibliográfica sobre hidrologia florestal no bioma amazônico. **Revista Sítio Novo**, v. 4, n. 4, p. 133-140, 2020. http://dx.doi.org/10.47236/2594-7036.2020.v4.i4.133-140p

NOBRE, A. D. O Futuro Climático da Amazônia, Relatório de Avaliação Científica. Patrocinado por ARA, CCST-INPE e INPA. São José dos Campos, Brasil, 42p.

OLIVEIRA, L. L. *et al.* Modelagem da interceptação na floresta nacional de caxiuanã, no leste da Amazônia. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 23, n. 3, p. 318-326, Set. 2008.

QUEIROZ, M. G. *et al.* Partitioning of rainfall in a seasonal dry tropical forest. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 20, n. 2, p. 230-242, 2020. https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2020.02.001

POLETO, G. C. *et al.* Interação da precipitação com o dossel florestal aumenta o aporte de nutrientes. **Revista Ambiente & Água**, v. 16, p. e2761, 2021. https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2761

SALES, F. *et al*. Impacts of Protected Area Deforestation on Dry-Season Regional Climate in the Brazilian Amazon. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v. 125, 2020. https://doi.org/10.1029/2020JD033048

SIERRA, J. P. *et al.* Impacts of land-surface heterogeneities and Amazonian deforestation on the wet season onset in southern Amazon. **Climate Dynamics**, v.6, p. 4867–4898. 2023. https://doi.org/10.1007/s00382-023-06835-2

SILVA, F. D. S. *et al.* Intercomparison of Different Sources of Precipitation Data in the Brazilian Legal Amazon. **Climate**, v. 11, n. 12, p. 241, 2023. https://doi.org/10.3390/cli11120241

TARGA, M. S. *et al*. Interceptação e escoamento de água pelo tronco em área de floresta tropical na bacia do Rio Una, Vale do Paraíba do Sul, Brasil. **Revista Técnica Ciências Ambientais**, v. 1, n. 2, p. 1-13, 2019.

TONELLO, K. C. *et al*. Rainfall partitioning in the Cerrado and its influence on net rainfall nutrient fluxes. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 303, 2021. https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2021.108372

UBARANA, V. N.; NOBRE, C. A. Observation and modelline of raifall interception at two experimental sites in Amazônia. Amazônian deforestation and climate. p.151-162. 1996.

VITAL, A. R. T. *et al*. Dinâmica da precipitação total e interna em perfil florestal na Amazônia Central. **Revista Geonorte**, v. 15, n. 50, 2024. https://doi.org/10.21170/geonorte.2024.V.15.N.50.111.129%20.

ÁGUA DE CONDENSAÇÃO DE AR-CONDICIONADO: UMA FONTE ALTERNATIVA VIÁVEL PARA O REÚSO PREDIAL

1 Vitor Correia Holanda Pereira, 2 Maria Luisa Bandeira Lima da Rocha, 3 Robson Rodrigues da Anunciação Júnior, 4 Allyce Maria Xisto da Silva, 5 Gilka Torres Dueire Lins, 6 André Felipe de Melo Sales Santos,

1 Universidade Federal Rural de Pernambuco, e-mail: vitorcorreia0706@gmail.com; 2 Universidade Federal Rural de Pernambuco, e-mail: malubands9638@gmail.com; 3 Universidade Federal Rural de Pernambuco,e-mail: robson.anunciacaojunior@ufrpe.br; 4 Universidade Federal Rural de Pernambuco, e-mail: allyce.xisto@ufrpe.br; 5 Universidade Federal Rural de Pernambuco, e-mail: gilka.dueire@ufrpe.br; 6 Universidade Federal Rural de Pernambuco, e-mail: andre.felipesantos@ufrpe.br.

Palavras-chave: Aproveitamento de água ; Ar-condicionado; Sustentabilidade

Resumo

Este trabalho apresenta a elaboração de um pré-projeto técnico para a implementação de um sistema de reúso de água de condensação proveniente de 90 aparelhos de climatização do Centro de Educação e Gestão Organizacional (CEGOE), na Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE). A motivação do estudo fundamenta-se na escassez hídrica crônica do Nordeste brasileiro e na necessidade de otimização de recursos em infraestruturas públicas. A metodologia baseou-se em levantamento de campo para quantificação da produção hídrica — estimada no campo em uma vazão média de cerca de 1 L/h por equipamento — e na caracterização físico-química do condensado. Os resultados apontam uma produção diária de 1,8 m³, sendo o equivalente a 4,5% do consumo diário do prédio (40m³). Embora a edificação seja abastecida por poço artesiano, um sistema de reuso, proposto pelos estudantes de engenharia ambiental da UFRPE, promoveria benefícios estratégicos, como a redução do regime de bombeamento e consequente economia de energia elétrica (nexo água-energia), além de eliminar patologias edilícias causadas pela umidade excessiva nas fachadas pelas infiltrações e molhamentos das saídas de condensado dos ar-condicionados . Conclui-se que o reúso de água de condensação é uma estratégia de viabilidade técnica e sanitária para o alcance das metas de eficiência predial, alinhando-se diretamente aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) 11 e 12 da Agenda 2030, servindo como modelo replicável para a gestão pública consciente e resiliente.

Introdução

Colocando em questão a disponibilidade hídrica mundial, cerca de 2/3 do planeta terra é constituído de água, aproximadamente 97% de água salgada e 3% de água doce. Desses 3% passível para as atividades humanas, apenas 1% é de fácil acesso, correspondendo a umidade, rios e lagos. Sendo os outros 99% armazenados em geleiras e águas subterrâneas (Shiklomanov, 1998). Em um planeta com mais de 8 bilhões de pessoas (2022), a falta de disponibilidade hídrica já vem sendo um problema para diversos países no mundo inteiro.

O Brasil, detentor de 12% da disponibilidade hídrica mundial (ANA, 2023), apresenta uma contradição flagrante: a abundância hidrológica não se traduz na universalização do acesso. Segundo dados recentes (Brasil, 2025), aproximadamente 32 milhões de brasileiros ainda carecem de acesso à água potável. Esta vulnerabilidade é acentuada no Nordeste, a região com a menor disponibilidade hídrica *per capita* do território nacional (ANA, 2023), o que expõe uma lacuna crítica entre o preceito constitucional da água como bem público universal (CF/88) e a realidade socioambiental enfrentada pela população.

Diante desse cenário e da crescente degradação dos corpos hídricos, a implementação de sistemas de reúso de água torna-se uma estratégia de gestão ambiental indispensável. Esse processo consiste no aproveitamento de águas residuárias para finalidades não potáveis, a exemplo da irrigação de áreas verdes e lavagem de logradouros. Tais medidas devem ser incentivadas em edificações residenciais e, prioritariamente, em equipamentos públicos, visando consolidar modelos de eficiência hídrica que sirvam de referência para a conscientização de toda a sociedade.

Motivados por este contexto, estudantes do curso de Graduação em Engenharia Ambiental da UFRPE propuseram a implementação de um sistema de reúso de água no Centro de Educação e Gestão Organizacional (CEGOE). A escolha do edifício justifica-se pelo alto fluxo de circulação de pessoas e pelo diagnóstico prévio de ineficiências estruturais: a operação diária de 90 aparelhos de ar-condicionado gerava desperdício de água de condensação, além de causar danos estruturais (Figura 1) e riscos de acidentes de queda no local.



Figura 1. Evidências de patologias edilícias decorrentes do gotejamento de condensado.
Fonte: Os autores (2026)

O presente trabalho detalha, portanto, as especificações do sistema de reuso, a estimativa de custos e o volume de água que será mitigado do consumo potável diário com as suas possíveis utilizações, demonstrando as questões técnicas e de benefícios da intervenção.

Material e Métodos

A presente pesquisa configura-se como um estudo de caso, com abordagem qualiquantitativa e quantitativa, destinada à avaliação do potencial de aproveitamento de água de condensação proveniente de sistemas de climatização. O estudo foi realizado no edifício do Centro de Ensino de Graduação (CEGOE), situado no campus da sede da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), no bairro de Dois Irmãos, Recife-PE. O CEGOE caracteriza-se por uma operação ininterrupta de 16 horas diárias, distribuída entre os turnos matutino, vespertino e noturno, atendendo a um fluxo médio diário de aproximadamente 1.980 discentes e 20 servidores. O delineamento metodológico foi estruturado em três partes: , (1) Levantamento de campo; (2) Caracterização físico-química da água de condensação e (3) Proposta de projeto de sistema de coleta de condensados dos ar-condicionados.

A etapa de levantamento de campo compreendeu a identificação e a quantificação dos equipamentos de climatização instalados na edificação por quantidade e modelo e capacidade (BTU). Também foi verificada as condições do poço e a vazão de água mensal do mesmo para comparar os dados de uso de água e potencial de reuso verificados pelo projeto em campo. Para estimar o potencial de produção de água de condensação, estabeleceu-se um regime operacional de 16 horas diárias, considerando 20 dias úteis mensais. A determinação da vazão de descarga dos condensadores foi realizada mediante medições diretas *in loco*, utilizando o método volumétrico com auxílio de uma proveta de 500 ml e cronometragem do tempo de enchimento. Os dados foram coletados em triplicata para 6 pontos de coleta.

Paralelamente, foram conduzidas análises físico-químicas da água de condensação dos aparelhos de ar-condicionado para validar seu potencial de reúso. A caracterização da qualidade da água foi realizada a partir de coletas em três dias distintos, no período de fevereiro a março de 2023, com análises conduzidas em triplicata. As amostras foram submetidas à determinação dos seguintes parâmetros físico-químicos: potencial hidrogeniônico (pH), turbidez (uT), sólidos totais dissolvidos (STD, em ppm) e condutividade elétrica ($\mu S\ cm^{-1}$). Para fins comparativos, os mesmos parâmetros foram avaliados em amostras de água destilada e água de abastecimento proveniente de poço. Para a determinação dos parâmetros de qualidade da água, adotou-se o protocolo internacional do *Standard Methods* (APHA; AWWA; WEF, 2023).

A partir dos ddos qualitativos, quantitativos e da planta do edifício. Foi possível dimensionar um sistema hidráulico (rede) preliminar com o objetivo de coletar os líquidos das unidades geradoras de líquidos condenados e dar a eles uma destinação mais adequada dentro da edificação. O pré-projeto usou a premissa de uso de materiais baratos e adequados a transporte de água limpa, com uso ainda de conexões e singularidades específicas para o sistema projetado com base na arquitetura e características do prédio na condição de campo atual.

Resultados e Discussão

O levantamento de campo obteve informação que a vazão de operação mensal média do poço artesiano utilizado como fonte de água para o prédio é de cerca de 40 m^3/mês. O levantamento do número de ar-condicionados levantou um total de 90 unidades do de ar condicionados tipo *split*, com capacidade nominal de 18.000 BTUs cada. Com base nesse monitoramento, a produção hídrica projetada alcançou cerca de 1,8 m^3 diários, totalizando 7,2 m^3 semanais e um potencial de 28,8 m^3 mensais de água recuperada.

A literatura cita que esse valor pode chegar em torno em média entre 1,5 a 2,5 L/h, mas podendo chegar a 3 L/h em regiões onde a umidade do ar é superior a 60% . No caso da cidade do Recife a umidade do ar média varia nos meses mais quentes aos mais frios de 72 a 85%, com média de 80%. O valor observado no campo de 1L/h por equipamento mostrou-se um pouco abaixo do verificado na literatura, podendo estar associado ao fato dos equipamentos analisados serem novos e com tecnologia mais econômica.

Os resultados dos parâmetros analisados na água proveniente do ar-condicionado estão sintetizados na Tabela 1.

Amostra	pH	Turbidez (uT)	STD (ppm)	Condutividade (µS)
1	6,38	2,7	18,84	26,13
2	6,66	2,64	13,23	26,33
3	6,86	2,68	8	16,07
4	6,82	3,48	7,43	15,22
5	6,95	3,16	5,93	15,07
6	7,01	6,07	5,19	14,78
Média	**6,84**	**2,93**	**7,72**	**15,65**
Desvio-padrão	**0,17**	**0,88**	**4,18**	**4,86**
Coeficiente de variação (%)	**2,5**	**30,0**	**54,1**	**31,1**

Tabela 1. Resultados das análises físico-químicas na água do ar-condicionado.
Fonte: Os autores (2026)

Pelos padrões estabelecidos pela Portaria GM/MS N° 888/2021 do Ministério da Saúde, para a água ser considerada potável deve apresentar valores de pH entre 6,0 e 9,0. Os níveis de turbidez não devem ultrapassar 5 uT (unidades de turbidez) e os STD devem ser de no máximo até 500 ppm. O parâmetro de condutividade não é levado em consideração para o aspecto de potabilidade, servindo apenas como um indicador indireto da presença de íons dissolvidos. Entretanto, esta norma fala de potabilidade de água e para tanto dois parâmetros adicionais não realizados deveriam ser considerados: coliformes fecais e termotolerantes e metais pesados. Neste sentido, o reuso recomendado seria o não-potável, sendo aplicável a norma ABNT NBR 15527:2007 (água de chuva) ou diretrizes de águas cinzas (ABNT, 2007). Em comparação dos dados obtidos aos limites regulatórios, as amostras analisadas apresentam-se em sua maioria, dentro dos padrões estabelecidos. Destaca-se, no entanto, que o valor de turbidez da amostra 6 (6,07 uT) está acima do permitido pela portaria citada para reuso potável. É possível que se trate de um desvio pontual ou de uma contaminação momentânea, uma vez que as demais amostras apresentaram turbidez dentro do limite.

Para fins de comparação, os resultados das análises físico-químicas de uma água destilada de laboratório e a água de abastecimento do CEGOE estão dispostos nas Tabelas 2 e 3.

Amostra	pH	Turbidez (uT)	STD (ppm)	Condutividade (µS)
Água Destilada	6,16	3,13	6,21	9,16

Tabela 2. Resultados da análise físico-química de uma água destilada
Fonte: Os autores (2026)

Amostra	pH	Turbidez (uT)	STD (ppm)	Condutividade (µS)
1	6,64	1,33	4,69	9,34
2	6,49	1,33	4,70	9,38
3	6,64	1,47	4,71	9,37
Média	**6,59**	**1,38**	**4,70**	**9,37**
Desvio-padrão	**0,07**	**0,06**	**0,01**	**0,02**
Coeficiente de variação (%)	**1,0**	**4,7**	**0,1**	**0,2**

Tabela 3. Resultados da análise físico-química da água de abastecimento do prédio.
Fonte: Os autores (2026)

A viabilidade técnica do reúso de água de sistemas de condensação em edificações deve ser analisada à luz de um arcabouço normativo que articula requisitos de segurança sanitária, eficiência hidráulica e sustentabilidade no uso dos recursos hídricos. No contexto brasileiro, essa prática insere-se no campo das soluções descentralizadas de gestão de água, sendo regulamentada de forma indireta por normas técnicas, legislações ambientais e diretrizes de saúde pública.

No âmbito das instalações prediais, a ABNT NBR 5656:2020 estabelece os critérios para o projeto, execução e operação de sistemas hidráulicos, incluindo aspectos como dimensionamento de reservatórios, controle de pressões e prevenção de contaminação cruzada (ABNT, 2020). A norma enfatiza a necessidade de segregação entre redes de água potável, requisito fundamental para sistemas de reúso, especialmente em edificações com múltiplos pontos de consumo, indicando que os reservatórios de águas prediais tenham no mínimo 500 litros.

Como já citado, complementarmente, a ABNT NBR 15527:2007 fornece diretrizes técnicas aplicáveis ao aproveitamento de águas alternativas em usos não potáveis, incluindo critérios de captação, armazenamento, tratamento e distribuição. Embora voltada à água pluvial, seus princípios são amplamente empregados em sistemas de reúso de água de condensação, sobretudo no que se refere à garantia de qualidade e à segurança operacional (ABNT, 2007). De forma análoga, a ABNT NBR 13969:1997 estabelece parâmetros para o reúso de efluentes tratados, contribuindo com referências sobre padrões de qualidade e aplicações permitidas (ABNT, 1997).

No campo ambiental, a Resolução do Conselho Nacional dos Recursos Hídricos CNRH nº 54/2005 constitui o principal instrumento normativo federal voltado ao reúso de água, definindo diretrizes para sua prática segura e sustentável (BRASIL, 2025). Essa resolução reforça a necessidade de controle da qualidade da água e da adequação ao uso pretendido, princípios essenciais para a utilização da água de condensação em atividades como limpeza e irrigação.

Em termos de política pública, a Lei nº 9.433/1997 reconhece o reúso como instrumento estratégico para a gestão racional da água, incentivando práticas que promovam eficiência e redução da pressão sobre mananciais (BRASIL, 1997). Essa diretriz é particularmente relevante em regiões com estresse hídrico, como o Nordeste brasileiro, onde soluções descentralizadas assumem papel fundamental na segurança hídrica urbana.

Adicionalmente, diretrizes internacionais, como as propostas pela Organização Mundial da Saúde, reforçam a importância da abordagem baseada em risco para o reúso de água, destacando a necessidade de avaliação integrada entre qualidade, exposição e finalidade de uso (WHO, 2006). Essas recomendações contribuem para a consolidação de práticas seguras e adaptáveis a diferentes contextos urbanos.

Dessa forma, a integração entre normas técnicas, instrumentos legais e diretrizes internacionais evidencia que o reúso de água de condensação, embora ainda pouco regulamentado de forma específica no Brasil, encontra respaldo em um conjunto consistente de dispositivos normativos. Esse arcabouço permite assegurar a viabilidade técnica, sanitária e ambiental da sua implementação, consolidando-se como estratégia relevante para a promoção da eficiência hídrica em edificações públicas.

A infraestrutura para a captação de água de condensação foi pré-projetada de forma simétrica para os quatro blocos do CEGOE, utilizando componentes padronizados para garantir a viabilidade técnica e a facilidade de construção, operação e manutenção. Em cada unidade, o sistema idealizado foi composto por uma rede vertical de tubulações de PVC soldável (25 mm), fixadas à alvenaria por abraçadeiras tipo 'U' com buchas e parafusos de 6 mm. Para a interligação com os aparelhos de ar-condicionado, adotou-se o uso de mangueiras cristal (2 mm) conectadas a uma tubulação coletora principal (PVC de 25mm). O armazenamento do volume coletado é centralizado em uma caixa d'água de 5.000 L por bloco, equipada com torneira plástica de saída e extravasor de segurança. A fachada frontal com o posicionamento de onde ficaria a caixa d'água é esquematizada na Figura 2.



Figura 2. Planta do CEGOE em 2D - Vista frontal.
Fonte: Os autores (2026)

O sistema de captação foi dimensionado para integrar 90 aparelhos de ar-condicionado (tipo *split*, 18.000 BTUs), distribuídos equitativamente entre os quatro blocos da edificação. Para a estimativa da produção hídrica, estabeleceu-se um regime operacional de 16 horas diárias, considerando 20 dias úteis por mês.

Dada essa capacidade de geração de cerca de 30 m^3/mês, a operação do sistema demanda o consumo da água armazenada em uma frequência de duas a três vezes por semana, medida necessária para evitar o transbordamento dos reservatórios e garantir a contínua disponibilidade de armazenamento.

A viabilidade da estratégia foi avaliada mediante a confrontação entre o volume de condensado produzido e o consumo hídrico diário da edificação, estimado em 40 m^3. Este parâmetro de consumo foi balizado pela norma técnica vigente para instalações prediais, adotando-se uma dotação de 20 L/pessoa, ponderada por uma ocupação média de 55% da capacidade das salas de aula somada ao contingente de colaboradores fixos. Os resultados demonstram que o sistema possui capacidade de suprir aproximadamente 4,5% da demanda hídrica diária total do CEGOE. Embora o índice possa parecer incremental, sua implementação configura uma medida mitigadora relevante para a redução do consumo de água potável, consolidando o reúso como uma estratégia de eficiência predial e um vetor de educação ambiental para a comunidade acadêmica.

Embora o abastecimento da edificação seja suprido por poço artesiano — o que implica a ausência de abatimento tarifário direto na fatura de água —, a implementação do sistema de reúso apresenta benefícios estratégicos voltados à eficiência energética e à sustentabilidade operacional. Ao reduzir a demanda por água potável captada via bombeamento subterrâneo, o projeto diminui o regime de funcionamento das bombas hidráulicas, otimizando o consumo de energia elétrica e mitigando o desgaste prematuro dos equipamentos.

Paralelamente aos ganhos hídricos e energéticos, a centralização da coleta de condensado elimina patologias edilícias crônicas observadas na edificação. O gotejamento descontrolado das unidades condensadoras vem causando uma aceleração da corrosão nos suportes metálicos dos aparelhos e uma degradação físico-química da fachada de alvenaria e revestimentos, como já visto na Figura 1. Ao sanar a umidade constante nas superfícies e interromper o fluxo aleatório de água nos logradouros, o sistema mitiga os riscos de acidentes por escorregamento e reduz a frequência de manutenção corretiva nas estruturas prediais. Esta abordagem proativa demonstra como a gestão hídrica, através do reúso de condensado, atua como um vetor de engenharia de manutenção, preservando a integridade estrutural e garantindo a segurança de usuários e colaboradores.

Esta iniciativa transcende a economia operacional, alinhando-se diretamente aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da Agenda 2030 da ONU. A proposta contribui para o ODS 11 (Cidades e Comunidades Sustentáveis), ao promover a gestão eficiente e resiliente de recursos em infraestruturas públicas, e para o ODS 12 (Consumo e Produção Responsáveis), ao implementar práticas de economia circular no uso da água, reduzindo o desperdício em edificações de alto fluxo e fomentando uma cultura de responsabilidade ambiental dentro do ambiente universitário.

Considerações Finais

O desenvolvimento deste estudo de caso no CEGOE/UFRPE demonstrou que a implementação de sistemas de reúso de água de condensação de aparelhos de ar-condicionado constitui uma solução técnica viável e eficiente para a gestão hídrica em edificações públicas de alto fluxo. Embora a contribuição quantitativa de 4,5% na demanda hídrica diária possa ser classificada como um índice incremental, seu impacto é substancial quando analisado sob o prisma da sustentabilidade operacional e da eficiência energética. A redução da carga sobre o sistema de bombeamento do poço artesiano e a diminuição do regime de operação das bombas hidráulicas evidenciam o nexo indissociável entre a economia de água e a otimização do consumo de energia elétrica, superando a ausência de abatimento tarifário direto.

Além dos benefícios operacionais, a intervenção provou ser uma medida eficaz de engenharia de manutenção ao mitigar patologias edilícias causadas pelo gotejamento constante sobre a fachada e suportes metálicos. A eliminação desse fluxo aleatório não apenas preserva a integridade física da edificação e aumenta a vida útil dos equipamentos de climatização, mas também eleva os padrões de segurança ocupacional ao prevenir riscos de acidentes por escorregamento nas áreas de circulação. Esses resultados reforçam que soluções descentralizadas de reúso são fundamentais para a resiliência de infraestruturas acadêmicas, especialmente em regiões com restrições hídricas.

Por fim, o projeto consolida-se como um vetor de transformação pedagógica e social, alinhando a prática da Engenharia Ambiental aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) 11 e 12 da Agenda 2030. Ao converter um passivo ambiental — o desperdício de água de condensação — em um recurso estratégico, a iniciativa fomenta a cultura de circularidade no ambiente universitário. Conclui-se, portanto, que a replicação deste modelo em outros edifícios da universidade e em equipamentos públicos similares é uma estratégia recomendável, servindo como referência prática para a gestão pública consciente, o monitoramento preventivo e a busca contínua pela eficiência hídrica.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE) e ao Departamento de Tecnologia Rural (DTR) pelo suporte institucional concedido. Expressam, ainda, seus agradecimentos ao Professor André Felipe orientação e pelas contribuições ao desenvolvimento acadêmico e profissional dos demais autores.

Referências Bibliográficas

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2023: informe anual**. Brasília: ANA, 2023. Disponível em: https://www.gov.br/ana/pt-br/assuntos/gestao-das-aguas/panorama-da-situacao-dos-recursos-hidricos. Acesso em: 01 mai. 2026.

APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AWWA – AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WEF

– WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 23. ed. Washington, DC: APHA, 2017.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13969:1997: Tanques sépticos – Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos.** Rio de Janeiro: ABNT, 1997.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15527:2019: Aproveitamento de água de chuva para fins não potáveis em áreas urbanas**. Rio de Janeiro: ABNT, 2019.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 5626:2020: Sistemas prediais de água fria e água quente.** Rio de Janeiro: ABNT, 2020.

BRASIL. Conselho Nacional dos Recursos Hídricos. **Resolução nº 54, de 28 de novembro de 2005**. Estabelece diretrizes gerais para o reúso direto não potável de água. Diário Oficial da União: Brasília, DF, 2005.

BRASIL. **Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997.** Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Diário Oficial da União: Brasília, DF, 1997.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021**. Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS nº 5, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília, DF: Ministério da Saúde, 2021. Disponível em: https://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2021/prt0888_07_05_2021.html.

INSTITUTO TRATA BRASIL. **Dia Mundial da Água: falta de saneamento impacta 32 milhões de brasileiros**. Instituto Trata Brasil, [s. l.], 22 mar. 2022. Disponível em: https://tratabrasil.org.br/dia-mundial-da-agua-falta-impacta-32-milhoes/. Acesso em: 1 mai. 2026.

TUNDISI, José Galizia. **Água no século XXI: enfrentando a escassez**. 2. ed. São Carlos: Rima, 2003.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Geneva: WHO, 2006.

Comentários finais

O reuso de ar condicionado é de fato viável tecnicamente para o reuso não potável, oferecendo diferentes benefícios na gestão pública sustentável.

IMPACTOS DA AGROPECUÁRIA SOBRE A INFILTRAÇÃO DA ÁGUA NO SOLO E MAMÍFEROS TERRESTRES: ESTUDO DE CASO DO PARNA GRANDE SERTÃO VEREDAS E ENTORNO

1 Bianca Pietsch Cunha Bendito, 2 Viviane Nascimento Carvalho, 3 Jader Marinho-Filho, 4 Leonardo de Paula Gomes, 4 Bárbara Zimbres

1 Fundação Pró-Natureza (Funatura), e-mail: biancabenditoo@gmail.com; 2 Programa de Ciências florestais da Universidade de Brasília Fundação, e-mail: vivianenjcar.vc@gmail.com; 3 Centro UnB Cerrado e Fundação Pró-Natureza (Funatura), e-mail: jmfunb@gmail.com; 4 Fundação Pró-Natureza (Funatura), e-mail: leonardop_gomes@yahoo.com.br; 5 Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia – IPAM, e-mail: babizimbres@gmail.com

Palavras-chave: Compactação do solo, Fragmentação de habitats, PL 2.159/2021

Resumo

A expansão do agronegócio no Cerrado altera simultaneamente a dinâmica hidrológica e ecológica, mas seus impactos integrados sobre infiltração da água e fauna ainda não são considerados de maneira adequada ou são tratados de forma fragmentada pelos instrumentos de gestão ambiental. Analisou-se a região do entorno do Parque Nacional Grande Sertão Veredas (PNGSV), utilizando dados de campo, análise da paisagem e revisão da literatura para avaliar de forma integrada solo, água e fauna. Foram estimadas taxas de infiltração em diferentes usos do solo com infiltrômetro, analisadas propriedades físicas do solo, mapeadas estruturas de irrigação e levantadas evidências de impactos sobre mamíferos de médio e grande porte. As maiores taxas de infiltração ocorreram em áreas de vegetação nativa, enquanto áreas agrícolas e pastagens apresentaram baixa infiltração associada à compactação do solo. As veredas apresentaram baixa infiltração por condições naturais de saturação, mas dependem das áreas de recarga nas chapadas, tornando-se vulneráveis às alterações no entorno causada pelas atividades agropecuárias. Assim, a redução da infiltração nas áreas antropizadas pode comprometer a disponibilidade hídrica e gerar efeitos fora do local de origem (off-site). O levantamento identificou alta diversidade de mamíferos de médio e grande porte, evidenciando a relevância ecológica da região e sua sensibilidade às pressões antrópicas. No entanto, verificou-se que as estruturas de irrigação atuam como armadilhas ecológicas, causando mortalidade por afogamento, fragmentação de habitats e perda de conectividade da fauna. Os impactos sobre solo, água e fauna são interdependentes e cumulativos, exigindo abordagens integradas na gestão ambiental e hídrica. Sem a incorporação desses processos nos instrumentos de planejamento e licenciamento, há risco de agravamento da insegurança hídrica e da perda de biodiversidade em regiões de alta relevância ecológica.

Introdução

A expansão do agronegócio no Cerrado tem promovido transformações simultâneas nos processos hidrológicos e ecológicos, ao alterar tanto a dinâmica da água no solo quanto a estrutura e funcionamento dos habitats naturais. A conversão da vegetação nativa em áreas agrícolas intensivas reduz a infiltração da água e compromete a recarga hídrica, ao mesmo tempo em que a implantação de infraestruturas associadas à irrigação, como canais e reservatórios, introduz novos riscos à fauna, incluindo fragmentação de habitats, barreiras ao deslocamento e mortalidade direta de animais (; Anache et al., 2018; Oliveira et al., 2020; Gomes et al., 2019; Gómez-Ortiz et al., 2024). Apesar da interdependência entre esses processos, os instrumentos legais e de gestão ambiental ainda tendem a tratá-los de forma fragmentada, sem incorporar adequadamente seus efeitos cumulativos sobre os ecossistemas. Essa limitação é particularmente crítica em regiões semiáridas e em áreas com elevada integridade ecológica e presença de remanescentes nativos, como o entorno de unidades de conservação, onde a disponibilidade hídrica depende fortemente da infiltração e a fauna silvestre apresenta maior sensibilidade às alterações da paisagem (Bijos et al., 2023; IUCN, 2024; MMA, 2022;).

No Cerrado, a relação entre solo e água é determinante para a manutenção dos serviços ecossistêmicos associados à regulação hídrica. Solos profundos e altamente permeáveis, quando associados à vegetação nativa, favorecem a infiltração da água da chuva e a recarga de aquíferos, sustentando a perenidade dos cursos d'água mesmo em períodos de estiagem (Lima & Silva, 2007). No entanto, a intensificação do uso do solo tem sido associada ao aumento da compactação, redução da porosidade e perda de estrutura, limitando a infiltração e alterando o balanço entre escoamento superficial e fluxo subterrâneo (Anache et al., 2017). Esses processos são particularmente relevantes em áreas de chapada, cuja função de recarga influencia diretamente a disponibilidade hídrica em regiões mais baixas da bacia.

Paralelamente, a expansão da agricultura irrigada tem promovido a ampliação de estruturas como canais e reservatórios artificiais, que, embora aumentem a eficiência do uso da água na produção, geram impactos relevantes sobre a fauna silvestre. Evidências indicam que essas estruturas podem atuar como armadilhas ecológicas, causando mortalidade por afogamento, além de funcionarem como barreiras físicas que fragmentam habitats e reduzem a conectividade da paisagem (Gómez-Ortiz et al., 2024; Gallego-García & Sarasola, 2024). Esses impactos são potencializados em regiões com alta diversidade de mamíferos de médio e grande porte, especialmente quando associados à perda de habitat e à intensificação do uso da terra (Azevedo et al., 2022; Mpalo et al., 2024).

Na região do Parque Nacional Grande Sertão Veredas (PNGSV) e seu entorno, esses processos podem estar ocorrendo de forma simultânea e intensificada. A unidade de conservação (UC) e outras próximas estão se tornando ilhas de vegetação nativa cercadas por processos de antropização, especificadamente pressão da expansão agropecuária e da irrigação (IBAMA; FUNATURA, 2003; ICMBio/MMA, 2024; IUCN, 2024). No entanto, não há estudos sobre como esse processo pode estar afetando tanto as UCs, como a biodiversidade e regulação hídrica da região. A coexistência entre áreas protegidas e sistemas produtivos intensivos e a sustentabilidade dos recursos naturais reforça a necessidade de compreender como as mudanças no uso do solo e a implantação de infraestrutura hídrica afetam de forma integrada a água e a fauna. Além disso, apesar do avanço do conhecimento científico sobre esses processos, ainda há lacunas importantes na forma como são considerados nos instrumentos de gestão e planejamento ambiental

Diante desse contexto, o presente estudo tem como objetivo analisar, de forma integrada, os efeitos do uso e cobertura do solo sobre a infiltração da água e os impactos das estruturas de irrigação sobre mamíferos terrestres de médio e grande porte na região do PNGSV e seu entorno. Ao combinar dados de campo, análise da paisagem e evidências da literatura, o estudo busca contribuir para o avanço da compreensão das interações entre solo, água e fauna, fornecendo subsídios técnicos para o aprimoramento da gestão ambiental em áreas de alta relevância ecológica.

Material e Métodos

- Área de estudo

O Parque Nacional Grande Sertão Veredas (PNGSV) está localizado na bacia hidrográfica do rio Carinhanha, na divisa entre os estados de Minas Gerais e Bahia, entre as coordenadas aproximadas de 14°25′ a 15°50′ de latitude sul e 45°15′ a 46°50′ de longitude oeste, ocupando uma área de cerca de 231.668 hectares (Figura 1). A região possui uma tipologia climática classificada como semiárida, com precipitação anual média que varia entre 800 e 1.200 mm (Mantovani, 2021). Os solos da região são altamente permeáveis e com baixa capacidade de retenção de umidade, o que os torna favoráveis à rápida infiltração da água da chuva, contribuindo para a recarga do aquífero (IBGE, 2025). O Cerrado encontrado no PNGSV se caracteriza por uma diversidade de fitofisionomias, desde campos abertos até cerradões e carrascos, com destaque para as grandes e biodiversas veredas, comumente localizadas sobre a região do Sistema Aquífero Urucuia (SAU) (Profill, 2022). Veredas ocorrem onde a água subterrânea aflora naturalmente, pois o nível freático (isto é, o nível da água no subsolo) está próximo da superfície (Durigan, 2022). A região possui um mosaico de unidades de conservação que favorece a manutenção de corredores ecológicos, que influencia os modos de vida dos mamíferos de médio e grande porte presentes no local como a onça-pintada, o lobo-guará e o tatu-bola.

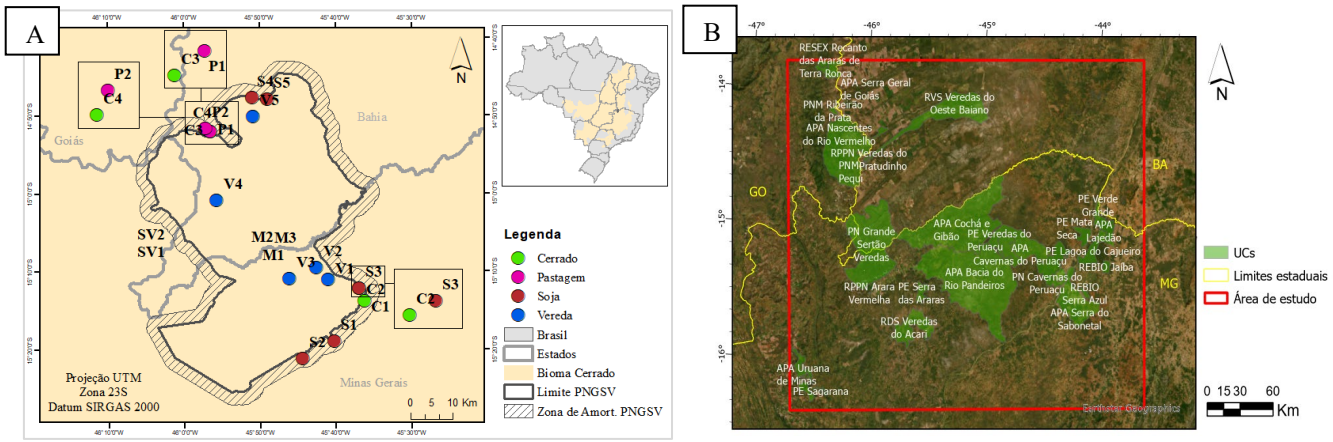


Figura 01: Localização da área de estudo Parque Nacional Grande Sertão Veredas com os pontos de coleta da taxa de infiltração de água no solo (A) e seu entorno considerado na análise dos impactos das estruturas de irrigação sobre a fauna (B)

- Estimativa da taxa de infiltração de água no solo

Foram conduzidos testes de campo para estimar a taxa infiltração da água no solo, no interior e no entorno do Parque Nacional Grande Sertão Veredas (PNGSV) utilizando o Infiltrômetro de anéis concêntrico e o método da lâmina de água variável. Foram selecionados 21 pontos e os seguintes tipos de uso e cobertura do solo: cerrado, mata ciliar, vereda, pastagem e plantios de soja. Iniciou-se o teste adicionando água ao anel externo até uma altura de 5 cm e, em seguida, ao anel interno até a mesma altura, momento em que foi iniciada a cronometragem do tempo. O teste foi finalizado quando toda a água adicionada no anel interno havia infiltrado no solo ou quando o nível da lâmina de água permaneceu constante, e o tempo decorrido foi registrado. A partir dos dados coletados, foi determinada a taxa de infiltração de água no solo ($cm.min^{-1}$) para os diferentes usos e coberturas do solo, utilizando a altura da lâmina de água aplicada (5 cm) e o tempo para infiltração de água no solo:

$$Taxa\ de\ infiltração = \Delta h/\Delta t \qquad (01)$$

Onde: Δh é a variação da altura de água aplicada no início e no final do teste (5 cm) e Δt é o tempo de corrido desde o início até o final do teste (minutos).

Para auxiliar na discussão dos resultados foram realizados testes de resistência à penetração do solo, utilizando um penetrômetro hidráulico do tipo Compact-Test, que mede a firmeza (ou compactação) do solo e profundidade do solo que foi penetrada. O teste foi considerado finalizado quando (i) a haste havia sido penetrada no solo por inteiro ou (ii) uma camada compactada era encontrada e havia impedimento para continua penetrando a haste no solo. A profundidade do início da camada compactada foi anotada.

Foram realizadas também coleta de amostras de solo deformadas e compostas, retiradas da camada superficial do solo (0–20 cm) com o uso de uma cavadeira. Após a coleta, as amostras foram devidamente identificadas, acondicionadas em sacos plásticos e enviadas para análise em laboratório especializado. As análises laboratoriais incluíram a determinação da umidade gravimétrica (%), matéria orgânica (g/dm3), carbono orgânico (g/dm3) e ph (CaCl2), seguindo os procedimentos descritos pela Embrapa (2017, 2018).

- Estimativa do risco para animais de grande e médio porte

Para avaliar os impactos das estruturas de irrigação sobre mamíferos terrestres de médio e grande porte (MTMGP) utilizou-se uma abordagem integrada, com as seguintes etapas:

- Levantamento da fauna por meio da integração de dados secundários e primários. Os dados secundários consistiram na compilação de listas de espécies a partir do Plano de Manejo do PNGSV. Já os dados primários foram obtidos em campo, incluindo informações fornecidas pela equipe do Projeto Onçafari (https://oncafari.org/) e visitas técnicas realizadas entre outubro de 2024, permitindo validar e complementar a ocorrência das espécies na região.
- Análise da paisagem para o mapeamento das estruturas de irrigação (pivôs centrais, canais e tanques). Esse mapeamento foi feito de forma manual e supervisionada, utilizando como base o produto de irrigação do MapBiomas (Coleção 9 – 2023) e imagens de alta resolução (World Imagery/ESRI, 1 m). As análises foram conduzidas no software ArcGIS Pro, permitindo identificar e classificar com precisão os elementos da paisagem relacionados à irrigação.
- Identificação dos impactos por meio de revisão da literatura científica nacional e internacional, focada nos efeitos da infraestrutura de irrigação sobre a fauna. Além disso, foram analisados documentos técnicos e relatórios de fiscalização ambiental, bem como registros de mortalidade de animais monitorados por telemetria (como lobos-guará), fornecendo evidências empíricas dos impactos.

Resultados e Discussão

- Estimativa da taxa de infiltração de água no solo

O Cerrado apresentou as maiores taxas de infiltração de água no solo, embora com grande variação entre os pontos amostrados. Essa variação pode indicar heterogeneidade nas condições físicas do solo, possivelmente relacionada a diferenças de relevo, compactação natural ou intervenções antrópicas pontuais (Figura 2). As veredas registraram taxas menores, semelhantes ou até inferiores às observadas em áreas antrópicas. Os plantios de soja e as pastagens apresentaram baixas taxas de infiltração e pouca variação entre os pontos, sugerindo menor capacidade de absorção de água em função do manejo agrícola. A área sem vegetação apresentou os menores valores, reforçando que a ausência de cobertura vegetal reduz drasticamente a capacidade de infiltração do solo.

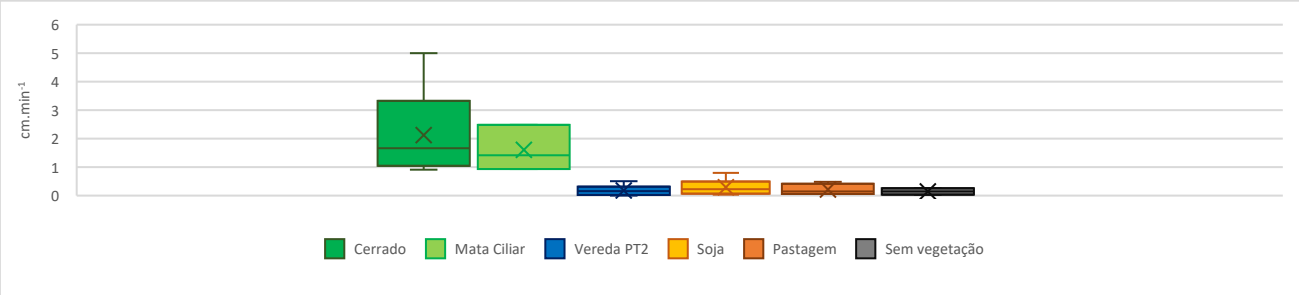


Figura 02: Resultado do teste de infiltração de água no solo utilizando o Infiltrômetro de anéis concêntricos para os usos e coberturas do solo analisados.

Os resultados dos testes de resistência à penetração indicam que a estrutura física do solo é determinante para explicar as diferenças nas taxas de infiltração observadas. De modo geral, os valores de pressão para uma mesma profundidade foram mais elevados nas áreas antropizadas, sugerindo maior densidade do solo. Em todas as áreas de vegetação nativa, a haste do penetrômetro atingiu 70 cm de profundidade, enquanto, nas áreas de pastagem e soja, camadas compactadas impediram a penetração completa. Nas pastagens, o penetrômetro alcançou apenas 10 cm, evidenciando compactação logo na superfície (Figura 3). De forma semelhante, nas áreas de soja 4 e 5 a penetração foi limitada a 10 cm, soja 1 e 3 permitiram até 30 cm e soja 2 até 40 cm. Em contraste, nas áreas nativas, além da maior profundidade e ausência de camada compactada, observou-se em campo que o movimento da haste foi mais contínuo e homogêneo, indicando estrutura menos densa e mais favorável ao fluxo de água.

As diferenças encontradas entre áreas nativas e antrópicas corroboram estudos que indicam que a substituição da vegetação nativa por sistemas de uso intensivo altera a estrutura do solo, reduzindo os macroporos e dificultando a infiltração de água (Gomes et al., 2018; Silva et al., 2017). O Cerrado é reconhecido por sua elevada capacidade de infiltração, desempenhando papel essencial na manutenção do ciclo hidrológico e na recarga dos aquíferos (Lima e Silva, 2007). No entanto, o alto teor de areia e a baixa concentração de matéria orgânica tornam essas funções sensíveis à intensificação das atividades humanas, como o uso de maquinário agrícola e o pisoteio por bovinos em pastagens (Anache, 2018; Anache, 2017). A pressão mecânica sobre o solo em áreas antrópicas

provoca compactação, reduzindo a porosidade e a condutividade hidráulica, o que compromete diretamente a capacidade de infiltração em comparação às áreas sob vegetação nativa (Zhong et al., 2018; Anache et al., 2017; Oliveira et al., 2018). Essa compactação também favorece o aumento do escoamento superficial e da erosão, agravando a perda de água e solo nas áreas agrícolas. Assim, a alteração da estrutura do solo por práticas de manejo inadequadas constitui um fator limitante relevante para a conservação dos serviços ecossistêmicos do Cerrado, especialmente no que se refere à regulação hídrica.

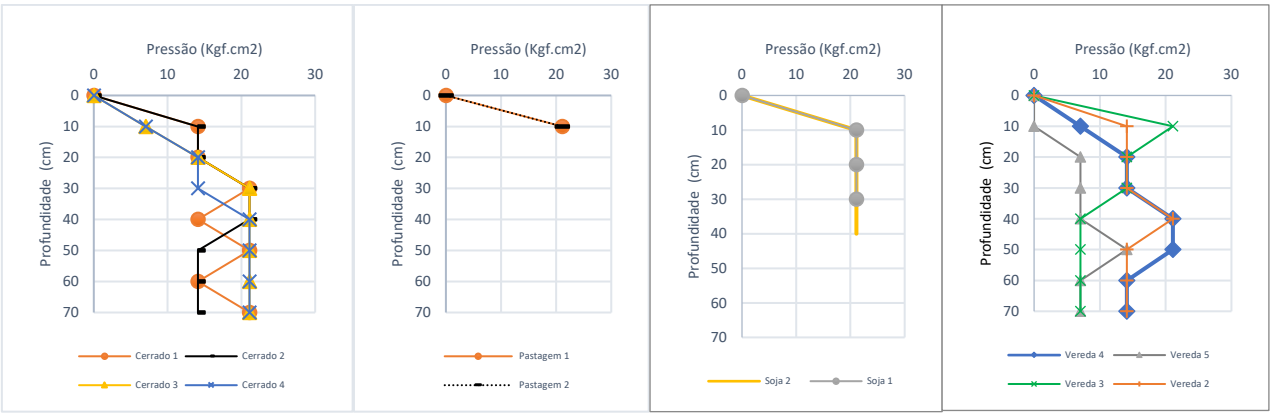


Figura 03: Resultado do teste de resistência a penetração (pressão necessário para penetrar o instrumento e profundidade alcançada) para os usos e coberturas do solo analisados.

As áreas agrícolas analisadas localizam-se em zonas de chapada, reconhecidas por estarem topograficamente mais elevadas e por sua função ecossistêmica de recarga hídrica, recebendo e infiltrando a água da chuva que alimenta cursos d'água e as veredas do PNGSV presentes nas partes mais baixas da bacia. Além disso, as propriedades agrícolas analisadas estão localizadas na zona de amortecimento do parque. Portanto, a alteração estrutural do solo decorrente da intensificação agrícola nessas áreas pode estar contribuindo para as alterações hidrológicas das veredas no interior do parque.

Como mostrado na Figura 3, as taxas de infiltração estimadas para as veredas foram semelhantes às observadas nas áreas antrópicas (pastagem e soja). No entanto, acredita-se que os baixos valores em cada uma das áreas tenham causas distintas. Nas áreas alagáveis das veredas, onde os dados foram coletados, os teores de matéria orgânica, carbono orgânico e umidade foram, em geral, os mais elevados entre todas as áreas analisadas, como esperado em solos hidromórficos características desses locais (Durigan, 2022) (Tabela 1). A alta concentração de matéria orgânica pode aumentar a retenção hídrica na camada superficial do solo, dificultando a entrada de mais água e, consequentemente, reduzindo as taxas de infiltração. Essa condição se agrava quando o solo já está próximo da saturação, o que é característico do período chuvoso em que os dados foram coletados.

Esses resultados diferenciam as veredas dos sistemas antrópicos, onde os baixos valores de infiltração decorrem principalmente da degradação física do solo, como a compactação superficial causada por pisoteio ou maquinário agrícola. Essa diferença também se evidencia nos testes de resistência à penetração (Figura 3): nas veredas, o penetrômetro atingiu 70 cm de profundidade sem camadas compactadas, e os valores de pressão foram relativamente mais baixos em toda a profundidade. Portanto, embora as taxas de infiltração das veredas possam ser semelhantes às das áreas de pastagem e soja, os mecanismos que limitam esse processo são distintos.

Tabela 01: Valores de Matéria orgânica (M.O.) (g/dm3), carbono orgânico (Carb.), umidade (Umi.) (%) e ph para os usos e coberturas do solo analisados.

Amostras		M.O. (g/dm3)	Carb. (g/dm3)	ph	Umi. (%)	Amostras		M.O. (g/dm3)	Carb. (g/dm3)	ph	Umi. (%)
Cerrado	**C1**	14	8,12	4,2	10,1	Pasto	P2	9	5,22	5,1	6,2
Cerrado	**C2**	12	6,96	4,3	10,1	Mata Ciliar	M1	1,62	2,8	4,1	10,4
Cerrado	**C3**	10	5,8	4,3	7	Mata Ciliar	M2	1,57	2,7	3,8	19,7
Cerrado	**C4**	7	4,06	4,3	6,3	Mata Ciliar	M3	1,1	1,9	3,9	9,8
Soja	**S1**	14	8,12	5,3	8,5	Sem vegetação	SV1	0,64	1,1	4	6,2
Soja	**S2**	19	11,02	5,5	11,8	Sem vegetação	SV2	0,93	1,6	4	6,2
Soja	**S3**	12	6,96	6	11,9	Vereda	2	21	12,18	4,4	27,2
Soja	**S4**	10	5,8	5,8	9,5	Vereda	3	46	26,68	4,1	46,7
Soja	**S5**	11	6,38	5,3	7,6	Vereda	4	75	43,5	4,1	65,1
Pasto	**P1**	8	4,64	5,4	8,1	Vereda	5	31,32	4	42,8	54

Devido às características hidrológicas das veredas identificadas neste estudo, essas áreas têm pouca contribuição direta para a recarga hídrica por infiltração, especialmente no período chuvoso, quando o solo já está saturado. Por isso, as veredas dependem fortemente das partes mais elevadas da bacia hidrográfica para garantir o seu próprio fornecimento de água, sendo sensíveis a alterações na estrutura do solo nessas regiões. Com a expansão das áreas convertidas para uso agropecuário no entorno do Parque Nacional Grande Sertão Veredas e a redução progressiva das zonas com alta capacidade de infiltração, as áreas de recarga restringem-se quase exclusivamente ao cerrado conservado.

Infere-se dos resultados obtidos indicam que a água infiltrada no Cerrado nativo pode não ser suficiente para atender, simultaneamente, às demandas das outorgas de uso agrícola e ao funcionamento hidrológico das veredas. Em outras palavras, essas duas demandas competem pelo mesmo recurso: a água infiltrada. Essa hipótese é reforçada pela ocupação das áreas sazonalmente saturadas das veredas por espécies menos tolerantes à umidade e pela morte de buritis (Mauritia flexuosa), espécie indicadora de ambientes úmidos (Bijos et al., 2023).

Assim, é possível perceber que os impactos das atividades agropecuárias sobre o solo, ao reduzirem a infiltração, não se limitam ao local onde ocorrem, tendo desdobramentos fora da área de origem (off-site), com potencial para impactar o balanço hídrico local e, consequentemente, as atividades socioeconômicas que dependem da regularidade hídrica e o equilíbrio ecológico local.

- Análise dos casos de morte de animais

O levantamento da fauna de mamíferos terrestres de médio e grande (massa corporal maior que 2kg) porte na região do estudo identificou **36 espécies**, distribuídas em **8 ordens e 16 famílias**, evidenciando alta riqueza e diversidade biológica (dados do Onçafari e FUNATURA, 2003) (Tabela 2). A ordem **Carnivora** destacou-se como a mais representativa, com 16 espécies, reforçando a importância da área como habitat para predadores de topo. A análise do status de conservação revelou que diversas dessas espécies encontram-se ameaçadas em diferentes níveis, incluindo espécies emblemáticas como a **onça-pintada**, o **lobo-guará** e o **tatu-bola**, além da presença de uma população remanescente do **cervo-do-pantanal**, de alto valor conservacionista **(IUCN, 2024; MMA, 2022; COPAM, 2010; SEMA, 2017; CITES, 2024).** Esses resultados destacam a importância ecológica da região e a necessidade de estratégias de conservação, especialmente diante das pressões antrópicas pois a paisagem é marcada pela coexistência entre formações naturais (localizadas principalmente em unidades de conservação) e atividades agropecuárias, especialmente pastagem e monocultura de soja (**MapBiomas, 2023**). Esse padrão reflete a expansão e intensificação da agricultura na região, com implicações diretas sobre a dinâmica da paisagem e a conservação da biodiversidade, reforçando a necessidade de monitoramento e planejamento territorial integrado entre o desenvolvimento econômico e a fauna, principalmente devido aos desafios adicionais inseridos pelos com sistemas de irrigação (ICMBio, 2024; Nicolossi e Baldo, 2022; Albanesi et al., 2016; Chalukian et al., 2009).

Tabela 02: Espécies de mamíferos de terrestres de médio e grande porte ocorrentes na região de estudo, conforme dados secundários (IBAMA; FUNATURA, 2003) e primários (Onçafari)

Taxon			Nome popular
CINGULATA	Dasypodidae	*Dasypus novemcinctus, Dasypus septemcinctus, Euphractus sexcinctus Cabassous unicinctus, Priodontes maximus e Tolypeutes tricinctus*	Tatu-galinha, Tatuí, Tatu-peba, Tatu-de-rabo-mole, Tatu-canastra e Tatu-bola
PILOSA	Myrmecophagidae	*Myrmecophaga tridactyla e Tamandua tetradactyla*	Tamanduá-bandeira, Tamanduá-mirim
PRIMATES	Atelidae	*Alouatta caraya*	Bugio
	Cebidae	*Sapajus libidinosus*	Macaco-prego
CARNIVORA	Procyonidae	*Procyon cancrivorus, Eira barbara e Nasua nasua*	Mão-pelada, Irara e Quati
	Mephitidae	*Conepatus semistriatus*	Jaritataca
	Jaritataca	*Galictis cuja e Lontra longicaudis*	Furão e Lontra
	Canidae	*Cerdocyon thous, Chrysocyon brachyurus e Lycalopex vetulus*	Cachorro-do-mato, Lobo-guará e Raposinha
	Felidae	*Leopardus braccatus, Leopardus pardalis, Leopardus tigrinus, Herpailurus yagouaroundi, Puma concolor e Panthera onca*	Gato-palheiro, Jaguatirica, Gato-do-mato-pequeno, Jaguarundi, Onça-Parda e Onça-pintada
PERISSODACTYLA	Tapiriidae	*Tapirus terrestris*	Anta
ARTIODACTYLA	Cervidae	*Ozotoceros bezoarticus, Subulo gouazoubira, Mazama americana e Blastocerus dichotomus*	Veado-campeiro, Veado-catingueiro, Veado-mateiro e Cervo-do-pantanal
	Tayassuidae	*Tayassu pecari e Dicotyles tajacu*	Queixada e Caititu
RODENTIA	Caviidae	*Hydrochaeris hydrochaeris*	Capivara
	Cuniculidae	*Cuniculus paca*	Paca
	Dasyproctidae	*Dasyprocta azarae*	Cutia
LAGOMORPHA	Leporidae	*Sylvilagus minensis*	Tapiti

Os sistemas de irrigação na região do estudo são predominantemente baseados em pivôs centrais, abastecidos por água captada tanto do Aquífero Urucuia, por meio de poços artesianos, quanto de corpos d'água superficiais. Essa água é conduzida por canais abertos e armazenada em grandes reservatórios, cuja impermeabilização é feita com geomembranas de polietileno de alta densidade (PEAD) (Figuras 1, 3 e 4). Embora eficientes para evitar perdas por infiltração, essas estruturas apresentam superfícies lisas, bordas inclinadas e extremamente escorregadias, o que impede a saída de animais (e até pessoas) que eventualmente caiam dentro, resultando em alto risco de afogamento. O cercamento dos canais, que poderia minimizar o risco, quando existente, é geralmente precário e ineficaz, o que facilita o acesso da fauna às estruturas. Assim, os canais de irrigação atuam como armadilhas mortais, dificultando a saída dos animais e levando a óbitos, causando elevado impacto sobre as populações locais de mamíferos terrestres de médio e grande porte (Albanesi et al., 2016; Gačić et al., 2013; Azevedo et al., 2022; Gómez-Ortiz & Sarasola, 2024; Mpalo et al., 2024).

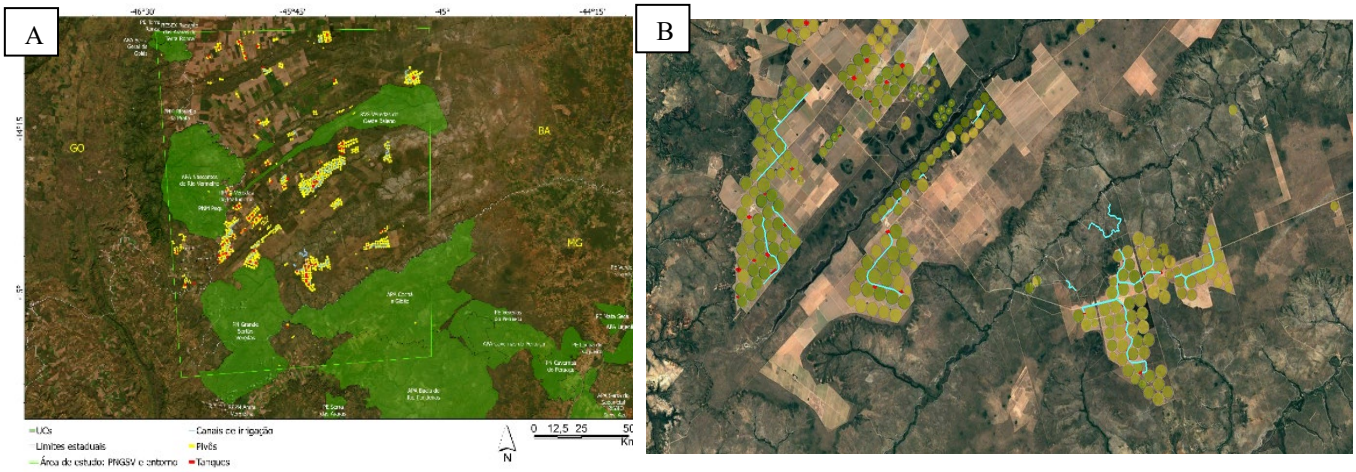


Figura 03: (A) Pivôs centrais próximos ao PNGSV classificados pelo produto de irrigação do MapBiomas Coleção 9 e pelos canais e tanques de irrigação classificados manualmente. (B) Estruturas de irrigação na região norte do PNGSV, sendo em azul os canais de irrigação, em vermelho os tanques reservatórios e em amarelo os pivôs centrais.

Com base na informação disponível em relatório de fiscalização do ICMBio ICMBio/MMA 2024), há uma série de evidências de afogamento da fauna na região que demonstram de forma concreta os impactos das estruturas de irrigação sobre os mamíferos silvestres. Destaca-se o registro da morte de **três lobos-guará**, monitorados por telemetria, ocorrida entre junho e agosto de 2023 em canais de irrigação no entorno do Parque Nacional Grande Sertão Veredas (Figura 4). Adicionalmente, a fiscalização do ICMBio registra uma série de outras espécies, como tatu-peba, capivara e cutia, encontrados mortos, supostamente por afogamento, bem como locais em que o acúmulo de carcaças, indica a existência de verdadeiros "cemitérios" de fauna associados às estruturas de irrigação (ICMBio/MMA 2024).

Embora o número absoluto de mortes registradas seja baixo, esses eventos são altamente relevantes, pois envolvem espécies de baixa densidade populacional e grande área de vida, como o próprio lobo-guará. Estudos comparativos em outras regiões, como na Argentina, reforçam esse padrão, evidenciando que canais de irrigação podem causar mortalidade significativa, podendo afetar uma ampla parcela da fauna, inclusive espécies de grande porte, especialmente durante o período seco, quando os animais se aproximam dessas estruturas em busca de água (**Nicolossi & Baldo, 2022; Albanesi et al., 2016; Chalukian et al., 2009**). Assim, os registros e vidências da literatura indicam um impacto potencialmente elevado sobre a viabilidade dessas populações, evidenciando a necessidade urgente de medidas preventivas e mitigadoras.



Figura 04: Resultado da coleta de dados primários e secundários para a caracterização das estruturas de irrigação e dos óbitos da fauna relacionadas (A) Animal, não identificado, afogado em reservatório de água para irrigação; (B) Cerca em más condições ao longo de canal de irrigação, com o material plástico e facilmente degradável e a malha da cerca caída ao chão; (C) Reservatório de água para irrigação de grande extensão, a inclinação da borda e a impermeabilização. Fotos: J. Marinho-Filho.

A expansão das estruturas de irrigação na região tem gerado também outros impactos significativos sobre os mamíferos terrestres de médio e grande porte, Além do risco de afogamento. A conversão da vegetação nativa para implantação de canais e reservatórios funcionam como: (i) barreiras físicas, interrompendo rotas naturais de deslocamento e contribuindo para o isolamento de populações e redução do fluxo gênico; (ii) fragmentação e perda de habitat, reduzindo a conectividade entre áreas naturais essenciais para alimentação e reprodução das espécies; (iii) alteração das condições ambientais, pois a substituição da vegetação nativa por monoculturas reduz a oferta de alimento e abrigo para animais de maior porte e predadores no topo de cadeias alimentares. As espécies presentes em locais com áreas agrícolas ficam mais expostas a riscos, incluindo o contato com humanos e animais domésticos, além de ampliar acesso da fauna às águas na estrutura de irrigação aumentando sua atração e risco de morte (Gačić et al., 2013; Albanesi et al., 2016; Azevedo et al., 2022; Gallego-García & Sarasola, 2024; Gómez-Ortiz et al., 2024; Mpalo et al., 2024; Canelas & Pereira, 2022). Esses efeitos combinados evidenciam que a irrigação, além de modificar a paisagem, compromete a sobrevivência e a dinâmica das populações de fauna silvestre e dos serviços ecossistêmicos que ela realiza na região.

Considerações Finais

Os resultados demonstram que a capacidade de infiltração da água no solo é fortemente condicionada pelo uso e cobertura, sendo significativamente maior em áreas de vegetação nativa e reduzida em áreas antrópicas, como pastagens e cultivos agrícolas. Nessas áreas, a compactação superficial e a degradação da estrutura do solo comprometem diretamente a recarga hídrica, restringindo essa função aos remanescentes conservados do Cerrado. Nas veredas, as menores taxas de infiltração observadas decorrem de condições naturais, como saturação do solo e proximidade do lençol freático, evidenciando que essas áreas dependem das zonas de recarga localizadas nas chapadas. Logo, a perda da capacidade de infiltração ao redor do parque pode estar afetando a regularidade dos corpos hídricos e das veredas no seu interior.

A redução da infiltração e seu impacto na disponibilidade hídrica pode intensificar conflitos pelo uso da água entre captações superficiais e subterrâneas, comprometer o equilíbrio ecológico do Parque Nacional Grande Sertão Veredas e afetar diretamente usuários a jusante, incluindo agricultura familiar, abastecimento humano e atividades turísticas. Considerando que a irrigação é o principal uso da água na bacia, a insustentabilidade hídrica representa risco não apenas ambiental, mas também econômico e social.

De forma integrada, o estudo demonstra que a expansão da agricultura irrigada introduz impactos adicionais sobre a fauna, especialmente mamíferos terrestres de médio e grande porte. A implantação de canais e reservatórios atua simultaneamente como barreira física, fator de fragmentação da paisagem e armadilha ecológica, resultando em mortalidade direta, perda de conectividade e alteração de habitats. Esses efeitos, somados à redução da infiltração nas áreas de recarga, indicam que os impactos sobre solo, água e biodiversidade são interdependentes e cumulativos, não podendo ser desconsiderados e nem analisados de forma isolada.

Nesse contexto, os resultados indicam que a mitigação dos impactos da agricultura irrigada exige a adoção de medidas estruturais e operacionais, incluindo a implementação de corredores ecológicos, adaptação de canais com rampas de escape, cercamento adequado, instalação de passagens de fauna e proteção de áreas de recarga hídrica. Tais ações, aliadas ao monitoramento contínuo e à educação ambiental, são essenciais para garantir a conservação da biodiversidade, a manutenção dos serviços ecossistêmicos e a sustentabilidade da produção agrícola na região. Além disso, reforçam a necessidade de revisão dos instrumentos de gestão hídrica. Destaca-se a importância de: (i) incorporar o impacto do uso do solo sobre a infiltração e consequentemente sobre a disponibilidade hídrica a longo prazo e a função das veredas na definição dos métodos e a integração entre águas superficiais e subterrâneas; (ii) exigir, nos processos de licenciamento e outorga, a coleta mínima de dados de campo sobre solo, infiltração e leitura da paisagem.

Adicionalmente, torna-se fundamental qualificar os Termos de Referência (TDRs) e os protocolos técnicos dos órgãos ambientais, de modo que passem a exigir avaliações integradas entre solo, água e fauna, incorporando efeitos cumulativos e evidências empíricas como as apresentadas neste estudo. A ausência desses elementos nos instrumentos atuais contribui para a subestimação dos impactos e limita a eficácia das medidas mitigadoras.

Sob essa perspectiva, a proposta da PL 2.159/2021 representa um retrocesso técnico e institucional. Ao flexibilizar o licenciamento ambiental e reduzir a exigência de estudos mais aprofundados, a proposta tende a reforçar a fragmentação das análises e a desconsiderar avanços científicos já consolidados, como a interdependência entre processos hidrológicos e ecológicos. Em um cenário no qual a ciência demonstra de forma crescente os impactos cumulativos do uso do solo e da infraestrutura hídrica, a simplificação dos instrumentos de avaliação ambiental compromete a capacidade do Estado de prevenir danos e assegurar a sustentabilidade dos sistemas socioecológicos.

Agradecimentos

Este trabalho apresenta os resultados de uma consultoria realizada no âmbito do projeto de fortalecimento da gestão do Parque Nacional Grande Sertão Veredas, uma iniciativa da Fundação Pró-Natureza – Funatura, financiada pelo Instituto Humanize, por meio do termo de parceria estabelecido. Agradecemos ao Instituto Humanize pelo apoio financeiro, à equipe da Funatura pelo suporte institucional e técnico durante a execução do estudo, bem como aos gestores do PNGSV e às instituições locais pela colaboração na coleta de dados e troca de informações.

Referências Bibliográficas

Albanesi, S.A., Jayat, J.P., Brown, A.D., 2016. Mortalidad de mamíferos y medidas de mitigaci´on en canales de riego del pedemonte de Yungas de la alta cuenca del río Bermejo. Argentina. Mastozoología neotropical 23 (2), 505–514.

ANACHE, J. A. A. et al. Land use and climate change impacts on runoff and soil erosion at the hillslope scale in the Brazilian Cerrado. Science of The Total Environment, v. 622–623, p. 140–151, 2018. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.257. Acesso em: 20 fev. 2025. ANACHE, J. A. A. et al. Runoff and soil erosion plot-scale studies under natural rainfall: A meta-analysis of the Brazilian experience. Catena, v. 152, p. 29–39, 2017. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.01.003. Acesso em: 12 mar. 2025.

Azevedo, R., Ilhéu, A., Santos, S., Vaz, P.G., 2022. Carnivores cross irrigation canals more often through overpasses than through culverts. Basic and Applied Ecology 61, 53–67.

BIJOS, NATÁLIA R. ; DA SILVA, DIOGO PEREIRA ; MUNHOZ, CÁSSIA B. R. . Soil texture and fertility determine the beta diversity of plant species in veredas in Central Brazil. PLANT AND SOIL , v. 492, p. 241-259, 2023

Canelas, J. V., Pereira, H. M. 2022. Impacts of land-use intensity on ecosystems stability. Ecological Modelling 472:110093. DOI:10.1016/j.ecolmodel.2022.110093

Chalukian S.C., de Bustos, S., L Lizarraga, Varela, D., Paviolo, A., Quse, V., 2009. Plan de acción para la conservación del tapir (Tapirus terrestris) en Argentina. Dirección de Fauna Silvestre de la Nación. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable.

Cites (Convenção sobre o Comércio Internacional de Espécies Ameaçadas da Fauna e Flora Silvestres). 2024. Apêndices I, II e III. Disponível em: https://cites.org/eng/app/index.php. Acesso em: setembro de 2024.

DURIGAN, Giselda et al. Cerrado wetlands: multiple ecosystems deserving legal protection as a unique and irreplaceable treasure. Perspectives in Ecology and Conservation, v. 20, n. 3, p. 185–196, 2022. ISSN 2530-0644. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.pecon.2022.06.002. Acesso em: 11 mar. 2025

FUNDAÇÃO PRÓ-NATUREZA (FUNATURA). Plano de Manejo do Parque Nacional Grande Sertão Veredas. Brasília: MMA/IBAMA/FUNATURA, 2003

Gačić, D. P., Danilović, M., Đorđev, L. 2013. Lined irrigation canals in field hunting grounds of Vojvodina and their influence onwildlife. Forestry Review 44:11-15

Gallego-García, D., Sarasola, J. H. 2024. Water canals may promote large-scale defaunation of the Gran Chaco. Biological Conservation. Short communication. DOI: https://doi.org/10.1016/j.biocon.2024.110714

GOMES, L. et al. Agricultural Expansion in the Brazilian Cerrado: Increased Soil and Nutrient Losses and Decreased Agricultural Productivity. Land, v. 8, n. 1, p. 12, 2019. Disponível em: https://doi.org/10.3390/land8010012. Acesso em: 14 fev. 2025

Gómez-Ortiz, Y., Domínguez-Veja, H., Leroy Soria-Díaz, L., Rubio-Blanco., T., Claudia C. Astudillo-Sánchez, C. C., Mundo, V., Sunny, A. 2024. Negative effects of agricultural open-channel irrigation system on vertebrate populations in central Mexico. PeerJ. DOI 10.7717/peerj.17818

Foley, J. A., Ramankutty, N., Brauman, K. A., Cassidy, E. S., Gerber, J. S., Johnston, M., Mueller, D., O'Connell,C., Ray, D. K., West, P. C., Balzer, C., Bennett, E. M, Carpenter, S. R., Hill, J., Monfreda, C., Polansky, S., Rockström, J., Sheehan, J., Siebert, S., Tilman, D., Zaks, D. P. 2011. Solutions for a cultivated planet. Nature 4787369:337_342.

ICMBio/MMA 2024. Relatório Consolidado de Ação de Fiscalização Ambiental no 293/2024. Coordenação de Fiscalização-SEI 02128.002545-2024-25.

IUCN – INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE AND NATURAL RESOURCES. The IUCN Red List of Threatened Species. Versão 2013.2. IUCN, [Cambridge], 2024. Disponível em: http://www.iucnredlist.org. Acesso em: 15 jan. 2025.

LIMA, J. E.; SILVA, E. D. Estimativa da contribuição hídrica superficial do Cerrado para as grandes regiões hidrográficas brasileiras. In: XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2007

MapBiomas, 2023. Coleção 9. Disponível em: https://brasil.mapbiomas.org/colecoes-mapbiomas/. Acesso em: janeiro de 2024.

MMA (Ministério do Meio Ambiente) 2022. Portaria MMA Nº 148, de 7 de junho de 2022. Lista Nacional de Espécies Ameaçadas de Extinção

Mpalo, M., Basupi, L. V., Tsidu , G. M. 2024. Impacts of Wildlife ArtificialWater Provisioning in an African Savannah Ecosystem: A Spatiotemporal Analysis. Land, 13, 690. DOI: https://doi.org/10.3390/land13050690

OLIVEIRA, P. T. S. et al. Rates, factors, and tolerances of water erosion in the Cerrado biome of Brazil. Earth Surface Processes and Landforms, v. 45, n. 1, p. 121–134, 2020. Disponível em: https://doi.org/10.1002/esp.5273. Acesso em: 14 mar. 2025.

SEMA (Secretaria de Meio Ambiente do Estado da Bahia) 2017. Portaria SEMA Nº 37 de 15 de agosto de 2017. Torna pública a Lista Oficial das Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção do Estado da Bahia. Diário Oficial do Estado da Bahia, Salvador, BA, 16 ago. 2017.

APROVEITAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS NO CULTIVO DE MUDAS DE PINUS SOB DIFERENTES LÂMINAS DE ÁGUA

1Marcelo Luz Matos, 2Rozileni Piont Kovsky Caletti, 3Luanna Lacerda Gois, 4Bárbara Costa Pereira, 5Evandro Francisco Ferreira da Silva Souza, 6Ricardo Ganem Leal, 7Gustavo Bastos Lyra, 8Leonardo Duarte Batista da Silva

1 Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, e-mail: marcelo@jbrj.gov.br; 2 Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, e-mail: rozileni.pkc@gmail.com; 3 Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, e-mail: luannacom2n@ufrrj.br; 4 Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, e-mail: barbaracp90@gmail.com; 5 Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, e-mail: evandroffss@gmail.com; 6 Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, e-mail: ricardo.ganem@portosrio.gov.br; 7 Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, e-mail: gblyra@gmail.com; 8 Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, e-mail: monitoreambiental@gmail.com.

Palavras-chave: Irrigação; Muda florestal; Eficiência hídrica.

Resumo

A produção de mudas de *Pinus elliottii* de alta qualidade depende de um manejo hídrico eficiente, especialmente em viveiros florestais onde frequentemente é conduzido de forma empírica, resultando em desperdício de água e possível comprometimento do desenvolvimento das plantas. Nesse contexto, torna-se necessária a avaliação de estratégias que otimizem o uso da água sem prejudicar o crescimento e a qualidade das mudas. Assim, este estudo teve como objetivo avaliar o efeito de diferentes lâminas de irrigação (100%, 200%, 300% e 400% da evapotranspiração) sobre o crescimento, a qualidade morfológica e a eficiência no uso da água (EUA) no cultivo de mudas de pinus. O experimento foi conduzido em casa de vegetação, em delineamento em blocos casualizados, com análise por ANOVA de medidas repetidas. Os resultados indicaram que as lâminas de irrigação não influenciaram significativamente as variáveis de crescimento (altura e diâmetro do coleto), biomassa seca total, relação parte aérea/raiz e índice de qualidade de Dickson ($p > 0,05$). Em contrapartida, o fator tempo apresentou efeito significativo ($p < 0,01$) para todas as variáveis, evidenciando que o desenvolvimento das mudas ocorreu predominantemente em função do seu estágio de crescimento. A altura aumentou de 26,7 para 32,1 cm, enquanto o diâmetro do coleto variou de 3,2 a 5,0 mm ao longo do período experimental, com tendência de maior robustez das mudas, expressa pela redução da relação altura:diâmetro. Por outro lado, a eficiência no uso da água foi diretamente afetada pelas lâminas de irrigação, sendo maior no tratamento de 100% da evapotranspiração e reduzindo progressivamente com o aumento da lâmina. Os tratamentos de 300% e 400% apresentaram reduções superiores a 60% na EUA, indicando que o excesso hídrico não resultou em maior produção de biomassa, mas sim em menor eficiência, possivelmente devido a perdas por percolação, lixiviação de nutrientes e redução da aeração do substrato. Conclui-se que lâminas de irrigação superiores à demanda hídrica da cultura não promovem ganhos no crescimento ou na qualidade das mudas, além de comprometerem a eficiência no uso da água. Assim, o manejo próximo a 100% da evapotranspiração é o mais indicado, por conciliar adequado desenvolvimento das mudas com uso racional dos recursos hídricos.

Introdução

A cultura do pinus possui elevada relevância no setor florestal brasileiro, integrando o grupo de espécies predominantes nas áreas plantadas. Os cultivos florestais destinados a fins industriais apresentam grande importância econômica, fornecendo matéria-prima para diversos segmentos, como celulose e papel (34%), siderurgia e carvão vegetal (14%), painéis e madeira (6%), investidores institucionais (10%), produtores independentes (29%) e outras atividades (7%) (Ibá, 2016). Nesse contexto, o gênero *Pinus* ocupa posição de destaque, abrangendo cerca de 1,6 milhão de hectares, o que corresponde a aproximadamente 20,5% dos 7,8 milhões de hectares cultivados no país (Ibá, 2016). Esse cenário reforça a necessidade de produção de mudas de alta qualidade, essencial para o sucesso dos povoamentos florestais e para a redução de custos no campo (Freitag, 2007).

A produção de mudas florestais envolve a integração de fatores como substrato, recipientes, nutrição e manejo, que influenciam diretamente o desempenho das plantas. Nesse processo, o viveiro assume papel central, sendo responsável pelo fornecimento de mudas com padrão adequado de qualidade (Walker et al., 2011). Apesar dos avanços tecnológicos e dos estudos voltados à melhoria da produção (Eloy et al., 2013), ainda persistem limitações, especialmente relacionadas ao manejo da irrigação.

A irrigação em viveiros florestais, embora essencial, tem sido historicamente conduzida de forma empírica, resultando na aplicação excessiva de água (Silva e Simões, 2011). A definição da lâmina e da frequência de irrigação baseia-se, em grande parte, na avaliação visual das mudas (Silva, 2013), ocasionando desperdício de água, energia e nutrientes, além de impactos negativos na qualidade das plantas (Rodrigues, 2007).

O manejo hídrico é influenciado por fatores como substrato, sistema de irrigação, clima e estádio de desenvolvimento das mudas (Rodrigues, 2007). Em tubetes, o baixo volume de substrato exige maior precisão na aplicação de água (Lopes et al., 2007), enquanto sistemas amplamente utilizados como a microaspersão podem apresentar perdas significativas devido à má distribuição, incluído a irrigação de áreas não ocupadas pelas mudas (Augusto et al., 2007). Nesse sentido, Rodrigues (2007) verificou que corredores representam 40% da área irrigada e que, dos 60% de água que atingem os canteiros, cerca de 70% são perdidos por percolação, evidenciando baixa eficiência no uso da água.

Para mudas de pinus, esse problema é ainda mais crítico, pois o excesso hídrico pode comprometer o sistema radicular e levar à morte de raízes, devido à baixa tolerância ao encharcamento (Silva, 2007). Além disso, o excesso de água reduz a disponibilidade de oxigênio na zona radicular do substrato, afetando processos fisiológicos como respiração e absorção de nutrientes (Akhtar e Nazir, 2013), com reflexos negativos no crescimento, fotossíntese e produção de biomassa (Gholz et al., 1990).

A avaliação da qualidade das mudas é, portanto, fundamental. Parâmetros como a biomassa seca da parte aérea e do sistema radicular permitem compreender a alocação de carbono e nutrientes nas plantas (Mello e Gonçalves, 2008), sendo que a relação entre essas frações indica o equilíbrio fisiológico das mudas (Lucchesi, 1984). Para o gênero *Pinus*, valores entre 1,0 e 3,0 na relação parte aérea/raiz indicam bom desempenho após o plantio (Wakeley, 1954). O Índice de Qualidade de Dickson (IQD) também é amplamente utilizado por integrar diferentes atributos morfológicos, como altura, diâmetro do coleto e biomassa seca, sendo eficiente na avaliação de mudas do gênero *Pinus* (Binotto, 2007).

Nesse contexto, a eficiência do uso da água (EUA) assume papel central, sendo definida como a relação entre a biomassa produzida e a água utilizada (Ali e Talukder, 2008). Essa eficiência está relacionada à capacidade das mudas em converter água consumida em crescimento, sendo influenciada por fatores fisiológicos e de manejo (Abreu, 2014). Para o gênero *Pinus*, a produção de biomassa está diretamente associada ao consumo hídrico, sendo necessários cerca de 344 g de água para a produção de 1 g de biomassa de *Pinus silvestre* (Caldato e Schumacher, 2013).

Diante disso, o manejo adequado da irrigação é fundamental para aumentar a eficiência do uso da água, reduzir desperdícios e assegurar a produção de mudas de qualidade. Assim, este estudo tem como objetivo avaliar a aplicação de diferentes lâminas de água em mudas de pinus, visando compreender seus efeitos sobre o crescimento e a eficiência no uso da água em casa de vegetação.

Material e Métodos

O experimento foi conduzido em casa de vegetação localizada no Horto Florestal do Instituto de Pesquisas do Jardim Botânico do Rio de Janeiro, situado a 22°58’05” de latitude Sul e 43°14’20” de longitude Oeste, em altitude de 92 m, no Brasil.

O clima local é do tipo Aw (classificação de Köppen), caracterizado por estação chuvosa com índices pluviométricos elevados no verão e estação seca no inverno, com precipitação média anual em torno de 2.000 mm, temperatura média anual de 23,8 °C, com máxima de 30,3 °C registrada em fevereiro e mínima de 16 °C em julho (INMET, 2014).

Produção e manejo inicial das mudas

As mudas de pinus *(Pinus elliottii var. elliottii* - Engelm) foram semeadas em viveiro (Capão Bonito, SP) em agosto de 2014, produzidas em tubetes de polietileno de 55 cm³ com substrato (Tropstrato Florestal) à base de casca de pinus e vermiculita expandida. Após seis meses, foram transplantadas para o substrato definitivo e, após aclimatação (30 dias), iniciaram os tratamentos de irrigação (T_0).

O substrato foi composto por lodo de esgoto (70%) e vermiculita (30%), visando cerca de 60% de lodo no volume final dos tubetes, proporção considerada ideal (Gomes et al., 2013.) O envasamento foi manual e a análise do substrato foi realizada pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA/Solos), conforme a Resolução nº 375/2006 do CONAMA e os procedimentos da U.S.EPA SW-846.

Arranjo experimental

Foram utilizadas 24 bandejas de polietileno (com pés), com dimensões de 0,60 m × 0,40 m × 0,16 m (comprimento x largura x altura) e peso médio de 1.270 g (12 unidades) contendo 1.296 tubetes (280 cm³), com 0,190 m de altura, diâmetros de 0,063 m (superior) e 0,013 m (inferior) e peso médio de 35,2 g (50 unidades), distribuídas em três bancadas de aproximadamente 1,0 m de altura, com oito bandejas cada, dispostas transversalmente.

Durante o estabelecimento (16/03 a 01/04/2015), a irrigação foi realizada em múltiplas aplicações diárias por barras de pulverização, mantendo o substrato úmido, com ajuste de microaspersores e vazões para uniformidade. Após definição dos tratamentos (100%, 200%, 300% e 400% da evapotranspiração), a irrigação passou a ser feita por meio de linhas de irrigação (tubos de polietileno de baixa densidade, com diâmetro de 1/2”) contendo microaspersores calibrados Rain Bird (modelo X360 Mister, jato cônico e baixo volume), instaladas sobre as bancadas (0,55 m). Os microaspersores foram posicionados centralizados acima das bandejas, com 1, 2, 3 e 4 unidades para os tratamentos de 100%, 200%, 300% e 400% da evapotranspiração, respectivamente.

O sistema de irrigação foi automatizado por um controlador Rain Bird STP6L (110 V), integrado a válvula DVF-75 e a um datalogger (Novus - Fieldlogger), que monitorava a massa das bandejas por células de carga. A irrigação foi acionada automaticamente e interrompida quando a massa predefinida (capacidade hídrica ideal) era atingida, garantindo controle preciso da umidade do substrato.

O diâmetro do coleto foi medido com paquímetro digital e a altura com régua graduada. Para a massa fresca, as raízes foram lavadas e as mudas mantidas em repouso sobre papel jornal por 12 horas antes da separação entre parte aérea e sistema radicular. A relação altura/diâmetro (H/DC) foi calculada individualmente, assim como as biomassas fresca e seca. Para secagem, as partes das mudas foram acondicionadas em sacos de papel identificados e mantidas em estufa de circulação forçada a 65 °C por 72 horas, com os sacos abertos para facilitar a perda de umidade. As pesagens foram realizadas em balança digital de precisão (0,1 g). A qualidade das mudas foi avaliada pelo Índice de Qualidade de Dickson (IQD; Equação 01), conforme Dickson et al. (1960):

$$IQD = \frac{MST}{(H/DC)+(MSPA/MSR)} \quad (01)$$

Onde: *MST* é massa seca total (g), *H* altura (cm), DC o diâmetro do coleto (mm), *MSPA* a massa seca da parte aérea (g) e *MSR* a massa seca das raízes (g).

A eficiência do uso da água (EUA) foi determinada pela razão entre o incremento de biomassa seca total, observada entre duas medições consecutivas, e o volume de água aplicado no período (Equação 02), calculado pelo tempo de irrigação e vazão média dos aspersores.

$$EUA = \frac{MST}{Água\ Consumida} \quad (02)$$

Onde: *EUA* é eficiência no uso da água (kg m^{-3}), *MST* é produção indicada pela biomassa seca total (kg) e *água consumida* é expressa em m^3.

O experimento seguiu delineamento em blocos casualizados, com quatro tratamentos (100%, 200%, 300% e 400% da evapotranspiração) e duas repetições. Foram avaliados parâmetros de crescimento, biomassa, qualidade das mudas e EUA. A análise estatística foi realizada por ANOVA-RM com medidas repetidas, ajustes conforme a esfericidade e comparação de médias pelo teste de Tukey (5%), no software STATISTICA, versão 13.

Resultados e Discussão

As medidas de vazão média (Q_m; mL min^{-1}) e os índices de uniformidade (UD e CUE; %) obtidos para os diferentes tratamentos correspondentes a 100%, 200%, 300% e 400% da evapotranspiração são apresentados na Tabela 01. Além disso, é apresentada a relação final entre as vazões, tomando como referência o tratamento de 100% da evapotranspiração, permitindo verificar a proporcionalidade entre os níveis de irrigação aplicados.

Parâmetros	100%	200%	300%	400%
Q_m (mL min^{-1})	172	337	540	688
UD (%)	92,3	94,8	90,6	92,4
CUE (%)	94,4	96,4	92,7	94,9
Relação Final (%)	100	196	313	399

Tabela 01: Vazão média (Q_m), uniformidade de distribuição (UD), coeficiente de uniformidade estatístico (CUE) e relação entre as vazões, com base no tratamento equivalente a 100% da evapotranspiração, observados nos tratamentos aplicados na irrigação de mudas de pinus. Fonte: Matos (2017).

O sistema de irrigação apresentou elevado desempenho hidráulico, com uniformidade de distribuição entre 90,6% e 94,8% e coeficiente de uniformidade estatístico entre 92,7% e 96,4%, indicando alta homogeneidade na aplicação de água.

As vazões médias foram de 172, 337, 540 e 688 mL min^{-1} para os tratamentos nominais de 100%, 200%, 300% e 400%, respectivamente. No entanto, a proporcionalidade das lâminas não foi exatamente atingida, correspondendo, na prática, a 196%, 313% e 399%, tomando o tratamento de 100% como referência. Esse desvio é atribuído a características hidráulicas dos emissores e apresenta caráter sistemático, não comprometendo a uniformidade entre unidades experimentais. Assim, as análises foram conduzidas com base nas lâminas efetivamente aplicadas, garantindo maior precisão na interpretação dos resultados.

Testes preliminares

As pressuposições da ANOVA de medidas repetidas foram avaliadas por meio do teste de Shapiro-Wilk ($n < 50$), aplicado a cada período. A normalidade foi atendida para a maioria das variáveis, com exceção do diâmetro do coleto (DC) e da relação massa seca da parte aérea/raiz (MSPAMSR) no pinus. Após transformação logarítmica, todas passaram a apresentar distribuição normal ($p > 0,05$).

A esfericidade foi avaliada pelo teste de Mauchly. A condição foi atendida para IQD e MSPAMSR, permitindo análise univariada. Para a relação entre a altura e o diâmetro do coleto (RHDC) a esfericidade foi violada ($p < 0,05$), sendo aplicadas correções nos graus de liberdade segundo correção de Greenhouse-Geisser e correção de Huynh-Feldt. Nos casos com violação mais severa ($p < 0,01$), altura (H), diâmetro do coleto e biomassa seca total, adotou-se a abordagem multivariada (Fernandez,1991).

Altura, diâmetro do coleto e relação altura:diâmetro do coleto

A altura, o diâmetro do coleto e a relação altura:diâmetro do coleto das mudas de *Pinus elliottii* não apresentaram diferenças significativas entre os níveis de irrigação nem entre os blocos, indicando ausência de efeito isolado das lâminas aplicadas sobre o crescimento. Por outro lado, todas as variáveis foram influenciadas significativamente pelo tempo ($p < 0,01$), evidenciando evolução ao longo do período experimental.

A altura aumentou de 26,7 para 32,1 cm entre 0 e 150 dias, enquanto o diâmetro do coleto variou de 3,2 a 5,0 mm (média de 4,03 mm), atingindo valores adequados para plantio a partir de 30-60 dias. Em contraste, a RHDC apresentou tendência de redução, passando de aproximadamente 9,32 para valores entre 6,07 e 6,65, indicando maior incremento relativo em diâmetro do que em altura e, consequentemente, maior robustez das mudas. A interação entre tempo e níveis de irrigação foi significativa apenas para a RHDC ($F = 3,077$; $p = 0,0010$), com diferenças restritas aos estágios iniciais, destacando-se o tratamento de 200% da evapotranspiração. De modo geral, os resultados indicam que o crescimento das mudas ocorreu de forma semelhante entre os tratamentos, sem evidência de limitação hídrica, e com manutenção de padrões morfológicos adequados.

Biomassa seca total

A biomassa seca total (MST) das mudas de pinus não foi influenciada pelos níveis de irrigação, blocos ou suas interações ($p > 0,05$). Em contrapartida, o fator tempo apresentou efeito significativo ($p < 0,01$), indicando acúmulo de biomassa ao longo do período experimental.

O teste de teste de Mauchly indicou violação da esfericidade ($p < 0,05$), sendo aplicadas correções de Greenhouse–Geisser e Huynh–Feldt. Após os ajustes, apenas o efeito do tempo permaneceu significativo.

Os valores de MST aumentaram progressivamente, refletindo o crescimento das mudas, sem diferenciação entre tratamentos hídricos. Os resultados foram superiores aos relatados na literatura, possivelmente em função de diferenças de idade e de cultivares. Assim, o acúmulo de biomassa foi determinado predominantemente pelo tempo de desenvolvimento, sem resposta ao substrato e aos níveis de irrigação avaliados.

Relação entre biomassa seca da parte aérea e raízes

Comportamento semelhante foi observado para a relação entre biomassa da parte aérea e das raízes (MSPAMSR). Não houve efeito dos tratamentos ($p>0,05$), enquanto o tempo apresentou efeito significativo ($p<0,01$), evidenciando mudanças na alocação de biomassa ao longo do ciclo. O teste de teste de Mauchly não indicou violação da esfericidade ($p > 0,05$), dispensando ajustes na análise. Observou-se um aumento dessa relação entre 30 e 90 dias (1,61g para 2,36g; 47%), seguido de redução entre 90 e 150 dias (57%), refletindo inicialmente maior acúmulo de biomassa na parte aérea, seguido por incremento mais acentuado do sistema radicular. Assim, os resultados indicam mudança no padrão de alocação ao longo do tempo, com tendência final de maior equilíbrio entre parte aérea e raízes.

Índice de Qualidade de Dickson

O Índice de Qualidade de Dickson **(**IQD) das mudas de *Pinus elliottii* não foi influenciado pelos níveis de irrigação, blocos ou suas interações ($p > 0,05$). Em contraste, o fator tempo apresentou efeito significativo ($p < 0,01$), indicando melhoria da qualidade das mudas ao longo do desenvolvimento. O teste de teste de Mauchly não indicou violação da esfericidade ($p > 0,05$), dispensando ajustes na análise.

Na Figura 01 estão plotados os valores médios de IQD obtidos para as mudas de pinus, nos três diferentes períodos de observação (30, 90 e 120 DT) e as diferenças entre tratamentos conforme teste de Tukey a 1,7% de probabilidade ($\alpha = 5\% / 3$ tempos).

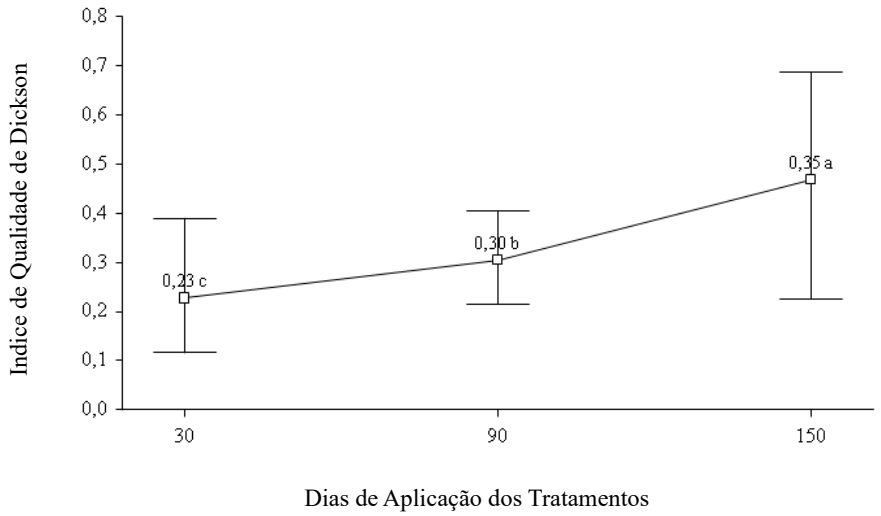


Figura 01: Valores médios do Índice de Qualidade de Dickson (IQD) para as mudas de pinus. Fonte: Matos (2017).

Os valores médios de IQD aumentaram com o tempo, atingindo níveis próximos ou superiores ao mínimo recomendado na literatura (≈0,2), indicando padrão morfológico adequado. Isso demonstra que a qualidade das mudas evoluiu ao longo do período experimental, sem influência das diferentes lâminas de irrigação.

Os valores obtidos são semelhantes aos reportados por outros autores. Rossi (2005) observou, aos 240 dias após a semeadura (DAS), valores de IQD próximos a 0,1, inferiores ao índice mínimo de 0,2, preconizado por Dickson. Por outro lado, a média obtida neste estudo aos 30 DT (aproximadamente 240 DAS), igual a 0,23, aproxima-se do valor de 0,25 observado por Binotto (2007), porém em mudas com 175 dias após a semeadura, e se mostra superior ao valor de 0,17 observado por Thomas (2007) aos 180 dias após a semeadura.

Eficiência no usa da água

Os testes de normalidade (Shapiro-Wilk) indicaram que os valores de eficiência de uso da água (EUA) não apresentaram distribuição normal. Diante dessa condição, os dados foram submetidos à transformação logarítmica. Após a normalização e a homogeneização da variância, procedeu-se à análise estatística paramétrica da EUA.

Os resultados da análise de variância nos períodos inicial (30 a 90 dias após o transplantio - DT), final (90 a 150 DT) e total (30 a 150 DT) evidenciaram diferenças significativas entre os tratamentos ($P < 0,05$), em todos os períodos avaliados. Posteriormente, aplicou-se o Teste de Tukey ($\alpha = 5\%$) para a comparação das médias.

A Figura 02 apresenta a eficiência no uso da água (EUA; g de biomassa seca por m³ de água), para as mudas de *Pinus elliottii* submetidas aos tratamentos de 100%, 200%, 300% e 400% da evapotranspiração, nos períodos inicial, final e total.

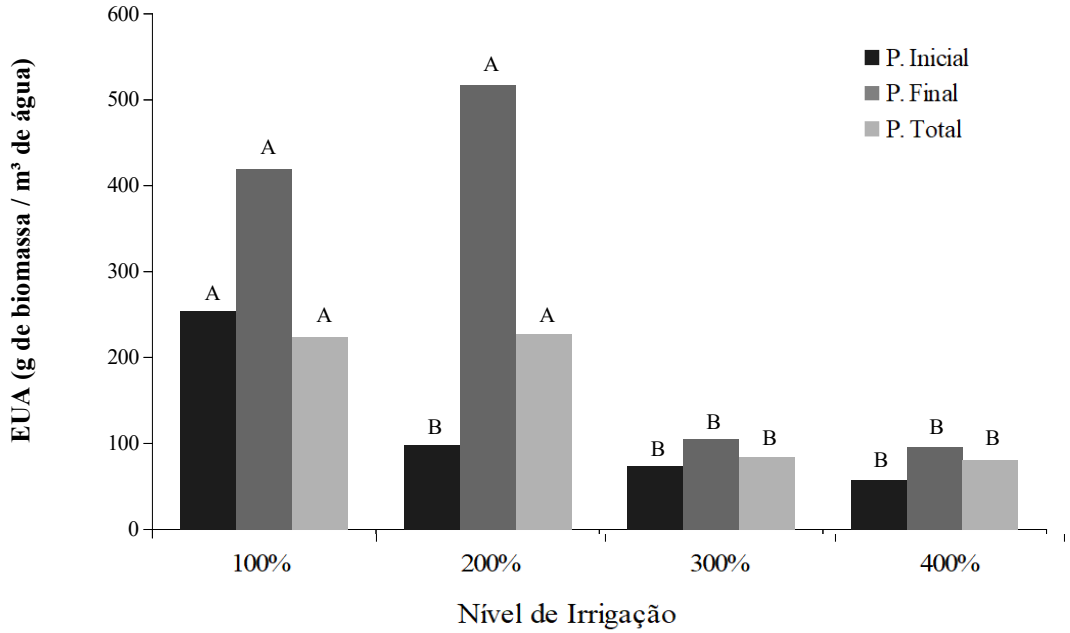


Figura 02: Eficiência no uso da água (EUA; g de biomassa seca por m³ de água), no cultivo de muda de pinus sob diferentes lâminas de água correspondentes a 100%, 200%, 300% e 400% da evapotranspiração da cultura, avaliadas nos períodos inicial (T0-T60), final (T60-T120) e total (T0-T120). Fonte: Matos (2017).

A EUA das mudas de *Pinus elliottii* foi consistentemente superior no tratamento de 100% da evapotranspiração, seguida pelo de 200%, em todos os períodos avaliados. Os tratamentos de 300% e 400% apresentaram reduções expressivas, evidenciando queda progressiva da eficiência com o aumento da lâmina de irrigação.

No período inicial (T0-T60), as reduções foram de aproximadamente 46%, 59% e 70% (200%, 300% e 400%); no período final (T60-T120), de 39,5%, 72,1% e 71,9%; e, no período total ((T0-T120), de 42%, 66% e 71%, respectivamente. Esses resultados indicam que o excesso hídrico não se traduz em maior produção de biomassa, mas sim em menor eficiência no uso dos recursos.

A menor EUA sob maiores lâminas pode ser explicada por perdas por percolação e lixiviação de nutrientes, além da manutenção prolongada de alta umidade no substrato, o que pode reduzir a aeração radicular e limitar o crescimento. Esse efeito é particularmente relevante para a espécie, que apresenta melhor desempenho em condições de solo bem drenado (Floriano, 2004). Embora o substrato apresentasse boa drenagem, os maiores volumes de água aplicados nos tratamentos de 300% e 400% da evapotranspiração mantiveram a umidade elevada por períodos mais prolongados, condição que pode ter limitado o crescimento das mudas de *Pinus elliottii*.

Observa-se ainda que o impacto do excesso de água foi mais acentuado nos níveis superiores (300% e 400%), onde a eficiência praticamente se estabiliza em patamares baixos, indicando um limite fisiológico de resposta ao aumento da disponibilidade hídrica. Assim, os resultados demonstram que a aplicação de lâminas superiores à demanda da cultura não promove ganhos produtivos e reduz significativamente a eficiência no uso da água (Costa et al., 2012), reforçando a importância do manejo racional da irrigação para otimizar o crescimento da planta e evitar desperdícios de água.

Considerações Finais

Os resultados demonstram que, embora o sistema de irrigação tenha apresentado elevado desempenho hidráulico e ótima uniformidade de aplicação, as diferentes lâminas de água não influenciaram significativamente o crescimento e a qualidade morfológica das mudas de *Pinus elliottii*.

As variáveis biomassa seca total, relação parte aérea/raiz e Índice de Qualidade de Dickson foram predominantemente influenciadas pelo tempo de desenvolvimento, indicando o padrão de crescimento fisiológico esperado, independente dos níveis hídricos aplicados.

Em contraste, a eficiência no uso da água foi fortemente afetada pelos tratamentos, sendo maior nos menores níveis de irrigação e reduzida de forma consistente com o aumento da lâmina aplicada. Esse comportamento evidencia que o excesso de água não resulta em ganhos produtivos, estando associada a perdas por percolação, lixiviação de nutrientes e possíveis limitações fisiológicas decorrentes da redução da aeração do sistema radicular.

Assim, conclui-se que a aplicação de lâminas superiores à demanda hídrica da cultura não proporciona benefícios em termos de acúmulo de biomassa, configurando desperdício de água. Dessa forma, o manejo da irrigação próximo a 100% da evapotranspiração mostra-se mais adequado, conciliando crescimento satisfatório das mudas com uso eficiente dos recursos hídricos.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer ao Programa de Pós-Graduação em Ciência, Tecnologia e Inovação em Agropecuária da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro e ao Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro.

Referências Bibliográficas

ABREU, M. C. *Transpiração e parâmetros de crescimento e desenvolvimento em mudas de espécies florestais submetidas à deficiência hídrica no solo*. 2014. 80 f. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, MG, 2014.

AKHTAR, I.; NAZIR, N. Effect of waterlogging and drought stress in plants. *International Journal of Water Resources and Environmental Sciences*, v. 2, n. 2, p. 34-40, 2013.

AUGUSTO, D. C. C.; GUERRINI, I. A.; ENGEL, V. L.; ROUSSEAU, G. X. Utilização de águas residuárias provenientes do tratamento biológico de esgotos domésticos na produção de mudas de *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden. *Revista Árvore*, Viçosa, MG, v. 31, n. 4, p. 745-751, 2007.

BINOTTO, A. F. *Relação entre as variáveis de crescimento e o índice de qualidade de Dickson em mudas de Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maid e *Pinus elliottii* var. *elliottii* Engelm. 2007. 56 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2007.

CALDATO, S. L.; SCHUMACHER, M. V. O uso de águas pelas plantações florestais: uma revisão. *Ciência Florestal*, Santa Maria, RS, v. 23, n. 3, p. 507-516, 2013.

COSTA, F. S.; SUASSUNA, J. F.; MELO, A. S.; BRITO, M. E. R. B.; MESQUITA, E. F. Crescimento, produtividade e eficiência no uso da água em bananeira irrigada no semiárido paraibano. *Revista Caatinga*, Mossoró, RN, v. 25, n. 4, p. 26-33, 2012.

DICKSON, A.; LEAF, A. L.; HOSNER, J. F. Quality appraisal of white spruce and white pine seedling stock in nurseries. *Forest Chronicle*, v. 36, n. 1, p. 10-13, 1960.

ELOY, E.; CARON, B. O.; SCHMIDT, D.; BEHLING, A.; SCHWERS, L.; ELI, E. F. Avaliação da qualidade de mudas de *Eucalyptus grandis* utilizando parâmetros morfológicos. *Floresta*, Curitiba, PR, v. 43, n. 3, p. 373-384, 2013.

FLORIANO, E. P. *Efeito da desrama sobre o crescimento e a forma de Pinus elliottii* Engelm. 2004. 93 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2004.

FREITAG, A. S. *Frequências de irrigação para Eucalyptus grandis e Pinus elliottii em viveiro*. 2007. 60 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2007.

GHOLZ, H. L.; EWEL, K. C.; TESKEY, R. O. Water and forest productivity. *Forest Ecology and Management*, Amsterdam, v. 30, p. 1-18, 1990.

GOMES, D. R. et al. Lodo de esgoto como substrato para produção de mudas de Tectona grandis. *Cerne*, Lavras, MG, v. 19, n. 1, p. 123-131, 2013.

IBÁ - INDÚSTRIA BRASILEIRA DE ÁRVORES. *Relatório IBÁ 2016*. São Paulo, 2016. Disponível em: http://iba.org/images/shared/Biblioteca/IBA_RelatorioAnual2016_.pdf. Acesso em: 14 mar. 2026.

INMET - INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. *Normais climatológicas (1961-1990)*. Brasília, 2014. Disponível em: http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=clima/normaisclimatologicas. Acesso em: 12 mar. 26.

LOPES, J. L. W.; GUERRINI, I. A.; SAAD, J. C. C. Qualidade de mudas de eucalipto produzidas sob diferentes lâminas de irrigação e substratos. *Revista Árvore*, Viçosa, MG, v. 31, n. 5, p. 835-843, 2007.

LUCCHESI, A. A. Utilização prática da análise de crescimento vegetal. *Anais da ESALQ*, Piracicaba, v. 41, n. 1, 1984.

MELLO, S. L. M.; GONÇALVES, J. L. M. Equações para estimar biomassa em povoamentos de *Eucalyptus grandis*. *Revista Árvore*, Viçosa, MG, v. 32, n. 1, p. 101-111, 2008.

RODRIGUES, S. B. S. *Análise do uso de água em unidades de produção de mudas de eucalipto*. 2007. 93 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2007.

ROSSI, V. L. *Crescimento e qualidade de mudas de Pinus taeda* L. submetidas à poda química das raízes com cobre e ethefon. 2005. 40p Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) - Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, SC, 2005.

SILVA, J. M. S. *Crescimento de mudas de Pinus oocarpa em diferentes condições hídricas e de adubação*. 2007. 53 f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade Estadual Paulista, Botucatu, SP, 2007.

SILVA, M. R.; SIMÕES, D. Caracterização do manejo hídrico em viveiro florestal no Uruguai. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 19., 2011, Maceió. *Anais*… Maceió: ABRH, 2011.

SILVA, R. B. G. *Manejo hídrico no desenvolvimento de mudas florestais nativas em ambiente protegido*. 2013. 119 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Estadual Paulista, Botucatu, SP, 2013.

THOMAS, R. *Crescimento e nutrição de mudas de Pinus taeda* L. *no Estado do Rio Grande do Sul*. 2007. 64 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2007.

WALKER, C. et al. Viveiro florestal: evolução tecnológica e legalização. *Revista Verde*, Mossoró, RN, v. 6, n. 5, p. 8-14, 2011.

WAKELEY, P. C. Planting the southern pines. Washington: *Forest Service*, 1954.

ECOMORFOLOGIA TRÓFICA DE *Psalidodon aff. Paranae* NA BACIA DO RIBEIRÃO CAMBÉ, LONDRINA-PR

1Alexandre Kenji Komatsu, 2Edson Fontes de Oliveira, 3Loueverton Antonio Rodrigues de Castro
1 Universidade Tecnológica Federal do Paraná Campus Londrina, e-mail: alexandrekomatsu@alunos.utfpr.edu.br; 2 Universidade Tecnológica Federal do Paraná Campus Londrina, e-mail: prof.edsonfontes@gmail.com; 3 Universidade Estadual de Maringá, e-mail: loueverton.rodrigues@gmail.com

Palavras-chave: Variação ecomorfológica; Alimentação de peixes; Urbanização

Resumo

Diante de diversas pressões ecológicas que um ribeirão urbano acaba sofrendo em decorrência da urbanização, este estudo analisou a ecomorfologia trófica da espécie *Psalidodon aff. paranae* em quatro pontos diferentes ao longo do gradiente longitudinal do Ribeirão Cambé localizado no município de Londrina. A hipótese geral testada neste trabalho considerou que a diversidade ecomorfológica e trófica da espécie não é homogênea ao longo do ribeirão, mas estruturada pelo gradiente ambiental decorrente dos efeitos da urbanização. A pesquisa aconteceu em quatro pontos amostrais em diferentes regiões desde a nascente até a foz, foram realizadas análises limnológicas, ecomorfológicas e tróficas, baseadas em análises estatísticas como ACP, PERMANOVA, RDA, PCoA e PERMDISP. O resultado da ACP revelou que há diferenças morfológicas significativas entre as comunidades de indivíduos de locais diferentes do Ribeirão Cambé, no ponto 2, os peixes se destacam principalmente pelos valores mais elevados de altura relativa do pedúnculo caudal, nadadeira anal e nadadeira caudal, que se mostraram os parâmetros morfométricos de maior importância, em contra partida, os indivíduos do ponto 1 apresentaram largura da cabeça, largura do pedúnculo e altura da nadadeira dorsal mais relevantes, medidas que estão relacionadas com o tamanho das presas e manobrabilidade. A análise trófica comprovou que os peixes do ponto 2 apresentaram a dieta mais ampla e variada, com maior consumo de insetos aquáticos, em contraste com os indivíduos do ponto 1 que exibiram uma alimentação pouco definida, composta principalmente por restos animais, já no ponto 4, observou-se maior ingestão de Diptera, Hymenoptera e Trichoptera, caracterizando um perfil alimentar distinto dos demais locais. O resultado da PERMANOVA apontou diferenças significativas na composição da dieta entre os quatro pontos analisados do Ribeirão Cambé, indicando que as diferenças refletem variações reais na composição alimentar, e não diferenças de heterogeneidade entre os grupos. Conclui-se que os peixes da espécie *Psalidodon aff. paranae* são adaptáveis de acordo com o habitat em que está inserido, tanto na alimentação quanto na ecomorfologia, conferindo-lhe uma boa plasticidade fenotípica.

Introdução

A expansão acelerada da urbanização, impulsionada tanto pelo desenvolvimento econômico quanto por mudanças demográficas (CABRAL, 2019), resultou em uma concentração populacional que gera problemas ambientais severos e compromete a qualidade de vida dos seres vivos. Nesse cenário, a conservação dos ecossistemas aquáticos urbanos torna-se uma preocupação central, dado que esses corpos d'água são os principais receptores da poluição urbana, sofrendo com altas concentrações de nutrientes e contaminantes oriundos de efluentes mal tratados ou carreados através do escoamento superficial (FERREIRA, 2018; MARQUES, 2021; DE DEUS, 2024). Além da degradação química, tais ambientes enfrentam alterações físicas críticas, como a impermeabilização de margens e a supressão da vegetação ripária, o que reduz a riqueza biótica e a estabilidade fluvial (KRAWCZYK, 2023), sendo que riachos de baixa vazão são particularmente mais vulneráveis devido à sua limitada capacidade de resposta (LUIZ et al., 1998). Portanto, é imprescindível a realização de estudos que integrem o crescimento urbano à conservação ambiental, utilizando o monitoramento ecológico para melhor compreender esses processos e definir estratégias que assegurem ambientes equilibrados e sustentáveis (MARINHO et al., 2020; ALMULHIM et al., 2024).

A contaminação por poluentes como metais-traço e pesticidas, agravada pelo uso inadequado do solo, é uma das principais causas da degradação hídrica e da redução da diversidade de peixes, que enfrentam efeitos crônicos via bioacumulação e biomagnificação (LEE, 2023; SAIDON, 2024; MARÍN-LEAL et al., 2023). Tais alterações na qualidade da água impactam diretamente a reprodução, o crescimento e a distribuição das espécies, levando à desestabilização dos ecossistemas. Diante desse cenário, o monitoramento por meio da análise ecológica de populações naturais torna-se essencial para o planejamento urbano e ambiental, pois neste contexto, a ecomorfologia destaca-se como uma ferramenta relevante ao relacionar a estrutura anatômica dos organismos ao seu modo de vida e às pressões seletivas do habitat (SOARES, 2020). Ao compreender como os organismos se ajustam ao ambiente ao longo do tempo, essa abordagem permite prever impactos antrópicos e subsidiar estratégias para a gestão sustentável dos ecossistemas.

Sendo assim, partindo do pressuposto de que a urbanização ao longo do Ribeirão Cambé (Londrina-PR) exerce influência direta sobre a organização morfofuncional e trófica de *Psalidodon aff. paranae*, espera-se que populações submetidas a diferentes níveis de impactos ambientais negativos apresentem variações detectáveis pela ecomorfologia e pela ecologia trófica, refletindo tanto a plasticidade quanto potenciais pressões seletivas impostas pela alteração da qualidade do habitat. Nesse contexto, tais variações observadas devem estar associadas a mudanças nas condições limnológicas características desses ambientes, como o aumento da concentração de nutrientes, condutividade elétrica e instabilidade físico-química, sustentando a hipótese geral de que as diversidades ecomorfológicas e tróficas da espécie não são homogêneas, mas sim estruturada pelo

gradiente ambiental decorrente da urbanização. Para investigar essa premissa, o presente estudo tem o intuito de analisar a diversidade ecomorfológica e trófica de *P. aff paranae* no Ribeirão Cambé por meio da interpretação das variáveis limnológicas ao longo do seu gradiente longitudinal e da análise ecomorfológica detalhada da espécie. Complementarmente, busca-se descrever a diversidade de recursos alimentares nos estômagos dos espécimes e avaliar sua amplitude de nicho como indicadora das condições ambientais, visando, por fim, estabelecer as relações entre as variáveis ecomorfológicas e tróficas relacionadas à *P. aff. paranae* e as limnológicas que caracterizam a bacia estudada.

Materiais e métodos

ÁREA DE ESTUDO

O presente trabalho foi realizado em quatro pontos de amostragem ao longo do gradiente longitudinal do Ribeirão Cambé (Figura 1), dividida em duas campanhas de coleta sazonais, sendo a primeira em agosto de 2024 (período seco) e a segunda em abril de 2025 (período chuvoso), a fim de se obter uma amostra espacialmente e sazonalmente representativa. Os dados deste estudo foram obtidos a partir do projeto intitulado de "Diagnóstico integrado da saúde ambiental de recursos hídricos de Londrina: toxicidade, avaliação química e sustentabilidade ecológica do Ribeirão Cambé", financiado pelo edital PROVERDE, em apoio com a prefeitura de Londrina e sob licença do Instituto Chico Mendes de Conservação e Biodiversidade (ICMBio) e Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade (SISBIO; licença permanente no 28.113-1/2011). O objetivo deste edital compreende diagnosticar a saúde ambiental da bacia hidrográfica do Ribeirão Cambé da sua nascente à sua foz, utilizando a análise integrada de multiparâmetros sobre algumas características bioecológicas de espécies aquáticas e índices físico-químicos da água.

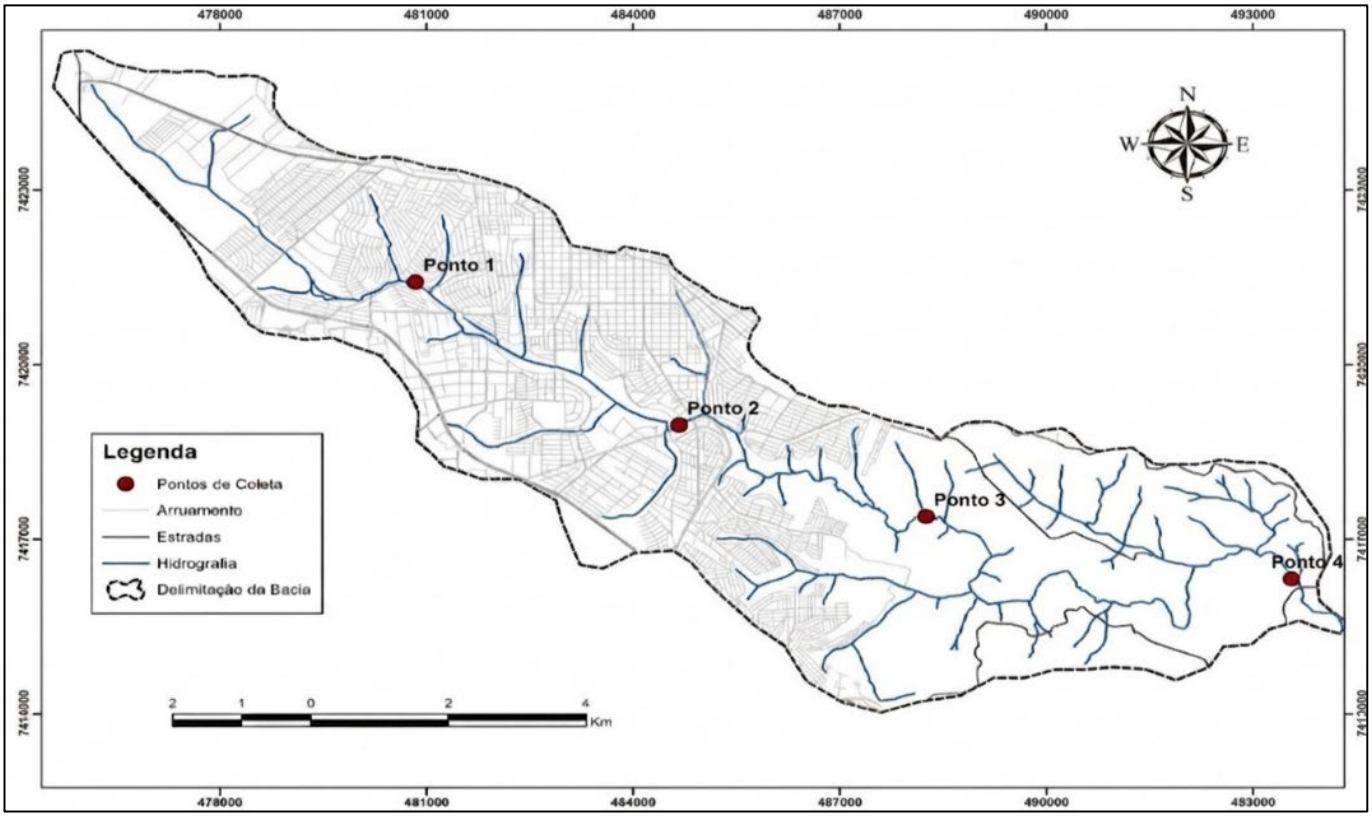


Figura 3: Pontos de amostragem ao longo do gradiente longitudinal do Ribeirão Cambé (Londrina-PR). Fonte: PROVERDE (2024), adaptado por Komatsu (2025).

AMOSTRAGEM DOS PEIXES

Os peixes foram capturados aplicando a pesca manual com redes e peneiras, seguida de pesca elétrica durante 40 minutos com puçás, gerador à gasolina e um transformador de corrente alternada (2,5 kW, 400V e 2A). Uma rede milimetrada de contenção a jusante foi utilizada para capturar indivíduos que tenham escapado da pesca manual e elétrica. Após a captura, foram registradas as medidas morfométricas dos indivíduos, em seguida a evisceração do peixe para retirada do trato intestinal, o qual foi posteriormente armazenado em frascos com álcool 70% para identificação em laboratório dos recursos alimentares. As variáveis limnológicas e abióticas foram medidas simultaneamente à coleta de peixes, incluindo pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, temperatura, transparência, turbidez da água e sólidos totais dissolvidos, bem como temperatura do ar, radiação solar, umidade relativa, largura e profundidade do rio.

AMOSTRAGEM LIMNOLÓGICA

Foram aferidas 21 medidas morfométricas lineares relacionadas ao tronco, nadadeiras, cabeça e boca com base na literatura sobre morfologia funcional permitindo análises da relação entre a morfologia e o uso do habitat: comprimento padrão (CP), altura máxima do corpo (AlMC), largura máxima do corpo (LMC), comprimento do pedúnculo caudal (CPd), altura do pedúnculo caudal (AlPd), largura do pedúnculo caudal (LPd), comprimento da cabeça (CCa), altura da cabeça (AlCa), largura da cabeça (LCa), altura da boca (AlBo), largura da boca (LBo), comprimento da nadadeira dorsal (CD), altura da nadadeira dorsal (AlD), comprimento da nadadeira caudal (CC), altura da nadadeira caudal (AlC), comprimento da nadadeira anal (CA), altura da nadadeira anal (AlA), comprimento da nadadeira peitoral (CPt), altura da nadadeira peitoral (AlPt), comprimento da nadadeira pélvica (CPv) e altura da nadadeira pélvica (AlPv).

As medidas morfométricas registradas foram utilizadas para calcular 19 índices ecomorfológicos, os quais permitem comparar indivíduos de diferentes tamanhos e espécies, padronizando as medidas em relação ao corpo, ou seja, eliminando efeito de tamanho e diminuindo a dimensionalidade dos dados.

ANÁLISE TRÓFICA

A análise do conteúdo estomacal de *P. aff. paranae* foi realizada no Laboratório de Monitoramento Ambiental (LAMA) da Universidade Tecnológica Federal do Paraná - Campus Londrina, onde os estômagos foram dissecados com auxílio de tesouras, pinças e um estereomicroscópio Biofocus XT-3L para identificação taxonômica dos recursos alimentares. Durante o processo, registraram-se o peso do estômago cheio (PEC) e vazio (PEV) em balança analítica Mettler Toledo ML204/02, além do comprimento do estômago analisado (CEA) com papel milimetrado; para a determinação do volume, aplicou-se uma adaptação do método dos pontos de Cadwallader (1975), que consistiu na avaliação visual do grau de repleção estomacal e na sua classificação em categorias de 0 a 4, expressando o volume ocupado por cada recurso em relação ao volume total do estômago.

ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS

Com o objetivo de avaliar a diversificação ecomorfológica da espécie, foi aplicada uma Análise de Componentes Principais (ACP). Posteriormente, realizou-se uma análise de variância (ANOVA) com o intuito de verificar se há diferenças entre os escores dos eventuais grupos formados pelos eixos 1 e 2 da ACP e testar a hipótese nula de que os indivíduos dos diferentes pontos não apresentam homogeneidade ecomorfológica. Os pressupostos da ANOVA foram avaliados com os testes de Shapiro-Wilk (normalidade) e de Levene (homoscedasticidade). Para avaliar a diversidade de recursos alimentares calculou-se a frequência de ocorrência, numérica e volumétrica, e combinadas para o cálculo do Índice de Importância Relativa (PINKAS, 1971). Para avaliar a amplitude de nicho foi calculada uma matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis a partir da matriz de recursos alimentares, que quantifica diferenças na composição alimentar entre os indivíduos com base nas abundâncias e volume relativos dos itens consumidos, os valores variam de 0 (dietas idênticas) a 1 (composição completamente distinta), em seguida foi aplicada uma PERMANOVA para testar a hipótese nula de ausência de variação na composição alimentar e uma PERMDISP para verificar os efeitos de dispersão e validar a PERMANOVA. Em seguida aplicou-se uma Análise de Coordenadas Principais (ACoP) para avaliar a organização dos recursos alimentares no espaço multivariado de Bray–Curtis e, por fim, uma Análise de Redundância (RDA) para avaliar as relações entre variáveis ecomorfológicas e alimentares (variáveis resposta) com as limnológicas (variáveis preditivas), para verificar os efeitos dos impactos da urbanização sobre os indivíduos analisados.

Resultados e Discussão:

As variáveis limnológicas pH, oxigênio, turbidez e sólidos totais dissolvidos apresentaram valores de acordo com a Resolução CONAMA 357/05, indicando que, apesar de fontes de poluição muitas vezes difusas, o Ribeirão Cambé mantém boa qualidade ambiental em relação a esses parâmetros. O ponto 2 apresentou a menor concentração de STD (92,00 ± 4,00 ppm), ao contrário do ponto 4 que registrou o maior valor entre os pontos (261,00 ± 2,00 ppm), porém ambos obtiveram valores altos quanto oxigênio dissolvido, com 11,06 ± 0,94 para o ponto 2 e 15,08 ± 1,46 para o ponto 4, provavelmente associado ao fluxo da correnteza. A condutividade elétrica foi elevada nos quatro pontos, especialmente nos pontos 3 (451,33 ± 222,28 µS/cm) e 4 (522,00 ± 3,61 µS/cm), sendo o primeiro influenciado pelo despejo de esgoto doméstico tratado pela SANEPAR (YU, 2019) e o segundo por sua localização em área rural e proximidade de atividades agrícolas, o que favorece o aporte de nutrientes a partir de fertilizantes e escoamento superficial. No ponto 1 (369,00 ± 34,83 µS/cm), a condutividade pode estar associada à degradação de matéria orgânica alóctone, devido à vegetação nativa a montante, embora também haja contribuição de efluente tratado de laticínios da empresa de grande porta instalada nesse trecho. Por fim, no ponto 2 (180,33 ± 14,29 µS/cm), apesar de apresentar o menor valor, níveis superiores a 100 $\mu S \cdot cm^{-1}$ podem indicar impactos antrópicos (CETESB, 2014), possivelmente relacionados à proximidade com o Cemitério São Pedro de Londrina, onde há indícios de infiltração de necrochorume devido à ausência de manta de contenção (BERTACHI *et al.,* 2019).

A ACP evidenciou diversificação ecomorfológica significativa nas populações de *P. aff. paranae* entre os pontos amostrados. O eixo 1 separou os indivíduos do ponto 2, com características como pedúnculo caudal e nadadeiras mais altas, daqueles dos pontos 1 e 4, que apresentaram cabeças, corpos e nadadeiras caudais mais compridas. Já o eixo 2 destacou principalmente os indivíduos do ponto 1, com cabeças e pedúnculos mais largos e nadadeiras dorsais mais altas, enquanto os indivíduos dos pontos 2, 3 e 4 se associaram a nadadeiras pélvicas, peitorais e anais mais desenvolvidas.

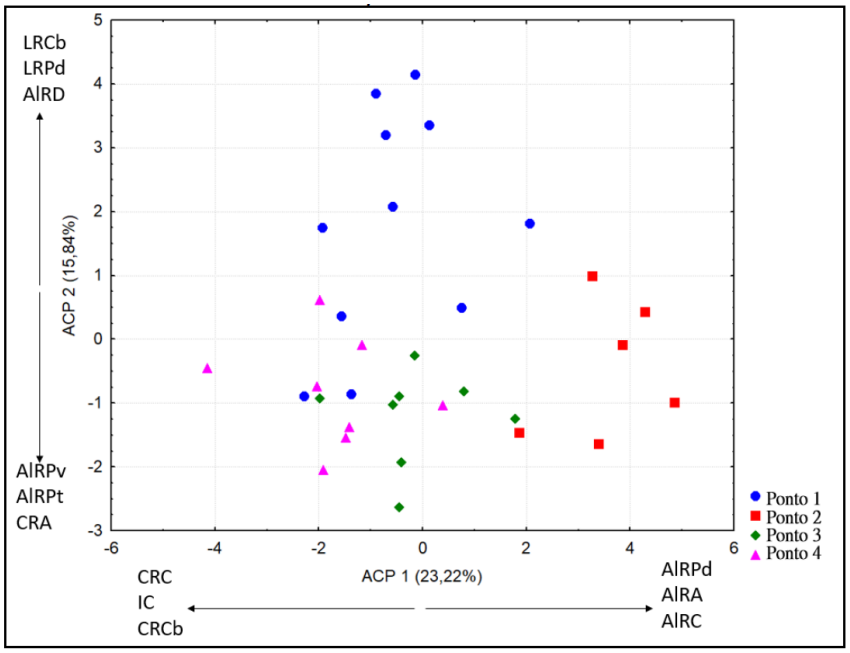


Figura 4: Análise de Componentes Principais (PCA) dos índices ecomorfológicos de *Psalidodon aff. paranae*
Fonte: Autoria própria (2025).

A dieta de *P. aff. paranae* variou entre os pontos, com predominância de recursos de origem animal. No ponto 1, os indivíduos apresentaram dieta majoritariamente carnívora com 92,09% baseada em restos animais. No ponto 2, houve predominância de insetos aquáticos alóctones, correspondendo cerca de 80% dos itens da dieta dos indivíduos incluindo trichoptera (57,65%), Lepidoptera (10,15%), Coleoptera (7,92%) e Diptera (3,38%), associados a boas condições ambientais (ERDOĞAN, 2025). O ponto 3 apresentou composição semelhante ao ponto 1, com destaque para restos animais (67,16%), Hymenoptera (13,57%) e Diptera (14,71%), sugerindo também a entrada de alimentos de maneira alóctone, enquanto o ponto 4 mostrou maior diversidade alimentar, incluindo espécies da ordem dos Odonatas (1,36%), Trichoptera (19,26%), Coleoptera (14,64%) e até escamas (6,67%), refletindo em uma maior disponibilidade de recursos em ambiente rural menos impactado. O baixo consumo de alimentos de origem vegetal evidenciou a preferência por recursos alimentares de origem animal pelos indivíduos dos quatro pontos, resultado similar obtido do trabalho de Silva (2025).

Com relação a análise das variáveis ecomorfológicas e alimentares com as variáveis limnológicas, a RDA rejeitou a hipótese nula, considerando que o primeiro e segundo eixo revelaram, respectivamente, 60,07% e 26,75% de explicação da variabilidade dos dados.

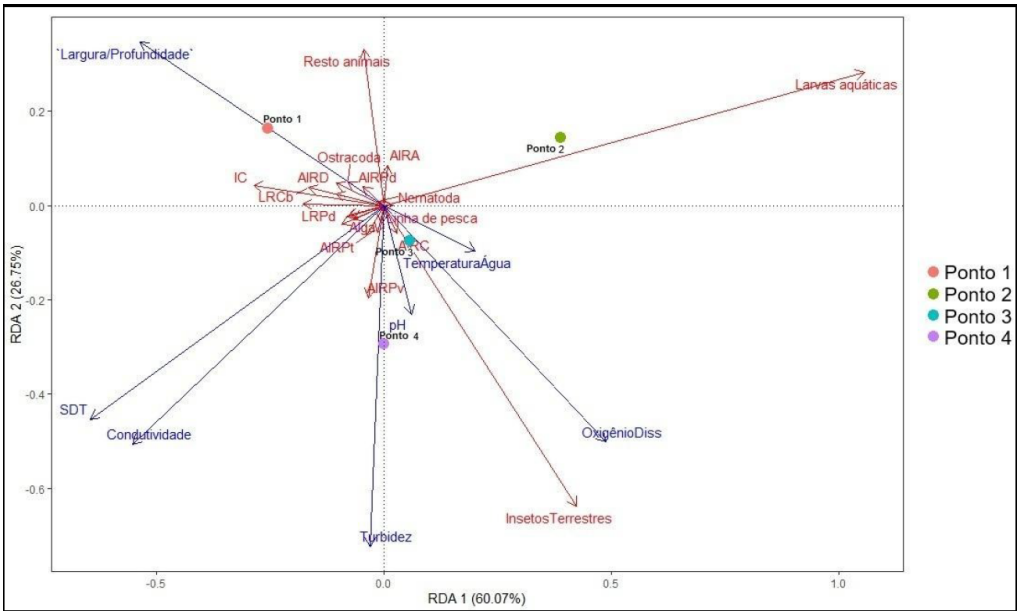


Figura 5: Análise de Redundância aplicada às variáveis ambientais: Variáveis hidrodinâmicas, físicas e químicas da água e índices ecomorfológicos e recursos alimentares
Fonte: Autoria própria (2025).

O primeiro eixo da RDA separou os indivíduos dos pontos 2 e 3, com escores mais positivos. A ocorrência desses indivíduos revelou forte ligação com valores elevados de oxigênio dissolvido, pH e temperatura da água. Os peixes desses pontos com nadadeiras caudais e anais mais altas, exploram predominantemente larvas aquáticas e insetos terrestres na sua dieta. Ao mesmo tempo, esse eixo segregou os indivíduos dos pontos 1 e 4 com escores mais negativos, revelando estarem associados com habitat mais largos e profundos, com altos valores de turbidez, sólidos totais dissolvidos e condutividade elétrica. Os indivíduos desses pontos se mostraram mais comprimidos, com cabeças e pedúnculos mais largos e nadadeiras dorsais mais altas, as quais revelaram mais relacionadas à exploração dos recursos alimentares detritos, vegetais, nematoda, ostracoda e molusca.

O eixo 2 da RDA separou os indivíduos ao longo do gradiente do rio, nos pontos 1 e 2 (montante), associados a ambientes mais largos e profundos, ocorreram peixes com maior altura relativa da nadadeira anal, consumindo principalmente ostracodas, nematódeos e vegetais. Já nos pontos 3 e 4 (jusante), com maiores valores de variáveis físico-químicas, destacaram-se peixes com maiores nadadeiras pélvicas, peitorais e caudais, explorando detritos, algas, peixes e moluscos, indicando mudanças na morfologia e na dieta ao longo da bacia.

De acordo com a análise da amplitude de nicho, a PERMANOVA indicou diferenças significativas na composição alimentar entre os quatro pontos do Ribeirão Cambé ($F = 1,79$; $p = 0,003$), evidenciando variação espacial na dieta. A PERMDISP não apontou diferenças na dispersão ($F = 0,968$; $p = 0,421$), indicando homogeneidade entre os grupos. Assim, as diferenças observadas refletem mudanças reais na composição alimentar, e não variações na dispersão.

O índice de Levin indicou maior amplitude de nicho no Ponto 2 (0,221), sugerindo dieta mais generalista e maior diversidade de recursos. O Ponto 1 apresentou a menor amplitude (0,106), indicando dieta mais especializada. Já os Pontos 3 (0,164) e 4 (0,140) mostraram valores intermediários, refletindo variações espaciais na disponibilidade de recursos e na estratégia alimentar da espécie.

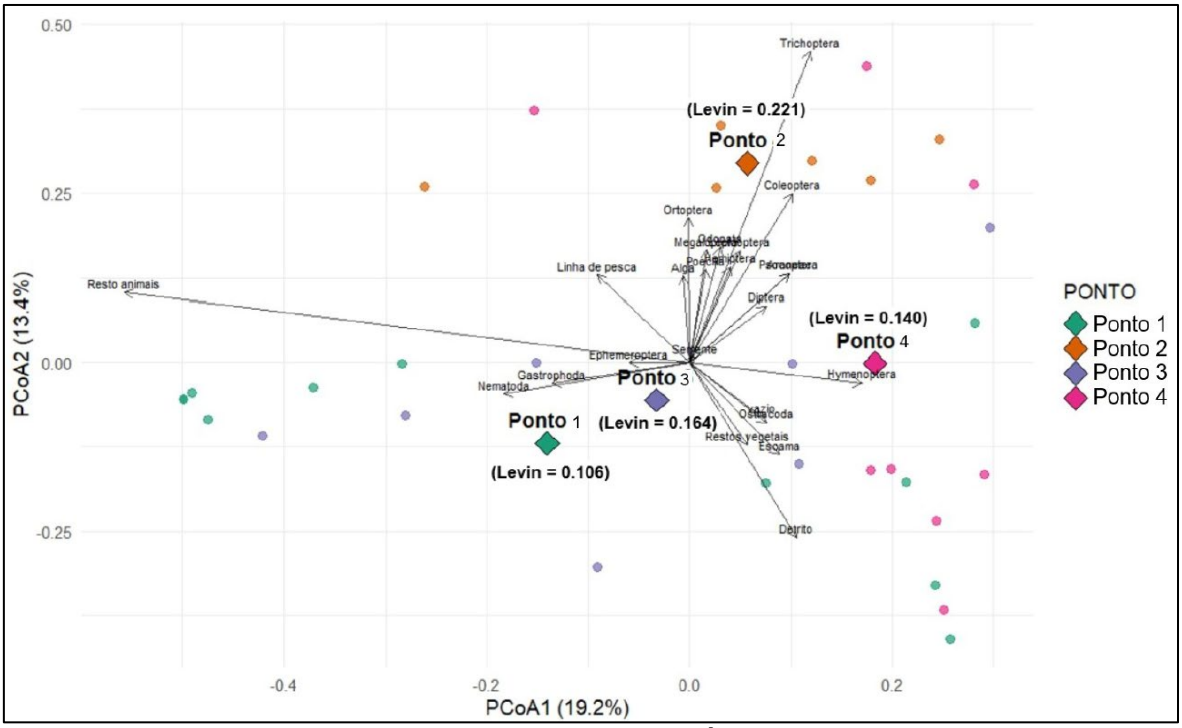


Figura 6: Biplot referente a PCoA e Índices de Levin
Fonte: Autoria própria (2025).

Os vetores representam a correlação dos itens alimentares com os eixos da PCoA, sendo que seu comprimento indica a força dessa relação, vetores mais longos correspondem aos itens que mais explicam a variação na dieta, enquanto a direção indica a associação com os indivíduos no espaço amostral. Nesse contexto, Trichoptera e Coleoptera estão fortemente direcionados para a região dos indivíduos do Ponto 2, sugerindo maior consumo desses itens. Já Diptera, Ephemeroptera, Odonata e restos vegetais estão associados aos indivíduos do Ponto 4. Restos de animais apresentam direção oposta, indicando maior relação com o Ponto 1, enquanto Nematoda e Gastropoda mostram uma associação mais fraca com o Ponto 3. Dessa forma esses padrões são coerentes com a PERMANOVA indicando diferenças na composição alimentar entre os pontos, e a PERMDISP não significativa, mostrando que essas diferenças se devem à composição e não à variabilidade interna dos grupos.

Considerações finais

Os resultados indicaram que o Ribeirão Cambé boa qualidade limnológica nos quatro pontos, segundo a legislação brasileira, embora seja recomendada a inclusão de análises adicionais, como nutrientes (nitrogênio e fósforo), metais traço e fertilizantes, além de monitoramento periódico, devido às pressões antrópicas locais. A ACP demonstrou diferenças

ecomorfológicas entre indivíduos ao longo do gradiente longitudinal da bacia, corroborando a hipótese de que a espécie não apresenta padrão homogêneo ao longo do ribeirão. A análise trófica evidenciou comportamento generalista da espécie, com variação espacial na dieta, confirmada pela PERMANOVA. Ressalta-se a necessidade de ampliar o número amostral para maior robustez dos resultados. Por fim, a análise de redundância mostrou que variáveis limnológicas e físicas influenciam significativamente a morfologia e a dieta, evidenciando que alterações ambientais moldam o funcionamento ecológico da espécie, com destaque para sua plasticidade fenotípica em resposta às condições locais.

Referências bibliográficas:

ALMULHIM, A. I., KAFY, A. A., FERDOUS, M. N., FATTAH, M. A., & MORSHED, S. R. Harnessing urban analytics and machine learning for sustainable urban development: A multidimensional framework for modeling environmental impacts of urbanization in Saudi Arabia. **Journal of environmental management**, Arábia Saudita. 2024. *357*, 120705. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.120705.

BERTACHI, M. H.; SANTOS, M. M.; STIPP, M. E. F. Concentração de nitrato em poços tubulares profundos e corpo hídrico superficial na região central de Londrina - PR: estudo de caso do entorno do cemitério São Pedro. **Ciência Geográfica**, Bauru, v. 23, n. 2, p. 567–581, jan./dez. 2019.

CABRAL, L. N., & Cândido, G. A. (2019). Urbanização, vulnerabilidade, resiliência: relações conceituais e compreensões de causa e efeito. **urbe. Revista Brasileira de Gestão Urbana**, 11, 2019. Disponível em: https://doi.org/10.1590/2175-3369.011.002.AO08.

DE DEUS, A. C. C. R.; MATSOS, D. M. S. Monitoring subtropical aquatic ecosystems: evaluating the use of Trophic State Indices (TSI) and Aquatic Life Protection (ALP) as baseline indices by monitoring an urban reservoir in southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 84, e23148, 2024. DOI: https://doi.org/10.1590/1519-6984.23148.

ERDOĞAN, Ö., KARAKAŞ, B. & YÜNLÜ, M.Z. The Trichoptera fauna of the Karpuz Stream and its relationships with water quality. **Biologia** 80, 641–653, 2025. https://doi.org/10.1007/s11756-025-01870-2.

FERREIRA, D. B.; MÜHLENHOFF, A. P.; FERNANDES, C. V. S. Modelos de poluição difusa: desafios, estratégias e impacto para a gestão de recursos hídricos. **REGA - Revista de Gestão de Água da América Latina**, v. 15, n. 1, e10, 2018. Disponível em: https://doi.org/10.21168/rega.v15e10.

KRAWCZYK, A. C. de D. B.; SILVA, M. de M. da; ROSA, J.; GEMELLI, E.; RIBEIRO, M. O.; BETTIM, F. L.; ASSIS, H. C. da S. de. Meio ambiente: alterações antrópicas no leito de rios e efluentes urbanos podem promover efeitos ecotoxicológicos na ictiofauna e de saúde pública, um estudo de caso. **Saúde e Meio Ambiente**, v. 12, p. 279-291, 2023. ISSN 2316-347X.

LEE, S.; MAMUN, MD; ATIQUE, U.; AN, K. Fish Tissue Contamination with Organic Pollutants and Heavy Metals: Link between Land Use and Ecological Health. **Water,** v. 15, n. 10, Artigo 1845, 2023. Disponível em: https://doi.org/10.3390/w15101845.

LUIZ, E. A.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; HAHN, N. S. Ecologia trófica de peixes em dois riachos da bacia do rio Paraná. **Revista Brasileira de Biologia**, Maringá, v. 58, n. 2, p. 273–285, 1998.

MARINHO, E. R.; MOREIRA, F. S. A.; BRITO, W. J. P.; MOREIRA, F. L. B. B.; SILVA, E. R. M.; SANTOS, L. F. Avaliação da Ação Urbana no Canal Água Cristal em Belém, Pará, um Estudo Sobre Qualidade da Água. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.13, n.01, p.322-335, 2020. DOI: http://doi.org/10.26848/rbgf.v13.1.p322-335.

MARÍN-LEAL, J. C. et al. Acute toxicity of potentially toxic elements on ciliated protozoa from Lake Maracaibo (Venezuela). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 34, e21, 2022. DOI: https://doi.org/10.1590/S2179-975X7821.

MARQUES, P.; CUNICO, A. M. Ecologia de peixes em riachos urbanos. **Oecologia Australis**, v. 25, n. 2, p. 588-604, 2021. Disponível em: https://doi.org/10.4257/oeco.2021.2502.22.

SAIDON, N. B.; SZABÓ, R.; BUDAI, P.; LEHEL, J. Trophic transfer and biomagnification potential of environmental contaminants (heavy metals) in aquatic ecosystems. **Environmental Pollution**, v. 340, 122815, 2024. DOI: https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122815.

SOARES, D.; NIEMILLER, M. J. Extreme adaptation in caves. **The Anatomical Record**, v. 303, p. 15-23, 2020. Disponível em: https://doi.org/10.1002/ar.24044.

MODELAGEM DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS PARA REGULAÇÃO HÍDRICA EM BACABAL-MA

1 Fernanda Cassiano do Nascimento Rodrigues, 2 Carlos Leandro de Oliveira Cordeiro, 3 Caren Andreidy Matos Aroucha, 4 Terezinha de Jesus Silva Oliveira, 5 Beatriz da Cruz Martins Costa

1 Universidade Estadual do Maranhão (UEMA), e-mail: fernanda.cassiano345@gmail.com; 2 Universidade Estadual do Maranhão (UEMA), e-mail: carlosleandroc@gmail.com; 3 Universidade Estadual do Maranhão (UEMA), e-mail: carenaroucha@gmail.com; 4 Universidade Estadual do Maranhão (UEMA), e-mail: terezinhaoliveira1794@gmail.com; 5 Universidade Estadual do Maranhão (UEMA), e-mail: beatrizmartins.engambiental@gmail.com

Palavras-chave: escoamento superficial; retenção hídrica; serviços ecossistêmicos

Resumo

A dinâmica hidrológica de áreas urbanas é fortemente influenciada pela interação entre uso e cobertura do solo, propriedades físico-hídricas dos solos e regime de precipitação, fatores que condicionam a geração de escoamento superficial e a capacidade de retenção hídrica. Esses fatores são primordiais para a determinação do regime de inundação em muitos municípios. Um exemplo, é o município de Bacabal-MA que está inserido na bacia do rio Mearim, que apresenta um histórico recorrente de eventos de inundação, causando muitos estragos financeiros e sociais. Desta forma, compreender o que afeta o processo de inundações neste município pode subsidiar o planejamento territorial e a gestão de riscos. O objetivo deste trabalho é avaliar os serviços ecossistêmicos de regulação hídrica no município de Bacabal-MA. Foi realizada uma modelagem espacial do escoamento superficial e da retenção hídrica por meio do modelo InVEST, utilizando o módulo *Urban Flood Risk Mitigation*, que integra variáveis biofísicas como uso e cobertura da terra do MapBiomas, grupos hidrológicos do solo e dados de precipitação do INMET, com base no método do *Curve Number* (CN). Os dados de uso da terra e os grupos hidrológicos foram definidos a partir da reclassificação do mapa de solos da Embrapa, considerando as propriedades físicas dos solos. Os resultados evidenciaram a expansão significativa das áreas de pastagem ao longo de 30 anos, que passaram a ocupar 66,5% do município, em detrimento das formações florestais que ocupam atualmente apenas 13,2% do território. Na área urbanizada, região central do município, próxima ao rio Mearim, com o resultado do modelo se caracterizou entre áreas impermeabilizadas e o sistema hídrico, com solos predominantes classificados nos grupos hidrológicos C e D do modelo que indica baixa capacidade de infiltração. O potencial de escoamento superficial apresentou maiores valores na região central, associado à combinação de solos com baixa permeabilidade e áreas urbanizadas, indicando que essa área está mais suscetível a inundações quando comparadas as áreas com maior cobertura vegetal que apresentaram maior retenção hídrica. Os resultados destacam a importância da vegetação na regulação hidrológica e reforçam a necessidade de estratégias de planejamento urbano e conservação ambiental para mitigação de impactos hidrológicos.

Introdução

Os serviços ecossistêmicos de regulação hídrica desempenham papel fundamental na manutenção do equilíbrio hidrológico das bacias ao promoverem a interceptação da chuva, o aumento da infiltração e o armazenamento temporário da água no solo, reduzindo o escoamento superficial e amortecendo picos de vazão, sendo diretamente influenciados pela cobertura vegetal e pelo uso da terra (Oliveira et al., 2022).

Nesse contexto, a análise integrada dos processos hidrológicos torna-se essencial para a compreensão dos fatores que afetam a regulação de um sistema de drenagem. A resposta hidrológica de uma paisagem é condicionada por fatores como o uso e cobertura do solo, as propriedades físico-hídricas dos solos e o regime de precipitação, cuja interação define a capacidade do sistema em reter, infiltrar ou escoar a água precipitada (Silva; Gomes, 2021). Ao identificar áreas com maior potencial de geração de escoamento e menor capacidade de retenção, torna-se possível subsidiar estratégias de planejamento urbano voltadas à mitigação de impactos, como a implementação de infraestrutura verde, o controle da impermeabilização e a gestão adequada do uso do solo (Naghettini, 2012).

O método do Número de Curva (*Curve Number* – CN), desenvolvido pelo *Natural Resources Conservation Service*, constitui uma abordagem amplamente empregada para estimar o escoamento superficial a partir dessas variáveis, sendo particularmente útil em estudos de planejamento urbano e gestão de recursos hídricos (Estados Unidos, 1986). Modelos espaciais baseados em serviços ecossistêmicos, como o *Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs* (InVEST) (*Natural Capital Alliance*, 2026), têm se destacado na avaliação da regulação hídrica em ambientes urbanos. O módulo Urban Flood Risk Mitigation possibilita a quantificação da retenção hídrica e do escoamento superficial a partir da integração de variáveis biofísicas, permitindo analisar a contribuição da paisagem para a mitigação de inundações. Diferentemente de modelos hidrodinâmicos tradicionais, essa abordagem enfatiza o papel dos elementos naturais e antrópicos na modulação dos fluxos hidrológicos, sendo particularmente adequada para estudos exploratórios e de suporte ao planejamento territorial.

Segundo Costa et al. (2024), as bacias hidrográficas do estado do Maranhão têm sido significativamente impactadas por eventos hidrometeorológicos, com destaque para a bacia do rio Mearim, considerada a maior do estado, que apresenta elevada recorrência e intensidade desses eventos. Nesse contexto, o município de Bacabal, inserido na área de influência dessa bacia, apresenta elevada suscetibilidade a inundações e alagamentos, uma vez que sua dinâmica urbana está diretamente condicionada ao comportamento hidrológico do rio.

De acordo com dados do Sistema Integrado de Informações sobre Desastres (S2ID, 2024), no período de 2009 a 2023, as inundações corresponderam a aproximadamente 60% dos registros de desastres no município, seguidas por ocorrências de enxurradas e chuvas intensas, totalizando mais de 44 mil pessoas afetadas. Esse cenário é intensificado pela dinâmica hidrológica do Rio Mearim, associada à limitação da infraestrutura de drenagem urbana, que se mostra insuficiente frente ao processo de impermeabilização do solo decorrente da expansão urbana.

Apesar da recorrência histórica de eventos extremos na bacia do Rio Mearim, a literatura científica ainda carece de estudos que utilizem modelagem espacial avançada para quantificar os serviços ecossistêmicos de regulação hídrica em cidades de médio porte do interior maranhense. Este estudo tem como objetivo avaliar os serviços ecossistêmicos de regulação hídrica no município de Bacabal-MA, por meio da modelagem espacial do escoamento superficial e da retenção hídrica, considerando a influência do uso e cobertura da terra e das características físico-hídricas dos solos. Para isso, integra variáveis relacionadas ao uso e cobertura do solo, às características físico-hídricas dos solos, à dinâmica da urbanização e a indicadores biofísicos da vegetação, buscando compreender como a interação desses fatores influencia a geração de escoamento superficial e a capacidade de retenção hídrica.

Área de Estudo

A área de estudo compreende o município de Bacabal, localizado na mesorregião Centro Maranhense, no estado do Maranhão. O município está inserido na bacia hidrográfica do rio Mearim e possui área territorial de aproximadamente 1.656,73 km² (Figura 1).Tem uma população de 103.711 habitantes (IBGE, 2022) e a economia vive entorno do comércio e agropecuária. Apresenta clima tropical úmido, com período chuvoso concentrado entre os meses de janeiro e junho (INMET, 2020), caracterizado por elevados índices pluviométricos. O município sofre com eventos recorrentes de alagamento e inundação (Costa, 2024).

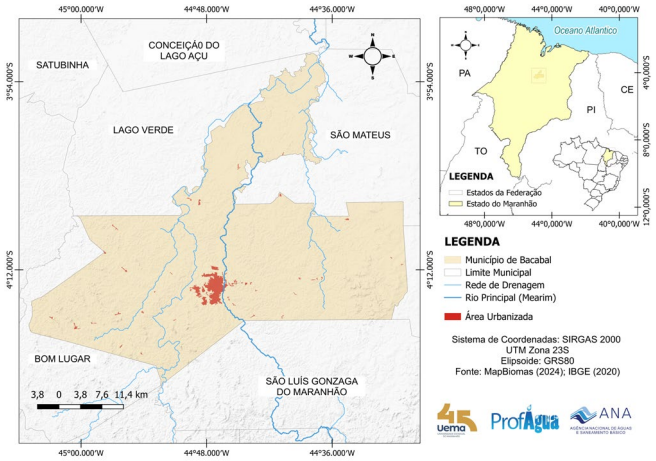


Figura 01: Localização do município de Bacabal – MA
Fonte: Autores (2025)

Metodologia

A modelagem hidrológica foi realizada por meio do modelo InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs*), desenvolvido pelo *Natural Capital Project* (referência). Utilizou-se o módulo *Urban Flood Risk Mitigation*, cuja finalidade é estimar a capacidade da paisagem em reter água e reduzir o escoamento superficial, contribuindo para a avaliação do risco de inundações em áreas urbanas. O modelo integra variáveis biofísicas, como uso e cobertura da terra, grupos hidrológicos do solo e precipitação, tendo como base o método do Número de Curva (*Curve Number* – CN), proposto pelo *United States Department of Agriculture* (USDA). A modelagem foi conduzida a partir do mapa de uso e cobertura do solo, da camada de grupos hidrológicos, da tabela biofísica e dos dados de precipitação. Como resultados, o modelo gera mapas de escoamento superficial, retenção hídrica e índice de retenção. Os produtos obtidos permitiram analisar a distribuição espacial das áreas com maior propensão à geração de escoamento superficial e menor capacidade de retenção hídrica, auxiliando na identificação de áreas mais suscetíveis a inundações no município de Bacabal.

Os dados de uso e cobertura da terra utilizados neste estudo foram obtidos a partir da plataforma MapBiomas (Souza et al. 2020) ou algo assim), considerando a coleção x referente ao ano de 2024. O produto apresenta resolução espacial de 30 metros. A camada de *Soil Hydrologic Group* foi elaborada a partir da reclassificação dos solos do mapa de solos disponibilizado pela Embrapa (2006), com base na metodologia proposta por Genovez, Neto e Sartori (2005), que adapta os critérios do *USDA* às condições brasileiras. Os solos foram classificados nos grupos hidrológicos A, B, C e D, de acordo com sua capacidade de infiltração e potencial de geração de escoamento superficial, variando de alta infiltração (grupo A) a baixa infiltração (grupo D) (Genovez, Neto e Sartori 2005). O processo de reclassificação considerou as propriedades físicas e hidrológicas dos solos, especialmente a textura, a estrutura e a permeabilidade, permitindo a associação entre as classes pedológicas e os respectivos grupos hidrológicos. Todas as camadas foram convertidas para formato raster no sistema de referência SIRGAS 2000, projetado em coordenadas UTM, zona 23S.

Os valores de Número de Curva (CN) atribuídos às classes de uso e cobertura do solo foram definidos com base na metodologia apresentada por Pezan (2022), que propõe a determinação e calibração desse parâmetro a partir de dados hidrológicos observados em bacias hidrográficas brasileiras. Pezan (2022) destaca que os valores originalmente tabelados no método SCS-CN foram desenvolvidos com base em pequenas bacias rurais dos Estados Unidos, podendo gerar incertezas quando aplicados diretamente em condições climáticas distintas, como as encontradas no Brasil.

Os valores de Número de Curva (Curve Number – CN) variam de acordo com o uso e cobertura da terra e as características hidrológicas do solo, assumindo valores entre 0 e 100. Valores mais baixos de CN estão associados a maior capacidade de infiltração e retenção hídrica, enquanto valores mais elevados indicam maior propensão à geração de escoamento superficial (USDA, 1986; Sartori *et al.,* 2005). Assim, os valores de CN foram atribuídos às classes de uso e cobertura da terra com base em estudos desenvolvidos para condições brasileiras, conforme apresentado na Tabela 02.

CLASSE DE USO DO SOLO	CN_A	CN_B	CN_C	CN_D
0	98	98	98	98
Formação Florestal	30	55	70	77
Formação Savânica	39	61	74	80
Floresta Alagável	35	58	72	79
Campo Alagado	60	74	83	87
Formação Campestre	49	69	79	84
Pastagem	49	69	79	84
Mosaico de Usos	62	75	83	87
Praia, Duna e Areal	77	86	91	94
Área Urbanizada	77	85	90	92
Outras Áreas não Florestadas	77	86	91	94
Aquicultura	70	80	88	91
Rio, Lago e Oceano	100	100	100	100
Soja	67	78	85	89
Outras Lavouras Temporárias	67	78	85	89

Tabela 01: Parâmetros biofísicos utilizados na modelagem hidrológica, incluindo valores de Número de Curva (CN) por classe de uso e cobertura do solo e grupo hidrológico (A, B, C e D). Fonte: Adaptado de Pezan (2022).

Os dados de precipitação foram utilizados para simular um evento de chuva e avaliar a resposta hidrológica de cada paisagem. Esses dados foram obtidos a partir da média da Normal Climatológica do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), referente ao período de 1991–2020, considerando a variável de precipitação acumulada mensal e anual (mm) da estação meteorológica de Bacabal, conforme a Tabela 01.

Código	NOME DA ESTAÇÃO	UF	Jan	Fev	Mar	Abr	Maio	Jun
			253,3	301,2	369,1	347,3	192,3	50,9
82460	**BACABAL**	**MA**	**Jul**	**Ago**	**Set**	**Out**	**Nov**	**Dez**
			19	**11,9**	**9,8**	**28**	**67,4**	**124**

Tabela 02: Distribuição da precipitação média anual acumulada no município de Bacabal (MA), com base na normal climatológica do Brasil (1991–2020). Fonte: Adaptado de INMET (2021)

A precipitação anual média acumulada para o município de Bacabal foi de 1774,4 mm, mas para a modelagem hidrológica no InVEST, foi adotado o valor correspondente ao mês com maior precipitação média, com o objetivo de representar um cenário crítico e simular a resposta hidrológica da paisagem a um evento de precipitação intensa. Foi adotado o valor identificado como o mês de março, com precipitação média de 369,1 mm, representando um cenário crítico para a geração de escoamento superficial e para a avaliação do risco de inundações.

A execução do módulo *Urban Flood Risk Mitigation* do InVEST resultou na geração de diferentes produtos espaciais que representam a resposta hidrológica da área de estudo. Os mapas gerados são os de escoamento superficial (Q), expresso em milímetros (mm), que indica a lâmina de água gerada após eventos de precipitação; e retenção hídrica, expressa em volume (m^3), que representa a quantidade de água retida pela paisagem.

Por fim, foi realizada uma análise para ver a relação do vigor vegetativo e a retenção hídrica. Para isso foi gerado o NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) que foi utilizado como indicador do vigor da vegetação (Rouse *et al*., 1973). Para a análise, foram gerados 10000 pontos aleatórios no programa QGIS, a partir dos quais foram extraídos os valores de NDVI, obtidos de imagens do sensor Sentinel-2, e de retenção hídrica provenientes da modelagem. Posteriormente, os dados foram analisados no programa R, por meio de um Modelo Linear Generalizado (GLM) com distribuição Gamma, a fim de avaliar a relação entre as variáveis.

Resultados e Discussões

No período de 1995 a 2024, segundo dados do MapBiomas, a área urbanizada manteve-se predominantemente concentrada na porção central do município, expandindo-se no entorno do rio Mearim, que atravessa a cidade. Essa configuração intensifica a interface entre superfícies impermeabilizadas e o sistema hídrico natural. A ocupação urbana em áreas próximas ao leito do rio resulta na redução de ambientes naturais, como as planícies de inundação, comprometendo a capacidade do sistema em absorver excedentes hídricos. Essas planícies desempenham papel fundamental no armazenamento temporário da água e na regulação das vazões, contribuindo para a atenuação dos picos de cheia (Figueira et al., 2019).

As relações espaciais entre a ocupação urbana e as áreas naturais refletem-se na dinâmica das classes de uso e cobertura da terra ao longo do tempo. A Figura 03 apresenta a distribuição percentual dessas classes para os anos de 1985 e 2024, evidenciando as transformações na composição da paisagem.

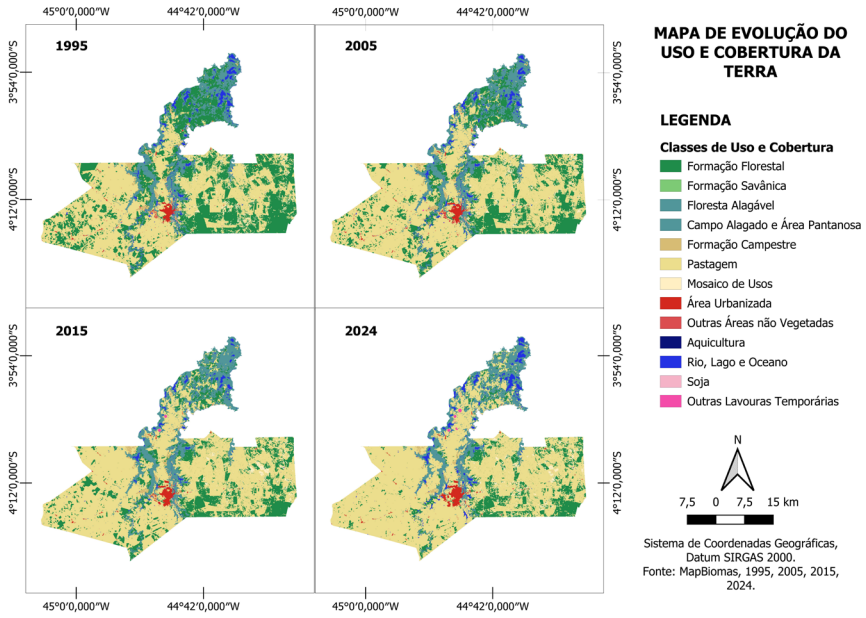


Figura 2: Distribuição temporal espacial do uso e cobertura da terra no município de Bacabal-MA
Fonte: MapBiomas (1995, 2005, 2015, 2024)

O município sofreu uma expansão das áreas antrópicas nesses aproximadamente 30 anos, especialmente as áreas de pastagem que em 1995 ocupava 372,60 km² (22,6%) e em 2024 ocupou 1099,18 km² (66,5%), consolidando-se como a principal forma de uso do solo no município. A área urbanizada apresentou crescimento gradual ao longo do período, passando de 8,32 km² (0,5%) para 20,13 km² (1,2%), indicando expansão urbana contínua. Em contrapartida, a formação florestal apresentou redução acentuada, passando de 828,20 km² (50,2%) para 218,11 km² (13,2%), evidenciando a substituição da cobertura vegetal natural por usos antrópicos.

As áreas de pastagem mantêm-se como a classe predominante ao longo de todo o período analisado, evidenciando a continuidade das atividades agropecuárias como principal forma de uso do solo. Essa pressão antrópica contínua causa impactos diretos na infiltração e no escoamento superficial, uma vez que a diminuição da cobertura vegetal limita a percolação da água no solo e favorece a geração de escoamento superficial mais rápido e concentrado (Peçanha *et al.*, 2023). Diferentemente das superfícies asfálticas, onde a impermeabilização é imediata e total, a compactação em áreas de pastagem resulta em uma redução progressiva da capacidade de infiltração. Esse processo promove o aumento da densidade do solo e a redução da porosidade, limitando a infiltração da água e favorecendo a geração de escoamento superficial, mesmo em áreas não impermeabilizadas por infraestrutura urbana (Kemerich, 2014). Já as formações vegetais naturais, mesmo apresentando-se em porções fragmentadas podem desempenhar um papel de controle de inundação importante, por promover maior infiltração e equilíbrio hidrológico (Cavalcanti *et al.*, 2021).

A partir da análise, os Argissolos Vermelho-Amarelos Eutróficos foram classificados no grupo hidrológico C, devido à presença de horizonte B textural com maior teor de argila, o que implica redução da condutividade hidráulica e, consequentemente, limita a infiltração de água (Genovez, Neto e Sartori, 2005). Por sua vez, os Plintossolos Háplicos Distróficos foram enquadrados no grupo D, em função de características como drenagem deficiente, presença de lençol freático próximo à superfície e baixa

permeabilidade (Genovez, Neto e Sartori, 2005), favorecendo elevada geração de escoamento superficial. Essa configuração pode ser observada na Figura 05. A distribuição dos grupos hidrológicos no município de Bacabal evidencia a predominância dos grupos C e D, indicando uma limitação natural à infiltração da água no solo. Esses grupos apresentam baixa (C) a muito baixa (D) permeabilidade (USDA, 1996), condição que favorece o aumento do escoamento superficial. Esse processo tende a ser intensificado em áreas urbanizadas, onde as alterações na drenagem natural agravam os problemas hidrológicos (Alves et al., 2025).

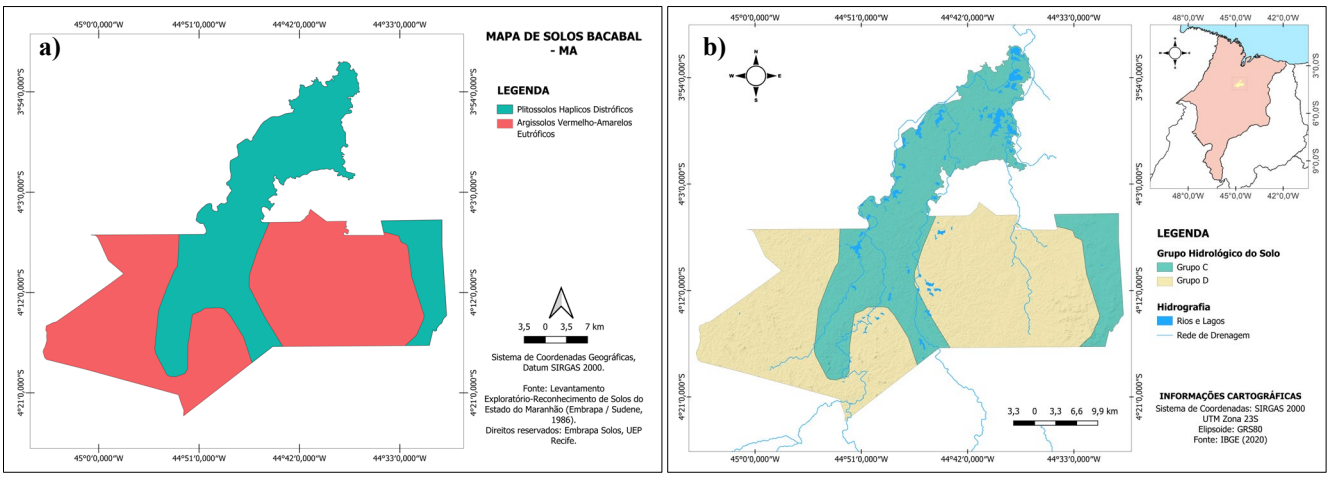


Figura 04: Mapa de solos (a) e classificação por grupos hidrológicos do solo (b) no município de Bacabal.
Fonte: EMBRAPA (1986)

O mapa de escoamento superficial (Figura 05) evidencia que os maiores valores de escoamento estão concentrados na região central do município, com valores superiores a 316,77 mm. Esse padrão está diretamente associado à sobreposição de fatores físicos e antrópicos, uma vez que essa área coincide com a ocorrência de solos classificados no grupo hidrológico D, caracterizados por muito baixa capacidade de infiltração, e com a presença de áreas urbanizadas, onde predominam superfícies impermeáveis.

Essa combinação potencializa a geração de escoamento superficial, resultando em fluxos mais rápidos e concentrados, além de reduzir significativamente a capacidade de retenção hídrica do sistema (Tucci, 2013). Em contrapartida, áreas com menor intensidade de uso antrópico e maior presença de cobertura vegetal apresentam valores reduzidos de escoamento, evidenciando o papel da vegetação na regulação hidrológica (Alves *et al*., 2025).

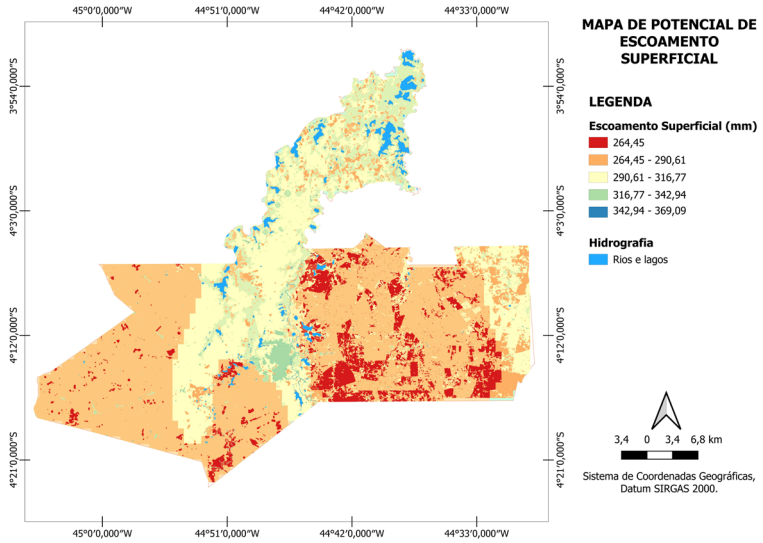


Figura 05: Distribuição espacial do potencial de escoamento superficial no município de Bacabal – MA, após um evento de precipitação de 369,10 mm
Fonte: Autores (2026)

O mapa de escoamento superficial (Figura 05) evidencia que os maiores valores de escoamento estão concentrados na região central do município, com valores superiores a 316,77 mm. Esse padrão está diretamente associado à sobreposição de fatores físicos e antrópicos, uma vez que essa área coincide com a ocorrência de solos classificados no grupo hidrológico D, caracterizados por muito baixa capacidade de infiltração, e com a presença de áreas urbanizadas, onde predominam superfícies

impermeáveis. Essa combinação potencializa a geração de escoamento superficial, resultando em fluxos mais rápidos e concentrados, além de reduzir significativamente a capacidade de retenção hídrica do sistema (Tucci, 2013). Em contrapartida, áreas com menor intensidade de uso antrópico e maior presença de cobertura vegetal apresentam valores reduzidos de escoamento, evidenciando o papel da vegetação na regulação hidrológica (Alves *et al*., 2025).

A distribuição espacial do potencial de retenção hídrica (Figura 7) na área de estudo, evidenciando padrões diretamente associados às variáveis analisadas. Observa-se que as áreas com maior cobertura vegetal, especialmente aquelas classificadas como formação florestal, apresentam os maiores valores de retenção hídrica. Em contrapartida, áreas urbanizadas e com maior grau de impermeabilização concentram os menores valores, indicando menor capacidade de armazenamento de água no sistema. Nas áreas florestadas, a presença de vegetação densa contribui para a interceptação da precipitação, redução da energia cinética das gotas de chuva e aumento da infiltração no solo, favorecida pela maior porosidade e pelo desenvolvimento do sistema radicular (Calux1 e Thomaz, 2019).

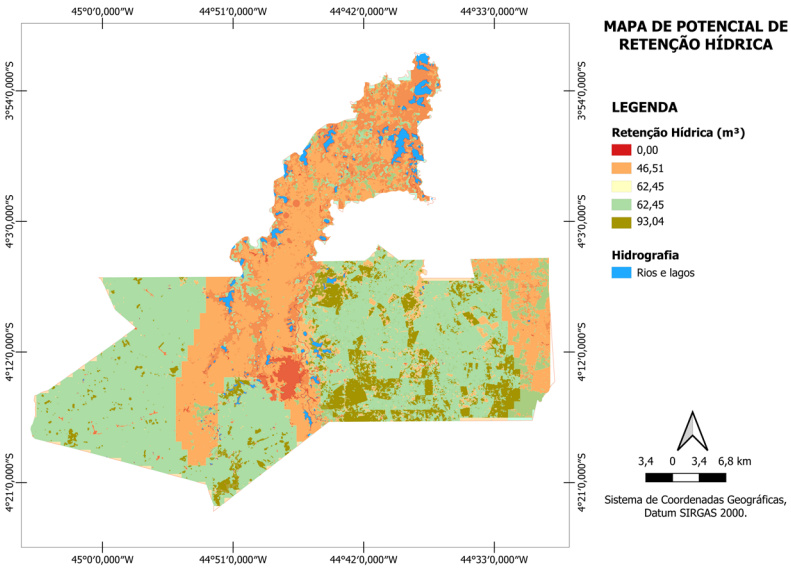


Figura 07: Distribuição espacial do potencial de retenção hídrica na cidade de Bacabal – MA, após um evento de precipitação de 369,10 mm.
Fonte: Autores (2026)

A Figura 08 mostra a relação entre o *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI) e a retenção hídrica, evidenciada no gráfico de dispersão, reforçando essa dinâmica. Observou-se relação positiva e significativa entre NDVI e retenção hídrica (GLM Gamma, $p < 0.001$), indicando que áreas com maior vigor vegetativo apresentam maior capacidade de infiltração e armazenamento de água no solo. Apesar da variabilidade observada, o padrão geral sugere que a vegetação exerce papel importante na regulação hidrológica, podendo contribuir para a redução do escoamento superficial e do risco de enchentes.

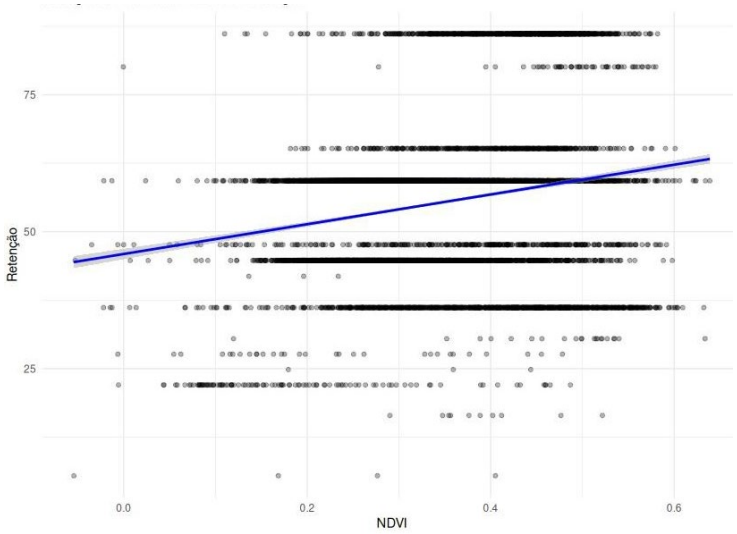


Figura 08: Relação entre NDVI e retenção hídrica
Fonte: Autores (2026)

Em síntese, os resultados evidenciam que o potencial de retenção hídrica apresenta forte relação com o uso e cobertura do solo, sendo significativamente mais elevado em áreas com maior densidade de vegetação, especialmente formações florestais, e reduzido em áreas urbanizadas e impermeabilizadas. Apesar da influência predominante da vegetação, a variabilidade observada nos dados indica que outros fatores, como características do solo, também contribuem para a dinâmica da retenção hídrica (Reichert, 2020).

Corroborando os resultados apresentados, há uma recorrência de eventos de enchentes e alagamentos no município de Bacabal, especialmente associados ao período chuvoso e à elevação do nível do rio. Dados do Sistema Integrado de Informações sobre Desastres indicam que, entre 2009 e 2023, aproximadamente 60% dos desastres registrados no município estiveram relacionados a inundações, afetando mais de 44 mil pessoas. Esses eventos são potencializados pela combinação entre fatores naturais, como elevados volumes pluviométricos, e fatores antrópicos, como a ocupação de áreas suscetíveis e a impermeabilização do solo.

Nesse sentido, os resultados obtidos neste estudo reforçam essa dinâmica, ao evidenciar que áreas com menor cobertura vegetal e solos de baixa permeabilidade apresentam menor capacidade de retenção hídrica e maior geração de escoamento superficial, contribuindo para a intensificação dos processos de inundação no município.

Comentários Finais

Os resultados evidenciam que a dinâmica hidrológica do município de Bacabal (MA) é condicionada pela interação entre fatores naturais e antrópicos, com destaque para a predominância de solos de baixa permeabilidade (grupos hidrológicos C e D) e a expansão de áreas de pastagem e urbanização. Essa combinação favorece o aumento do escoamento superficial e a redução da retenção hídrica, configurando um cenário de maior suscetibilidade a eventos de alagamento.

O uso e a cobertura da terra exercem influência determinante sobre essa dinâmica, especialmente no que se refere ao potencial de retenção hídrica. A integração entre análises espaciais e abordagem quantitativa demonstrou que áreas com maior densidade de vegetação apresentam maior capacidade de armazenamento de água, enquanto superfícies urbanizadas e compactadas tendem a intensificar o escoamento superficial.

A relação positiva entre o NDVI e a retenção hídrica reforça o papel da cobertura vegetal como elemento regulador do ciclo hidrológico. No entanto, a variabilidade observada indica a atuação conjunta de outros fatores ambientais, como as características pedológicas e o relevo. Nesse contexto, os resultados destacam a importância do planejamento territorial, do ordenamento da expansão urbana e da adoção de práticas conservacionistas no manejo do solo, especialmente em áreas de pastagem, como estratégias essenciais para mitigar impactos hidrológicos e promover a gestão sustentável dos recursos hídricos.

Assim, a restauração florestal, especialmente em áreas degradadas e em zonas de recarga ou planícies de inundação, pode reduzir significativamente a magnitude e a frequência dos eventos de inundação, constituindo uma solução baseada na natureza para o manejo sustentável dos recursos hídricos, a adaptação a eventos hidrometeorológicos extremos e a promoção dos serviços ecossistêmicos de regulação hídrica.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (ProfÁgua) e à Universidade Estadual do Maranhão (UEMA) pelo suporte institucional e acadêmico, fundamentais para o desenvolvimento deste trabalho.

Referências Bibliográficas

ATLAS BRASILEIRO DE DESASTRES NATURAIS:1991 a 2012. 2ª ed. Florianópolis- SC. CEPED UFSC, 2013. Disponível em: https://www.ceped.ufsc.br/wpcontent/uploads/2012/01/AMAZONAS_mioloWEB.pdf . Acesso em: 02 de fevereiro de 2026.

ALVES, Daniel Pirangi da Silva *et al*. Geotecnologias na análise de áreasde risco hidrológico em centros urbanos: estudo de caso em campina grande (pb). **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 30, n. 0, p. 1-14, out. 2025. FapUNIFESP (SciELO). http://dx.doi.org/10.1590/s1413-415220250103.

CALUX, Jucelmo; THOMAZ, Edivaldo Lopes. Interceptação e precipitação interna: comparação entre floresta ombrófila mista e *Pinus elliotttii var. elliotti*. **Geoambiente On-Line**, Jatuí, v. 19, n. 0, p. 24-39, 2019. Disponível em: file:///C:/Users/ferna/AppData/Local/Temp/MicrosoftEdgeDownloads/cd81f70e-99ee-4074-861a-c8e861163d63/admin,+02-19-final.pdf. Acesso em: 01 fev. 2026.

COSTA, Brenda Soares da Silva Nunes *et al*,. Impactos hidrometeorológicos na bacia hidrográfica do Rio Mearim, Maranhão (MA): uma análise a partir da cidade de Bacabal. In: **Anais do XX Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada**. Campina Grande: Realize Editora, 2024.

ESTADOS UNIDOS. *Department of Agriculture. Natural Resources Conservation Service*. **Urban Hydrology for Small Watersheds (TR-55)**. Washington, DC: USDA, 1986.

FIGUEIRA, Douglas Leite *et al*. Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science. **Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal Of Applied Science**, [S.L.], v. 14, n. 2, p. 01-14, jan. 2019. Instituto de Pesquisas Ambientais em Bacias Hidrograficas (IPABHi). http://dx.doi.org/10.4136/1980-993x.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Bacabal (MA): panorama*. Disponível em: https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/ma/bacabal.html. Acesso em: 15 janeiro 2026.

Instituto Nacional de Meteorologia. *Normais climatológicas do Brasil: 1991–2020*. Brasília, 2021. Disponível em: https://portal.inmet.gov.br/normais. Acesso em: 02 de fevereiro de 2026.

KEMERICH, P. D. C. *et a*l. *Water Infiltration and Runoff Under Different Land Uses and Occupancy in a Hydrografic Basin*. **Anuário do Instituto de Geociências - Ufrj**, v. 37, n. 2, p. 75-88, 28 nov. 2014. Instituto de Geociencias - UFRJ. http://dx.doi.org/10.11137/2014_2_75_88.

MAPBIOMAS. *Projeto MapBiomas – Coleção 8: Mapeamento anual de uso e cobertura da terra no Brasil*. Ano de referência: 2020.

NAGHETTINI, Mauro. *Introdução à hidrologia aplicada*. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia, Departamento de Engenharia Hidráulica e Recursos Hídricos, 2012. 268 p.

OLIVEIRA, Paulo Jerônimo Lucena de *et al*. *Regulation Ecosystem Services in a Watershed in the Sem-Iarid of Brazil*. **Mercator**, v. 21, n. 2, p. 1-18, 15 dez. 2022. Federal University of Ceara. http://dx.doi.org/10.4215/rm2022.e21028.

PEÇANHA, Jean Carlo et al. Avaliação do escoamento superficial e infiltração em bacia de captação urbana em Caxias do Sul, RS. **Congresso Internacional de Tecnologias para o Meio Ambiente**, Bento Gonçalves – RS, p. 01-10, maio 2023. Universidade de Caxias do Sul (UCS).

PEZAN, Victor Faria. *Determinação e calibração do método do Número de Curva (Curve Number – CN) para bacias hidrográficas brasileiras*. 2022. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2022.

REICHERT, José Miguel; ALBUQUERQUE, Jackson Adriano; PERAZA, José Efrain Solano; COSTA, André da. *Estimating water retention and availability in cultivated soils of southern Brazil.* **Geoderma Regional**, v. 21, n. 00277, p. 1-13, jun. 2020. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.geodrs.2020.e00277.

SARTORI, Aderson; LOMBARDI NETO, Francisco; GENOVEZ, Abel Maia. Classificação hidrológica de solos brasileiros para a estimativa da chuva excedente com o método do Serviço de Conservação do Solo dos Estados Unidos Parte 1: classificação. **RBRH - Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 10, n. 4, p. 5-18, out./dez. 2005.

SILVA, Ariela Rocha *et al*. Análise da capacidade de infiltração da água em solo de fragmento de Mata Atlântica. **Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, p. 01-10, 2023. Associação Brasileira de Recursos Hídricos (ABRHidro).

SILVA, Francisco das Chagas Paiva; GOMES, Érico Rodrigues. Uso e ocupação do solo e seus reflexos no escoamento superficial na microbacia hidrográfica do riacho Itararé em Teresina-PI. **Revista da Academia de Ciências do Piauí**, v. 2, n. 2, p. 281-300, jan./jun. 2021.

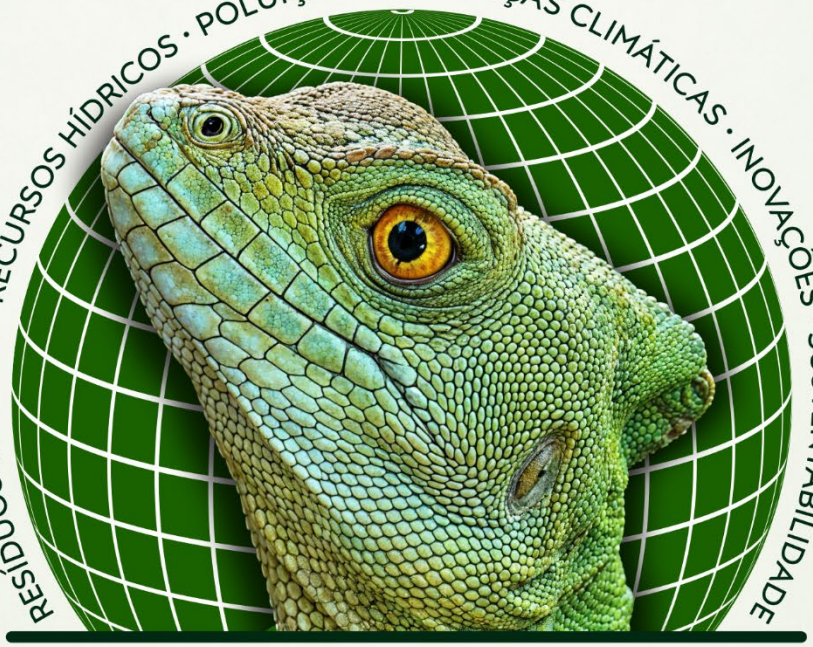
Souza Jr, C. M. *et al. Reconstructing three decades of land use and land cover changes in brazilian biomes with landsat archive and earth engine*. ***Remote Sensing***, 12(17), 2735. 2020.

TUCCI, Carlos E. M. Gestão integrada das águas urbanas. **REGA - Revista de Gestão de Água da América Latina**, Porto Alegre, v. 5, n. 2, p. 71-81, jul./dez. 2008.

TUCKER, C. J. *Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation*. ***Remote Sensing of Environment.*** 1979.

ÁREA TEMÁTICA 26

RECURSOS HÍDRICOS: PLANEJAMENTO, GESTÃO E POLÍTICAS PÚBLICAS



5° CONGRESSO INTERNACIONAL DE

ENGENHARIA AMBIENTAL

HIDRANTES NA REGIÃO SUL DA BAHIA

Felipe Antonio Nascimento Madureira
EMBASA – Empresa Baiana de Águas e Saneamento, e-mail: felipe.madureira@embasa.ba.gov.br

Palavras-chave: hidrantes públicos; legislação; responsabilidades

Resumo

Por conta de dúvidas na legislação e falta de conhecimento, muitos municípios pequenos (menor que 50 mil habitantes) não possume hidrantes públicos, o que dificulta o trabalho de combate a incêndios. Na ação, em parceria, mostrada nesse trabalho, a regional de Itabuna (USI) conseguiu adquirir e instalar esses aparelhos com baixo custo e simples solução, alcançando a maior cobertura de hidrantes dos bombeiros na Bahia.

Introdução

Muitos devem lembrar do incêndio no museu do Rio de Janeiro (RJ) em 2018 e, que após apurações, verificaram que os hidrantes mais próximos estavam sem água suficiente, o que dificultou o trabalho dos bombeiros e tiveram que recorrer ao lago na Quinta da Boa Vista. Sendo que a Companhia Estadual de Águas e Esgotos do RJ (CEDAE) não soube explicar de quem era a responsabilidade pela manutenção do referido aparelho.

https://www.gazetadopovo.com.br/cultura/tudo-o-que-voce-precisa-saber-sobre-o-incendio-do-museu-nacional-2b2bygxi1kppkhavkd0obgadz/

Pelo Decreto 13.408/2001 da SEDUR, a instalação e manutenção devem ser "compartilhadas", na Bahia. Já a Lei Federal 13.425/17, a Estadual 12.929/13 e o Decreto 16.302/15 não atribuem responsabilidade direta, sendo citado o titular do serviço.

Em julho/2021 ocorreu um incêndio de grande proporção, num galpão na cidade de Buerarema (22 km de Itabuna), onde não existia qualquer hidrante e tivemos que mobilizar as equipes para adaptar uma tubulação na rede distribuidora, durante àquela noite.

Depois desse sinistro, recebemos cobranças oficializadas do Quarto Grupamento de Bombeiros Militares de Itabuna (4º GMB), de três Prefeituras e da Associação dos 40 Municípios da Região Cacaureira (AMURC), onde decidimos realizar as ações a seguir descritas, pensando na segurança social e governança da nossa empresa.



Figura 1 – Foto aérea do incêndio no museu do RJ
Fonte: globo.com (2018)

Metodologia

Solicitamos, na época, um dimensionamento técnico ao Corpo de Bombeiros, e pela norma técnica (ABNT NBR 13714), tempo de abastecimento d'água, população e área daquela cidade de Buerarema, necessitaria de no mínimo oito hidrantes, inclusive reservatórios de 20 m³ ou com volume mínimo e suficiente para encher duas viaturas em áreas institucionais de bairros estratégicos para as emergências, nos horários ou dias que não temos distribuição no Sistema de Abastecimento d´Água (SAA).

Tudo isso, terminaria inviabilizando financeiramente o atendimento, principalmente por não ter a definição concreta do responsável, "pai da criança". Daí que surgiu nossa proposta e contrapartida de nós mesmos (como concessionária) escolhermos o local da instalação em adutoras ou em linhas troncos que temos água com vazão e pressão suficientes por 24h/dia ou nas linhas de recalque com acionamento rápido de nossa estação. E, com isso, ter pelo menos um hidrante em cada centro urbano de municípios que possuímos a concessão (contratos de programa), na Unidade Regional (UR), e faziam parte da jurisdição do 4º GMB. E, dessa interseção, totalizou 14 (quatorze) cidades, nas microrregiões de saneamento: baixo-sul e médio-sudoeste.

Como essa ideia foi aceita de imediato pelo tenente-coronel e equipe técnica dos bombeiros, partimos para os orçamentos dos referidos equipamentos, peças e serviços com a devida validação da superintendência e diretoria.

Resultados

Através de processo administrativo por dispensa de licitação, por conta do valor, foram adquiridos 14 hidrantes, contratação de empresa para fazer a instalação e fornecimento de conexões: R$ (50 + 60,4 + 37) mil, totalizando um investimento de R$ 147,4 mil, ou seja, oito vezes menor que o dimensionamento inicial (cerca de R$ 1,2 milhão). Com isso o 4º GMB expandiu sua malha de hidrantes, passando a ter a maior área de cobertura com esses aparelhos no estado baiano, conforme link e mapa na figura 2 abaixo, beneficiando, em segurança, mais de 200 mil vidas.

https://jornalgrandebahia.com.br/2022/03/corpo-de-bombeiros-expande-instalacao-de-hidrantes-no-sul-da-bahia/

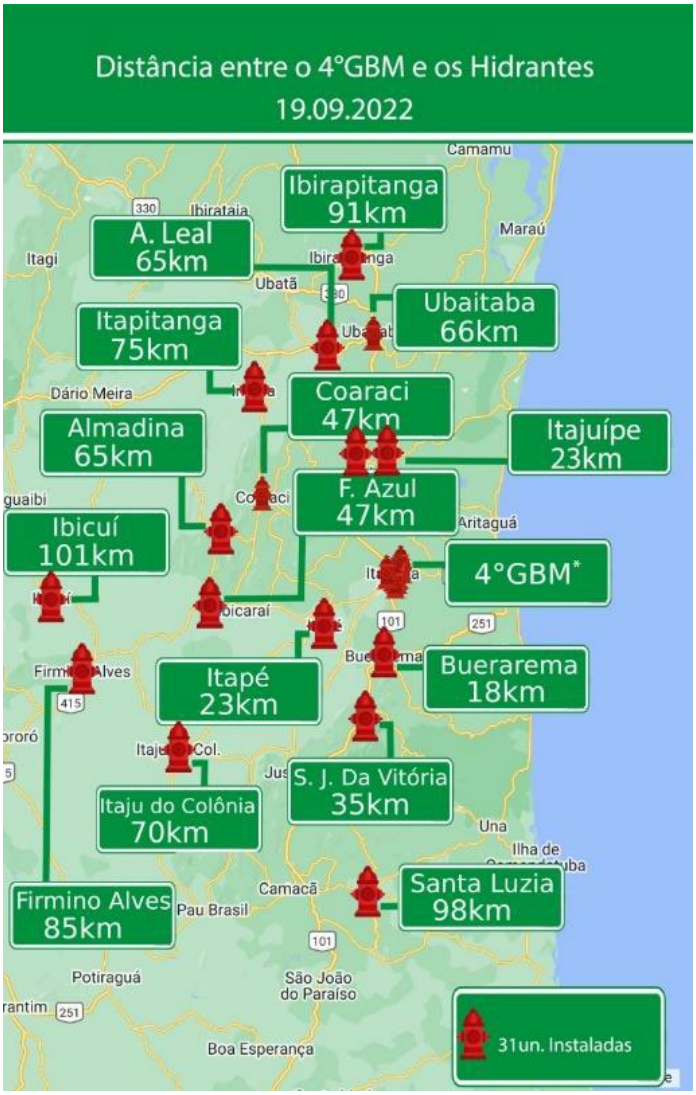


Figura 2 – Malha de hidrantes do 4º GMB
Fonte: 4º GMB (2022)



Figura 5 – Instalação do hidrante
Fonte: Prefeitura de Aurelino Leal - BA (2022)





Figuras 3 e 4 – Peças e hidrantes adquiridos

Conclusão

Essa ação de parceria gerou uma melhoria significativa da imagem institucional, deu um salto na governança, estreitou os laços com os titulares do poder concedente, houve reconhecimento com entrega de placa em homenagem, matérias nos veículos de comunicação, exemplo para as regionais dos grupamentos militares, proteção ao patrimônio público/privado e de vidas, pois as viaturas não produzem água e teriam que percorrer grandes distâncias para abastecer e perder o tempo precioso/fatal num desastre. Devemos ampliar esse trabalhao para o mesmo atendimento nas URs da Diretoria de Interior (DI). E, em ditado: ao invés de buscar o mundo ideal, se soluciona com a condição disponível pra satisfazer as partes.





Figura 6 e 7 – Inaugurações dos hidrantes em Ibicuí e Ubaitaba - BA





Figura 8 e 9 – Homenagens do 4º GBM
Fonte: USI – Unidade Sul Itabuna (Emabsa 2022)

Referências Bibliográficas

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13714: Sistemas de hidrantes e de mangotinhos para combate a incêndio**. Rio de Janeiro, 2000

Decreto Nº 13.408 de 10/12/01 regulamenta dispositivos da Lei nº 3.077, de 05 de dezembro de 1979, que estabelece **normas de proteção contra incêndio e pânico**

Lei Federal nº 13.425 de 27/12/13 que estabelece diretrizes gerais sobre medidas de prevenção e combate a incêndio e desastres

Lei Estadual nº 12.929 de 30/03/17 que dispõe sobre a Segurança Contra Incêndio e Pânico nas edificações e áreas de risco no Estado da Bahia

Decreto nº 16.302 de 27/08/15 que regulamenta e estabelece normas e medidas de segurança contra incêndio;
BRASIL. **FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE**. *Manual de Saneamento*. 3 ed. Rev. Brasília: Fundação Nacional de Saúde, 2006.

ANÁLISE MULTICRITÉRIO PARA MAPEAMENTO DE SUSCEPTIBILIDADE A INUNDAÇÕES NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO ITAPEMIRIM

1 Gabriel Adão Zechini da Silva, 2 Sidney Sara Zanetti, 3 Murilo Brazzali Rodrigues, 4 Mino Viana Sorribas, 5 Diogo Costa Buarque, 6 Edilson Sarter Braum

1 Universidade Federal do Espírito Santo, Departamento de Engenharia Ambiental, e-mail: gabrielzechini@hotmail.com; 2 Universidade Federal do Espírito Santo, Departamento de Ciências Florestais e da Madeira, e-mail: sszanetti@yahoo.com.br; 3 Universidade Federal do Espírito Santo, Departamento de Engenharia Ambiental, e-mail:murilobrazzali@gmail.com; 4 Universidade Federal do Espírito Santo, Departamento de Engenharia Ambiental, e-mail:mino.sorribas@gmail.com; 5 Universidade Federal do Espírito Santo, Departamento de Engenharia Ambiental, e-mail:diogo.buarque@ufes.br; 6 Universidade Federal do Espírito Santo, Departamento de Engenharia Ambiental, e-mail:edilsonsarter@gmail.com

Palavras-chave: Recursos Hídricos; Processos Hidrológicos; Análise Espacial

Resumo

Um dos efeitos mais visíveis das alterações climáticas é a intensificação da ocorrência e gravidade de enchentes e inundações, fenômenos hidrológicos que impactam milhões de indivíduos todos os anos. Esses eventos são decorrentes de fatores como a elevação do nível oceânico, precipitações volumosas e o degelo de geleiras, resultando em prejuízos econômicos avaliados em trilhões de dólares mundialmente. O estudo teve como objetivo mapear as áreas susceptíveis a inundações na Bacia Hidrográfica do Rio Itapemirim, localizada no estado do Espírito Santo, utilizando uma análise multicritério (AMC) com o método Processo Analítico Hierárquico (AHP) em ambiente de Sistema de Informação Geográfica (SIG). A Bacia do Rio Itapemirim, com 5.913,68 km², enfrenta eventos extremos de precipitação na estação chuvosa, aumentando o risco de inundações. A pesquisa considerou cinco critérios ambientais: geomorfologia, declividade, HAND (altitude relativa), precipitação e uso do solo. Os resultados indicaram que 72,40% da bacia apresenta baixa suscetibilidade, enquanto 8,5% da área tem alta e muito alta susceptibilidade. O critério HAND foi o mais relevante, com 34% de peso na análise. O método AHP obteve uma razão de consistência de 0,098, validando a coerência dos resultados. Conclui-se que o mapeamento da susceptibilidade a inundações é fundamental para planejar ações de adaptação às mudanças climáticas e mitigar os riscos de desastres naturais.

Introdução

O Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC) alerta consistentemente para o aumento na frequência e intensidade de eventos climáticos extremos, impulsionados pelo aquecimento global (IPCC, 2022). Um dos impactos mais evidentes das mudanças climáticas é o aumento da frequência e severidade de enchentes e inundações, fenômenos hidrológicos que afetam milhares de pessoas anualmente (Hirabayashi et al., 2013).

Estudos recentes indicam que a distribuição espacial da precipitação, associada às características geomorfológicas da bacia hidrográfica, como relevo e topografia, influencia de forma complexa a resposta hidrológica e a magnitude das inundações (Saharia et al., 2021; Rahayu et al., 2023). O índice Height Above Nearest Drainage (HAND) tem sido usado como medida geomorfológica eficaz para mapear áreas com maior susceptibilidade à inundação, integrando a elevação relativa à drenagem mais próxima em modelos de suscetibilidade (Richardson e Beighley, 2024).

Paralelamente, o uso e a ocupação do solo surgem como um fator determinante na modulação da resposta hidrológica de uma bacia hidrográfica. A conversão de áreas naturais permeáveis em superfícies impermeáveis, como pavimentação e edificações, altera drasticamente a drenagem local. Especificamente, a urbanização acelerada e sem planejamento reduz a infiltração da água no solo e aumenta o escoamento superficial direto, amplificando o volume e a velocidade do fluxo que atinge os corpos hídricos (Foley et al., 2005). Bacias hidrográficas com alta taxa de impermeabilização tendem a apresentar picos de vazão mais elevados e tempos de concentração mais curtos, potencializando a magnitude dos eventos de cheia (Wheater e Evans, 2009). Ademais, o desmatamento em bacias hidrográficas, contribui diretamente para o aumento de enchentes, reduzindo a retenção de água no solo e acelerando o escoamento (Bruijnzeel, 2004).

É evidente que efeitos de mudanças climáticas, associados ao uso inadequado do solo, ampliam os riscos de inundações, criando um ciclo vicioso em que a urbanização intensifica os impactos climáticos (Seto et al., 2012). Assim, a combinação do mapeamento de áreas de inundação com análises de uso do solo, oferece informações significativas para políticas de adaptação às mudanças climáticas (Mason et al., 2009). A relação entre fatores climáticos, topografia, o uso do solo e a ocorrência de inundações é clara e quantificável, podendo ser analisada por meio de abordagens hierárquicas de decisão, que permitem estruturar e ponderar múltiplos critérios de forma sistemática (Saaty, 1991). A análise espacial e mapeamento de áreas susceptíveis à inundação emerge como uma ferramenta técnica fundamental para identificação de zonas vulneráveis e, portanto, prevenção e gestão de riscos (Merz et al., 2010).

Diante do exposto, este estudo tem como objetivo mapear as áreas susceptíveis a inundações na Bacia Hidrográfica do Rio Itapemirim, localizada no estado do Espírito Santo, a partir da análise de critérios ambientais que influenciam diretamente

na ocorrência desses eventos. Desse modo, a identificação dessas áreas de risco visa apoiar o planejamento territorial, a gestão de desastres e a formulação de políticas públicas voltadas à redução da ocorrência desses eventos na região estudada.

Material e Métodos

A Bacia Hidrográfica do Rio Itapemirim (BHRI), localizada no estado do Espírito Santo (figura 1), abrange uma área de aproximadamente 5.913,68 km², atravessando 17 municípios capixabas. A bacia é de fundamental importância para a região, não apenas no fornecimento de água potável para a população de cerca de 410 mil habitantes, mas também para a irrigação e o abastecimento agrícola e demais atividades industriais (AGÊNCIA ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS - AGERH, 2020).

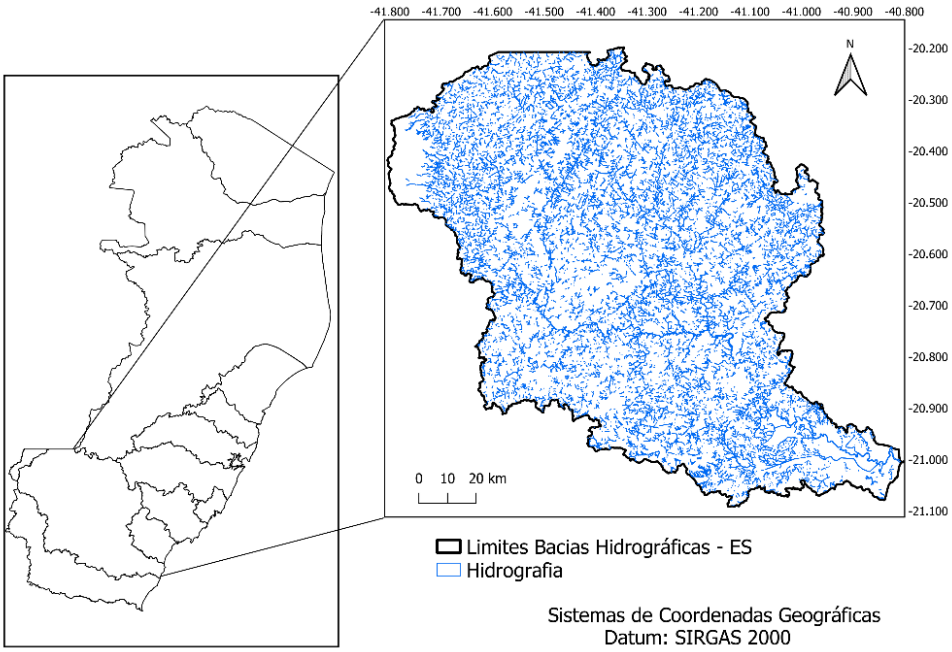


Figura 1: Localização da área de estudo - Bacia Hidrográfica Rio Itapemirim.
Fonte: Os autores (2025)

A BHRI está inserida no bioma Mata Atlântica e a topografia é bastante acidentada, especialmente ao longo dos divisores de água da parte oeste, na Serra do Caparaó. Segundo a classificação de Köppen, a região possui os tipos climáticos Cwa – subtropical úmido, com inverno seco; Cwb – verão temperado na região serrana; e Aw – tropical com inverno seco e verão chuvoso nas regiões mais baixas (ALVARES et al., 2013). O regime pluviométrico da BHRI é caracterizado por uma precipitação média anual de 1.320 mm (IEMA, 2011), apresentando, contudo, uma variabilidade espacial significativa. Os maiores índices pluviométricos, que podem atingir até 1.500 mm/ano, estão associados às regiões de cabeceira. Em contrapartida, as áreas próximas à foz registram os menores valores médios, da ordem de 1.100 mm/ano (INCAPER, 2017).

Os dados geomorfológicos da área de estudo foram obtidos a partir da plataforma GEOIEMA, uma plataforma online desenvolvida pela Coordenação de Geomática, Inovação Tecnológica e Informações Ambientais (CGEO) do Instituto Estadual de Meio Ambiente (IEMA) do estado do Espírito Santo. Os dados de declividade do terreno foram gerados a partir do processamento do Modelo Digital de Elevação (MDE) do Copernicus Global, com resolução espacial de 90 m (GLO-MDE90). O levantamento do modelo HAND do estado também foi gerado a partir do processamento do MDE do Copernicus Global, com resolução espacial de 90 m (GLO-MDE90). Já o modelo HAND, elaborado por Nobre et al. (2011), representa a altura acima da drenagem mais próxima, utilizando a diferença entre a altitude extraída do MDE e a rede de drenagem gerada a partir do MDE para calcular alturas relativas. Em relação aos dados de uso e ocupação do solo da área de estudo foram obtidos a partir da plataforma MapBiomas, utilizando a Coleção 9 de dados de uso e cobertura da terra. Por fim, os dados de precipitação para a área de estudo foram obtidos a partir do conjunto de dados de precipitação diários brasileiros aprimorados em grade (1961–2020), desenvolvidos por Xavier et al. (2022).

Para o mapeamento das áreas susceptíveis a inundação na BHRI, foi empregada a técnica de análise multicritério (AMC), com o método do Processo Analítico Hierárquico (AHP), em ambiente SIG, com o uso da álgebra de mapas. Conforme (figura 3), para o mapeamento inicial das áreas susceptíveis, foram considerados cinco critérios ambientais que são frequentemente associados à ocorrência de inundação: Precipitação, HAND (Heights Above the Nearest Drainage), Declividade, Geomorfologia, Uso e Ocupação do Solo.

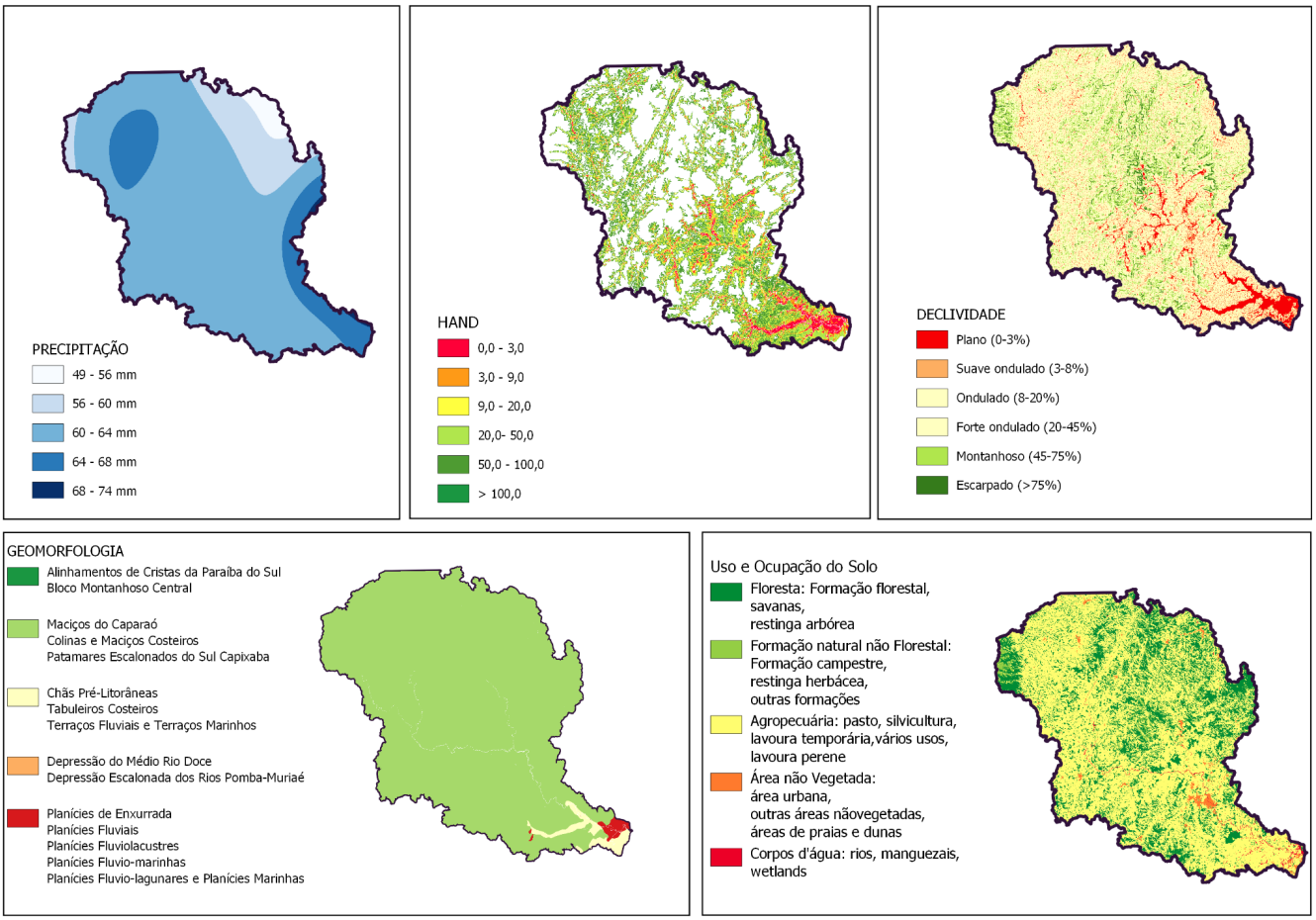


Figura 3: Critérios ambientais para o mapeamento inicial das áreas susceptíveis à inundação.
Fonte: Os autores (2025)

O primeiro passo para a aplicação do método AHP na definição dos pesos atribuídos a cada critério relacionado à ocorrência de inundações foi realizar uma comparação dois a dois, utilizando uma matriz de comparação pareada. A comparação foi realizada por meio da atribuição de valores numéricos que expressam o grau de importância ou dominância de um critério em relação a outro, no contexto do fenômeno estudado. Esses valores foram atribuídos com base na escala de Saaty (1991), que varia de 1 a 9, onde o valor 1 indica igual importância entre os critérios e valores mais altos indicam extrema dominância de um critério sobre outro.

Na tabela 1, o valor em cada célula expressa a importância relativa de um critério em relação a outro, onde o valor na célula indica o peso do critério da coluna (j) em relação ao critério da linha (i). Por exemplo, o valor 4 na célula que corresponde à comparação entre HAND (linha) e Precipitação (coluna) significa que o critério HAND é 4 vezes mais importante do que a Precipitação para a definição da susceptibilidade à inundação. Sendo assim, ao se comparar esses dois critérios, HAND foi considerado 4 vezes mais relevante que a Precipitação no contexto do fenômeno de inundação. Os valores de comparação foram utilizados para calcular os pesos relativos de cada critério, permitindo que a análise multicritério identifique quais fatores têm maior influência na susceptibilidade à inundação.

Critérios	HAND	Precipitação	Declividade	Uso e ocupação	Geomorfologia
HAND	1	4	3	4	4
Precipitação	1/4	1	2	5	5
Declividade	1/3	1/2	1	4	4
Uso e ocupação	1/4	1/5	1/4	1	1/2
Geomorfologia	1/4	1/5	1/4	2	1

Tabela 1 – Matriz de comparação pareada entre os critérios de susceptibilidade à inundação
Fonte: Os autores.

Conforme metodologia da AHP, após a comparação pareada dos critérios e preenchimento da matriz, foi feito o cálculo dos pesos de cada critério por meio da somatória dos valores obtidos pela comparação pareada. Assim, foi feita a soma de cada

uma das linhas, resultando na coluna D. Em seguida, os valores foram normalizados, através da divisão dos valores de cada critério pelo somatório da coluna, resultando nos pesos de cada um dos critérios, conforme as equações 1 e 2.

$$D_i = \sum_{j=1}^{n} \quad M_{ij} \qquad (1)$$

$$W_i = \frac{D_i}{\sum_{i=1}^{n} \quad D_i} \qquad (2)$$

Na equação 1, Di corresponde ao somatório das linhas (i=1,N) de cada critério (j=1,N) e; M corresponde aos valores de importância atribuídos nas linhas para cada um dos critérios. Na equação 2, Wi corresponde aos pesos de cada critério, calculados a partir da normalização dos valores de Di para cada linha;

Após o cálculo dos pesos, é necessário avaliar a sua consistência, isto é, avaliar se os pesos obtidos pela comparação pareada são aceitáveis. Para isso, foi calculado a Razão de Consistência (RC), de maneira que para ser considerável aceitável deve ser no máximo de 0,1. Assim, para determinar a RC, primeiramente foi calculado o valor de Aw, que corresponde ao vetor da soma ponderada. Para isso, foi feito o produto matricial entre cada linha da matriz de comparação pareada com a matriz W, de acordo com a Equação 3, resultando assim na coluna Aw da Tabela 2.

$$A_{wi} = DxW \qquad (3)$$

Na Tabela 2 são apresentados os pesos resultantes da AHP para cada um dos critérios de susceptibilidade à inundação, bem como o resultado da soma do vetor ponderado Aw.

Critérios	D	W	Aw	Pesos
HAND	16,0	16/45 = 0,34	2,44	34%
Precipitação	13,3	13,3/45 = 0,28	1,00	28%
Declividade	9,8	9,8/45 = 0,21	1,36	21%
Uso e ocupação	2,2	2,2/45 = 0,06	0,31	6%
Geomorfologia	3,7	3,7/45 = 0,08	0,41	8%
Soma	45			

Tabela 2 – Pesos calculados dos critérios de susceptibilidade à inundação e soma do vetor ponderado.
Fonte: Os autores.

Na sequência foi calculado o vetor λ a partir da divisão dos valores de W pelos autovalores correspondentes Aw, conforme Equação 4, gerando os valores apresentado na Tabela 4

$$\lambda_i = \frac{A_{wi}}{W_i} \qquad (4)$$

Onde: λi corresponde ao vetor da soma ponderada dos critérios;

Critérios	λ
HAND	7,21
Declividade	4,85
Precipitação	4,78
Uso e ocupação	5,16
Geomorfologia	4,18

Tabela 4 – Valores de λ para susceptibilidade à inundação.
Fonte: Os autores.

A partir dos valores de λ, foi calculado o autovetor (λmáx) por meio da Equação 5, resultando no valor de 5,41 para a susceptibilidade à inundação.

$$\lambda_{max} = \frac{1}{n}\sum_{j=1}^{n} \quad \lambda_i \qquad (5)$$

Onde: λmax corresponde ao vetor de consistência; n corresponde ao número de critérios que estão sendo utilizados na análise.

Em seguida, foi possível calcular o índice de consistência (IC), aplicando o λmáx na Equação 6, obtendo assim um IC de 0,11 para a susceptibilidade à inundação.

$$IC = \frac{\lambda_{max} - n}{n-1} \quad (6)$$

Na sequência foi calculada a Razão de Consistência (RC), para isso foi necessário identificar o Índice Randômico (IR) correspondente a quantidade de critérios utilizados para cada análise. Neste trabalho, foram adotados 5 critérios (N=5) e, portanto, conforme a Tabela 5 de índices elaborada por Saaty (1991), foi obtido o valor de IR de 1,12 para a susceptibilidade à inundação.

N	2	3	4	5	6	7
IR	0,0	0,58	0,89	1,12	1,24	1,32

Tabela 5 – Índices Randômicos (IR) utilizados em matrizes para AHP.
Fonte: Satty (1991), adaptado pelos autores.

$$RC = \frac{IC}{IR} \quad (7)$$

Por fim, a partir da Equação 7, a RC determinada para a susceptibilidade à inundação foi de 0,098 ficando abaixo do limiar de 0,10, o que indica que os pesos determinados apresentam consistência e são aceitáveis.

De acordo com Silva e Zanetti (2025), a classificação dos cinco critérios utilizados na análise de susceptibilidade à inundação foi realizada com base em uma escala de 1 a 5, onde o valor 1 representa a menor susceptibilidade e o valor 5, a maior. Para a Geomorfologia, foram analisadas as unidades geomorfológicas do Espírito Santo, com base em suas características topográficas, como a presença de áreas de maior elevação (menos suscetíveis) e áreas planas ou depressões (mais suscetíveis). Já para a declividade, a classificação foi baseada nas categorias de inclinação do terreno da EMBRAPA, considerando que áreas de menor declividade, como terrenos planos, são mais suscetíveis a inundações, enquanto terrenos escarpados apresentam menor susceptibilidade. No caso do Modelo HAND, às regiões com menor elevação foram classificadas como mais suscetíveis devido ao maior risco de inundação. A Precipitação foi classificada com base na média da precipitação máxima anual, com áreas que recebem mais precipitação sendo mais vulneráveis. Por fim, a classificação de Uso e Ocupação do Solo foi feita com base nas diferentes coberturas e usos da terra, considerando que áreas urbanas ou com corpos d'água são mais suscetíveis a inundações, enquanto áreas florestais ou de vegetação nativa apresentam menor risco.

Por fim, para calcular a susceptibilidade final (S) da BHRI, foi utilizada a fórmula de ponderação que combina os valores dos critérios com seus respectivos pesos. Os valores dos critérios são multiplicados pelos seus respectivos pesos e somados para obter a susceptibilidade final (S) expressa da seguinte forma:

S=0,34 · (HAND) + 0,28 · (Precipitação) + 0,21 · (Declividade) + 0,06 · (Uso e Ocupação do solo) + 0,08 · (Geomorfologia)

Resultados e Discussão

Na figura 3 são apresentados os resultados do mapeamento da susceptibilidade à inundação, desenvolvido para a BHRI localizado no estado do Espírito Santo. Observa-se que a maior parte da bacia BHRI apresenta uma susceptibilidade baixa (72,40%, 4.267,84 km²) a moderada (13,36%, 787,98 km²) susceptibilidade de inundações, correspondendo a aproximadamente 72,40% do território total, o que equivale a cerca de 4.267,84 km². Essa grande área com risco reduzido à inundação indica uma relativa estabilidade hidrológica na maior parte da região. As áreas com susceptibilidade moderada à inundação ocupam 13,36% do território, o que corresponde a 787,98 km², indicando zonas que, embora menos suscetíveis, ainda apresentam algum grau de susceptibilidade em relação a eventos hídricos. As regiões de alta susceptibilidade, por sua vez, representam 7,11% (419,30 km²) da bacia, destacando-se como áreas mais propensas a inundações, demandando monitoramento e medidas de gestão adequadas. Em contraste, as áreas com muito baixa susceptibilidade à inundação correspondem a 5,70% (336,16 km²) da área total da bacia, sendo regiões localizadas em topos de morro e uso do solo mais próximo do natural. As áreas com susceptibilidade muito alta, abrange apenas 1,41% (83,45 km²) da bacia hidrográfica, com destaque ao trecho final da bacia. Essas regiões representam os pontos mais críticos da área estudada, onde eventos de inundação podem ter impactos significativos e exigem atenção especial em termos de planejamento urbano e prevenção.

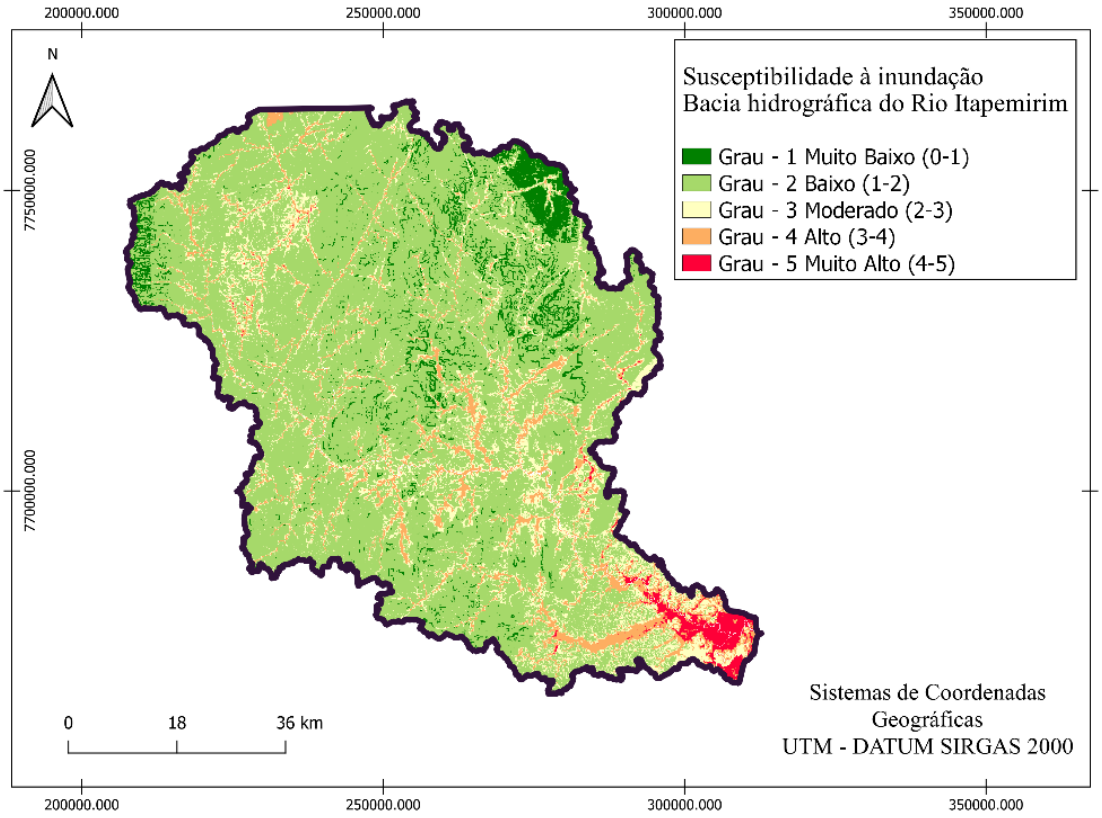


Figura 3: Mapeamento da susceptibilidade à inundação Bacia do Rio Itapemirim.
Fonte: Os autores (2025)

No modelo multicritério utilizado, o critério com maior peso foi o HAND, que contribuiu com 34% do peso total, seguido pela precipitação, com 28%, e pela declividade, com 21%. Esses três critérios, juntos, representam mais de 80% da relevância na análise, evidenciando a importância da morfologia do terreno e da intensidade das chuvas na definição da susceptibilidade às inundações. Os critérios de geomorfologia (8%) e uso e ocupação do solo (6%) completam o modelo, com influências menores, mas ainda essenciais para a caracterização das áreas suscetíveis, especialmente no que diz respeito às intervenções humanas e à formação do relevo. Vale ressaltar, a susceptibilidade à inundação nas categorias moderada a alta ficou bastante marcada ao longo dos vales dos rios e na região baixa e plana no fim da bacia. Esse padrão pode ser um reflexo da aplicação do índice HAND, que identifica áreas de menor elevação em relação à rede de drenagem, como as zonas mais vulneráveis a inundações. Nessas áreas, o escoamento superficial tende a ser mais acentuado, o que resulta em maior risco de acúmulo de água, especialmente durante eventos de precipitação intensa. Dessa forma, o HAND reforça a importância da topografia na determinação da vulnerabilidade, especialmente nas regiões de baixa declividade e nas proximidades dos corpos hídricos.

Esses resultados estão em consonância por exemplo com o estudo de Dantas et al. (2021), que também encontrou a morfologia do terreno como um dos principais fatores determinantes da vulnerabilidade à inundação. A morfologia é fundamental para compreender como a água escoa e se acumula, e no seu caso, a grande extensão de áreas com risco baixo pode indicar que a bacia possui características que ajudam a prevenir o acúmulo de água, como áreas de drenagem eficiente e terrenos elevados. A alta concentração de área com susceptibilidade baixa à inundação (72,40%) reflete uma relativa estabilidade hidrológica na maior parte da bacia, o que pode ser explicado pela predominância de terrenos com características favoráveis à drenagem natural. Alinhado assim, com a observação de Çorapçı et al. (2024), que discute como áreas com declividade moderada e alta tendem a apresentar menores riscos de inundações, justamente por facilitarem o escoamento das águas.

O estudo de Khodaei et al. (2025) ressalta que regiões de alta vulnerabilidade, especialmente aquelas associadas à urbanização e mudanças no uso do solo, podem sofrer alterações drásticas em suas características hidrológicas, aumentando a frequência e a intensidade das inundações. De acordo com o Livro Histórico de Desastres do Espírito Santo (2000–2009), publicado pela Coordenadoria Estadual de Proteção e Defesa Civil (2010), 73,4% dos desastres registrados no período, como deslizamentos e inundações, estão diretamente relacionados a chuvas intensas que ocorrem em curtos intervalos de tempo. Esse padrão de precipitação, combinado com falhas nos sistemas de drenagem em áreas rebaixadas ou urbanizadas, intensifica a vulnerabilidade a inundações. Pesquisas, como a de Marengo et al. (2018), também destacam que eventos climáticos extremos estão se tornando mais frequentes no estado, o que exige uma abordagem integrada que envolva planejamento urbano, conservação ambiental e estratégias de adaptação às mudanças climáticas.

Os resultados da análise de susceptibilidade à inundação na BHRI indicam uma predominância de áreas com baixo risco. No entanto, as projeções de mudanças climáticas indicam que eventos climáticos extremos, como chuvas intensas e

inundações, podem se tornar mais frequentes e intensos no futuro, o que pode alterar significativamente a susceptibilidade. De acordo com Ho et al. (2023), o aumento da precipitação extrema, impulsionado pelas mudanças climáticas, pode levar a um aumento nas perdas associadas às inundações, com consequências graves para ecossistemas e áreas urbanas, especialmente em regiões vulneráveis a eventos de precipitação intensa. Além disso, Madsen et al. (2014) sobre as projeções de precipitação extrema e cheias na Europa reforça a ideia de que, à medida que os cenários climáticos futuros se desenrolam, as chuvas extremas se tornam mais comuns. Isso aumenta substancialmente o risco de inundações, especialmente em áreas urbanizadas, onde o escoamento da água é muitas vezes prejudicado pela infraestrutura inadequada.

Por fim, Tabari (2020) discute o impacto das mudanças climáticas na amplificação da precipitação extrema, associando esse fenômeno ao aumento das inundações. O estudo demonstra que, em um clima mais quente, as inundações se tornam mais frequentes e intensas, não só afetando as áreas com maior susceptibilidade, mas também exacerbando os impactos em regiões anteriormente consideradas menos vulneráveis.

Considerações Finais

O presente estudo permitiu mapear e quantificar as áreas susceptíveis a inundações na Bacia Hidrográfica do Rio Itapemirim, a aplicação do método AHP integrado a um SIG demonstrou ser uma ferramenta robusta e metodologicamente consistente para a avaliação multicritério do risco, com uma RC de 0,098 validando a coerência dos pesos atribuídos. A predominância de áreas com baixa susceptibilidade (72,40%) indica uma relativa estabilidade hidrológica, associada a características favoráveis de drenagem natural e relevo, em consonância com estudos recentes sobre o tema. No entanto, as áreas classificadas como de alta e muito alta susceptibilidade, embora correspondam a uma fração menor da bacia (cerca de 8,5%), concentram riscos expressivos que requerem atenção nas políticas de planejamento territorial e gestão de riscos. O método AHP demonstrou-se consistente e eficaz para a ponderação dos critérios ambientais, permitindo a geração de um mapa de susceptibilidade a inundações que pode servir como ferramenta estratégica para as autoridades locais. Portanto, o mapeamento produzido transcende um diagnóstico espacial, constituindo-se em uma ferramenta de suporte à decisão fundamental para a gestão proativa de riscos. Os produtos cartográficos gerados fornecem subsídios técnicos para o ordenamento territorial, orientando a restrição de ocupação em zonas de muito alta e alta susceptibilidade, a elaboração de planos de contingência e alerta precoce da Defesa Civil, direcionando recursos e ações para as áreas críticas mapeadas, bem como a formulação de políticas públicas de adaptação às mudanças climáticas, integrando a variável hidrológica ao planejamento municipal e estadual.

Diante disso, como perspectivas futuras, recomenda-se a incorporação de cenários de mudanças climáticas e de projeções de mudança no uso e cobertura do solo ao modelo. Logo, o mapeamento, aliado às projeções climáticas futuras, contribuirá para o aprimoramento do planejamento urbano, a conservação ambiental e a elaboração de medidas de adaptação às mudanças climáticas na região.

Agradecimentos

Os autores agradecem à CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) e à FAPES (Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Espírito Santo) pelo apoio financeiro e institucional, que foram fundamentais para a realização deste estudo.

Referências Bibliográficas

AGERH - Agência Estadual de Recursos Hídricos. Bacia Hidrográfica do Rio Itapemirim. Disponível em: https://agerh.es.gov.br/cbh-itapemirim. Acesso em: 4 out. 2025.

ALVARES, Clayton Alcarde et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013. DOI: 10.1127/0941-2948/2013/0507

BRUIJNZEEL, L. A. (2004). Hydrological functions of tropical forests: Not seeing the soil for the trees? **Agriculture, Ecosystems & Environment**, 104(1), 185–228. https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.01.015

COORDENADORIA ESTADUAL DE PROTEÇÃO E DEFESA CIVIL DO ESPÍRITO SANTO. (2010). Histórico de desastres do Estado do Espírito Santo 2000-2009. Vitória: CEPDEC-ES. 112 p. Disponível em: https://defesacivil.es.gov.br/Media/defesacivil/Publicacoes/Livro%20%20Hist%C3%B3rico%20de%20Desastres%20do%20Estado%20do%20Esp%C3%ADrito%20Santo%20-%202000%20a%202009.pdf. Acesso em: 13 agosto 2025.

CORAPCI, Furkan; OZDEMIR, Hasan. A new approach to flood susceptibility analysis of urbanised alluvial fans: the case of Bursa City (Türkiye). **Natural Hazards**, v. 120, n. 14, p. 12909-12932, 2024. https://doi.org/10.1007/s11069-024-06723-w

DANTAS, Ana Alice Rodrigues; PAZ, Adriano Rolim. Use of HAND terrain descriptor for estimating flood-prone areas in river basins. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, v. 56, n. 3, p. 501-516, 2021. https://doi.org/10.5327/Z21769478892

FOLEY, Jonathan A. et al. Global consequences of land use. **science**, v. 309, n. 5734, p. 570-574, 2005. https://doi.org/10.1126/science.1111772

HIRABAYASHI, Yukiko et al. Global flood risk under climate change. **Nature Climate Change**, 3(9), 816–821. https://doi.org/10.1038/nclimate1911

HO, M., et al. Changes in flood-associated rainfall losses under climate change. Journal of Hydrology, v. 625, p. 129950, 2023. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2023.129950

INSTITUTO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS (IEMA (IEMA). Zoneamento Ecológico Econômico do Estado do Espírito Santo - (ZEE), Ed. UFLA, Lavras, 2011. Acesso em: 11/11/2025.

INSTITUTO CAPIXABA DE PESQUISA, ASSISTÊNCIA TÉCNICA E EXTENSÃO RURAL (INCAPER). Mapa de precipitação média anual no Espírito Santo 1984-2014. Disponível em: http://hidrometeorologia.incaper.es.gov.br/?pagina=atlas_pluvio. Acesso em: 11/11/2025.

IPCC. (2022). Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press. https://doi.org/10.1017/9781009325844

KHODAEI, Hamidreza et al. Future flood susceptibility mapping under climate and land use change. **Scientific Reports**, v. 15, n. 1, p. 12394, 2025. https://doi.org/10.1038/s41598-025-97008-0

MADSEN, H. et al. Review of trend analysis and climate change projections of extreme precipitation and floods in Europe. **Journal of Hydrology**, 2014. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2014.11.003

MARENGO, Jose A. et al. Changes in climate and land use over the Amazon region: current and future variability and trends. **Frontiers in Earth Science**, v. 6, p. 228, 2018. https://doi.org/10.3389/feart.2018.00228

MASON, David C. et al. Flood detection in urban areas using TerraSAR-X. **IEEE transactions on geoscience and remote sensing**, v. 48, n. 2, p. 882-894, 2009. DOI: 10.1109/TGRS.2009.2029236

MERZ, Bruno et al. Review article" Assessment of economic flood damage". **Natural Hazards and Earth System Sciences**, v. 10, n. 8, p. 1697-1724, 2010. https://doi.org/10.5194/nhess-10-1697-2010

NOBRE, Antonio Donato et al. Height Above the Nearest Drainage–a hydrologically relevant new terrain model. **Journal of Hydrology**, v. 404, n. 1-2, p. 13-29, 2011. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.03.051

RAHAYU, Rahmawati et al. Impact of land cover, rainfall and topography on flood risk in West Java. **Natural Hazards**, v. 116, n. 2, p. 1735-1758, 2023.https://doi.org/10.1007/s11069-022-05737-6

RICHARDSON, Colin A.; BEIGHLEY, R. Edward. Optimizing Height Above Nearest Drainage parameters to enable rapid flood mapping in North Carolina. **Frontiers in Water**, v. 5, art. 1296434, 2024. DOI: 10.3389/frwa.2023.1296434

SAATY, T. L. The Analytic Hierarchy Process: planning, priority setting, resource allocation. Tradução e revisão por Wainer da Silveira e Silva. São Paulo: McGraw-Hill, Makron, 278 p,. 1991.

SAHARIA, Manabendra et al. On the impact of rainfall spatial variability, geomorphology, and climatology on flash floods. **Water Resources Research**, v. 57, n. 9, p. e2020WR029124, 2021.https://doi.org/10.1029/2020WR029124

SETO, Karen C.; GÜNERALP, Burak; HUTYRA, Lucy R. Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, 109(40), 16083–16088. https://doi.org/10.1073/pnas.1211658109

SILVA, Gabriel Adão Zechini da; ZANETTI, Sidney Sara. Mapeamento de áreas susceptíveis a inundações no Estado Espírito Santo: aplicação de análise multicritério e geoprocessamento. **Caminhos de Geografia**, Uberlândia, v. 26, n. 108, p. 202-219, dez. 2025. DOI: 10.14393/RCG2610878249.

Tabari, H. Climate change impact on flood and extreme precipitation increases with water availability. **Sci Rep** 10, 13768 (2020). https://doi.org/10.1038/s41598-020-70816-2

WHEATER, Howard; EVANS, Edward. Land use, water management and future flood risk. **Land use policy**, v. 26, p.S251-S264, 2009. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2009.08.019

XAVIER, Alexandre C. et al. New improved Brazilian daily weather gridded data (1961–2020). **International Journal of Climatology**, v. 42, n. 16, p. 8390–8404, 30 dez. 2022. https://doi.org/10.1002/joc.7731.

FLOOD SUSCEPTIBILITY ASSESSMENT IN THE M'BOICY RIVER WATERSHED (FOZ DO IGUAÇU, PARANÁ, BRAZIL) BASED ON MORPHOMETRIC PARAMETERS AND THE HAND MODEL

1 Renesky Jean Mary, 2 Luckencia Jean, 3 Jania Laguerre, 4 Diego Moraes Flores

1 Universidade Federal da Integração Latino-Americana, e-mail: renesky26@gmail.com; 2 Universidade Federal do Espírito Santo, e-mail: jeanluckencia08@gmail.com; 3 Universidade do Estado de Mato Grosso, e-mail: laguerrejania88@gmail.com; 4 Universidade Federal da Integração Latino-Americana, e-mail: diego.flores@unila.edu.br

Keywords: Drainage density, Slope, Urban planning.

Abstract

The M'Boicy River Watershed, located in Foz do Iguaçu, Paraná State, Brazil, has been experiencing increasing impacts resulting from urban expansion and the intensification of extreme events associated with climate change. Soil sealing and irregular occupation of riverbanks have increased the frequency of flooding events. This study aimed to analyze flood susceptibility in the M'Boicy River watershed through the integration of morphometric parameters and the HAND (Height Above the Nearest Drainage) model, seeking to characterize the physical attributes of the basin and to produce a spatial mapping of flood-risk areas using this approach. A qualitative–quantitative methodology was adopted, combining bibliographic review and spatial analysis in a Geographic Information System (GIS) environment using QGIS software. The ALOS PALSAR Digital Elevation Model (12.5 m resolution) was employed. Morphometric indices were calculated, including drainage density, form factor, compactness coefficient, and circularity index, among others. Subsequently, the HAND model was applied to classify flood susceptibility into five risk levels. The results indicate that the watershed presents an elongated shape (Ff = 0.26; Kc = 1.77), suggesting, under natural conditions, a lower propensity for flash flooding. The average drainage density (1.51 km/km²) indicates moderate runoff efficiency. However, the HAND model identified areas of very high and high flood risk (0–5 meters above the drainage network) located near the drainage channels. The high level of urban soil impermeabilization intensifies surface runoff, explaining the recurrent flooding events observed in the area. It can be concluded that flood susceptibility in the M'Boicy River watershed results from the interaction between natural controlling factors and anthropogenic pressures, with the latter significantly amplifying hydrological impacts and increasing socio-environmental vulnerability. Therefore, measures such as controlling urban expansion, restoring permanent preservation areas, expanding drainage infrastructure, and incorporating the HAND model into urban planning and risk management are recommended.

Introduction

Watersheds, as complex natural systems, play a fundamental role in water resources management and in the environmental dynamics of a region. In urban contexts, the increasing soil impermeabilization, unplanned urban expansion, and occupation of permanent preservation areas significantly alter the natural hydrological regime, intensifying the occurrence of extreme events such as floods (TUCCI, 2007). This scenario is further aggravated by the global climate crisis. The report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (2022) emphasizes that the increase in the frequency and intensity of extreme precipitation events exacerbates the vulnerability of urban centers, making flooding phenomena increasingly recurrent and severe.

The impacts derived from these events go beyond immediate material damage. Floods compromise public health, social stability, and the economic dynamics of affected regions. According to data from the Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (2021) in the Atlas of Natural Disasters, the magnitude of these events in Brazil highlights the urgency of adaptation strategies. As noted by the Intergovernmental Panel on Climate Change (2022), the pursuit of resilient cities is not merely an environmental goal but a structural necessity to mitigate loss of life and the degradation of urban infrastructure in the face of future climate scenarios.

In this context, the M'Boicy River Watershed, located in Foz do Iguaçu, represents an emblematic case study. Situated in an area of intense urban occupation, the watershed faces a documented history of recurrent flooding events that directly affect the local population. Despite the relevance of this issue, there remains a gap in studies that combine classical morphometric analysis with high-precision topographic models for this basin. Physical characterization, based on indices such as drainage density, circularity index, relief ratio, and compactness coefficient according to the approaches proposed by Antonio Christofoletti (1969; 1980) and José Villela & Arnaldo Mattos (1975) is essential for understanding the natural propensity of a watershed to flood peaks. Complementarily, the Height Above the Nearest Drainage (HAND) model, originally proposed by Camilo Daleles Rennó et al. (2008), emerges as an innovative tool because it normalizes elevation relative to the drainage network, allowing a more effective flood-risk mapping than conventional Digital Elevation Models (DEMs). Given this context, the main objective of this study is to analyze flood susceptibility in the M'Boicy River Watershed through the integration of morphometric parameters and the HAND model. Specifically, the study seeks to characterize the physical attributes of the basin, generate flood-risk maps using the HAND model, and correlate the results with known critical

flood points. The relevance of this research lies in the application of a robust and low-cost methodology based on geoprocessing and open-source software. The use of Geographic Information Systems (GIS), as highlighted by Peter Burrough and Rachael McDonnell (1998), enables the generation of accurate diagnostics to support urban planning and civil defense strategies. Furthermore, the adoption of the HAND model aligns with recent scientific discussions (Dantas et al., 2021; Speckhann et al., 2017), validating its effectiveness for flood-risk mapping.

Materials and Methods

Study Area

The M'Boicy River watershed, located in the municipality of Foz do Iguaçu (Figure 1), covers an area of approximately 24 km². Due to the intense urban expansion of the municipality, the M'Boicy River considered the largest urban watercourse in the city has a significant portion of its main channel (with a total length of approximately 10 km) subjected to channelization processes. This transformation reflects the strong anthropogenic pressure exerted on the watershed, which has altered the natural fluvial dynamics and contributed to changes in the local hydrological regime.

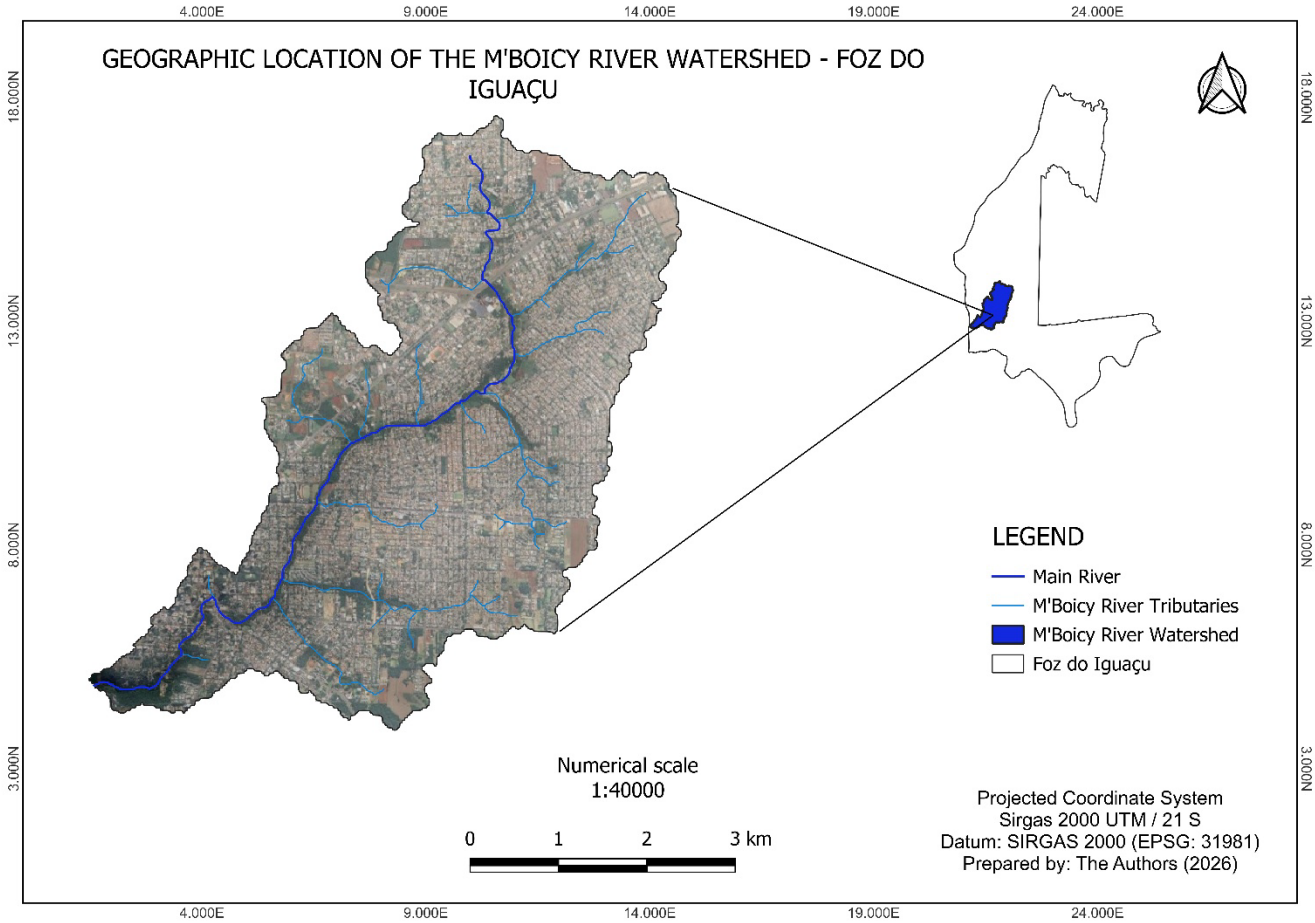


Figure 1 – Geographic Location of the M'Boicy River Watershed
Source: The authors, 2026.

Data Sources and Processing

The study adopted a qualitative–quantitative approach, beginning with a specialized bibliographic review. In the quantitative phase, a Digital Elevation Model (DEM) derived from the ALOS PALSAR sensor, a Japanese satellite, with a spatial resolution of 12.5 meters was used. The selection of this sensor is justified by its higher topographic accuracy compared with global 30-meter models, making it suitable for watershed delineation, drainage network extraction, and axial channel identification of the study area using QGIS.

Morphometric Indices

Morphometric analysis was performed using the field calculator tool in QGIS, through which the fundamental parameters required to diagnose the hydrological response of the watershed were processed. The morphometric indices and their respective mathematical formulations are summarized in Table 01.

Parameter	Formula	Unit
Area (A)	Total area delimited by the watershed divide	km²
Perimeter (P)	Length of the watershed divide	Km
Axial Length (L)	Length of the longest straight line parallel to the main channel	Km
Main Channel Length (Lcp)	Length of the main stream	Km
Compactness Coefficient (Kc)	Kc = 0,28 * (P / √A)	Dimensionless
Form Factor (Ff)	Kf = A / L²	Dimensionless
Circularity Index (Ic)	Ic = (12,57 * A) / P²	Dimensionless
Elongation Ratio (Re)	Re = 1.128 * √(A / L)	Dimensionless
Relief Ratio (Rr)	Rr = H / L	m/km ou m/m
Ruggedness Index (Ir)	Ir = H * Dd	Dimensionless
Drainage Density (Dd)	Dd = Lt / A	km/km²
Sinuosity Index (Is)	Is = Lcp / L	Dimensionless
Texture Ratio (T)	T = Nt / P	channels/km

Table 01 – Morphometric Parameters of the Watershed.
Source: Antonio Christofoletti (1969; 1980); Robert E. Horton (1945); José Villela and Arnaldo Mattos (1975); Campos et al. (2015), adapted by the authors.

Flood Susceptibility Modeling (HAND Model)

The mapping of flood-susceptible areas was carried out using the HAND Model, following a Digital Elevation Model (DEM) processing workflow. The procedure consisted of several sequential steps: (1) the preparation of a hydrologically consistent DEM, processed to remove topographic errors; (2) the determination of the Local Drain Direction (LDD) to identify the direction of water flow; (3) the calculation of flow accumulation (ACC) to identify potential drainage channels; (4) the definition of the drainage network (DREN) based on a flow accumulation threshold value (Threshold = 1000); and (5) the generation of the final Height Above the Nearest Drainage (HAND) model, which represents the vertical height of each terrain cell relative to its nearest drainage channel along the flow path defined by the LDD.The resulting HAND value indicates the flood susceptibility of each location by estimating its relative elevation above the nearest drainage channel. This methodological approach was originally proposed by Camilo Daleles Rennó and collaborators.

The final HAND layer was subsequently imported into QGIS and subjected to a table-based reclassification to categorize flood risk into standardized classes, as presented in Table 02.

HAND Height Range (m)	Reclassified Value	Susceptibility Class
0,0 - 1,0	1	Very High Risk
1,0 - 5,0	2	High Risk
5,0 - 10,0	3	Medium Risk
10,0 - 25,0	4	Low Risk
25,0 - 100,0	5	Very Low Risk

Table 02 – Flood Susceptibility Classes Based on HAND Elevation.
Source: Leandro França (2024), adapted by the authors.

Results and Discussion

Morphometric Analysis of the Watershed

The morphometric analysis of the M'Boicy River watershed indicates a perimeter of 31.61 km, defining the spatial scale of the hydrological processes discussed in this study. The complete set of calculated parameters, which supports the interpretation of the watershed's hydrological and geomorphological dynamics, is presented in Table 03, organized into three analytical groups.

LINEAR ANALYSIS	
Main channel length (Lp)	10,71 km
Sinuosity index (Is)	1,11
Total number of channels (Ntot)	150
Total channel length (Ltot)	37,49 km
Mean channel length (Lm)	0,16 km
Main axis length	9,63 km
AREAL ANALYSIS	
Area (A)	24,77 km^2
Perimeter (P)	31,61 km
Compactness coefficient (Kc)	1,77
Form factor (Ff)	0,26
Drainage density (Dd)	1,51 km/km^2
Hydrographic density (Dh)	6,05 $canais/km^2$
Circularity index (Ic)	0,31
HYPSOMETRIC ANALYSIS	
Mean basin altitude (Alt_mean)	220,16 m
Minimum altitude (Alt_min)	104 m
Maximum altitude (Alt_max)	279 m
Altitudinal range (Alt_range)	175 m
Relief ratio (Rr)	0,01
Ruggedness index (Ir)	0,26
Texture ratio (T)	4,74

Table 03 – Results of the Morphometric Parameters of the M'Boicy River Watershed.
Source: The authors, 2026.

The watershed presents a main channel length (Lp) of 10.71 km and a sinuosity index (Is) of 1.11. According to José Villela and Arnaldo Mattos (1975), sinuosity values close to 1.0 indicate relatively straight channels. This condition suggests faster flow and shorter concentration time in the main channel, characteristics commonly observed in smaller watersheds or in basins influenced by structural controls or steeper slopes. The total number of channels (Ntot) is 150, with a total channel length (Ltot) of 37.49 km, resulting in a mean channel length (Lm) of 0.16 km. These values reflect the drainage network organization described in the classic geomorphological models proposed by Robert E. Horton (1945) and Arthur N. Strahler (1957). The relatively high channel frequency in relation to the total basin area indicates a well-developed and highly branched drainage network, typically associated with terrains of lower permeability or greater slope, conditions that favor surface runoff over infiltration.

Watershed shape represents one of the most important indicators in the evaluation of flood susceptibility, as it directly influences the concentration time and the spatial distribution of surface runoff. For the M'Boicy River watershed, the calculated morphometric parameters indicate an elongated basin geometry. With an area (A) of 24.77 km^2, the basin can be classified as a micro-watershed. The values obtained for the Compactness Coefficient (Kc = 1.77), Form Factor (Ff = 0.26), and Circularity Index (Ic = 0.31) reinforce this characteristic, indicating low circularity and a pronounced elongated configuration. Such a morphology tends to distribute runoff over time, thereby reducing peak discharge, although it does not eliminate the risk of flooding during extreme rainfall events.

According to Stanley A. Schumm (1956), watersheds with a low Form Factor (Ff) and high Compactness Coefficient (Kc) tend to be less susceptible to major floods because the elongated shape prevents runoff generated in different portions of the basin

from reaching the outlet simultaneously. The Kc value of 1.77 indicates that the basin deviates considerably from a circular shape (Kc = 1.0), suggesting that, under normal precipitation conditions, the M'Boicy River watershed exhibits a longer concentration time compared with circular basins of similar area.

The Drainage Density (Dd) of 1.51 km/km² is classified as moderate. According to Antonio Christofoletti (1980), drainage density reflects the efficiency of a watershed in draining rainfall water. Values within this range suggest moderate soil permeability or the presence of vegetation cover that still plays a regulatory role in runoff processes. The Hydrographic Density (Dh) of 6.05 channels/km², in turn, indicates a high capacity for channel development, reinforcing the dynamic character of the drainage network.

The watershed presents an altimetric amplitude of 175 m (ranging from 104 m to 279 m), with a relief ratio (Rr) of 0.01. The ruggedness index (Ir) of 0.26 and the texture ratio (T) of 4.74 indicate a moderately undulating relief. The hypsometric analysis, introduced by Arthur N. Strahler (1952), provides important insights into the erosional stage and geomorphological evolution of the watershed.

Although the morphometric parameters indicate that the M'Boicy watershed, under natural conditions, would not exhibit a strong predisposition to flooding, an important question arises: why do recurrent floods occur within the basin in reality? The answer lies in the fact that the problems affecting the basin go beyond its physical characteristics and are strongly aggravated by unplanned land occupation, increasing urbanization along the riverbanks, and intense soil impermeabilization, which prevents infiltration and significantly increases surface runoff. In this context, flood susceptibility mapping becomes a fundamental tool for more accurately understanding the current conditions of the basin and the factors contributing to flood events.

Flood Susceptibility Analysis Using the HAND Model

The mapping of flood-susceptible areas in the M'Boicy River watershed (Figure 2) reveals a spatial distribution of risk closely related to the proximity of the drainage network and to lower elevation levels. Areas classified as "Very High" and "High" susceptibility (0 to 5 meters relative to the river level) strictly follow the course of the main river channel and its tributaries, clearly delineating the natural floodplains of the basin. It is noteworthy that, although the watershed presents interfluve areas classified as having "Very Low" susceptibility (25 m to 100 m of relative elevation), the local topographic configuration, combined with the dendritic drainage network, creates a scenario of environmental fragility in valley-bottom zones, where hydrological flow energy tends to converge.

In the case of the M'Boicy watershed, several sectors present low altimetric amplitude. Although this characteristic suggests a less rugged relief, such a geographic condition favors the lateral spreading of water (flooding) when the main channel reaches its overflow level. However, the analysis of the flood dynamics of the M'Boicy River cannot be dissociated from the consolidated urbanization process in Foz do Iguaçu. Although the physical model suggests that flood susceptibility is concentrated mainly along the riverbanks, the reality of the basin reveals recurrent and rapid-response flooding events.

This phenomenon is largely explained by soil impermeabilization, which in the M'Boicy River watershed exceeds 90% of built-up areas. As highlighted by Ricardo Boldrin (2005, p. 14), urbanization profoundly modifies land use, reducing both water infiltration and natural storage capacity. In this context, the replacement of natural vegetation cover by asphalt surfaces and urban infrastructure has drastically altered the local hydrological cycle, suppressed infiltration and increasing the surface runoff coefficient. For this reason, Jachor(2017) argues that the expansion of urban centers intensifies water runoff, reducing concentration time and generating significant impacts on natural drainage systems, including erosion, sedimentation, and flooding.

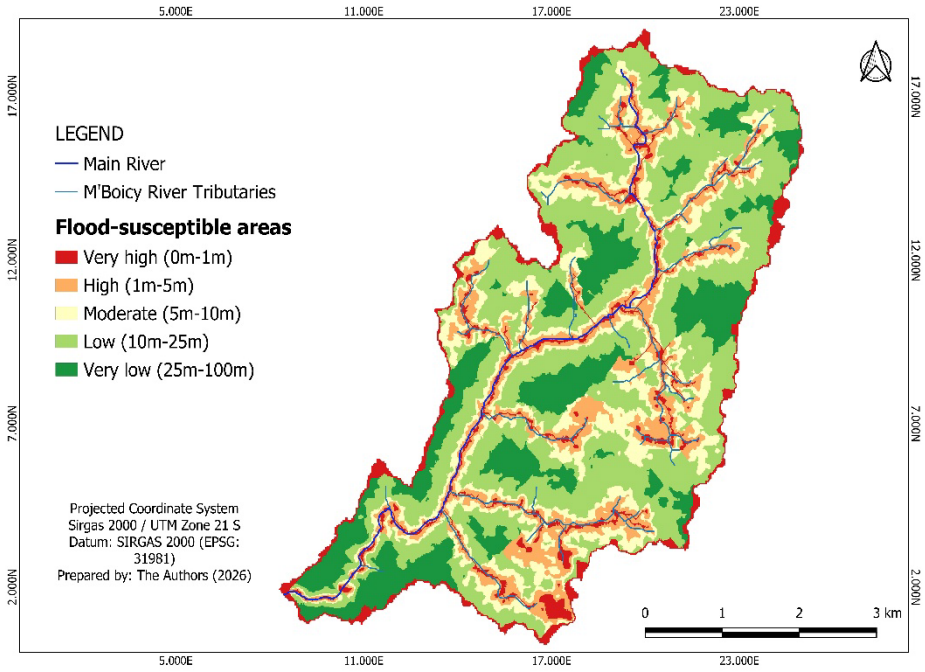


Figure 2 – Mapping of flood-susceptible areas in the M'Boicy River watershed using the HAND model. Source: The authors, 2026.

Since the M'Boicy River flows through an urbanized area, a significant portion of its channel has been artificially canalized, which substantially modifies its natural hydrological behavior. According to Junior (2017), even with initiatives aimed at relocating settlements from Permanent Preservation Areas (APPs), some families still live along the riverbanks. Moreover, irregular disposal of solid waste and sewage into the river channel continues to occur. This combination of inadequate land occupation and waste accumulation compromises the natural flow of water, reducing the channel's capacity to convey discharge even during moderate rainfall events. Consequently, water accumulation and retention points develop throughout the basin, resulting in the damages illustrated in Figures 3 and 4.



Figure 3 – Flooding caused by the overflow of the M'Boicy River in downtown Foz do Iguaçu. Source: Municipal Guard / RPC.



Figure 4 – House flooded by water in the low-lying area of the M'Boicy River. Source: Rodrigo Soares / RPC

Final Remarks

The integrated analysis of morphometric parameters and modeling using the Height Above the Nearest Drainage (HAND) model made it possible to understand, from a systemic perspective, the hydrological dynamics of the M'Boicy River watershed. The relief configuration presents a dendritic drainage pattern, which favors the convergence of hydrological flow and highlights greater environmental fragility in valley-bottom areas. The application of the HAND model identified that lower elevation zones, particularly along the main channel and its tributaries, exhibit high and very high flood susceptibility. This spatial distribution confirms that fluvial floodplains constitute naturally vulnerable areas, where overflow occurs when the channel exceeds its discharge capacity. However, the recurrence of flooding observed in the watershed cannot be explained solely by geomorphological factors. Although there is a moderate natural predisposition, the results indicate that anthropogenic factors play a decisive role in intensifying flood risk. Soil impermeabilization, river channelization, irregular occupation of riverbanks, and the inadequate disposal of waste have significantly altered the hydrological regime. These processes reduce infiltration, accelerate surface runoff, and shorten the concentration time of the watershed. From a methodological perspective, the integration of morphometric indices and the HAND model proved effective for identifying critical areas, representing an important tool to support urban planning and flood-risk management. It can therefore be concluded that flood susceptibility in the M'Boicy River watershed results from the interaction between natural controlling factors and anthropogenic pressures, with the latter largely responsible for amplifying hydrological impacts and increasing socio-environmental vulnerability.

In this context, strengthening urban planning policies and restoring Permanent Preservation Areas (APPs) emerge as essential pillars for controlling soil impermeabilization. This process requires the synergistic integration of structural and non-structural measures. Among structural interventions, the adoption of Low Impact Development (LID) techniques, such as rain gardens and permeable pavements, has proven effective in enhancing infiltration and consequently reducing peak discharge. At the same time, system efficiency can be reinforced through non-structural instruments, including restrictive land-use planning in floodplain areas and the implementation of hydrological monitoring networks. Such an integrated approach is fundamental to mitigate downstream flood propagation while promoting hydrological resilience and the long-term environmental sustainability of the watershed.

Acknowledgments

Not applicable.

References

ANA - Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. **Atlas de Desastres Naturais no Brasil. Brasília: ANA,** 2021.

BURROUGH, P. A.; MCDONNELL, R. A. Principles of Geographical Information Systems. Oxford University Press, 1998.

BOLDRIN, R. S. Avaliação de cenários de inundações urbanas a partir de medidas não estruturais de controle: Trecho da bacia do Córrego do Gregório, São Carlos-SP. 2005 220p. **Dissertação** (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005. DOI: https://doi.org/10.11606/D.18.2016.tde-09032016-164031

CAMPOS, S.; FELIPE, A.; CAMPOS, M.; RECHE, A. Geoprocessamento aplicado na caracterização morfométrica da Microbacia do Ribeirão Descalvado – Botucatu, SP. **IRRIGA**, n. 1, p. 52. 2015. DOI:10.15809/irriga.2015v1n1p52

CHRISTOFOLETTI, A. Geomorfologia. **2. ed**. São Paulo: Edgard Blücher, 1980.

CHRISTOFOLETTI, A. Análise morfométrica de bacias hidrográficas. **Notícia Geomorfológica**, v. 9, n. 18, p. 35-64, 1969.

DANTAS, A. A. R.; PAZ, A. R. Use of HAND terrain descriptor for estimating flood-prone areas. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, v. 56, n. 3, p. 501-516, 2021. DOI: https://doi.org/10.5327/Z21769478892

HORTON, R. E. Erosional development of streams and their drainage basins; hydrophysical approach to quantitative morphology. **Geological society of America bulletin**, v. 56, n. 3, p. 275-370, 1945.

IPCC - Painel Intergovernamental on Climate Change. Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change: IPCC, 2022.

JACHO, E. R. T. Modelagem do risco de inundação em trechos críticos de rios urbanos: o caso do rio M'Boicy. 2017. **Trabalho de Conclusão de Curso** (Bacharelado em Engenharia Civil de Infraestrutura) - Universidade Federal da Integração Latino-Americana (UNILA), Foz do Iguaçu, 2017.
Disponível em: https://dspace.unila.edu.br/xmlui/bitstream/handle/123456789/3119/TCC%20Edgar%20Timbiano.pdf .

LEANDRO, F. **HAND Model para mapear áreas suscetíveis a inundação**, 2024. Disponível em: https://geoone.com.br/hand-model-inundacao/

RENNÓ, C. D.; NOBRE, A. D.; CUARTAS, L. A.; SOARES, J. V.; HODNETT, M. G.; TOMASELLA, J.; WATERLOO, M. J. HAND, a new terrain descriptor using SRTM-DEM: mapping terra firme rainforest environments in Amazonia. **Remote Sensing of Environment**, v. 112, n. 9, p. 3469–3481, 2008. DOI: https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.03.018

SPECKHANN, G. A.; RIBEIRO, A.; KOBIYAMA, M.; GOERL, R. F.
Flood hazard mapping in Southern Brazil. **Journal of Hydrology: Regional Studies,** v. 17, p. 10–23, 2018.

SCHUMM, S. A. Evolution of drainage systems and slopes in badlands at Perth Amboy, New Jersey. **Geological Society of America Bulletin**, v. 67, n. 5, p. 597-646, 1956.

STRAHLER, A. N. Hypsometric (area-altitude) analysis of erosional topography. **Geological Society of America Bulletin**, v. 63, n. 11, p. 1117-1142, 1952.

STRAHLER, A. N. Quantitative analysis of watershed geomorphology. **Transactions of the American Geophysical** Union, v. 38, n. 6, p. 913-920, 1957.

TUCCI, C. E. M. Hidrologia: Ciência e Aplicação. Porto Alegre: **ABRH/Editora da UFRGS**, 2007.

VILLELA, S. M.; MATTOS, A. Hidrologia Aplicada. São Paulo, **McGraw-Hill do Brasil**, 1975.

PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS HÍDRICOS: PRÁTICAS INOVADORAS E OPORTUNIDADES DE MODERNIZAÇÃO DAS CONVENCIONAIS

1 Mateus Ricardo Nogueira Vilanova

1 Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho, Faculdade de Engenharia e Ciências de Guaratinguetá (FEG), Departamento de Engenharia Civil (DEC), Grupo de Recursos Hídricos, Hidrologia e Hidráulica Aplicadas, e-mail: mateus.vilanova@unesp.br

Palavras-chave: serviços ecossistêmicos; bacias hidrográficas; conservação de água e solo.

Resumo

O pagamento por serviços ambientais (PSA) hídrico é um mecanismo de estimulo financeiro a ações desenvolvidas em bacias hidrográficas, que melhoram a provisão de serviços ecossistêmicos (os benefícios proporcionados ao ser humano pelos ecossistemas) relacionados à água. No Brasil, o PSA hídrico é comumente associado aos programas e projetos conhecidos como "produtores de água", que contemplam práticas de conservação e recuperação de bacias em três principais categorias: mecânicas, vegetativas e edáficas. Tais práticas visam, principalmente, aumentar a disponibilidade hídrica para os usos múltiplos, melhorando a quantidade e qualidade da água nos mananciais. Este trabalho propõe práticas modernas e inovadoras, passíveis de financiamento através do PSA hídrico, que permitem expandir e aperfeiçoar o rol de ações atualmente utilizadas nos projetos de produção de água. Algumas das práticas foram propostas com base na experiência do autor na temática, e outras, identificadas na literatura. Foram consideradas "convencionais" as práticas vigentes, previstas no Manual do Programa Produtor de Água da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. As práticas inovadoras propostas são: tecnologias eficientes de irrigação, combate a espécies exóticas/invasoras e o estímulo à criação e proteção de polinizadores nativos. A relevância destas práticas no contexto dos programas de produção de água foi discutida com auxílio de uma revisão da literatura, que utilizou majoritariamente as bases Scopus e Web of Science. Além da aplicação acadêmica, os resultados deste trabalho poderão nortear a atualização dos programas e políticas públicas de produção de água e PSA hídrico vigentes no Brasil.

Introdução

O pagamento por serviços ambientais (PSA) é uma transação voluntária, na qual um serviço ambiental (SA) bem definido é "comprado" de um provedor por um comprador, se e somente se, o provedor assegurar a provisão do SA (Engel, Pagiola e Wunder, 2008). Nesse contexto, serviços ambientais são as "[...] atividades humanas individuais ou coletivas que favorecem direta ou indiretamente a preservação, a proteção, a conservação, a manutenção, a recuperação e/ou melhoria dos serviços ecossistêmicos." (Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza *et al.*, 2017). Por sua vez, os serviços ecossistêmicos (SE) devem ser entendidos como os benefícios (materiais ou imateriais) providos pela natureza/ecossistemas aos seres humanos (Costanza *et al.*, 1997; Fisher, Turner e Morling, 2009; Groot, de, Wilson e Boumans, 2002).

Segundo Engel et al. (2008), o PSA "[...] têm atraído crescente interesse como um mecanismo para traduzir valores externos e não mercantis do meio ambiente em incentivos financeiros reais para que os atores locais forneçam tais serviços.".

Este trabalho é focado em uma categoria específica de serviço ecossistêmico (e dos possíveis serviços ambientais a eles relacionados), os chamados SEs hídricos ou hidrológicos. Esta categoria engloba os benefícios às pessoas proporcionados pelos efeitos dos ecossistemas terrestres sobre a água doce (Brauman *et al.*, 2007).

Muitos programas/projetos que utilizam o PSA hídrico como mecanismo de incentivo ficaram popularmente conhecidos no Brasil como "produtores de água", devido ao objetivo comum de aumentar a disponibilidade hídrica e melhorar a qualidade de água em bacias hidrográficas. Porém, o escopo/objetivos destes programas pode ser bem mais amplo, visando melhorar o fornecimento de serviços ecossistêmicos de regulação hidrológica e culturais (este último representado pelos benefícios imateriais fornecidos pelos ecossistemas aos seres humanos). Exemplos de SEs hídricos são a provisão de água para abastecimento e outros usos, a regulação de eventos hidrológicos extremos (como inundações), e as atividades de recreação e turismo desenvolvidas em corpos d´água (*e.g.* ecoturismo e rafting).

A Agência Nacional de Água e Saneamento Básico do Brasil (ANA) estabeleceu, em nível nacional, o Programa Produtor de Água (Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico, 2025a), com o objetivo de "[...] promover a conservação de recursos hídricos no meio rural, visando a segurança hídrica.". Formalmente, a ANA estabelece que um projeto produtor de água é um "[...] conjunto de ações planejadas e coordenadas por arranjo institucional local, visando a revitalização de bacias hidrográficas [...]", que seguem as diretrizes estabelecidas pelo Programa (Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico, 2025a). Vale destacar que o PSA é um requisito desejável para os projetos, mas não obrigatório (Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico, 2025a).

O objetivo deste trabalho é propor alguns serviços ambientais hídricos (*i.e.* práticas e ações de manejo e gerenciamento de bacias hidrográficas para melhorar os serviços ecossistêmicos hídricos por elas providos) modernos/inovadores, que se diferenciam e/ou complementam as práticas atualmente contempladas nos programas/projetos de produção de água e PSA realizados no Brasil. A aplicação destas práticas inovadoras, e a modernização das práticas convencionais, podem aumentar os benefícios ambientais, sociais e econômicos destes programas/projetos.

Não é objetivo do trabalho apresentar uma revisão exaustiva sobre as práticas inovadoras. Ao invés disso, foram selecionadas três práticas representativas, para ilustrar o potencial de expansão e modernização dos programas/projetos de produção de água brasileiros. Pretende-se, com isso, incentivar a comunidade científica, os gestores de projetos e os formuladores de políticas públicas de PSA e recuperação de bacias hidrográficas a repensar as práticas comumente aplicadas.

Material e Métodos

Os serviços ambientais modernos/inovadores apresentados neste trabalho foram propostos a partir da experiência pessoal do autor na temática de serviços ecossistêmicos e ambientais hídricos, experiência essa adquirida através do desenvolvimento de atividades de pesquisa e extensão universitária. A proposta foi complementada e embasada por uma revisão da literatura.

Inicialmente, foram identificadas as principais práticas vigentes/convencionais em programa/projetos de produção de água, com base no Manual do Programa Produtor de Água da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico, 2025b, a; c; d; e; f).

Posteriormente, foi realizada uma pesquisa bibliográfica nas bases Scopus e Web of Science, que possibilitou a subsequente revisão dos trabalhos.

Para a pesquisa bibliográfica, foram definidos diversos termos de busca, dentre eles: *payment for environmental services; ecosystem services; sustainable agriculture.*

A busca nas bases ocorreu através da utilização individual dos termos elencados, e da combinação destes, limitada ao título, palavras-chave e resumo dos artigos.

Os resultados da busca foram classificados por número de citações e por data de publicação (mais recente), de forma a se obter um conjunto de artigos contendo os trabalhos de referência e os trabalhos mais atuais da área.

Práticas Convencionais

O Manual do Programa Produtor de Água (Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico, 2025a) divide as práticas conservacionistas em três categorias: vegetativas, mecânicas e edáficas.

As práticas vegetativas (PV) utilizam plantas para proteger o solo e melhorar a sua qualidade, aumentando, simultaneamente, a conservação dos recursos hídricos da bacia (Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico, 2025d). Estas práticas são categorizadas com base no local e objetivo da aplicação (Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico, 2025d): PV para áreas produtivas, PV para a recomposição de vegetação nativa em áreas de preservação permanente (APP) e de reserva legal (RL), e PV para a estabilização de margens de rios e voçorocas.

As PV para áreas produtivas incluem sistemas de plantio direto, rotação de culturas, plantas de cobertura, culturas em faixa, cordões de vegetação permanente, alternância de capinas, ceifa do mato, cobertura morta (*mulch*), faixas de bordadura e quebra-ventos, sistemas integrativos (lavoura-pecuária, pecuária-floresta, lavoura-floresta, e lavoura-pecuária-floresta ou agrossilvipastoril), sistemas agroflorestais (SAF), e pastejo rotacionado (Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico, 2025d).

As PV para recomposição de APP e RL contemplam intervenções como regeneração natural sem manejo, adensamento e enriquecimento da regeneração natural, nucleação para facilitar a regeneração natural, e plantio em área total.

Por fim, são elencadas as PV para estabilização de margens de rios e voçorocas. Nas margens fluviais, os processos hidrológicos e geomorfológicos favorecem a intensificação da erosão, resultando em grande instabilidade do solo. Nesta condição, o uso exclusivo das práticas vegetativas pode não ser efetivo, sendo, então, recomendada a sua integração com técnicas de engenharia natural (e.g. estacaria viva, feixes vivos, esteira viva, entrançados vivos, banquetas e enrocamento vegetado), que utilizam plantas ou partes destas para estabilizar e proteger o local de aplicação (Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico, 2025d). No caso de voçorocas, prevê-se a utilização de práticas mecânicas preliminarmente às práticas vegetativas (Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico, 2025d).

Práticas mecânicas (PM) são intervenções no terreno e estruturas artificiais destinadas a reduzir a velocidade do escoamento superficial e retê-lo, reduzindo a erosão do solo e aumentando a infiltração. Dentre as principais práticas mecânicas, tem-se (Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico, 2025e): construção de barraginhas, terraceamento, subsolagem e escarificação, plantio em desnível. Técnicas de biogenharia para a contenção de processos erosivos em áreas degradadas, e a recuperação e manutenção de estradas rurais também são incluídas no conjunto de PM (Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico, 2025e).

Por fim, as práticas edáficas (PE) têm o objetivo de "[...] melhorar a fertilidade e as condições morfológicas do solo na fase de plantio e condução da lavoura, possibilitando um crescimento rápido e sadio das plantas que promovem uma maior cobertura e proteção do solo contra a chuva." (Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico, 2025a). Incluem-se nas PE a adubação verde, plantio direto, controle de queimadas, rotação de culturas e compostagem (Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico, 2025a; f).

Práticas Inovadores e Oportunidades de Modernização das Convencionais

Nesta seção, são apresentadas práticas e tecnologias consideradas inovadoras (pelo menos do ponto de vista prático, ou seja, que ainda não são amplamente utilizadas em programas e projetos de produção de água/PSA hídricos).

Incentivo à irrigação eficiente

A irrigação respondeu por 50% das retiradas de água para uso consuntivo no Brasil em 2023 (Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico, 2024), sendo, portanto, uma atividade estratégica para os programas de conservação de água em bacias nas quais esta atividade ocorre.

Além de impactar a disponibilidade hídrica do ponto de vista quantitativo, a irrigação ineficiente pode compor uma importante fonte de poluição difusa (vide (Wang *et al.*, 2019; Zhang *et al.*, 2024)), uma vez que aplicação de lâminas excessivas pode resultar na geração de escoamento superficial, carreando agrotóxicos e fertilizantes para os cursos d´água.

O método de irrigação, em si, é um dos principais elementos passíveis de aperfeiçoamento para aumentar a eficiência da irrigação e conservar água na agricultura. Técnicas de irrigação localizadas ou microirrigação, como gotejamento (superficial e subsuperficial) e microaspersão são reconhecidas na literatura científica como mais eficientes e capazes de economizar água (Ayars *et al.*, 1999; Li *et al.*, 2018, 2019; Namara, Nagar e Upadhyay, 2007). Vale lembrar que, apesar destas evidências, diversos fatores (como o tipo de cultura, características do solo, relevo, e recursos disponíveis) determinam a melhor tecnologia para irrigação, podendo, inclusive, inviabilizar a aplicação destas tecnologias eficientes. Este é um elemento que deve ser considerado pelos gestores dos programas de PSA na tomada de decisões sobre a inclusão de tais tecnologias no rol de práticas aplicáveis à bacia em questão.

Uma das práticas que pode aumentar a eficiência hídrica da irrigação são os chamados sistemas inteligentes (*smart*) (Bwambale, Abagale e Anornu, 2022), que consistem em um conjunto de tecnologias que permite otimizar (preferencialmente, em tempo real) a disponibilização de água para as culturas, com base nas suas reais necessidades hídricas. Tais necessidades são calculadas e/ou medidas através do monitoramento das condições do solo, atmosféricas/meteorológicas, e/ou das próprias plantas (Bwambale, Abagale e Anornu, 2022).

Por fim, os gestores de programas de produção de água devem se atentar, conceitualmente, à diferença entre o aumento da eficiência da irrigação e a redução da retirada total de água da bacia para a irrigação. O aumento da eficiência da irrigação pode ser representado pela redução do consumo específico de água, expresso em volume utilizado por unidade de produção (m^3.tonelada^{-1}) e/ou por área cultivada (m^3.ha^{-1}). Esta diferença compõe parte do que a literatura define como o "paradoxo da irrigação eficiente" (Grafton *et al.*, 2018; Lankford, 2023). Um das causas do paradoxo é a possibilidade de que aumentos da eficiência de irrigação podem causar um "efeito rebote" de expansão da área irrigada. Essa expansão seria estimulada pelo aumento virtual da disponibilidade hídrica decorrente da maior eficiência, o que, em última instância resultaria no aumento da retirada total de água (Lankford, 2023) e da degradação da bacia. Assumindo esta possibilidade, os gestores dos programas de produção de água devem garantir que os elementos causadores do paradoxo da irrigação eficiente não ocorram na prática, o que pode ser feito, por exemplo, através da sua previsão nos instrumentos legais que regem os programas.

Combate a espécies vegetais exóticas/invasoras

"Espécies invasoras (EI) são um elemento importante da mudança global e estão contribuindo para a perda de biodiversidade, degradação do ecossistema e comprometimento dos serviços ecossistêmicos em todo o mundo." (Pyšek e Richardson, 2010). Além de impactar a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos, algumas destas espécies podem alterar os processos hidrológicos na escala da bacia hidrográfica (Pascual *et al.*, 2022).

Diversos autores reportaram os impactos de espécies invasoras sobre serviços ecossistêmicos hídricos, com destaque para as revisões de Pysek e Richardson (2010) e Rai e Singh (2020).

Dentre os impactos hídricos reportados por Rai e Singh (2020), tem-se: alterações do fluxo hídrico devido à grande biomassa, raízes profundas e alta taxa de evapotranspiração; aumento da frequência de inundações devido ao estreitamento de canais e a alterações da hidráulica/hidrologia do solo; comprometimento de atividades aquaviárias, recreacionais e turísticas; diminuição da disponibilidade de água subterrânea; alterações da qualidade de água comprometendo o seu tratamento e uso.

Gallardo et al. (2024) avaliaram os riscos impostos por 94 espécies invasoras a sete serviços ecossistêmicos fundamentais na Europa. Na porção atlântica do continente, estes autores verificaram que 13 EI, majoritariamente plantas aquáticas, pioravam o fornecimento do serviço ecossistêmico de controle de inundações, devido à alteração do fluxo de sedimentos e à obstrução de canais (Gallardo *et al.*, 2024). Outras 31 EI alteravam a ciclagem de nutrientes e, consequentemente, a qualidade da água, destacando-se o efeito sobre a retenção de nitrogênio na Europa Central (Gallardo *et al.*, 2024).

Em um estudo na África do Sul, considerando 56 espécies de plantas invasoras, Wilgen et al. (2008), estimaram que tais espécies produziam uma redução de 7% no escoamento superficial total do país, valor que poderia chegar a 58% caso o nível máximo de infestação fosse atingido.

Segundo Pysek e Richardson (2010), há alguns componentes fundamentais para o gerenciamento e manejo de espécies invasoras: (1) avaliação de risco, (2) gestão de vias e vetores de entrada, (3) detecção precoce e resposta rápida, (4) erradicação e (5) mitigação e restauração. A gestão de risco é importante, dentre outros motivos, pois prevenir a introdução de uma espécie exótica é, teoricamente, a estratégia de gestão mais econômica (Pyšek e Richardson, 2010). A identificação de vias e vetores de entrada permite a realização medidas proativas, como o aumento da atenção pública, a busca por alternativas a essas espécies (por exemplo, no comércio de espécies ornamentais, reconhecido como principal vetor de introdução de plantas exóticas), além da aplicação de medidas de controle biológico (Pyšek e Richardson, 2010). A resposta rápida depende da detecção precoce das EI, o que muitas vezes é difícil de ser feito devido à reduzida quantidade de indivíduos presentes na fase inicial da invasão (Pyšek e Richardson, 2010). Embora o controle biológico seja a base dos esforços sustentáveis para controlar EI, o interesse pela erradicação tem sido renovado (Pyšek e Richardson, 2010). Baseado em outros autores, Pysek e Richardson (2010) indicam que a erradicação de espécies vegetais tem uma taxa de sucesso inversamente proporcional à área infestada, enquanto o custo dessa erradicação é diretamente proporcional à dimensão da infestação. A última etapa de gerenciamento de EI é a mitigação dos problemas por elas causados, e a restauração do ecossistema por elas degradado. Essa restauração visa, resumidamente, o reestabelecimento de um ecossistema o mais próximo possível do original (em termos de estrutura, funções e de espécies nativas),

o que enfrenta dificuldades teóricas e práticas. Invasões secundárias por espécies exóticas oportunistas (que se propagam rapidamente após a remoção das invasoras primárias, em velocidade e intensidade superiores às das espécies nativas), o efeito de legado (alterações persistentes no ecossistema, incluindo no meio abiótico, produzido pelas espécies invasoras erradicadas) e desequilíbrios no habitat pós-erradicação são exemplos de tais dificuldades (Pyšek e Richardson, 2010).

O combate a EI deve ser integrado aos programas/projetos de produção de água não somente pelos impactos diretos destas espécies sobre os recursos hídricos, mas considerando uma visão integrada dos diversos processos ecossistêmicos que ocorrem nas bacias hidrográficas. Nesse sentido, as EI podem, inclusive, antagonizar com práticas convencionais previstas nos programas (por exemplo, competir com espécies nativas utilizadas nas práticas vegetativas, e dificultar a implantação de práticas mecânicas).

Estímulo à proteção e à criação de polinizadores nativos

A polinização é um dos mais importantes processos ecológicos em ecossistemas terrestres, sendo realizada em escala local por organismos móveis, principalmente abelhas (Kremen *et al.*, 2007). Nos últimos anos, a comunidade científica tem indicado um declínio global destes polinizadores, devido à fragmentação e perda de habitats, alterações do uso do solo, práticas inadequadas de agricultura e mudanças climáticas (Giannini *et al.*, 2012). Algumas previsões sugerem a possibilidade de colapso de diversos ecossistemas mediante a perda massiva de polinizadores.

Sob a ótica dos serviços ecossistêmicos, a polinização tem sido atrelada fortemente à produção agrícola, dada a dependência e a influência da polinização sobre a produtividade de variadas culturas (Giannini, Boff, *et al.*, 2015; Giannini, Cordeiro, *et al.*, 2015; Kleijn *et al.*, 2015; Klein *et al.*, 2007). Apesar de importante, esta abordagem é bastante limitada, pois desconsidera os diversos outros serviços ecossistêmicos (diretos e indiretos) providos pelos polinizadores. Em termos hídricos, o aumento e manutenção da vegetação proporcionados pelos polinizadores pode favorecer a qualidade tanto do solo quanto da água em bacias hidrográficas (vide (Wratten *et al.*, 2012)), bem como a manutenção ou aumento da sua quantidade.

No contexto dos projetos de produção de água, a proteção e a criação de polinizadores nativos podem complementar e potencializar diversas práticas convencionais, sobretudo aquelas que contemplem restauração florestal. Primeiramente, espera-se que os ambientes degradados a serem restaurados apresentem menor densidade e diversidade de polinizadores. Aumentar esta densidade e diversidade pode favorecer o reestabelecimento das redes de polinização, acelerando a restauração e, consequentemente, a melhora das condições hídricas da bacia.

Algumas das indicações de Montoya-Pfeiffer et al. (2020) são bastante relevantes como estratégias para a integração de polinizadores nativos aos programas de produção de água, dentre elas: (1) a importância da presença de remanescentes nativos próximos às áreas a serem restauradas, e (2) a disponibilidade de recursos para a nidificação. Em consonância com estas indicações, Gutiérrez-Chacón *et al.* (2020) demonstraram a importância dos corredores ecológicos para espécies de abelhas que não poderiam sobreviver em pastos, garantindo a polinização mesmo em paisagens altamente fragmentadas. Apesar destes resultados se referirem a áreas dos Andes Colombianos, as conclusões de Gutiérrez-Chacón *et al.* (2020) podem ser um importante elemento para os programas produtores de água brasileiros, tendo em vista que pastagens e remanescentes/fragmentos de floresta nativa isolados são bastante comuns em diversas bacias do Brasil. Durante o planejamento espacial das ações dos projetos de produção de água, atenção deve ser dada ao estabelecimento de corredores ecológicos, aumentando a conectividade de remanescentes nativos. Os corredores podem ser incentivados, por exemplo, por meio de PSA com valores diferenciados, quando comparados a reflorestamentos sem ou com baixa conectividade.

Já existem, no País, políticas públicas voltadas à proteção de polinizadores, como o Programa Abelhas Nativas (PAN) da Fundação Florestal do Estado de São Paulo (2022), cujo objetivo é "[...] angariar informações sobre esses polinizadores nas Unidades de Conservação e áreas protegidas dos biomas Mata Atlântica e Cerrado [...]" e "[...] ampliar o conhecimento da importância do serviço ecossistêmico prestado [...]" por eles. Os objetivos específicos do PAN incluem multiplicar as espécies em risco de extinção (inclusive, através da criação de abelhas nativas) e incentivar o uso de flora nativa amigável às abelhas em projetos de restauração ecológica. Estes dois objetivos são exemplos concretos de ações que podem ser financiadas nos projetos que envolvam o PSA hídrico.

A partir de uma visão integrada, buscando maximizar benefícios ambientais e sociais dos programas produtores de água, a criação de abelhas nativas pode, inclusive, compor uma alternativa de renda para os proprietários rurais, aumentado o seu engajamento e participação nos programas. Os melipolinários (empreendimentos para a criação de abelhas-nativas-sem-ferrão (Fundação Florestal do Estado de São Paulo, 2022)) podem gerar uma série de produtos (por exemplo, mel e própolis) passíveis de comercialização. A meliponicultura (criação de abelhas-nativas-sem-ferrão) difere da apicultura convencional, baseada na criação e manejo da espécie exótica *Apis melífera*, agregando valor aos produtos devido às suas diferenças em relação aos apícolas.

Considerações Finais

Este trabalho apresentou três práticas consideradas modernas, que podem ser integradas àquelas já utilizadas em programas e projetos de produção de água e pagamento por serviços ambientais hídricos.

A primeira conclusão é a de que as práticas propostas não competem e nem substituem as convencionais, pelo contrário, são capazes de complementar e até potencializar os seus benefícios.

A irrigação eficiente é um exemplo de prática fundamentalmente tecnológica, cujo resultado sobre o aumento da quantidade e qualidade da água é direto e imediato.

O combate a espécies invasoras e a proteção/criação de polinizadores são exemplos de práticas integrativas, com forte componente ecológico. Os resultados destas práticas não são imediatos, porém, são muito mais amplos, favorecendo um aumento

da qualidade ambiental geral das bacias hidrográficas e a provisão de outros serviços ecossistêmicos não diretamente relacionados à água.

Como em todo projeto de engenharia sustentável, a solução ótima – aquela que maximiza os benefícios ambientais, sociais e econômicos – quase sempre é obtida através da combinação de práticas e tecnologias convencionais, baseadas em intervenções físicas diretas, com aquelas integrativas, que dependendo do contexto, envolvem soluções baseadas na natureza. Fazendo um paralelo com a engenharia urbana, essa combinação se assemelha à integração da chamada "infraestrutura cinza" (obras e estruturas civis, equipamentos e componentes elétricos e mecânicos, etc) com a "infraestrutura verde" (áreas verdes funcionais e soluções baseadas na natureza). Este tipo de combinação também tem o potencial de otimizar os projetos de produção de água.

Conforme mencionado ao longo do texto, não foi objetivo do trabalho apresentar uma proposta exaustiva de práticas inovadores, pois estas são muitas. Espera-se que a discussão apresentada sobre os múltiplos benefícios decorrentes das três práticas propostas estimule os gestores dos programas produtores de água a identificar novas opções, aplicáveis às bacias em questão. Nesse ponto, vale destacar a importância de individualização do rol de práticas considerados em cada projeto/bacia. Essa individualização deve levar em conta os aspectos ecológicos/biológicos, físicos (hidrologia, climatologia, pedologia, geologia, relevo, dentre outros), usos e ocupação do solo, principais usos da água e fontes poluidoras, além dos aspectos demográficos, sociais e econômicos.

Algumas das outras práticas inovadoras não contempladas no artigo incluem o incentivo à agricultura orgânica, a substituição e/ou eliminação de fertilizantes e agrotóxicos sintéticos, o pagamento diferenciado pela restauração florestal com espécies nativas ameaçadas e de especial interesse ecológico, o saneamento rural (já inserido, por exemplo, no Programa Produtor de Água de Guaratinguetá/SP (Prefeitura Municipal da Estância Turística de Guaratinguetá, 2025)), a gestão sustentável de resíduos sólidos no meio rural, o tratamento e manejo de efluentes e resíduos da pecuária, e o controle de poluentes emergentes, incluindo microplásticos.

Referências Bibliográficas

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2024 : informe anua**. Brasília: [s.n.]. Disponível em: <www.gov.br/ana/pt-br>.

___. **Programa Produtor de Água: Estruturação de projetos**. Brasília: ANA, 2025a. v. 1

___. **Programa Produtor de Água: Diagnóstico no Programa Produtor de Água**. Brasília: ANA, 2025b. v. 2

___. **Programa Produtor de Água: Elaboração de Projeto Individual de Propriedade**. Brasília: ANA, 2025c. v. 3

___. **Programa Produtor de Água: Práticas Vegetativas para Conservação de Solos e Recursos Hídricos**. Brasília: ANA, 2025d. v. 4

___. **Programa Produtor de Água: Práticas Mecânicas para Conservação de Solos e Recursos Hídricos**. Brasília: ANA, 2025e. v. 5

___. **Programa Produtor de Água: Práticas edáficas para conservação de solos e recursos hídricos**. Brasília: ANA, 2025f. v. 6

AYARS, J. E. *et al.* Subsurface drip irrigation of row crops: a review of 15 years of research at the Water Management Research Laboratory. **Agricultural Water Management**, v. 42, n. 1, p. 1–27, set. 1999.

BRAUMAN, K. A. *et al.* The Nature and Value of Ecosystem Services: An Overview Highlighting Hydrologic Services. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 32, n. 1, p. 67–98, 1 nov. 2007.

BWAMBALE, E.; ABAGALE, F. K.; ANORNU, G. K. Smart irrigation monitoring and control strategies for improving water use efficiency in precision agriculture: A review. **Agricultural Water Management**, v. 260, p. 107324, 1 fev. 2022.

COSTANZA, R. *et al.* The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, v. 387, n. 6630, p. 253–260, maio 1997.

ENGEL, S.; PAGIOLA, S.; WUNDER, S. Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. **Ecological Economics**, v. 65, n. 4, p. 663–674, maio 2008.

FISHER, B.; TURNER, R. K.; MORLING, P. Defining and classifying ecosystem services for decision making. **Ecological Economics**, v. 68, n. 3, p. 643–653, 15 jan. 2009.

FUNDAÇÃO FLORESTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Portaria Normativa nº 361/2022. Institui o Programa Abelhas Nativas da Fundação Florestal**Brasil, 20 out. 2022.

FUNDAÇÃO GRUPO BOTICÁRIO DE PROTEÇÃO À NATUREZA *et al.* **Guia para a formulação de políticas públicas estaduais e municipais de pagamento por serviços ambientais**. São Paulo: [s.n.].

GALLARDO, B. *et al.* Risks posed by invasive species to the provision of ecosystem services in Europe. **Nature Communications**, v. 15, n. 1, 1 dez. 2024.

GIANNINI, T. C. *et al.* Pollination services at risk: Bee habitats will decrease owing to climate change in Brazil. **Ecological Modelling**, v. 244, p. 127–131, 10 out. 2012.

GIANNINI, T. C.; BOFF, S.; *et al.* Crop pollinators in Brazil: a review of reported interactions. **Apidologie**, v. 46, n. 2, p. 209–223, 1 mar. 2015.

GIANNINI, T. C.; CORDEIRO, G. D.; *et al.* The Dependence of Crops for Pollinators and the Economic Value of Pollination in Brazil. **Journal of Economic Entomology**, v. 108, n. 3, p. 849–857, 1 jun. 2015.

GRAFTON, R. Q. *et al.* The paradox of irrigation efficiency. **Science**, v. 361, n. 6404, p. 748–750, 24 ago. 2018.

GROOT, R. S. DE; WILSON, M. A.; BOUMANS, R. M. J. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. **Ecological Economics**, v. 41, n. 3, p. 393–408, jun. 2002.

GUTIÉRREZ-CHACÓN, C.; VALDERRAMA-A, C.; KLEIN, A. M. Biological corridors as important habitat structures for maintaining bees in a tropical fragmented landscape. **Journal of Insect Conservation**, v. 24, n. 1, p. 187–197, 1 fev. 2020.

KLEIJN, D. *et al.* Delivery of crop pollination services is an insufficient argument for wild pollinator conservation. **Nature Communications**, v. 6, n. 1, p. 7414, 16 jun. 2015.

KLEIN, A. M. *et al.* **Importance of pollinators in changing landscapes for world cropsProceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**Royal Society, , 7 fev. 2007.

KREMEN, C. *et al.* **Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: A conceptual framework for the effects of land-use changeEcology Letters**, abr. 2007.

KUMAR RAI, P.; SINGH, J. S. **Invasive alien plant species: Their impact on environment, ecosystem services and human healthEcological Indicators**Elsevier B.V., , 1 abr. 2020.

LANKFORD, B. A. Resolving the paradoxes of irrigation efficiency: Irrigated systems accounting analyses depletion-based water conservation for reallocation. **Agricultural Water Management**, v. 287, p. 108437, set. 2023.

LI, J. *et al.* Micro-irrigation improves grain yield and resource use efficiency by co-locating the roots and N-fertilizer distribution of winter wheat in the North China Plain. **Science of The Total Environment**, v. 643, p. 367–377, 1 dez. 2018.

___. Optimized micro-sprinkling irrigation scheduling improves grain yield by increasing the uptake and utilization of water and nitrogen during grain filling in winter wheat. **Agricultural Water Management**, v. 211, p. 59–69, 1 jan. 2019.

MONTOYA-PFEIFFER, P. M.; RODRIGUES, R. R.; ALVES DOS SANTOS, I. Bee pollinator functional responses and functional effects in restored tropical forests. **Ecological Applications**, v. 30, n. 3, 1 abr. 2020.

NAMARA, R. E.; NAGAR, R. K.; UPADHYAY, B. Economics, adoption determinants, and impacts of micro-irrigation technologies: Empirical results from India. **Irrigation Science**, v. 25, n. 3, p. 283–297, mar. 2007.

PASCUAL, A. *et al.* Optimizing invasive species management using mathematical programming to support stewardship of water and carbon-based ecosystem services. **Journal of Environmental Management**, v. 301, p. 113803, 1 jan. 2022.

PREFEITURA MUNICIPAL DA ESTÂNCIA TURÍSTICA DE GUARATINGUETÁ. **Programa Produtor de Água – Nova Geração, Município de Guaratinguetá. Edital de Chamamento Público nº 01/2025. Pagamento por serviços ambientais – PSA. Bacia Hidrográfica do Ribeirão Guaratinguetá/SP**Guaratinguetá, 2025. Disponível em: <https://produtordeaguaguaratingueta.com/#documentos>. Acesso em: 6 jan. 2026

PYŠEK, P.; RICHARDSON, D. M. Invasive Species, Environmental Change and Management, and Health. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 35, n. 1, p. 25–55, 21 nov. 2010.

WANG, H. *et al.* Effect of irrigation amount and fertilization on agriculture non-point source pollution in the paddy field. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 10, p. 10363–10373, 14 abr. 2019.

WILGEN, B. W. VAN *et al.* A biome-scale assessment of the impact of invasive alien plants on ecosystem services in South Africa. **Journal of Environmental Management**, v. 89, n. 4, p. 336–349, 2008.

WRATTEN, S. D. *et al.* **Pollinator habitat enhancement: Benefits to other ecosystem servicesAgriculture, Ecosystems and Environment**, 15 set. 2012.

ZHANG, S. *et al.* Evaluating agricultural non-point source pollution with high-resolution remote sensing technology and SWAT model: A case study in Ningxia Yellow River Irrigation District, China. **Ecological Indicators**, v. 166, p. 112578, 1 set. 2024.

A COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DOCE - ANÁLISE NO ESTADO DE MINAS GERAIS

1 Valdirene Lúcia Ramos Duarte, 2 Luciana Rodrigues Paula Otoni, 3 Flávia Lage Reis, 4 Jadson Vinicius Melo Santos, 5 Roberto Cézar de Almeida Monte-Mor, 6 Alex Takeo Yasumura Lima Silva, 7 Rose Marie Belardi

1 Unifei-ProfÁgua, e-mail: d2025104500@unifei.edu.br; 2 Unifei-ProfÁgua, e-mail: lucianaotoni@yahoo.com.br; 3 Unifei-ProfÁgua, e-mail: d2025103979@unifei.edu.br; 4 Unifei-ProfÁgua, d2025104519.0@unifei.edu.br; 5 Unifei-ProfÁgua, rmontemor@unifei.edu.br; 6 Unifei-ProfÁgua, alex.takeo@unifei.edu.br; 7 Unifei, rosebelardi@unifei.edu.br

Palavras-chave: Cobrança; gestão; governança.

Resumo

Este estudo analisa a implementação da cobrança pelo uso de recursos hídricos na bacia do rio Doce, com foco no modelo adotado em Minas Gerais. Por meio de revisão bibliográfica e documental, foram examinados os avanços, desafios e limitações desse instrumento econômico de gestão em um território marcado por intensas pressões antrópicas, desigualdades institucionais e expressivos passivos ambientais — agravados, sobretudo, pelo rompimento da barragem de Fundão, em 2015. Os resultados evidenciam que, embora a cobrança se consolide como importante mecanismo de financiamento e estímulo ao uso racional da água, ainda persistem fragilidades relacionadas à falta de padronização metodológica entre os estados, à baixa efetividade da fiscalização, às limitações da capacidade arrecadatória e à necessidade de fortalecimento da governança hídrica. Conclui-se que o aperfeiçoamento do instrumento requer maior integração institucional, ampliação da participação social e reforço das ações de gestão e recuperação ambiental na bacia.

Introdução

O crescimento populacional e a expansão das atividades econômicas intensificaram as pressões sobre os recursos hídricos, gerando conflitos por usos consuntivos e degradação da qualidade da água. A água é insumo essencial à vida e ao desenvolvimento econômico, mas também é serviço ecossistêmico interdependente de solo, vegetação e processos hidrológicos (Garcia e Romeiro, 2013).

O Brasil é um país privilegiado, abundante em disponibilidade hídrica, mas devido à sua extensão continental e as múltiplas relações entre a água, relevo, clima, vegetação e as atividades humanas no espaço, apresenta escassez hídrica e cenários de conflitos em determinadas regiões (Castro, 2022).

O uso indiscriminado dos recursos hídricos, aliado à degradação ambiental, tem intensificado os conflitos relacionados à sua disponibilidade e qualidade, sobretudo em regiões com forte presença de atividades minerárias, como é o caso da bacia do rio Doce (Miranda *et al.,* 2021).

Destarte os desafios de gestão se ampliaram diante da necessidade de conciliar múltiplos usos da água, garantir segurança hídrica e assegurar o cumprimento dos compromissos de reparação socioambiental assumidos nos últimos anos (ANA, 2024). Nesse contexto, a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), instituída pela Lei nº 9.433/1997, introduziu instrumentos de gestão inovadores no Brasil, que visa a promoção da disponibilidade, uso racional e integrado para atual e futuras gerações (Brasil,1997).

Reconhecida como Lei das Águas, é o diploma legal dos recursos hídricos no país e a partir dela que a gestão de recursos hídricos avançou significativamente, pois estruturou, orientou e modernizou a gestão das águas. A PNRH, propõe cinco instrumentos de gestão, dentre eles se destaca a cobrança pelo uso da água, concebida como um mecanismo de indução ao uso racional e de geração de recursos para investimentos em recuperação e preservação (Brasil, 1997).

Assim, a cobrança pelo uso dos recursos hídricos (CRH) assume um papel estratégico a fim de garantir a conservação e qualidade dos recursos hídricos. No entanto, sua efetividade depende de valoração adequada e governança integrada. A literatura sobre valoração ambiental destaca que instrumentos econômicos, quando bem estruturados, devem refletir o valor total da água, incluindo serviços ecossistêmicos, custos ambientais e benefícios sociais (Garcia e Romeiro, 2013).

Considerando que a bacia hidrográfica do rio Doce, representa um dos casos mais emblemáticos de crise hídrica e degradação ambiental no país, sobretudo após o rompimento da barragem de Fundão em Mariana (2015), que agravou as vulnerabilidades hídricas e sociais, principalmente pela persistência de passivos ambientais associados à mineração (ANA, 2023; Brasil, 2024a).

O objetivo deste artigo é apresentar o instrumento da cobrança pelo uso da água na bacia, considerando os aspectos legais que a normatiza, assim como ponderar as metodologias aplicadas na atualidade, em afluentes que compõe as vertentes mineiras e capixabas, e apresentar a arrecadação gerada. A pesquisa desenvolvida a partir do modelo de Minas Gerais, buscou avaliar a efetividade deste instrumento econômico de gestão, suas limitações e possibilidades de aprimoramento no contexto atual. A análise permitiu verificar a conformidade desse princípio com às políticas estaduais vigentes.

Metodologia

Este trabalho visa analisar a implementação da cobrança pelo uso de recursos hídricos na porção mineira da bacia do rio Doce, com ênfase nos valores arrecadados e na estrutura do modelo estadual. A pesquisa adota uma abordagem qualitativa e descritiva, fundamentada na análise de políticas públicas e da gestão ambiental aplicada ao recorte mineiro da bacia.

Para tanto, foram examinadas legislações do estado de Minas Gerais, deliberações do CBH-Doce e de seus comitês afluentes mineiros, além de relatórios do IGAM e da AGEDOCE. Os dados foram complementados por consultas ao Portal Infohidro e ao Plano Estadual de Recursos Hídricos (PERH-MG).

A fundamentação teórica abrange temas como instrumentos econômicos e valoração ambiental, utilizando os princípios de Garcia e Romeiro (2013) para avaliar a aderência do modelo mineiro à valoração econômico-ecológica. A escolha deste recorte justifica-se pela relevância socioeconômica da bacia em Minas Gerais e pelas especificidades de sua metodologia de cobrança frente aos desafios de recuperação ambiental da região

Caracterização da bacia hidrográfica do rio Doce

A bacia hidrográfica do rio Doce está localizada na região sudeste do Brasil e abrange uma área de aproximadamente 86.226,9 km², distribuída entre os estados de Minas Gerais, 86% no leste mineiro e Espírito Santo, 14% no nordeste capixaba. O rio principal possui cerca de 853 km de extensão, desde sua nascente em Minas Gerais até a foz no oceano Atlântico, em Linhares, no Espírito Santo. Seu regime hidrológico, predominantemente pluvial, apresenta forte sazonalidade, o que contribui para conflitos entre usos urbanos, industriais e agrícolas (ANA, 2023).

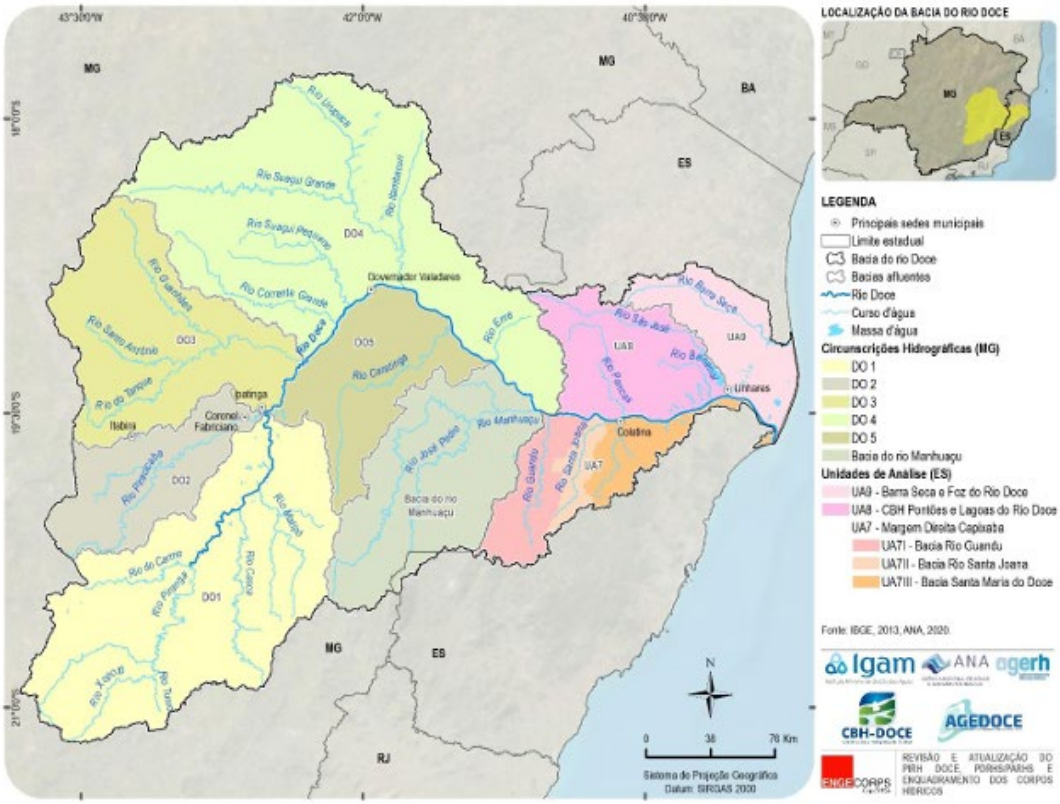


Figura 1: Bacia hidrográfica do rio Doce
Fonte: (ANA, 2023).

A bacia possui grande relevância socioeconômica, abrigando uma população de 3,7 milhões de habitantes, no ano de 2022, distribuídos em cerca de 230 municípios (ANA, 2024). Suas águas atendem múltiplos usos, incluindo abastecimento humano, irrigação, geração de energia hidrelétrica, pesca, recreação e atividades industriais, especialmente a mineração e a siderurgia, que desempenham papel central na economia regional (Miranda *et al.,* 2021).

A redução da cobertura original da Mata Atlântica comprometeu serviços ecossistêmicos fundamentais, incluindo a proteção de nascentes, a regulação do clima e o controle da erosão. Paralelamente aos impactos decorrentes desses usos intensos do solo, a bacia enfrenta sérios desafios em termos de qualidade e quantidade de água, agravados pela poluição proveniente de efluentes domésticos e industriais (SIQUEIRA; MATA; FIRMIANO, 2025).

Além das diversas pressões ambientais já existentes, o rompimento da barragem de Fundão em 2015 marcou a bacia do rio Doce com um dos maiores desastres do Brasil, afetando desde o ecossistema até a economia regional. O acúmulo de danos, como a poluição difusa e a degradação de habitats, evidenciou falhas na governança e a importância de recursos financeiros para ações preventivas.

Atualmente, a gestão da bacia é articulada pelo CBH-Doce, comitês locais e entes reguladores (ANA, IGAM e AGEDOCE). Entretanto, o sistema ainda enfrenta obstáculos, especialmente a disparidade de capacidades técnicas e a falta de integração metodológica entre as unidades federativas

As bacias afluentes do rio Doce totalizam nove, sendo seis localizadas em Minas Gerais e três no Espírito Santo. Cada estado, entretanto, adota uma nomenclatura própria: em Minas Gerais, recebem o nome de Circunscrições Hidrográficas (CH), identificadas pelo código "DO" por se tratarem de contribuintes da bacia do rio Doce; já no Espírito Santo, são chamadas de Unidades de Análise (UA) (ANA, 2023).

No território mineiro, as seis Circunscrições Hidrográficas correspondem às seguintes bacias: DO1 Rio Piranga; DO2 Rio Piracicaba; DO3 Rio Santo Antônio; DO4 Rio Suaçuí; DO5 Rio Caratinga e DO6 Rio Manhuaçu. E na porção capixaba as Unidades de Análise (UAs) correspondem a UA7, que subdivide em três: UA7 Bacia do Rio Guandu; UA7 Bacia do Rio Santa Joana e UA7 Bacia do Rio Santa Maria do Doce, UA8 Pontões e Lagoas do Rio Doce e UA9 Barra Seca e Foz do Rio Doce (ANA, 2023).

O CBH-Doce com atuação nos Estados de Minas Gerais e Espírito Santo foi criado em 2002, pelo Decreto de 25 de janeiro de 2002, com atribuição deliberativa e participativa responsável por aprovar planos de recursos hídricos, estabelecer critérios de cobrança e priorizar a aplicação dos recursos arrecadados. Além disso, a bacia integra o sistema nacional de gestão, articulando-se com os órgãos gestores estaduais e federais. Diante deste cenário, a bacia do rio Doce representa um território estratégico, marcado por forte pressão antrópica e por elevados passivos ambientais, demandando políticas públicas eficazes de gestão e instrumentos econômicos capazes de assegurar sua recuperação e a sustentabilidade dos recursos hídricos.

Resultados e Discussão

A Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), estabeleceu as bases para a gestão descentralizada, participativa e integrada das águas no Brasil, reconhecendo a água como um bem de domínio público, limitado e dotado de valor econômico (Brasil, 1997). Esse marco legal definiu cinco instrumentos de gestão: os planos de recursos hídricos, o enquadramento dos corpos d'água em classes de uso, a outorga de direito de uso, a cobrança pelo uso da água e o sistema de informações sobre recursos hídricos.

A cobrança pelo uso da água se destaca entre esses instrumentos por materializar o princípio do "usuário-pagador", que atribui aos usuários a responsabilidade pelos custos relacionados à utilização e aos impactos gerados sobre os recursos hídricos. Conforme estabelece a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA, 2024), tal instrumento possui finalidade não apenas arrecadatória, mas também regulatória e educativa, ao induzir o uso racional e promover o financiamento de ações de preservação e recuperação dos mananciais.

Além disso, a cobrança contribui para o reconhecimento da água como recurso escasso e essencial à manutenção da vida e das atividades econômicas. Conforme salientam Miranda *et al.* (2021), sua implementação fortalece a governança ao estimular a participação dos usuários, do poder público e da sociedade civil nos comitês de bacia hidrográfica (CBHs), responsáveis pela definição de valores, critérios e metas de gestão.

A implementação da cobrança pelo uso dos recursos hídricos em Minas Gerais está fundamentada na Lei Estadual nº 13.199/1999, que institui a Política Estadual de Recursos Hídricos. No âmbito da bacia do rio Doce, o Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Doce (CBH-Doce) foi o quarto comitê a adotar esse instrumento, regulamentado inicialmente pelo Decreto nº 44.046 e, posteriormente, pelo Decreto nº 48.160/2021, atualmente vigente.

O Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CERH-MG) estabeleceu, por meio da Deliberação Normativa (DN) CERH nº 68/2021, os critérios e regras gerais para elaboração das metodologias de cálculo e definição dos valores da cobrança. A DN também reforça que os recursos arrecadados devem ser aplicados em ações de gestão hídrica na própria bacia, incluindo projetos de saneamento e intervenções hidroambientais, alinhando-se ao princípio da descentralização da gestão e da aplicação local dos montantes arrecadados.

Entre 2023 e 2024, os comitês afluentes mineiros aprovaram deliberações específicas revisando os mecanismos e valores da cobrança em suas respectivas áreas de atuação, como as DN Ad Referendum nº 01/2024 (DO5 – Rio Caratinga), nº 75/2024 (DO3 – Rio Santo Antônio), nº 93/2024 (DO6 – Rio Manhuaçu), nº 101/2024 (DO2 – Rio Piracicaba) e nº 111/2024 (DO4 – Rio Suaçuí).

Na bacia do rio Doce, a cobrança pelo uso dos recursos hídricos de domínio da União foi instituída em 2011, baseada em critérios que consideram o consumo e o lançamento de efluentes na bacia. Os valores cobrados são aplicados apenas a usuários sujeitos à outorga, cujas captações superam 1,0 L/s em Minas Gerais, abrangendo captação, transposição e lançamento de efluentes. A tabela 1 apresenta os valores da cobrança arrecadados e repassados nos afluentes mineiros da bacia do rio Doce.

Tabela 1: Valores arrecadados e repassados as EDs.

Ano base	Valores da Cobrança pelo Uso de Recursos Hídricos repassados para as EDs	Ano base	Valores da Cobrança pelo Uso de Recursos Hídricos repassados para as EDs
2012(1)	R$ 2,268,661.15	2019(1)	R$ 29,769,566.41
2013(1)	R$ 17,093,991.45	2020(2)	R$ 86,075,531.42
2014(1)	R$ 10,325,065.46	2021(2)	R$ 30,199,563.08
2015(1)	R$ 17,855,087.15	2022(2)	R$ 13,651,710.49
2016(1)	R$ 1,777,802.76	2023(3)	R$ 24,775,650.45
2017(1)	R$ 3,296,195.57	2024(3)	R$ 39,395,092.68
2018(1)	R$ 38,373,367.56		
Total	R$ 314,857,285.63		

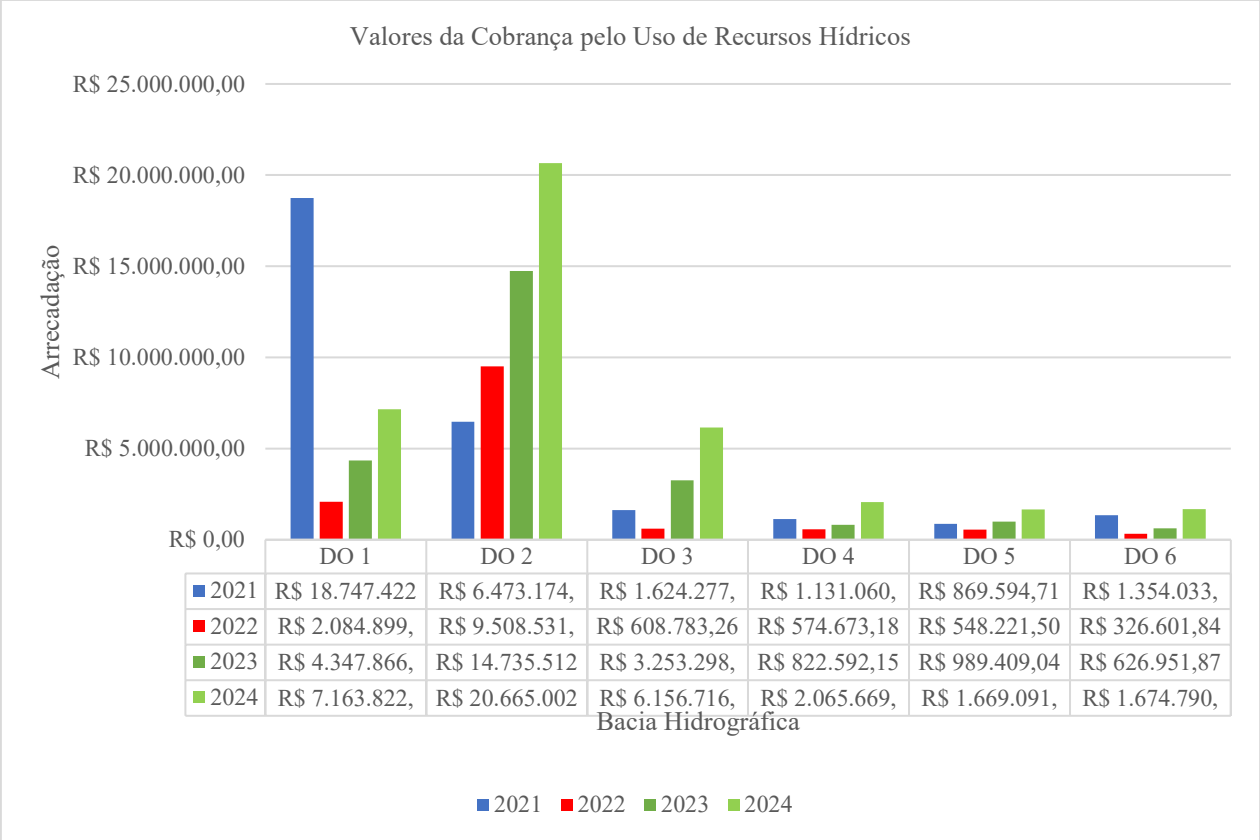
(1) IBIO 2012-2019 (2) AGEVAP 2020- 2022 (3) AGEDOCE 2023-2024

A análise dos dados disponíveis no Infohidro revela que, no período entre 2012 e 2024, houve crescimento expressivo no volume arrecadado e repassado às Entidades Delegatárias (EDs) para execução de ações nas bacias afluentes mineiras, conforme demonstra a Tabela 1. Esse aumento da arrecadação reflete tanto a expansão da cobrança quanto a ampliação da regularização dos usos sujeitos à outorga.

De modo geral, observa-se que a cobrança pelo uso da água na bacia do rio Doce representa um avanço relevante na operacionalização dos princípios da PNRH, ao promover o reconhecimento econômico da água, induzir práticas mais eficientes e gerar recursos voltados à gestão hídrica. No entanto, sua efetividade depende da superação de limitações estruturais, como a melhoria na fiscalização e aprimoramento da governança participativa. Assim, a consolidação da cobrança como instrumento indutor de sustentabilidade requer contínuo aperfeiçoamento institucional e integração entre políticas públicas, assegurando que os recursos arrecadados retornem efetivamente em benefícios ambientais e sociais para a bacia.

O Gráfico 01, apresenta a evolução dos valores arrecadados nas bacias DO1 a DO6 entre 2021 e 2024, evidenciando que, nesse período, as bacias DO1 e DO2, respectivamente, às bacias hidrográficas dos rios Piranga e Piracicaba se destacam em função da concentração de atividades econômicas mais intensivas no uso da água.

Gráfico 01: Valores arrecadados nas bacias hidrográficas DO1 a DO6 (2021–2024).



	DO 1	DO 2	DO 3	DO 4	DO 5	DO 6
2021	R$ 18.747.422	R$ 6.473.174,	R$ 1.624.277,	R$ 1.131.060,	R$ 869.594,71	R$ 1.354.033,
2022	R$ 2.084.899,	R$ 9.508.531,	R$ 608.783,26	R$ 574.673,18	R$ 548.221,50	R$ 326.601,84
2023	R$ 4.347.866,	R$ 14.735.512	R$ 3.253.298,	R$ 822.592,15	R$ 989.409,04	R$ 626.951,87
2024	R$ 7.163.822,	R$ 20.665.002	R$ 6.156.716,	R$ 2.065.669,	R$ 1.669.091,	R$ 1.674.790,

Elaboração: Autores, 2025 – Fonte: Portal Infohidro, consulta em 22/11/2025.

Nota-se que a arrecadação da DO2 (CH do Rio Piracicaba) equivale a 47,6% do total da arrecadação da cobrança nos afluentes mineiros de 2021 a 2024. Em contraposição, as menores arrecadações foram notadas na DO 4, DO5 e na DO6, respectivamente, CH do Rio Suaçuí (4,3%), CH do Rio Caratinga (3,8%) e CH do Rio Manhuaçu (3,7%).

Conforme o relatório da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (2023), os maiores segmentos de usuários pagantes nas bacias afluentes mineiras são saneamento (43%), mineração (32%) e indústria (23%). Ademais a porção mineira é a que gera o maior montante arrecadado da bacia (entorno de 47% do total).

Em relação aos dados de inadimplência por circunscrição hidrográfica da bacia do rio Doce, obtém-se os percentuais demonstrados na Tabela 2, para ano de referência 2023, que evidenciam uma variação expressiva na arrecadação entre as sub-bacias. Fato, que revela as assimetrias na capacidade de arrecadação e na efetividade dos mecanismos de cobrança, sugerindo diferenças estruturais, socioeconômicas e institucionais entre os territórios.

A elevada inadimplência observada em circunscrições como Suaçuí e Piranga pode comprometer a sustentabilidade financeira das ações previstas no Plano Integrado de Recursos Hídricos, sobretudo no que se refere à execução de projetos de melhoria ambiental e fortalecimento da gestão hídrica. Em contrapartida, o desempenho satisfatório da DO2 indica maior organização dos usuários e maior eficiência nos processos de regularização e cobrança, destacando a necessidade de estratégias diferenciadas para as demais regiões.

Tabela 2: Índices de inadimplência – Comitês Mineiros

Circunscrição Hidrográfica	Inadimplência (%)
DO1 - Piranga	40.60
DO2 - Piracicaba	6.49
DO3 - Santo Antônio	32.53
DO4 - Suaçuí	64.20
DO5 - Caratinga	25.42
DO6 - Manhuaçu	30.53
Média	33.30

Fonte: Agedoce, 2025 - Ano de referência: 2023

Em síntese, observa-se que o conjunto de normas estaduais e deliberações dos comitês afluentes fortalece o processo de gestão dos recursos hídricos em Minas Gerais, ao conferir maior clareza e transparência aos critérios de cobrança e aos mecanismos de cálculo. A expansão da arrecadação e a definição de PPUs diferenciados por zona refletem avanços importantes rumo à equidade e à eficiência do instrumento. No entanto, o pleno alcance dos objetivos da política estadual depende da efetiva aplicação dos recursos arrecadados em ações de recuperação, conservação e saneamento, bem como da continuidade do aperfeiçoamento metodológico e do engajamento dos usuários e instituições na governança hídrica.

Comentários finais

A cobrança pelo uso dos recursos hídricos é um dos instrumentos estruturantes da Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), pois reconhece o valor econômico da água, induz práticas sustentáveis e viabiliza recursos financeiros essenciais à gestão ambiental. Na bacia do rio Doce, sua implementação tem gerado avanços expressivos, como a arrecadação contínua voltada ao saneamento, ao monitoramento hidrológico, à recuperação de nascentes e à execução de projetos hidroambientais por comitês de bacia e entidades delegatárias.

No entanto, a plena efetividade desse instrumento ainda enfrenta limitações relacionadas às características socioambientais da região, que incluem forte pressão antrópica, passivos ambientais históricos e resistência dos setores minerário e industrial à cobrança. Além disso, persistem dificuldades no monitoramento e na fiscalização dos usos consuntivos e dos lançamentos de efluentes — desafio comum tanto aos afluentes mineiros quanto aos capixabas — o que compromete a arrecadação e a equidade distributiva do mecanismo. A fragmentação institucional entre diferentes esferas de gestão (federal, estadual e comitês de bacia) também se destaca como obstáculo à consolidação de uma governança integrada. Divergências metodológicas na definição de PPUs, critérios de outorga e prioridades de aplicação de recursos dificultam a implementação uniforme da cobrança, especialmente considerando a natureza interestadual da bacia do rio Doce. Nesse cenário, o Novo Acordo de Reparação, firmado em 2024, representa um marco relevante ao destinar aportes financeiros extraordinários para recuperação socioambiental e melhoria da infraestrutura hídrica da bacia.

Para consolidar a cobrança como instrumento mecanismo propulsor de avanço na governança hídrica na bacia do rio Doce, torna-se necessário aprimorar a integração entre os instrumentos previstos na Lei nº 9.433/1997, sobretudo no que se refere aos Planos de Recursos Hídricos, a outorga e o enquadramento dos corpos d'água. Também se destaca a necessidade de maior transparência na aplicação dos valores arrecadados, bem como a ampliação da participação social efetiva nos comitês de bacia, fortalecendo a legitimidade e a corresponsabilidade dos usuários

Considerando o exposto, a efetividade da cobrança pelo uso da água na bacia do rio Doce transcende seu caráter arrecadatório. Sua importância reside na capacidade de induzir práticas mais sustentáveis, fomentar a cultura do uso eficiente, fortalecer a governança e promover o equilíbrio entre desenvolvimento econômico, justiça social e conservação ambiental. A articulação estratégica entre a cobrança e os recursos provenientes do Novo Acordo de Reparação pode representar um divisor de águas na trajetória de recuperação e gestão da bacia, desde que acompanhada de planejamento integrado, fiscalização eficiente e participação social ampliada.

Analisando as oportunidades de aprofundamento identificadas ao longo deste estudo, sugere-se como trabalho futuro a realização de uma análise comparativa entre os efeitos dos investimentos do Novo Acordo de Reparação e os recursos gerados pela cobrança pelo uso da água, avaliando seus impactos sobre indicadores de qualidade da água, regularização dos usos, capacidade arrecadatória e eficiência da gestão hídrica.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001 e da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) através do Convênio CAPES/UNESP Nº. 951420/2023. Agradeço ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - ProfÁgua pelo apoio técnico científico aportado até o momento.

Referências Bibliográficas

AGEDOCE. Agência de Água na Bacia do Rio Doce. Relatório de Inadimplência. Governador Valadares: AGEDOCE, 2023. Disponível em: http://www.agedoce.org.br. Acesso em: 04 dez. 2025.

ANA. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2024: informe anual. Brasília: ANA, 2024. 154 p. Disponível em: https://biblioteca.ana.gov.br/sophia_web/Acervo/Detalhe/106160?returnUrl=/sophia_web/Home/Index&guid=1734307203948 Acesso em: 11 out. 2025.

ANA. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. Revisão e Atualização do Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Doce (PIRH Doce): PP07 - Atualização do Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Doce. Elaborado por Engecorps Engenharia S.A. Barueri, SP: ANA, set. 2023. 457 p. (Relatório 1454-ANA-07-RH-RT-0001-R4) Disponível em: https://cbhdoce.org.br/wp-content/uploads/2023/10/1454-ANA-07-RH-RT-0001-R4_Doce.pdf. Acesso: 9 out. 2025.

BRASIL. Decreto de 25 de janeiro de 2002. Institui o Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Doce, localizada nos Estados de Minas Gerais e Espírito Santo, e dá outras providências. Brasília, DF: Presidência da República, [2002]. Disponível em: https://www2.camara.leg.br/legin/fed/decret_sn/2002/decreto-50712-25-janeiro-2002-600246-publicacaooriginal-122280-pe.html. Acesso em: 21 out. 2025.

BRASIL. Acordo de Reparação Integral dos Danos Causados pelo Rompimento da Barragem de Fundão. Brasília, 2024a. Disponível em: chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/https://www.samarco.com/wp-content/uploads/2024/10/Repactuacao-TTAC-Mariana.pdf Acesso em: 15 nov. 2025.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 9 jan. 1997.

CASTRO, César Nunes de. Segurança hídrica, problemas complexos, participação social: o caso do Plano Nacional de Segurança Hídrica. In: CASTRO, César Nunes de (org.). Água, problemas complexos e o Plano Nacional de Segurança Hídrica. Rio de Janeiro: Ipea, 2022. Disponível em: https://repositorio.ipea.gov.br/server/api/core/bitstreams/74387043-dc20-4d12-84e9-d4c0c8f0b453/content. Acesso em: 20 mar. 2026.

GARCIA, J. R.; ROMEIRO, A. R. Valoração e Cobrança pelo Uso da Água: uma abordagem econômico-ecológica. Revista Paranaense de Desenvolvimento, Curitiba, v. 34, n. 125, p. 101-121, ago. 2013. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/329714522_Valoracao_e_Cobranca_pelo_Uso_da_Agua_uma_abordagem_economico-ecologica. Acesso em: 06 out. 2025.

MINAS GERAIS. Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Caratinga. Deliberação Normativa nº 01, de 26 de março de 2024. Dispõe sobre a revisão dos critérios e define os mecanismos e valores da cobrança pelo uso de recursos hídricos na área de atuação do Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Caratinga. Caratinga, MG: [s.n.], 2024. Disponível em: https://agedoce.org.br/wp-content/uploads/2024/05/Deliberacao-Normativa-no-01-de-26-de-marco-de-2024.pdf. Acesso em: 27 nov. 2025.

MINAS GERAIS. Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Manhuaçu. Deliberação Normativa Ad Referendum nº 93, de 18 de janeiro de 2024. Estabelece os mecanismos e critérios para a cobrança pelo uso de recursos hídricos de domínio do Estado de Minas Gerais na Bacia Hidrográfica do Rio Manhuaçu e dá outras providências. [Belo Horizonte, MG]: IGAM, 2024. Disponível em: repositorioigam.meioambiente.mg.gov.br. Acesso em: 27 nov. 2025.

MINAS GERAIS. Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Piracicaba (CBH-Piracicaba-MG). Deliberação Normativa CBH-Piracicaba-MG nº 101, de 18 de janeiro de 2024. Aprova a metodologia e os parâmetros para a cobrança pelo uso de recursos hídricos na porção mineira da bacia do Rio Piracicaba (Circunscrição Hidrográfica DO2). Itabira, MG: CBH-Piracicaba-MG, 2024. Disponível em: www.cbhpiracicabamg.org.br. Acesso em: 27 nov. 2025.

MINAS GERAIS. Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Santo Antônio. Deliberação Normativa Ad Referendum nº 75, de 18 de janeiro de 2024. Dispõe sobre a revisão dos critérios e define os mecanismos e valores da cobrança pelo uso de recursos hídricos na área de atuação do Comitê da Bacia Hidrográfica do Santo Antônio. Disponível em: http://repositorioigam.meioambiente.mg.gov.br/handle/123456789/5081. Acesso em: 27 nov. 2025.

MINAS GERAIS. Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Suaçuí. Deliberação Normativa ad referendum nº 111, de 18 de janeiro de 2024. Estabelece critérios, mecanismos e valores para a cobrança pelo uso de recursos hídricos na área de atuação

do Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Suaçuí – CBH-Suaçuí, e dá outras providências. [S.l.: s.n.], 2024. Disponível em: cbhsuacui.org.br. Acesso em: 27 nov. 2025.

MINAS GERAIS. Decreto Estadual nº 44.046, de 13 de junho de 2005 (REVOGADO). Regulamenta a cobrança pelo uso de recursos hídricos de domínio do Estado de Minas Gerais e dá outras providências. [Belo Horizonte, MG]: Assembleia Legislativa de Minas Gerais, 2005. Disponível em: www.almg.gov.br. Acesso em: 26 nov. 2025.

MINAS GERAIS. Decreto nº 48.160, de 24 de março de 2021. Regulamenta a cobrança pelo uso de recursos hídricos no Estado e dá outras providências. Diário Oficial do Estado de Minas Gerais, Belo Horizonte, 25 mar. 2021. Disponível em: https://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=53517. Acesso em: 06 nov, 2025.

MINAS GERAIS. Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CERH). Deliberação Normativa CERH-MG nº 68, de 22 de março de 2021. Estabelece critérios e normas gerais sobre a cobrança pelo uso dos recursos hídricos (CRH) em bacias hidrográficas do estado de Minas Gerais. Belo Horizonte, [22] mar. 2021. Disponível em: https://cbhdoce.org.br/legislacao-do-estado-de-minas-gerais/deliberacoes-do-conselho-estadual-de-recursos-hidricos. Acesso em: 06 nov. 2025.

MINAS GERAIS. IGAM-Instituto Mineiro de Gestão das Águas. SISEMA (org.). Infohidro. 2025.Disponível em: https://portalinfohidro.igam.mg.gov.br/web/infohidro/recursos-financeiros. Acesso em: 22 nov. 2025.

MINAS GERAIS. Lei n. 13.199, de 29 de janeiro de 1999. Dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos e dá outras providências. Diário do Executivo, Belo Horizonte, 30 jan. 1999. Disponível em: www.almg.gov.br. Acesso em: 25 nov. 2025.

MIRANDA, Clarisse Carvalho; MAIA, James Lacerda; SILVA, João Paulo Oliveira; VIEIRA, Eliane Maria. Análise da cobrança pelo uso de recursos hídricos em águas de domínio da União: Estudo de caso da bacia hidrográfica do rio Doce (MG). Research, Socety and Development, v. 10. N.4, e 5610413785 2021, ISSN 2525-3409, DOI:http://dx.doi.org/10.33448/rsd-10i4.13785. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/350585206_Analise_da_cobranca_pelo_uso_de_recursos_hidricos_em_aguas_de_dominio_da_Uniao_Estudo_de_caso_da_bacia_hidrografica_do_rio_Doce_MG/references Acesso em: 20 out. 2025.

SIQUEIRA, Marinez Ferreira de; MATA, Stella; FIRMIANO, Kele Rocha. Edição Especial: Bacia Hidrográfica do Rio Doce. Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão, [S. l.], v. 2, n. 1, 2025. DOI: 10.70525/2318-9444.2025.29. Disponível em: https://editora.inma.gov.br/index.php/mbml/article/view/29. Acesso em: 21 mar. 2026.

ANÁLISE DE DADOS PLUVIOMÉTRICOS PARA DETERMINAÇÃO DA CORRELAÇÃO DE VARIAÇÕES MULTIDECADAIS DA PRECIPITAÇÃO NO ESTADO DE SÃO PAULO

Pedro Porro Tonissi e Antonio Carlos Zuffo
Universidade Estadual de Campinas, e-mail: p18713@dac.unicamp.br e ptonissi0@gmail.com

Palavras-chave: Precipitação; Variações Multidecadais; Efeito José.

Resumo

A gestão eficiente dos recursos hídricos e o dimensionamento seguro de obras hidráulicas dependem fundamentalmente da compreensão da variabilidade temporal das chuvas. Este estudo insere-se no campo da Hidrologia Estocástica e teve como objetivo analisar a correlação de variações multidecadais da precipitação no Estado de São Paulo, investigando a presença do fenômeno de longa persistência conhecido como Efeito José. A pesquisa utilizou séries históricas de dados pluviométricos de 62 postos de medição distribuídos pelo estado de São Paulo, abrangendo o período de 1950 a 2024. A metodologia baseou-se na aplicação de testes estatísticos não-paramétricos robustos: o Teste de Mann-Kendall, para detecção de tendências monotônicas; e o Teste de Pettitt, para identificação de pontos de mudança abrupta (rupturas) na média das séries. Adicionalmente, utilizou-se o método do Intervalo Ajustado R/S para caracterizar a intensidade da persistência. Os resultados indicaram que a maior parte dos postos (35 de 62) não apresentou tendências ou rupturas significativas, sugerindo estacionariedade em diversas regiões. Contudo, nos postos onde houve significância estatística, prevaleceu uma tendência crescente de precipitação (observada em 12 dos 15 postos com tendência), com as rupturas concentrando-se predominantemente nas décadas de 1960 e 1970. Conclui-se que, embora nem todas as regiões apresentem mudanças estatisticamente detectáveis pelos métodos clássicos, a existência de tendências de longo prazo e a não-estacionariedade em postos-chave reforçam a importância de considerar a complexidade da variabilidade climática no planejamento e na gestão de recursos hídricos no Estado de São Paulo.

Introdução

A gestão sustentável dos recursos hídricos e o planejamento de obras de engenharia dependem fundamentalmente de uma compreensão acurada do comportamento temporal das séries de precipitação. Tradicionalmente, a Hidrologia Estocástica modelava as séries de precipitação e vazão por meio de modelos de curta memória (como os Gaussianos e Brownianos), nos quais a dependência entre eventos decai rapidamente. Contudo, a literatura contemporânea e a crescente necessidade de entender a variabilidade hidrológica no contexto das mudanças climáticas apontam que processos naturais exibem um comportamento de longa persistência (*Long Term Persistence - LTP*).

Essa característica, observada empiricamente por Hurst (1951) em estudos sobre o Rio Nilo e comprovada matematicamente por Mandelbrot e Wallis (1968) sob a denominação de "Efeito José", demonstra que eventos similares (secos ou úmidos) tendem a se agrupar em longos e distintos períodos. A quantificação da intensidade dessa persistência é realizada robustamente pelo método do Intervalo Ajustado R/S (*Range/Scale*), que estima o Expoente de Hurst. Entretanto, a análise da LTP deve ser complementada pela detecção de não-estacionariedade por meio da identificação de tendências e pontos de mudança abrupta (ruptura) na média. Para tanto, empregam-se testes não-paramétricos consagrados, como o Teste de Pettitt (1979), eficaz na localização de rupturas, e o Teste de Mann-Kendall (1945; 1948), utilizado para verificar a existência de tendências significativas.

O foco geográfico deste estudo é o Estado de São Paulo, unidade federativa de maior relevância econômica e populacional do Brasil, que se mostra altamente suscetível aos impactos da variabilidade pluviométrica, conforme evidenciado por recentes crises hídricas. Diante desse panorama, o presente artigo tem como objetivo determinar a correlação e caracterizar as variações multidecadais da precipitação no Estado de São Paulo, a partir da aplicação do Intervalo Ajustado R/S, do Teste de Pettitt e do Teste de Mann-Kendall em séries históricas de pluviometria. Os resultados visam fornecer subsídios científicos para um planejamento de recursos hídricos que integre a complexidade do Efeito José e a não-estacionariedade das séries.

Materiais e Métodos

Levantamento de dados pluviométricos

O estudo fundamentou-se na análise de séries históricas de precipitação cobrindo o intervalo de janeiro de 1950 a dezembro de 2024, totalizando 75 anos de observações. A variável utilizada foi a somatória de chuvas mensais (em mm), consolidada para totais anuais para cada posto de medição. Para garantir a representatividade espacial do Estado de São Paulo, a estratégia inicial visou coletar dados de 3 postos para cada uma das 22 Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI). Contudo, devido à insuficiência de dados na UGRHI da Serra da Mantiqueira (apenas dois postos) e na UGRHI de São José dos Dourados (nenhum posto disponível), o levantamento final totalizou 62 postos pluviométricos. Os dados brutos foram fornecidos pela Agência de Águas do Estado de São Paulo (SP-Águas).



Figura 01: Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHIs) do estado de São Paulo.
Fonte: Plano Estadual de Recursos Hídricos de São Paulo (2004-2007)

IDENTIFICAÇÃO	NOME	REGIÃO	COORDENADAS
11	VILA CAPIRI	MANTIQUEIRA	22°43'00.0"S 45°44'00.0"W
12	ZÉ DA ROSA	MANTIQUEIRA	22°46'00.0"S 45°42'00.0"W
21	BANANAL	PARAÍBA DO SUL	22°41'29.1"S 44°18'42.1"W
22	MATO DENTRO	PARAÍBA DO SUL	22°56'00.0"S 45°50'00.0"W
23	NATIVIDADE	PARAÍBA DO SUL	23°23'00.0"S 45°27'00.0"W
31	ILHABELA	LITORAL NORTE	23°49'45.0"S 45°22'51.3"W
32	SÃO FRANCISCO	LITORAL NORTE	23°46'00.0"S 45°25'00.0"W
33	UBATUBA	LITORAL NORTE	23°24'59.6"S 45°04'16.0"W
41	BENTO QUIRINO	PARDO	21°28'10.5"S 47°34'47.0"W
42	CACONDE	PARDO	21°32'04.5"S 46°38'44.0"W
43	REGATAS	PARDO	21°06'14.0"S 47°45'34.0"W
51	AMERICANA	PIRACICABA/CAPIVARI/JUNDIAÍ	22°44'48.5"S 47°16'20.1"W
52	ANALÂNDIA	PIRACICABA/CAPIVARI/JUNDIAÍ	22°07'43.1"S 47°38'46.3"W
53	CAPIVARI	PIRACICABA/CAPIVARI/JUNDIAÍ	23°00'08.7"S 47°29'19.3"W
61	ÁGUA BRANCA	ALTO TIETE	23°31'49.6"S 46°40'13.1"W
62	ALDEINHA	ALTO TIETE	23°41'46.8"S 46°50'07.3"W
63	VILA PROPERIDADE	ALTO TIETE	23°36'49.7"S 46°33'47.6"W
71	ITANHAÉM	BAIXADA SANTISTA	24°11'10.2"S 46°51'13.7"W
72	MONGAGUÁ	BAIXADA SANTISTA	24°05'55.9"S 46°37'57.1"W
73	PONTA DA PRAIA	BAIXADA SANTISTA	23°59'42.5"S 46°12'09.2"W
81	ATINÓPOLIS	SAPUCAÍ/GRANDE	21°01'33.1"S 47°21'33.6"W
82	BATATAIS	SAPUCAÍ/GRANDE	20°52'23.7"S 47°34'14.0"W
83	ITUVERAVA	SAPUCAÍ/GRANDE	20°19'11.9"S 47°46'38.4"W
91	CAPÃO DA CRUZ	MOGI-GUAÇU	21°26'41.0"S 47°53'49.0"W
92	FAZENDA RESFRIADO	MOGI-GUAÇU	21°19'53.0"S 47°56'15.0"W
93	ITAPIRA	MOGI-GUAÇU	22°26'32.0"S 46°49'14.0"W
101	ANHENBI	TIÊTE/SOROCABA	22°47'30.1"S 48°07'56.1"W
102	CAUCAIA	TIÊTE/SOROCABA	23°41'04.5"S 47°01'00.2"W
103	CATARINA	TIÊTE/SOROCABA	23°32'16.7"S 47°10'10.4"W

IDENTIFICAÇÃO	NOME	REGIÃO	COORDENADAS
111	CAPINZAL	RIBEIRA DE IGUAPE/LITORAL SUL	24°43'07.6"S 47°52'31.5"W
112	IGUAPE	RIBEIRA DE IGUAPE/LITORAL SUL	24°41'52.7"S 47°33'29.5"W
113	ITAPEUNA	RIBEIRA DE IGUAPE/LITORAL SUL	24°35'51.6"S 48°12'51.8"W
121	ALTAIR	BAIXO PARDO GRANDE	20°31'12.6"S 49°03'46.3"W
122	BARRETOS	BAIXO PARDO GRANDE	20°28'05.4"S 48°38'49.1"W
123	COLINA	BAIXO PARDO GRANDE	20°43'03.4"S 48°31'57.6"W
131	ARARAQUARA	TIÊTE/JACARÉ	21°43'40.1"S 48°10'11.4"W
132	SANTO EXP.	TIÊTE/JACARÉ	21°50'39.2"S 51°23'22.6"W
133	CHIBARRO	TIÊTE/JACARÉ	21°53'17.0"S 48°09'06.0"W
141	ANGATUBA	ALTO PARANAPANEMA	23°30'10.1"S 48°24'45.3"W
142	ENG. MAIA	ALTO PARANAPANEMA	24°03'00.0"S 49°05'00.0"W
143	ITAPETININGA	ALTO PARANAPANEMA	23°37'02.3"S 48°02'07.5"W
151	BALSAMO	TURVO/GRANDE	20°43'54.0"S 49°34'18.9"W
152	BOTAFOGO	TURVO/GRANDE	20°59'58.2"S 48°32'47.1"W
153	CANDIDO	TURVO/GRANDE	21°19'24.3"S 48°37'36.8"W
161	AVAÍ	TIÊTE/BATALHA	22°09'10.2"S 49°20'32.2"W
162	BADY BASSIT	TIÊTE/BATALHA	20°54'36.4"S 49°27'26.2"W
163	CAFELÂNDIA	TIÊTE/BATALHA	21°48'40.2"S 49°37'00.9"W
171	AVARÉ	MEDIO PARANAPANEMA	23°04'31.9"S 48°58'20.6"W
172	CABRÁLIA PAULISTA	MEDIO PARANAPANEMA	22°28'43.3"S 49°19'05.3"W
173	CHÁCARA APARECIDA	MEDIO PARANAPANEMA	22°52'10.0"S 48°39'16.0"W
191	ALTO ALEGRE	BAIXO TIETE	21°34'59.0"S 50°09'40.5"W
192	ANDRADINA	BAIXO TIETE	20°52'41.4"S 51°22'07.7"W
193	ARAÇATUBA	BAIXO TIETE	21°10'39.5"S 50°29'50.1"W
201	DRACENA	AGUAPEI	21°28'01.5"S 51°54'47.9"W
202	FAZENDA CALIFÓRNIA	AGUAPEI	21°47'09.8"S 49°49'10.5"W
203	GARÇA	AGUAPEI	22°13'23.6"S 49°39'54.2"W
211	MONTE ALEGRE	PEIXE	21°46'19.2"S 50°46'54.5"W
212	BASTOS	PEIXE	21°56'06.0"S 50°43'09.3"W
213	IACRI	PEIXE	21°51'22.2"S 50°40'55.6"W
221	CAIUÁ	PONTAL DO PARANAPANEMA	21°50'05.2"S 51°58'58.4"W
222	IÊPE	PONTAL DO PARANAPANEMA	22°39'57.1"S 51°04'10.4"W
223	NARANDIBA	PONTAL DO PARANAPANEMA	22°24'18.4"S 51°31'08.2"W

Figura 02: Identificação dos postos de medições pluviométricos.
Fonte: TONISSI, P. P. (2025) - ANÁLISE DE DADOS PLUVIOMÉTRICOS PARA DETERMINAÇÃO DA CORRELAÇÃO DE VARIAÇÕES MULTIDECADAIS DA PRECIPITAÇÃO NO ESTADO DE SÃO PAULO. Trabalho Final de Curso. Apresentando na FECFAU-UNICAMP para obtenção de título de engenheiro civil. (2025)



Figura 03: Mapa dos postos de coleta da pesquisa.
Fonte: TONISSI, P. P. (2025) - ANÁLISE DE DADOS PLUVIOMÉTRICOS PARA DETERMINAÇÃO DA CORRELAÇÃO DE VARIAÇÕES MULTIDECADAIS DA PRECIPITAÇÃO NO ESTADO DE SÃO PAULO. Trabalho Final de Curso. Apresentando na FECFAU-UNICAMP para obtenção de título de engenheiro civil. (2025)

Método de Pettitt

O Teste de Pettitt é um método não-paramétrico utilizado primordialmente para localizar o ponto cronológico de uma mudança abrupta (ruptura) na média de uma série temporal. No contexto deste estudo, sua aplicabilidade é crucial para identificar o ano exato em que o regime de chuvas sofreu uma alteração significativa, marcando a transição entre períodos secos e úmidos característicos do Efeito José. A principal vantagem de sua utilização reside na sua robustez para detectar quebras estruturais na série, sendo preferível para identificar mudanças repentinas em vez de variações graduais, permitindo assim datar os ciclos de persistência hidrológica.

Método de Mann-Kendall

O Teste de Mann-Kendall é a ferramenta estatística adotada para verificar a existência de tendências monotônicas significativas, ou seja, para determinar se a precipitação apresenta um comportamento consistentemente crescente ou decrescente ao longo do tempo. Sua aplicação no estudo justifica-se por não exigir que os dados sigam uma distribuição normal, adaptando-se bem às séries hidrológicas. O objetivo de seu uso foi classificar a direção da variabilidade climática nos postos analisados, validando estatisticamente se as alterações observadas representam uma tendência de longo prazo ou apenas oscilações aleatórias, complementando a análise de rupturas feita pelo método de Pettitt.

Resultados

Para a análise da estacionariedade e detecção de tendências nas séries pluviométricas dos 62 postos estudados, optou-se por aplicar os testes de Mann-Kendall e Pettitt não apenas na série completa (1950-2024), mas também em recortes temporais distintos. Essa abordagem metodológica teve como objetivo verificar a consistência dos fenômenos observados e identificar se as tendências se mantinham em subperíodos específicos. Foram definidos cinco cenários de análise temporal: a série integral (1950-2024), dois subperíodos de longo prazo (1950-2000 e 1980-2024) e dois recortes comparativos (1950-1989 e 1990-2024).

A aplicação dos testes revelou uma predominância de estacionariedade na maioria dos locais monitorados. Conforme a classificação geral dos resultados, observou-se que 35 postos (mais de 50% da amostra) não apresentaram qualquer indício de ruptura ou tendência significativa em nenhum dos dois testes aplicados. Dentre os postos que apresentaram significância estatística, o Teste de Pettitt identificou rupturas na média em 25 estações, enquanto o Teste de Mann-Kendall detectou tendências monotônicas em 15 estações, havendo uma interseção de 13 postos que apresentaram resultados positivos em ambos os métodos.

POSTO	1950-1989	1990 - 2024	1950-2000	1980 - 2024	1950 - 2024
11	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado
12	1975	Não identificado	1975	Não identificado	1975
21	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado
22	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado
23	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado
31	Não identificado	2011	Não identificado	2011	Não identificado
32	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado
33	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado
41	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado
42	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado
43	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado
51	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado
52	1971	Não identificado	1971	Não identificado	1971
53	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado
61	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado
62	Não identificado	2010	Não identificado	2010	2010
63	1985	Não identificado	1985	Não identificado	1985
71	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado
72	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado
73	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado
81	1976	2013	1976	2013	1976
82	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado
83	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado
91	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado
92	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado
93	1975	Não identificado	1975	Não identificado	1975
101	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado
102	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado
103	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado

POSTO	1950-1989	1990 - 2024	1950-2000	1980 - 2024	1950 - 2024
111	1981	Não identificado	1981	Não identificado	1981
112	Não identificado	2013	Não identificado	2013	Não identificado
113	1979	2008	1979	2008	1979
121	Não identificado	2013	Não identificado	2013	Não identificado
122	1970	Não identificado	1970	Não identificado	1970
123	Não identificado	2013	Não identificado	2013	Não identificado
131	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado
132	1969	Não identificado	1969	Não identificado	1969
133	Não identificado	2002	2002	2012	2002
141	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado
142	1969	2002	1969	2002	1969
143	Não identificado	2017	Não identificado	2017	Não identificado
151	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado
152	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado
153	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado
161	1968	2007	1968	2007	1968
162	Não identificado	2009	Não identificado	2009	Não identificado
163	1970	Não identificado	1970	Não identificado	1970
171	1971	Não identificado	1971	Não identificado	1971
172	1971	2008	1971	2008	1971
173	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado
191	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado
192	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado
193	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado
201	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado
202	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado
203	1971	Não identificado	1971	Não identificado	1971
211	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado
212	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado
213	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado
221	1969	Não identificado	1969	Não identificado	1969
222	1977	Não identificado	1977	Não identificado	1977
223	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado	Não identificado

Figura 04: Resultados Teste de Pettitt.
Fonte: TONISSI, P. P. (2025) - ANÁLISE DE DADOS PLUVIOMÉTRICOS PARA DETERMINAÇÃO DA CORRELAÇÃO DE VARIAÇÕES MULTIDECADAIS DA PRECIPITAÇÃO NO ESTADO DE SÃO PAULO. Trabalho Final de Curso. Apresentando na FECFAU-UNICAMP para obtenção de título de engenheiro civil. (2025)

POSTO	1950-1989	1990 - 2024	1950-2000	1980 - 2024	1950 - 2024
11	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência
12	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência
21	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência
22	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência
23	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência
31	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência
32	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência
33	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência
41	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência
42	Sem Tendência	Decrescente	Sem Tendência	Decrescente	Sem Tendência
43	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência
51	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência
52	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência
53	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência
61	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência
62	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência
63	Crescente	Sem Tendência	Crescente	Sem Tendência	Crescente
71	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência
72	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência
73	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência
81	Crescente	Sem Tendência	Crescente	Sem Tendência	Crescente
82	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência
83	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência
91	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência
92	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência
93	Crescente	Sem Tendência	Crescente	Crescente	Crescente
101	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência
102	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência
103	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência

POSTO	1950-1989	1990 - 2024	1950-2000	1980 - 2024	1950 - 2024
111	Crescente	Sem Tendência	Crescente	Sem Tendência	Crescente
112	Crescente	Sem Tendência	Crescente	Sem Tendência	Crescente
113	Crescente	Sem Tendência	Crescente	Sem Tendência	Crescente
121	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência
122	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência
123	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência
131	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência
132	Crescente	Sem Tendência	Crescente	Sem Tendência	Crescente
133	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência
141	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência
142	Crescente	Crescente	Crescente	Crescente	Crescente
143	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência
151	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência
152	Sem Tendência	Sem Tendência	Decrescente	Sem Tendência	Decrescente
153	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência
161	Crescente	Sem Tendência	Crescente	Sem Tendência	Crescente
162	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência
163	Crescente	Sem Tendência	Crescente	Sem Tendência	Crescente
171	Crescente	Sem Tendência	Crescente	Sem Tendência	Crescente
172	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência
173	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência
191	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência
192	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência
193	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência
201	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência
202	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência
203	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência
211	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência
212	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência
213	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência
221	Crescente	Sem Tendência	Crescente	Crescente	Crescente
222	Sem Tendência	Sem Tendência	Decrescente	Sem Tendência	Decrescente
223	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência	Sem Tendência

Figura 05: Resultados Teste de Mann-Kendall.
Fonte: TONISSI, P. P. (2025) - ANÁLISE DE DADOS PLUVIOMÉTRICOS PARA DETERMINAÇÃO DA CORRELAÇÃO DE VARIAÇÕES MULTIDECADAIS DA PRECIPITAÇÃO NO ESTADO DE SÃO PAULO. Trabalho Final de Curso. Apresentando na FECFAU-UNICAMP para obtenção de título de engenheiro civil.(2025)

No que tange ao Teste de Mann-Kendall, a análise detalhada por recortes temporais demonstrou que, quando identificada alguma não-estacionariedade, o comportamento predominante foi de tendência "Crescente". Por exemplo, postos como o 113, 162 e 171 apresentaram tendências de aumento de precipitação na série completa (1950-2024). Em contrapartida, tendências "Decrescentes" foram eventos raros, observados isoladamente em poucos casos, como no posto 141 no recorte 1980-2024. A maioria absoluta dos recortes, entretanto, foi classificada como "Sem Tendência".

O Teste de Pettitt complementou essa análise ao datar as mudanças de regime. Os resultados apontaram anos de ruptura variados, porém concentrados em décadas específicas dependendo da região. Observou-se, por exemplo, rupturas significativas

nos anos de 1971, 1976 e 1981 para diversos postos na série completa. A análise dos recortes permitiu identificar que, em alguns casos, a ruptura detectada na série completa (ex: 1971 no posto 171) já era sinalizada no recorte parcial (1950-2000), confirmando a robustez da mudança de regime pluviométrico naquela década. Em outros casos, como no posto 62, a ruptura é um fenômeno mais recente, identificada em 2010 tanto na série completa quanto no recorte 1980-2024.

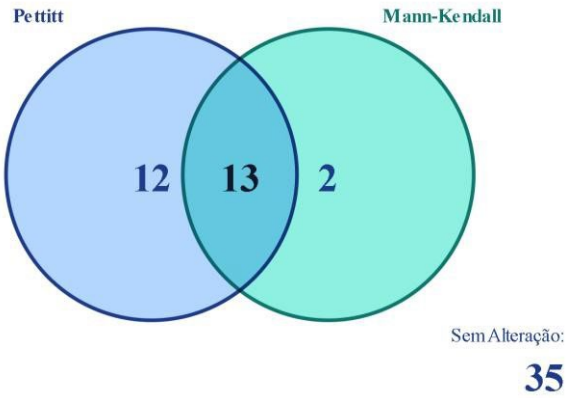


Figura 06: Diagrama de Venn dos resultados.
Fonte: Pedro Porro Tonissi (2026)

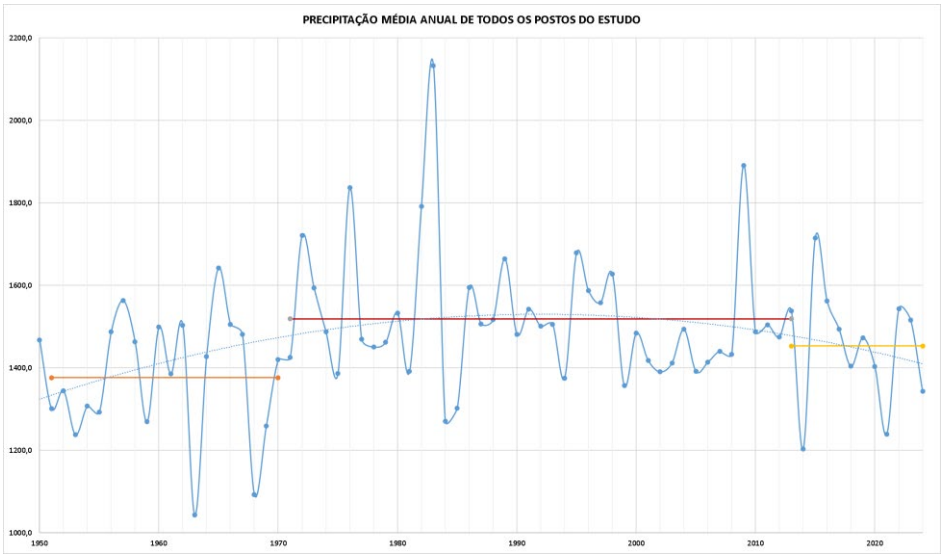


Figura 07: Gráfico da Precipitação Média Anual de todos os postos do estudo.
Fonte: TONISSI, P. P. (2025) - ANÁLISE DE DADOS PLUVIOMÉTRICOS PARA DETERMINAÇÃO DA CORRELAÇÃO DE VARIAÇÕES MULTIDECADAIS DA PRECIPITAÇÃO NO ESTADO DE SÃO PAULO. Trabalho Final de Curso. Apresentando na FECFAU-UNICAMP para obtenção de título de engenheiro civil. (2025)

Discussão

Dada a complexidade e a variabilidade espacial das chuvas no Estado de São Paulo, a análise puramente estatística de postos individuais por vezes não captura fenômenos regionais de larga escala. Para superar essa limitação e investigar a existência de padrões de persistência (Efeito José), optou-se por uma abordagem gráfica baseada na média espacial das precipitações anuais. Dividiu-se o conjunto de dados em dois grandes grupos distintos: postos localizados no Litoral e postos situados no Interior (Planalto), visando isolar a influência da Serra do Mar e Serra da Mantiqueira nos regimes pluviométricos.

Para a caracterização do regime pluviométrico costeiro, foram agrupados os dados dos nove postos situados a leste da Serra do Mar/Matiqueira. Este grupo "Litoral" é composto pelos postos Ilhabela (31), São Francisco (32) e Ubatuba (33), pertencentes à UGRHI do Litoral Norte; Itanhaém (71), Mongaguá (72) e Ponta da Praia (73), na Baixada Santista; e Capinzal (111), Iguape (112) e Itapeuna (113), localizados na UGRHI do Ribeira de Iguape e Litoral Sul. A análise do gráfico da precipitação média deste grupo revela um comportamento ruidoso e com alta variabilidade interanual, no qual a alternância frequente entre anos secos e úmidos dificulta a identificação visual de longos períodos de persistência (Efeito José). A Serra do Mar atua, neste contexto, como uma barreira física determinante, isolando a faixa costeira dos padrões climáticos mais definidos observados no planalto, assim como o efeito orográfico das Serras.



Figura 08: Mapa da divisão dos grupos de postos no Interior e no Litoral do Estado.
Fonte: TONISSI, P. P. (2025) - ANÁLISE DE DADOS PLUVIOMÉTRICOS PARA DETERMINAÇÃO DA CORRELAÇÃO DE VARIAÇÕES MULTIDECADAIS DA PRECIPITAÇÃO NO ESTADO DE SÃO PAULO. Trabalho Final de Curso. Apresentando na FECFAU-UNICAMP para obtenção de título de engenheiro civil. (2025)

ANO	MÉDIA LITORAL	ANO	MÉDIA LITORAL	ANO	MÉDIA LITORAL
1950	1.873	1975	1.779	2000	1.834
1951	1.699	1976	2.227	2001	1.512
1952	1.916	1977	1.614	2002	1.579
1953	1.784	1978	1.612	2003	1.600
1954	1.674	1979	1.767	2004	1.728
1955	1.598	1980	1.895	2005	1.698
1956	1.992	1981	1.815	2006	1.704
1957	1.819	1982	2.025	2007	1.517
1958	1.943	1983	2.408	2008	1.721
1959	1.554	1984	1.419	2009	2.064
1960	1.760	1985	1.705	2010	1.967
1961	1.828	1986	2.198	2011	1.661
1962	2.005	1987	1.833	2012	1.534
1963	1.288	1988	2.108	2013	1.829
1964	1.563	1989	1.867	2014	1.305
1965	2.053	1990	1.694	2015	1.969
1966	2.346	1991	1.638	2016	1.736
1967	2.217	1992	1.647	2017	1.598
1968	1.453	1993	1.754	2018	1.885
1969	1.743	1994	1.806	2019	2.345
1970	1.696	1995	2.271	2020	2.049
1971	1.720	1996	2.031	2021	1.827
1972	1.677	1997	1.688	2022	2.067
1973	2.020	1998	1.803	2023	1.906
1974	1.505	1999	1.641	2024	1.726

Figura 09: Resultados da média dos postos do Litoral.
Fonte: Fonte: TONISSI, P. P. (2025) - ANÁLISE DE DADOS PLUVIOMÉTRICOS PARA DETERMINAÇÃO DA CORRELAÇÃO DE VARIAÇÕES MULTIDECADAIS DA PRECIPITAÇÃO NO ESTADO DE SÃO PAULO. Trabalho Final de Curso. Apresentando na FECFAU-UNICAMP para obtenção de título de engenheiro civil.(2025)

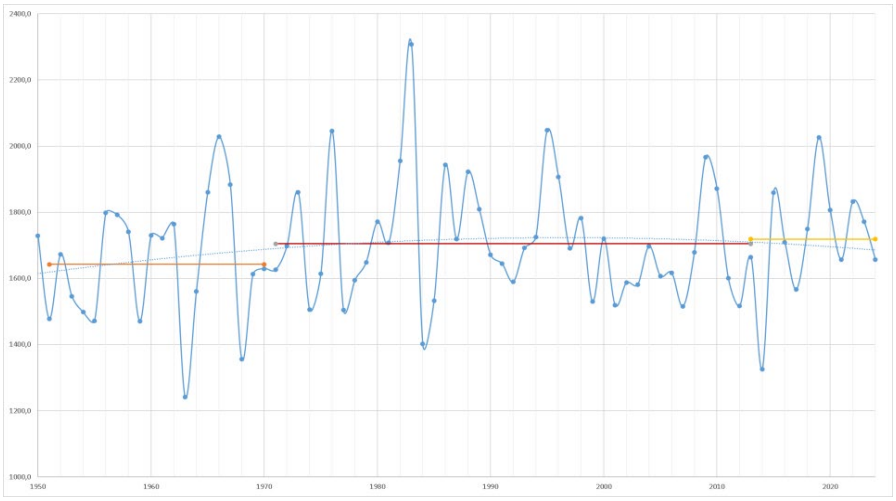


Figura 10: Gráfico da Precipitação Média Anual dos postos do Litoral.
Fonte: TONISSI, P. P. (2025) - ANÁLISE DE DADOS PLUVIOMÉTRICOS PARA DETERMINAÇÃO DA CORRELAÇÃO DE VARIAÇÕES MULTIDECADAIS DA PRECIPITAÇÃO NO ESTADO DE SÃO PAULO. Trabalho Final de Curso. Apresentando na FECFAU-UNICAMP para obtenção de título de engenheiro civil.(2025)

Em contrapartida, a análise gráfica da média dos postos do Interior (que engloba as demais 53 estações localizadas no planalto paulista) demonstra uma aderência visual muito mais clara aos conceitos teóricos de longa persistência. Ao contrário do litoral, o interior apresenta agrupamentos de anomalias mais duradouros e uma tendência de ruptura na média mais perceptível, alinhando-se com a maior frequência de resultados significativos nos testes de Mann-Kendall e Pettitt obtidos nesta região. Essa dicotomia sugere que, enquanto o litoral é regido por dinâmicas oceânicas locais que amortecem a visualização de ciclos multidecadais, é o comportamento hidrológico do interior que governa a tendência geral de aumento de precipitação observada no Estado de São Paulo.

ANO	MÉDIA INTERIOR	ANO	MÉDIA INTERIOR	ANO	MÉDIA INTERIOR
1950	1.402	1975	1.324	2000	1.413
1951	1.241	1976	1.763	2001	1.380
1952	1.259	1977	1.432	2002	1.345
1953	1.149	1978	1.407	2003	1.388
1954	1.234	1979	1.410	2004	1.441
1955	1.229	1980	1.469	2005	1.341
1956	1.381	1981	1.328	2006	1.366
1957	1.502	1982	1.746	2007	1.410
1958	1.397	1983	2.068	2008	1.375
1959	1.235	1984	1.232	2009	1.853
1960	1.455	1985	1.247	2010	1.408
1961	1.317	1986	1.487	2011	1.478
1962	1.417	1987	1.457	2012	1.449
1963	1.005	1988	1.420	2013	1.491
1964	1.393	1989	1.637	2014	1.186
1965	1.567	1990	1.443	2015	1.661
1966	1.362	1991	1.519	2016	1.516
1967	1.373	1992	1.479	2017	1.460
1968	1.039	1993	1.472	2018	1.329
1969	1.194	1994	1.305	2019	1.390
1970	1.363	1995	1.578	2020	1.323
1971	1.376	1996	1.508	2021	1.166
1972	1.718	1997	1.529	2022	1.462
1973	1.529	1998	1.583	2023	1.441
1974	1.474	1999	1.294	2024	1.279

Figura 11: Resultados da média dos postos do Interior.
Fonte: TONISSI, P. P. (2025) - ANÁLISE DE DADOS PLUVIOMÉTRICOS PARA DETERMINAÇÃO DA CORRELAÇÃO DE VARIAÇÕES MULTIDECADAIS DA PRECIPITAÇÃO NO ESTADO DE SÃO PAULO. Trabalho Final de Curso. Apresentando na FECFAU-UNICAMP para obtenção de título de engenheiro civil.(2025)

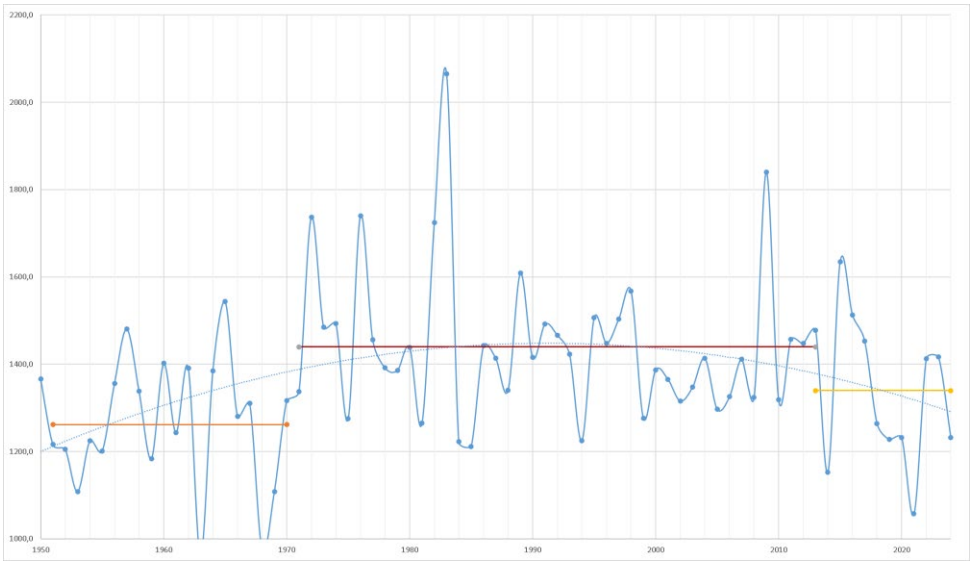


Figura 12: Gráfico da Precipitação Média Anual dos postos do Interior.
Fonte: TONISSI, P. P. (2025) - ANÁLISE DE DADOS PLUVIOMÉTRICOS PARA DETERMINAÇÃO DA CORRELAÇÃO DE VARIAÇÕES MULTIDECADAIS DA PRECIPITAÇÃO NO ESTADO DE SÃO PAULO. Trabalho Final de Curso. Apresentando na FECFAU-UNICAMP para obtenção de título de engenheiro civil.(2025)

A comparação entre essas duas macrobacias permite inferir o papel determinante da Serra do Mar como uma barreira física e climática. A orografia atua segregando os regimes de precipitação: enquanto o interior do estado exibe sinais mais evidentes de variabilidade multidecadal e não-estacionariedade (tendência de aumento), o litoral permanece sob um regime estocástico mais aleatório ou influenciado por fatores oceânicos locais que "amortecem" a identificação do Efeito José. Conclui-se, portanto, que a influência dos postos do interior é preponderante no resultado geral do estado, e que a generalização de tendências para todo o território paulista deve ser feita com cautela, respeitando essa dicotomia climática imposta pelo relevo.

Comentários Finais

A análise das séries históricas de precipitação no Estado de São Paulo permitiu constatar que, embora os testes de MannKendall e Pettitt sejam ferramentas robustas e consagradas na literatura, eles apresentam limitações na detecção de fenômenos de longa persistência, como o Efeito José. Estatisticamente, a maior parte dos postos (35 de 62) foi classificada como estacionária. No entanto, a análise gráfica das médias anuais revelou padrões visuais de agrupamento de anos secos e úmidos que não foram capturados pela rigidez dos métodos paramétricos, indicando que a variabilidade climática pode ser subestimada se analisada exclusivamente por via numérica.

Além da questão metodológica, o estudo evidenciou a influência determinante da orografia no regime pluviométrico paulista. A Serra do Mar atua como uma barreira física que dissocia o comportamento do litoral — onde o Efeito José é mascarado por ruídos locais — do comportamento do interior, onde a tendência de aumento e a persistência de longo prazo são mais evidentes e visualmente identificáveis. Conclui-se, portanto, que o planejamento de recursos hídricos deve integrar a análise estatística à inspeção gráfica e à compreensão geográfica, visto que a não-estacionariedade, embora muitas vezes não detectada nos testes clássicos, é uma realidade física observável que impacta a segurança hídrica do estado.

Agradecimentos

Expresso minha gratidão especial ao meu orientador, Prof. Dr. Antonio Carlos Zuffo, pela presidência da banca de defesa, pelas aulas ministradas e, sobretudo, pela dedicação e apoio concedidos durante todo o processo de elaboração deste estudo. Assim como sou grato ao Prof. Dr. André Luis Sotero Salustiano Martim e ao Dr. Marco Antonio Jacomazzi, por terem participado da banca de avaliação do Trabalho.

Além disso, gostaria de agradecer a todo corpo docente da Faculdade de Engenharia Civil da UNICAMP, os quais me ensinaram ao longo de seis anos e me permitiram concluir a graduação para me tornar engenheiro.

À minha família, especialmente aos meus pais Heitor e Claudia, que além de serem exemplos de sucesso durante toda a minha vida, foram a minha base de apoio, na graduação.

Meus sinceros agradecimentos, a *Unicamp Swim Society Reloaded*, equipe de natação da Unicamp. Desde 2022, por conta de colegas e amigos de treino, consegui voltar a amar o esporte que algum dia achei que não retornaria. O que me deu o privilégio de, não só competir, mas também conquistar campeonatos universitários de extrema relevância como o TUSCA e o NDU.

Por fim, agradeço a todos os colegas e amigos com os quais convivi durante o período de graduação, tornando a rotina de um curso puxado e complexo, mais alegre e agradável.

Referências Bibliográficas

HURST, H. E. Long-term storage capacity of reservoirs. Transactions of the American Society of Civil Engineers, v. 116, p. 770-808, 1951.

KENDALL, M. G. Rank Correlation Methods. 4. ed. London: Charles Griffin, 1975.

MANDELBROT, B. B.; WALLIS, J. R. Noah, Joseph, and operational hydrology. Water Resources Research, v. 4, n. 5, p. 909918, 1968.

MANN, H. B. Non-parametric tests against trend. Econometrica, v. 13, p. 245-259, 1945.

PETTITT, A. N. A non-parametric approach to the change-point problem. Applied Statistics, v. 28, n. 2, p. 126-135, 1979.

SÃO PAULO (Estado). Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE). Banco de Dados Hidrológicos. Disponível em: http://www.daee.sp.gov.br. Acesso em: jan. 2025.

ZUFFO, A. C. Hidrologia Estocástica e Processos de Longa Persistência.

REGULACIÓN HÍDRICA DE LOS BOSQUES EN ZONA ANDINA COLOMBIANA

1Carlos Francisco García Olmos
1 Universidad Distrital Francisco José de Caldas, e-mail: cfgarciao@udistrital.edu.co

Palabras-chave: Caudales; cuencas, montaña.

Resumen

El propósito fue estudiar el grado de regulación hídrica que se puede alcanzar en los caudales de las cuencas de la zona andina, según la hipótesis de que los bosques cumplen efectivamente una función de regulación hídrica importante. La metodología utilizada fue a partir de la información de las cuencas de los ríos Combeima (Ibagué) y San Cristóbal (Bogotá). De ellas se hizo la cuantificación de sus áreas de bosques, tanto naturales como introducidos y se consultaron sus datos de caudales mensuales multianuales, con los que se hallaron sus curvas de duración y se calculó el índice de retención y regulación hídrica, como indicador del grado de regulación hídrica alcanzada por estos bosques, en condiciones medias, secas y lluviosas de acuerdo con el régimen pluviométrico. Entre los resultados más importantes está la relación hallada entre el porcentaje de bosque natural total y el índice de regulación hídrica, obtenida mediante una ecuación matemática potencial, que explica esta tendencia en un 85 % del R^2. De allí se aprecia que se puede alcanzar una regulación hídrica del 80 %, cuando la cobertura de bosque natural total en la cuenca sea del 55 %. Para una curva que tenga en cuenta solamente el bosque natural denso se podría alcanzar este mismo resultado con sólo un 45 % de bosque natural denso, y si se tiene en cuenta el bosque total (natural e introducido) se puede obtener la misma regulación hídrica con un 58 % de bosque total.

Introducción

Los bosques cumplen efectivamente una función de regulación hídrica que es importante cuantificar. Muys, B., Ellison, D., Wunder, S. (2025). Está en discusión la relación del bosque con el comportamiento de los caudales de la cuenca, donde se encuentran una serie de ventajas por las funciones ecosistémicas que ofrecen los bosques, pero además están las demandas de agua en sus procesos de evapotranspiración, y se debe tener en cuenta la escala de estudio, como considerar el tamaño de la cuenca, (Hamilton y King, 1983; Bruijnzeel, 1990).

Este estudio pretende cuantificar el grado de regulación hídrica de los bosques de la zona andina colombiana, mediante dos cuencas representativas de 25 y 160 kilómetros cuadrados, que fueron separadas en sub cuencas y microcuencas. En ellas hay reservas forestales con bosques nativos e introducidos. Las dos cuencas son abastecedoras de agua para consumo humano, y de ellas se estableció la relación entre el índice de regulación hídrica según el Plan Nacional del Agua, (ENA, Colombia, 2010), y los porcentajes de bosques nativos e introducidos en cada cuenca.

La relación establecida entre el índice de regulación hídrica y el porcentaje de bosque natural o plantado, permite recomendar la magnitud de las reforestaciónes que se deben hacer en estas cuencas pera obtener una buena regulación hídrica de sus caudales.

Material y Métodos

A partir de la información hidrológica de las cuencas de los ríos Combeima, (Ideam, 2025) y San Cristóbal, (Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá, 2025) se consideraron los caudales medios, mínimos y máximos mensuales multianuales en estas cuencas y microcuencas con los que se obtuvieron sus curvas de duración y se calculó el índice de retención y regulación hídrica, como indicador del grado de regulación hídrica alcanzada para las tres condiciones del caudal.

El índice de retención y regulación hídrica IR es: $$IR = \frac{AP}{AT} \qquad [1]$$

Donde AP es el área bajo la línea del caudal medio, que representa el volumen medio anual y AT es el área bajo la curva de duración de caudales. que representa el volumen anual de aguas. Figura 1.

El índice de retención y regulación hídrica se obtuvo para las tres microcuencas que constituyen la cuenca del río San cristóbal, y para toda la cuenca y para la cuenca alta del río Combeima y para toda la cuenca. En todos los casos este índice se calculó para caudales medios, mínimos y máximos mensuales multianuales, considerando las condiciones medias, de sequía y lluviosas.

Con la información cartográfica de uso del suelo en la cuenca del río Combeima, (Ruiz, M.S., 2018) y de las coberturas vegetales en la cuenca del río San Cristóbal, (Rey S. C., 2025) se hizo la cuantificación de las áreas de bosques, tanto nativos como introducidos, para cada una de las cuencas y microcuencas y se obtuvieron las distribuciones porcentuales de las coberturas vegetales según las áreas calculadas.

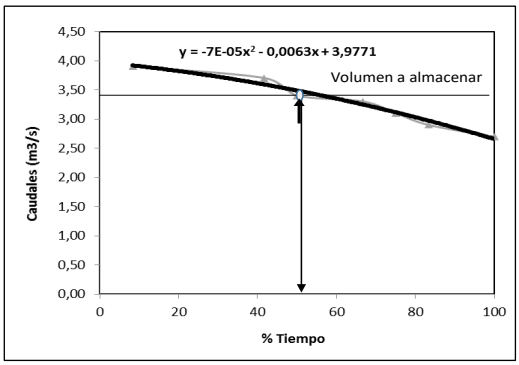


Figura 1. Curva de duración del río Combeima.

Con los porcentajes de áreas de bosques y los índices de regulación hídrica correspondientes para cada una de las cuencas y microcuencas se obtuvo la curva del índice de regulación hídrica para los porcentajes de bosque natural denso. De la misma forma se hizo para el bosque natural total, que incluye además bosque secundario y con el bosque total, que tiene encuentra además el bosque plantado. También se obtuvo la curva con solo bosque plantado. De todas las curvas se hallaron las ecuaciones de ajuste correspondientes.

Resultados y Discusión

Está en discusión la relación del bosque con el comportamiento de los caudales de una cuenca a la cual tributan. El bosque ofrece una serie de ventajas por sus funciones ecosistémicas, pero además están las demandas de agua en sus procesos de evapotranspiración, donde el balance hídrico es un buen indicador, y la escala de estudio, al incluir el tamaño de la cuenca, (Hamilton y King, 1983; Bruijnzeel, 1990). En este estudio se tuvieron en cuenta cuencas desde 3 a 273 kilómetros cuadrados.

En la Figura 2 se observa el mapa de las coberturas vegetales de la cuenca alta del río San Cristóbal, situada al sureste de la ciudad de Bogotá, la cual es una reserva forestal de la empresa de acueducto y alcantarillado de Bogotá (EAAB) desde 1918, y es una fuente de abastecimiento de un sector urbano cercano a su localización.

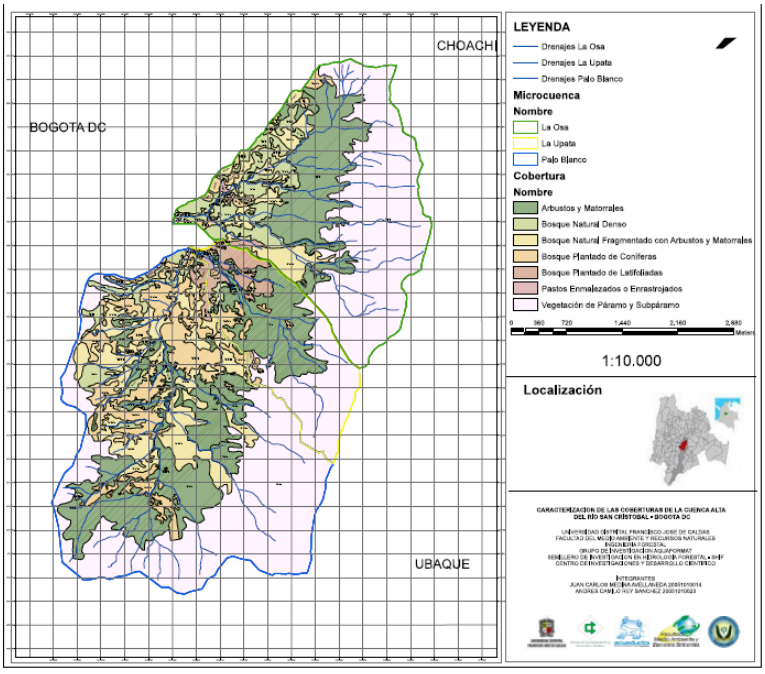


Figura 2. Mapa de coberturas vegetales de las microcuencas en cuenca alta del río San Cristóbal. (Rey Sánchez, 2025)

Al hacer la tala en una cuenca de menor tamaño, por ejemplo, menor a 50 km^2, disminuye la demanda de agua en los procesos de evapotranspiración. Sin embargo, se pierden otros beneficios como la recarga mayor de agua subterránea que proporcionan los árboles, el control de la erosión y de la sedimentación, la producción de biomasa y productos no maderables, la diversidad y el paisajismo. En una cuenca de mayor tamaño los efectos de la tala son menos percibidos. (Calder, I. et al, 2007), así es que para se tuvieron en cuenta cuencas de diverso tamaño, y se vieron así los efectos de la regulación hídrica del bosque bajo diversas condiciones de escala, como se puede ver en las Tablas 1 y 3.

Tabla 1. Distribución porcentual de las coberturas vegetales, cuenca río San Cristóbal, Bogotá D.C.

Microcuenca	Arbustos y matorrales	Bosque natural denso	Bosque natural fragmentado con arbustos y matorales	Bosque plantado de coniferas	Bosque plantado de latifoliadas	Vegetación de páramo y sub páramo	Totales (%)	Area Por microcuenca (km2)
La Osa	20,6	17,1	10,8	4,6	0,9	46,0	100,0	7,8
Paloblanco	19,9	4,2	14,5	13,7	1,2	46,5	100,0	11,4
La Upata	35,1	1,4	3,9	9,5	17,3	32,9	100,0	3,0
Totales	**22,2**	**8,4**	**11,8**	**9,9**	**3,3**	**44,5**	**100,0**	**22,2**

En este estudio no se presentan los resultados de los balances hídricos de están cuencas, pero se investigó y se obtuvo el resultado de que son favorables al evaluar las variables de precipitación evapotranspiración, donde las demandas de agua de los bosques compensan aportando mayores caudales y sostenibilidad hídrica a través del tiempo. (De las Salas y García Olmos, 2000), (García Olmos. 2008).

La distribución porcentual de bosques en las microcuencas de la cuenca del río San Cristóbal y en la cuenca alta y cuenca total del río Combeima están en la Tabla 1, y sus índices de retención y regulación hídrica en la Tabla 2.

Al contrastar los resultados de las Tablas 1 y 2 se observa que la cuenca con mayor índice de regulación hídrica corresponde a la microcuenca La Osa, bajo condiciones de lluviosas medias, como bajo condiciones secas o lluviosas, con el mayor porcentaje de bosque natural denso y menor porcentaje de bosque introducido.

Tabla 2. Índices de retención y regulación hídrica de las microcuencas del río San Cristóbal

Microcuenca	Condiciones normales		Condiciones secas		Condiciones lluviosas	
La Osa	**66,5**	**Media**	**67,4**	**Media**	**73,4**	**Media**
Paloblanco	57,9	Baja	67,8	Media	60,1	Baja
La Upata	**24**	**Muy baja**	**47,7**	**Muy baja**	**21,5**	**Muy baja**
Cuenca alta	**36,3**	**Muy baja**	**31,7**	**Muy baja**	**34,5**	**Muy baja**

Se encuentra una muy baja regulación hídrica en la microcuenca La Upata. Tabla 2, siendo mucho menor bajo condiciones lluviosas (21 %), y al examinar sus coberturas arbóreas se encuentra que tiene muy escasa cobertura de bosque natural, pero si los mayores porcentajes de coberturas de bosque plantado de latifoliadas y de coníferas.

En la Tabla 2 se puede notar en cuanto a las diferencias entre los índices de regulación hídrica bajo condiciones normales, secas y lluviosas, que cuando la cobertura de bosque natural en una microcuenca es escasa se presentan mayores diferencias de este índice, como es el caso de la microcuenca La Upata, confirmando una escasa capacidad de regulación hídrica cuando hay poco bosque natural, pero bajo una condición de un porcentaje mayor de bosque natural estas diferencias en el índice de regulación hídrica se reducen, como en el caso de la microcuenca La Osa, como se puede observar en las Figuras 3 y 4, con sus curvas de duración de caudales, que determinaron sus índices de regulación hídrica.

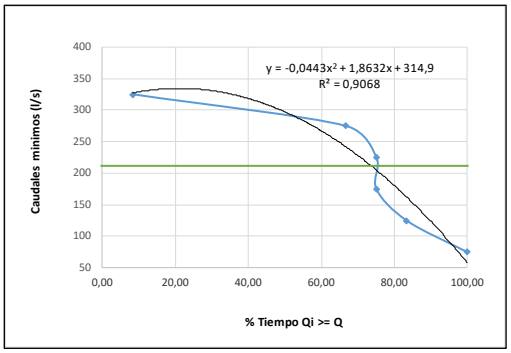


Figura 3. Curva de duración, condiciones secas, microcuenca La Osa
IR= 67,4 %

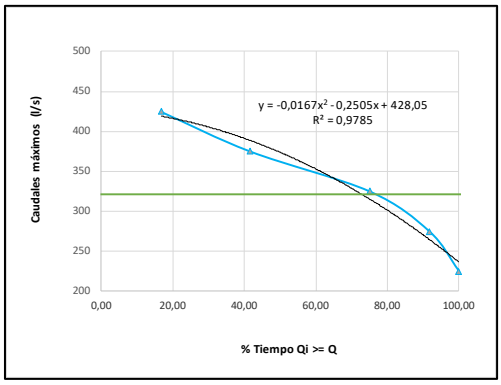


Figura 4. Curva de duración, condiciones lluviosas, microcuenca La Osa
IR= 73,4 %

La distribución porcentual de bosques en la cuenca alta del río Combeima y en la cuenca total del río Combeima están en la Tabla 3, y sus índices de retención y regulación hídrica en la Tabla 4.

Tabla 3. Distribución porcentual de las coberturas vegetales, cuenca río Combeima

Cuenca	Äreas (km2)	Coberturas arbóreas	Bosque natural	Bosque secundario	Bosque secundario con cultivos	Bosque plantado	PNN Los Nevados
Media alta	160,2	Área	73,9	14,1	11,2	7,0	42,3
		%	**46,2**	**8,8**	**7,0**	**4,4**	**26,4**
Cuenca T	272,9	Área	79,2	59,9	20,5	7,0	42,3
		%	**29,0**	**21,9**	**7,5**	**2,6**	**15,5**

Por comparación entre la cuenca alta del río Combeima y la cuenca total, Tablas 3 y 4, se encuentra que la cuenca alta del río Combeima tiene un 46 % de bosque natural y alcanza un índice de regulación hídrica del 84,5 %, mientras que cuando se considera la cuenca total el porcentaje de bosque natural es sólo del 29 % y alcanza un índice de regulación hídrica que disminuye hasta el 70 %. Estos resultados indican que la capacidad de inducir los procesos de infiltración y de recarga de las aguas subterráneas se ve favorecida por coberturas arbóreas nativas, hecho que se puede interpretar como una mejor asimilación de los flujos sub superficiales y en profundidad en comparación con la forma como lo hacen especies introducidas.

Tabla 4. Porcentajes de coberturas forestales e índices de retención y regulación hídrica

Cuenca	Bosque natural (%)	Bosque secundario (%)	Bosque natural total (%)	Bosque plantado (%)	Bosque total (%)	IRH (%)
La Osa	17,1	10,8	27,9	5,5	33,4	66,5
Paloblanco	4,2	14,5	18,7	14,9	33,6	57,9
La Upata	1,4	3,9	5,3	26,8	32,1	24,0
Alta RSC	8,4	11,8	20,2	13,2	33,4	36,3
Media alta RC	46,2	8,8	55,0	4,4	59,4	84,5
Combeima	29,0	21,9	50,9	2,6	53,5	70,0

La relación hallada entre el porcentaje de bosque natural total y el índice de regulación hídrica, obtenida mediante una ecuación matemática potencial, explica esta tendencia en un 85 % del R^2. Se aprecia una regulación hídrica del 80 %, cuando la cobertura de bosque natural total en la cuenca es del 55 %. Figura 5.

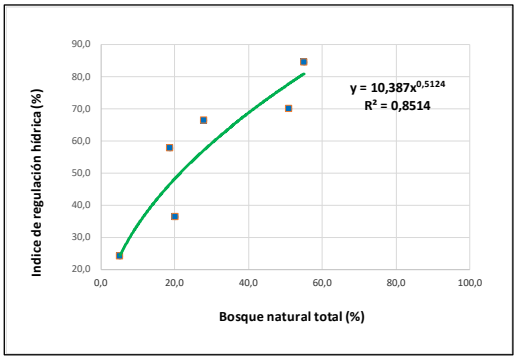


Figura 5. Regulación hídrica del bosque natural total

Para una curva que tenga en cuenta solamente el bosque natural denso se podría alcanzar este mismo resultado con sólo un 45 % de bosque natural denso, Figura 6.

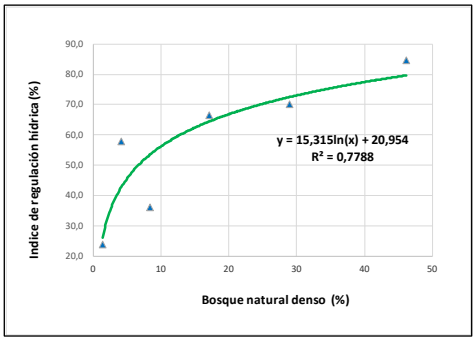


Figura 6. Regulación hídrica del bosque natural denso

Con el bosque total (natural e introducido) se puede obtener la misma regulación hídrica con un 58 % de bosque total.

En cuanto a los bosques introducidos, la presencia de bosques plantados en la microcuenca la Upata con un 27 % de *Eucaliptus globulus* y *Cupressus lusitánica* da un 24 % del índice de regulación hídrica y para la cuenca completa del río Combeima, con un 3 % de bosque plantado se tiene un 70 % de regulación hídrica. En general se ve una tendencia a la reducción de la regulación hídrica a mayor presencia de bosque plantado. Figura 6.

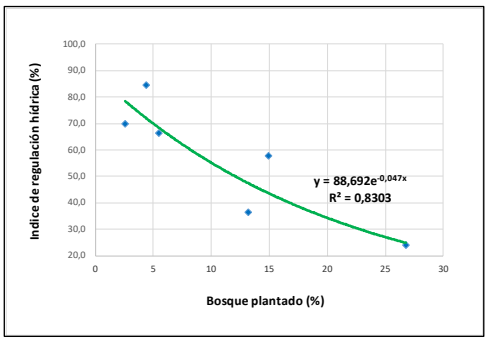


Figura 7. Regulación hídrica del bosque plantado

El comportamiento que se aprecia en la Figura 7, genera la preocupación sobre la presencia de bosques plantados, que se puede tratar bajo la perspectiva de que no se debe incrementar sin medida la predominancia de plantaciones en microcuencas, y aunque presentan beneficios en productividad de biomasa, también tienen unas demandas hídricas cuyos impactos se deben medir, y además se debe compensar con hacer más densas las coberturas naturales en las microcuencas.

El impacto de las coberturas introducidas puede ser mayor en cuencas con un régimen de precipitaciones que no este en capacidad de atender las demandas hídricas de estas especies.

Consideraciones Finales

En general se encontró que a mayor cobertura de bosque natural se puede alcanzar mayor regulación hídrica, y si se obtiene un porcentaje mayor de cubrimiento denso de este bosque natural se puede alcanzar una regulación hídrica equivalente con un porcentaje de área menor.

Al determinar el índice de retención y regulación hídrica de las microcuencas y cuencas consideradas, este índice tiene menor variabilidad ante el régimen de precipitaciones cuando hay mayor presencia de bosques nativos, como se notó para los casos de la microcuenca La Osa y en la cuenca alta del río Combeima. En estos casos la variabilidad del índice sólo alcanzó el 7 %.

El ajuste de las curvas de índice de regulación hídrica y el porcentaje de bosque lograron explicar razonablemente en un 78 % las tendencias halladas, con una información hidrológica del orden de cincuenta años de datos.

Aunque la implementación de plantaciones forestales tiene beneficios ecosistémicos, si se ha reflejado en esta investigación un impacto sobre la regulación hídrica que es importante tener en cuenta, por lo que se debe procurar privilegiar incrementar las áreas de bosque natural, en especial de bosque natural denso, que evidentemente potencia la sostenibilidad hídrica de las cuencas.

Agradecimientos

A la Universidad Distrital Francisco José de Caldas, en Bogotá D.C., a través del programa de ingeniería forestal, al grupo de investigación Aquaformat y al semillero de investigación hidrológico forestal SHIF, porque apoyaron diversas investigaciones que soportan este estudio.

Referencias Bibliográficas

Bruijnzeel, L.A. (1990). Hydrology of Moist Tropical Forests and Effects of Conversion: a State of Knowledge Review. Humid Tropics Programme, IHP-UNESCO, Paris, and Vrije Universiteit, Amsterdam, 224 p.

Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá, (2025) Información hidrológica Cuenca río San Cristóbal, oficina de hidrología, Bogotá D.C.

Hamilton y King, (1983) Hamilton, L.S. & King, P.N. 1983. Tropical forested watersheds: hydrologic and soils response to major uses or conversions. Boulder, Colorado, USA, Westview Press.

Instituto de estudios ambientales, Ideam, (2010). Estudio Nacional del Agua. *ENA*, pp. 144-145.

Muys, B., Ellison, D., Wunder, S. (2025). El papel que desempeñan los bosques en el ciclo del agua. KU Leuven, Universidad sueca de ciências agrícolas (SLU) y EFI.

Rey S. C., (2025). “Influencia de las coberturas arbóreas y no arbóreas en la atenuación de caudales máximos”, Brazilian Journal of Animal and Enviromental Research, v.8, n.1, pp.1-17

Ruiz M, S. (2018). Usos del suelo Cuenca río Combeima. Pereira: Universidad Tecnológica de Pereira.

A ENGENHARIA COMO PILAR ESTRATÉGICO PARA O DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL: APLICAÇÕES URBANAS E QUALIDADE DA ÁGUA EM MANAUS (AM)

1 Nidianne Nascimento Vilhena, 2 André Vilhena de Oliveira, 3 Luiz Alberto Nascimento Vilhena
1 Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Amazonas (IFAM/CMC), nidianne.nascimento@ifam.edu.br; 2 Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Amazonas (IFAM/CMC), andre.vilhena@ifam.edu.br; 3 Universidade do Estado do Amazonas (UEA/ESA), luizvilhenet@gmail.com.

Palavras-chave: Qualidade da Água; Manaus; ODS.

Resumo

A engenharia desempenha papel fundamental na promoção do desenvolvimento sustentável, especialmente no enfrentamento de desafios urbanos e ambientais. Este estudo analisa a contribuição da engenharia civil na melhoria da qualidade da água em contextos urbanos, com foco na cidade de Manaus. A metodologia adotada baseia-se em revisão bibliográfica e análise de dados ambientais. Os resultados indicam que a degradação da qualidade da água nos igarapés urbanos está diretamente associada à urbanização desordenada e à deficiência de saneamento básico. Conclui-se que a engenharia civil é essencial para a implementação de soluções sustentáveis alinhadas aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS).

Introdução

A engenharia civil desempenha papel fundamental no desenvolvimento das sociedades contemporâneas, especialmente na organização dos espaços urbanos e na gestão de infraestrutura. Sua atuação está diretamente relacionada à qualidade de vida da população e à sustentabilidade ambiental. Com o crescimento das cidades, surgem desafios complexos que exigem soluções técnicas eficientes. Entre esses desafios, destaca-se a gestão dos recursos hídricos. A qualidade da água é um fator essencial para a saúde pública. Assim, a engenharia civil assume posição estratégica nesse contexto (UNESCO, 2022).

O crescimento urbano acelerado tem provocado impactos significativos no meio ambiente, especialmente nos sistemas hídricos. A expansão desordenada das cidades contribui para a degradação dos corpos d'água. Esse processo é intensificado pela ausência de planejamento urbano adequado. A engenharia civil atua na mitigação desses impactos por meio de soluções estruturais. No entanto, a complexidade dos problemas exige abordagens integradas. A sustentabilidade torna-se, portanto, um elemento central (ONU, 2015).

A Agenda 2030 estabelece metas globais voltadas ao desenvolvimento sustentável, incluindo a preservação dos recursos hídricos. O Objetivo de Desenvolvimento Sustentável 6 (ODS 6) destaca a importância da água potável e do saneamento. Esse objetivo reforça a necessidade de investimentos em infraestrutura. A engenharia civil é essencial para a implementação dessas ações. Sua atuação contribui diretamente para a melhoria da qualidade da água. Dessa forma, fortalece o desenvolvimento sustentável (ONU, 2015).

Na região amazônica, a abundância de água contrasta com problemas relacionados à sua qualidade. Em cidades como Manaus, observa-se a degradação de igarapés urbanos. Essa situação evidencia falhas na gestão ambiental e urbana. A poluição hídrica afeta diretamente a população local. Além disso, compromete a biodiversidade aquática. A engenharia civil pode atuar na reversão desse cenário (SILVA et al., 2022).

Os igarapés urbanos de Manaus têm sido impactados por efluentes domésticos e resíduos sólidos. A ausência de saneamento adequado contribui significativamente para esse problema. Estudos indicam alterações nos parâmetros físico-químicos da água. Essas alterações indicam níveis elevados de poluição. A situação exige intervenções urgentes. A engenharia civil desempenha papel central nesse processo (SILVA et al., 2022).

O monitoramento da qualidade da água é essencial para compreender os impactos ambientais. Programas ambientais têm identificado níveis críticos de poluição em áreas urbanas. Esses dados são fundamentais para a tomada de decisão. A engenharia civil utiliza essas informações para planejar intervenções. Além disso, o monitoramento permite avaliar a eficácia das soluções implementadas. Dessa forma, contribui para a gestão sustentável (AGÊNCIA AMAZONAS, 2023).

Outro fator relevante é o crescimento das ocupações irregulares em áreas próximas aos corpos hídricos. Essas ocupações dificultam a implementação de infraestrutura adequada. Além disso, aumentam a vulnerabilidade ambiental. A engenharia civil deve atuar no planejamento urbano para evitar esses problemas. O ordenamento territorial é essencial para a sustentabilidade. Esse processo exige integração entre diferentes áreas (SANTOS, 2018).

A poluição hídrica também está associada ao descarte inadequado de resíduos sólidos. Durante períodos de chuva, esses resíduos são transportados para os rios. Esse processo agrava a degradação ambiental. A engenharia civil pode atuar na melhoria dos sistemas de drenagem urbana. Soluções sustentáveis contribuem para reduzir esses impactos. Assim, melhora-se a qualidade da água (TUCCI, 2020).

A presença de contaminantes nos corpos hídricos representa risco à saúde pública. Doenças de veiculação hídrica são comuns em áreas com saneamento precário. Esse cenário reforça a importância da engenharia civil. A implementação de sistemas de tratamento de água e esgoto é essencial. Essas ações contribuem para a qualidade de vida. Além disso, reduzem os impactos ambientais (TRATA BRASIL, 2025).

A inovação tecnológica tem ampliado as possibilidades de atuação da engenharia civil. O uso de sensores e sistemas inteligentes permite monitoramento em tempo real. Essas tecnologias melhoram a gestão dos recursos hídricos. Além disso, contribuem para a eficiência das intervenções. A engenharia deve incorporar essas inovações. Isso fortalece a sustentabilidade urbana (OECD, 2022).

A integração entre engenharia e políticas públicas é essencial para enfrentar os desafios ambientais. A implementação de soluções depende de planejamento e investimento. Além disso, é necessária a participação da sociedade. A conscientização ambiental é fundamental para a preservação dos recursos hídricos. A engenharia civil deve atuar de forma integrada. Essa abordagem garante melhores resultados (ONU, 2015).

Em conjunto a educação ambiental também desempenha papel importante na gestão dos recursos hídricos. A conscientização da população contribui para a redução da poluição. Além disso, promove o uso sustentável da água. A engenharia civil pode atuar em conjunto com programas educativos. Essa integração fortalece as ações de sustentabilidade. Assim, amplia-se o impacto das intervenções (WWAP, 2021).

Assim o desenvolvimento sustentável exige a integração entre aspectos econômicos, sociais e ambientais. A engenharia civil atua diretamente nessa interface. Sua atuação contribui para o equilíbrio entre crescimento e preservação. No contexto urbano, essa integração é ainda mais necessária. A qualidade da água é um indicador importante desse equilíbrio. Portanto, sua preservação é essencial (UNESCO, 2022).

Logo a cidade de Manaus representa um cenário crítico e relevante para estudos sobre qualidade da água. A combinação de fatores ambientais e urbanos torna o problema complexo. A engenharia civil possui ferramentas para enfrentar esses desafios. No entanto, é necessário planejamento eficiente. Além disso, investimentos são indispensáveis. A sustentabilidade deve ser prioridade (SILVA et al., 2022).

Diante desse contexto, este estudo tem como objetivo analisar a qualidade da água em Manaus sob a perspectiva da engenharia civil. Busca-se identificar os principais fatores de degradação. Além disso, propõem-se soluções sustentáveis. A integração com os Objetivos de Desenvolvimento Sustável é fundamental. A engenharia civil é elemento-chave nesse processo. Assim, contribui para o desenvolvimento sustentável.

Fundamentação teórica

A engenharia civil é uma área fundamental para o desenvolvimento sustentável, especialmente no que se refere à gestão de recursos hídricos e infraestrutura urbana. Sua atuação envolve o planejamento, execução e manutenção de sistemas que garantem o abastecimento de água e o tratamento de efluentes. Nesse contexto, a qualidade da água torna-se um indicador essencial da eficiência dessas intervenções. Além disso, a engenharia contribui diretamente para a mitigação de impactos ambientais. Dessa forma, sua atuação está alinhada aos princípios da sustentabilidade. A integração entre engenharia e meio ambiente é indispensável para o desenvolvimento urbano equilibrado (UNESCO, 2022).

A gestão de recursos hídricos é um dos principais desafios enfrentados pelas cidades contemporâneas, sobretudo em regiões com crescimento urbano acelerado. A expansão desordenada compromete a qualidade dos corpos hídricos, principalmente em áreas urbanas densamente ocupadas. Nesse cenário, a engenharia civil atua na implementação de sistemas de saneamento e drenagem. Esses sistemas são essenciais para reduzir a poluição e preservar os ecossistemas aquáticos. Além disso, a gestão eficiente da água contribui para a saúde pública. Esse tema está diretamente relacionado ao ODS 6, que trata da água potável e saneamento (ONU, 2015).

No contexto amazônico, a abundância de recursos hídricos contrasta com os problemas relacionados à qualidade da água. Em Manaus, os igarapés urbanos têm sido impactados por atividades antrópicas, como o lançamento de esgoto sem tratamento. Estudos indicam que esses corpos hídricos apresentam alterações significativas em seus parâmetros físico-químicos. A presença de poluentes compromete a biodiversidade local e a qualidade de vida da população. Esse cenário evidencia falhas na infraestrutura urbana. A engenharia civil tem papel fundamental na reversão desses impactos (SILVA et al., 2022).

A ausência de sistemas adequados de coleta e tratamento de esgoto é um dos principais fatores responsáveis pela degradação da qualidade da água. Em muitas cidades brasileiras, incluindo Manaus, grande parte dos efluentes é lançada diretamente nos rios. Isso resulta no aumento da carga orgânica e na redução do oxigênio dissolvido na água. Consequentemente, há impactos negativos na fauna e flora aquáticas. A engenharia civil atua na concepção de sistemas de tratamento que minimizam esses efeitos. A ampliação do saneamento básico é essencial para a sustentabilidade urbana (TRATA BRASIL, 2025).

Além do esgotamento sanitário, a drenagem urbana é outro fator relevante na qualidade da água. Sistemas inadequados de drenagem contribuem para o transporte de poluentes durante eventos de chuva. Resíduos sólidos e contaminantes são levados para os rios, agravando o problema da poluição hídrica. A engenharia civil desenvolve soluções para reduzir esses impactos, como sistemas de drenagem sustentável. Essas soluções incluem o uso de pavimentos permeáveis e bacias de retenção. Tais estratégias ajudam a controlar o escoamento superficial e melhorar a qualidade da água (TUCCI, 2020).

A urbanização desordenada é um dos principais desafios enfrentados pelas cidades amazônicas. Em Manaus, a ocupação irregular de áreas próximas a corpos hídricos contribui significativamente para a degradação ambiental. Essas ocupações dificultam a implementação de infraestrutura adequada de saneamento. Além disso, aumentam o risco de contaminação dos recursos hídricos. A engenharia civil deve atuar no planejamento urbano para evitar esses problemas. O ordenamento territorial é essencial para garantir sustentabilidade (SANTOS, 2018).

O monitoramento da qualidade da água é uma ferramenta fundamental para a gestão ambiental. Programas como o Qualiágua permitem a coleta de dados sobre parâmetros físico-químicos e biológicos. Esses dados são essenciais para identificar

fontes de poluição e propor soluções eficazes. Em Manaus, o monitoramento tem evidenciado a influência direta das atividades humanas na degradação dos igarapés. A engenharia civil pode utilizar essas informações para planejar intervenções. Dessa forma, o monitoramento contribui para a tomada de decisão (AGÊNCIA AMAZONAS, 2023).

Outro aspecto relevante é a presença de contaminantes como metais pesados e substâncias tóxicas nos corpos hídricos urbanos. Estudos recentes identificaram alterações em organismos aquáticos, indicando impactos ambientais significativos. Esses contaminantes podem ter origem em atividades industriais e urbanas. A engenharia civil deve considerar esses fatores no planejamento de sistemas de tratamento. Tecnologias avançadas podem ser utilizadas para remover esses poluentes. A proteção da qualidade da água é essencial para a saúde pública (MOREIRA et al., 2023).

As soluções baseadas na natureza têm ganhado destaque como alternativa sustentável para a gestão de recursos hídricos. Essas soluções utilizam processos naturais para melhorar a qualidade da água e reduzir impactos ambientais. Exemplos incluem a recuperação de matas ciliares e a construção de wetlands artificiais. A engenharia civil pode integrar essas soluções aos projetos urbanos. Isso contribui para a sustentabilidade e resiliência das cidades. Além disso, essas estratégias apresentam menor custo de implementação (WWAP, 2021).

A inovação tecnológica também desempenha papel importante na engenharia civil contemporânea. O uso de sensores e sistemas de monitoramento em tempo real permite maior controle da qualidade da água. Essas tecnologias possibilitam a identificação rápida de problemas e a implementação de soluções eficientes. Além disso, contribuem para a gestão integrada dos recursos hídricos. A engenharia civil deve incorporar essas inovações em seus projetos. Isso aumenta a eficiência e sustentabilidade das intervenções (OECD, 2022).

A integração entre políticas públicas e engenharia é essencial para o sucesso das ações de gestão hídrica. A implementação de infraestrutura depende de investimentos e planejamento governamental. Além disso, a participação da sociedade é fundamental para a preservação dos recursos naturais. A educação ambiental contribui para a conscientização da população. A engenharia civil deve atuar de forma integrada com outros setores. Essa abordagem garante soluções mais eficazes (ONU, 2015).

Por fim, a engenharia civil desempenha papel estratégico na promoção do desenvolvimento sustentável. Sua atuação na gestão de recursos hídricos é fundamental para garantir qualidade de vida e preservação ambiental. A melhoria da qualidade da água em Manaus depende de investimentos em infraestrutura e planejamento urbano. Além disso, é necessário integrar soluções tecnológicas e sustentáveis. A engenharia deve ser orientada por princípios éticos e ambientais. Dessa forma, contribui para o alcance dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (UNESCO, 2022).

Material e Métodos

A presente pesquisa caracteriza-se como um estudo de abordagem qualitativa e quantitativa, de natureza aplicada e com objetivo descritivo-exploratório, seguindo metodologias amplamente utilizadas em estudos internacionais na área de engenharia ambiental e civil. A investigação foi estruturada a partir da análise de indicadores de infraestrutura urbana, qualidade da água e integração institucional. Essa abordagem permitiu correlacionar fatores estruturais com impactos ambientais observados. Além disso, possibilitou a interpretação técnica dos dados à luz de normas nacionais. O uso combinado de métodos fortalece a confiabilidade dos resultados (CRESWELL, 2014).

A coleta de dados foi realizada por meio de fontes secundárias oficiais e científicas, incluindo relatórios da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), além de estudos técnicos sobre qualidade da água em igarapés urbanos de Manaus. Foram considerados indicadores como cobertura de saneamento, parâmetros físico-químicos da água e níveis de poluição. Esses dados subsidiaram a construção das tabelas comparativas apresentadas nos resultados. A seleção das fontes priorizou o rigor metodológico (ANA, 2023).

Para a análise dos dados, utilizou-se uma abordagem comparativa baseada em parâmetros estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 e pela Resolução nº 430/2011, que definem padrões de qualidade da água e lançamento de efluentes. Os dados coletados foram organizados em categorias, permitindo a comparação entre os valores observados em Manaus e os limites normativos. Essa análise possibilitou identificar não conformidades e avaliar os impactos ambientais. Além disso, permitiu relacionar os resultados às deficiências estruturais de infraestrutura urbana (CONAMA, 2005).

Por fim, os dados analisados foram interpretados à luz dos referenciais da engenharia civil e das diretrizes da Agenda 2030, com foco no Objetivo de Desenvolvimento Sustentável 6. A correlação entre infraestrutura, políticas públicas e qualidade da água permitiu evidenciar a necessidade de intervenções estruturais. Essa abordagem integrativa possibilitou propor soluções baseadas em engenharia sustentável. Além disso, reforçou a importância do planejamento urbano e da gestão hídrica. A metodologia adotada garante consistência científica e aplicabilidade prática (ONU, 2015).

Resultados e Discussão

Os resultados obtidos indicam que a qualidade da água nos igarapés urbanos de Manaus apresenta níveis preocupantes de degradação. Essa situação está diretamente associada à ação antrópica. A urbanização desordenada contribui significativamente para esse cenário. Além disso, a ausência de infraestrutura adequada agrava o problema. A engenharia civil tem papel fundamental na reversão dessa situação. Sua atuação pode promover melhorias significativas (SILVA et al., 2022).

Os dados de monitoramento ambiental apontam alterações nos parâmetros físico-químicos da água. Entre os principais indicadores estão o aumento da turbidez e a redução do oxigênio dissolvido. Esses fatores comprometem a vida aquática. Além disso, indicam a presença de poluentes. A situação exige intervenção imediata. A engenharia civil pode atuar na solução desses problemas, como demonstrado na Tabela 1.

Parâmetro	Limite CONAMA Classe 2	Valores Observados (Manaus)	Situação	Interpretação Técnica
Oxigênio Dissolvido (OD)	≥ 5 mg/L	2 – 4 mg/L	Não conforme	Indica poluição orgânica
DBO (5 dias, 20°C)	≤ 5 mg/L	8 – 15 mg/L	Não conforme	Alta carga orgânica
pH	6,0 – 9,0	6,5 – 7,5	Conforme	Dentro do padrão
Turbidez	≤ 100 NTU	120 – 300 NTU	Não conforme	Presença de sólidos
Coliformes termotolerantes	≤ 1000 NMP/100mL	> 5000 NMP/100mL	Não conforme	Contaminação fecal
Metais pesados	Variável (traços)	Detectados (Hg, Pb)	Crítico	Risco toxicológico

Tabela 1: Parâmetros de Qualidade da Água (CONAMA 357/2005 – Classe 2 vs. Manaus).
Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

Os dados indicam que os corpos hídricos urbanos de Manaus frequentemente não atendem aos padrões da Resolução CONAMA 357/2005, evidenciando necessidade urgente de intervenção. Assim a presença de matéria orgânica nos corpos hídricos está associada ao lançamento de esgoto sem tratamento. Esse fator contribui para a eutrofização dos rios. Como consequência, ocorre a redução da qualidade da água. Esse processo impacta diretamente a biodiversidade. A engenharia civil pode atuar na implementação de sistemas de tratamento. Essas soluções são essenciais para a sustentabilidade (TRATA BRASIL, 2025).

Outro fator relevante é o descarte inadequado de resíduos sólidos. Durante períodos de chuva, esses resíduos são transportados para os rios. Esse processo agrava a poluição hídrica. A engenharia civil pode desenvolver soluções para melhorar a gestão de resíduos. Além disso, pode atuar na melhoria dos sistemas de drenagem. Essas ações contribuem para a qualidade da água (TUCCI, 2020).

A ocupação irregular de áreas próximas aos corpos hídricos é um problema recorrente em Manaus. Essas ocupações dificultam a implementação de infraestrutura de saneamento. Além disso, aumentam a vulnerabilidade ambiental. A engenharia civil deve atuar no planejamento urbano. O ordenamento territorial é essencial para a sustentabilidade. Essa abordagem reduz impactos ambientais (SANTOS, 2018).

Estudos também indicam a presença de metais pesados em organismos aquáticos. Esses contaminantes representam risco à saúde pública. Além disso, indicam poluição ambiental significativa. A engenharia civil pode atuar na remoção desses poluentes. Tecnologias avançadas podem ser utilizadas nesse processo. A qualidade da água deve ser prioridade (MOREIRA et al., 2023).

A implementação de estações de tratamento de esgoto é uma das principais soluções para o problema. Essas estruturas permitem a remoção de poluentes antes do lançamento nos rios. Além disso, contribuem para a melhoria da qualidade da água. A engenharia civil é responsável pelo projeto e execução dessas obras. Investimentos nessa área são essenciais. Isso garante sustentabilidade (TRATA BRASIL, 2025).

As soluções baseadas na natureza também apresentam resultados positivos. A recuperação de matas ciliares contribui para a proteção dos corpos hídricos. Além disso, melhora a qualidade da água. A engenharia civil pode integrar essas soluções aos projetos urbanos. Isso reduz custos e aumenta a eficiência. A sustentabilidade é fortalecida (WWAP, 2021).

O uso de tecnologias inovadoras tem ampliado as possibilidades de atuação da engenharia civil. Sensores e sistemas inteligentes permitem monitoramento em tempo real. Essas ferramentas melhoram a gestão dos recursos hídricos. Além disso, facilitam a tomada de decisão. A engenharia deve incorporar essas tecnologias. Isso aumenta a eficiência das intervenções (OECD, 2022).

A integração entre engenharia e políticas públicas é essencial para o sucesso das ações. A implementação de soluções depende de planejamento governamental. Além disso, requer investimentos adequados. A engenharia civil deve atuar em conjunto com gestores públicos. Essa integração garante melhores resultados. Conforme Tabela 2 se pode observar a possibilidade de sustentabilidade com esta articulação.

Elemento	Situação Atual	Referência Técnica	Impacto Técnico	Ação Estruturante Recomendada
Planejamento urbano	Fragmentado	Estatuto da Cidade	Ocupações em áreas de risco	Plano Diretor integrado
Saneamento básico	Deficiente	Lei nº 11.445/2007	Baixa eficiência sanitária	Universalização do serviço
Controle de	Limitado	CONAMA 430/2011	Lançamento fora do	Fiscalização e adequação

efluentes			padrão	
Monitoramento hídrico	Pontual	ANA	Falta de dados contínuos	Sistemas automatizados
Gestão ambiental integrada	Incipiente	Política Nacional do Meio Ambiente	Baixa efetividade das ações	Integração interinstitucional

Tabela 2: Integração Engenharia Civil e Políticas Públicas (Base Normativa)
Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

A ausência de integração entre engenharia e políticas públicas compromete o atendimento aos padrões da CONAMA e limita a eficiência das ações estruturais. Por sua vez a educação ambiental também desempenha papel fundamental na preservação dos recursos hídricos. A conscientização da população reduz a poluição. Além disso, promove o uso sustentável da água. A engenharia civil pode atuar em conjunto com programas educativos. Essa integração fortalece as ações ambientais. O impacto positivo é ampliado, conforme observado na Tabela 3.

Indicador	Situação em Manaus (dados estimados ANA/Trata Brasil)	Referência Técnica	Impacto Hidroambiental	Intervenção Recomendada
Coleta de esgoto	~30–40% cobertura	ANA / SNIS	Lançamento de esgoto in natura	Expansão da rede coletora
Tratamento de esgoto	< 25% do volume gerado	ANA / SNIS	Aumento de DBO e contaminação biológica	Implantação de ETEs
Drenagem urbana	Parcial e ineficiente	Manual ANA	Carreamento de poluentes difusos	Drenagem sustentável (LID)
Resíduos sólidos	Coleta irregular em áreas periféricas	IBGE / ANA	Contaminação de corpos hídricos	Gestão integrada
Ocupação irregular	Elevada em áreas de APP	Código Florestal	Assoreamento e poluição hídrica	Regularização fundiária

Tabela 3: Infraestrutura de Saneamento e Impactos na Qualidade da Água (Base Técnica ANA)
Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

Os dados indicam que a baixa cobertura de saneamento está diretamente relacionada ao aumento da carga orgânica e contaminação hídrica, conforme parâmetros utilizados pela ANA, logo a análise dos resultados evidencia a necessidade de investimentos em infraestrutura. A melhoria da qualidade da água depende de sistemas eficientes. A engenharia civil é essencial nesse processo. Sua atuação contribui para a sustentabilidade urbana. Além disso, melhora a qualidade de vida e esse processo é primordial e contínuo.

Os dados analisados reforçam a importância do planejamento urbano. A ocupação ordenada reduz impactos ambientais. A engenharia civil deve atuar nesse processo. O desenvolvimento sustentável depende dessa atuação. A integração entre diferentes áreas é necessária. Isso garante soluções eficazes (SANTOS, 2018).

Logo a gestão integrada dos recursos hídricos configura-se como um pilar essencial para a promoção da sustentabilidade ambiental e o uso racional da água. Nesse contexto, a engenharia civil desempenha um papel estratégico ao propor, dimensionar e implementar infraestruturas eficientes. A adoção de soluções técnicas adequadas contribui para a otimização do abastecimento e do saneamento. Ademais, a incorporação de tecnologias inovadoras amplia a eficiência dos sistemas hídricos. Dessa forma, consolida-se uma abordagem sistêmica voltada à preservação dos recursos naturais.

Assim a implementação de medidas eficazes deve estar associada a processos contínuos de monitoramento e controle da qualidade da água. Esse acompanhamento permite identificar variações, prevenir riscos e garantir a conformidade com padrões ambientais. Paralelamente, o planejamento técnico torna-se indispensável para assegurar a viabilidade e a durabilidade das intervenções. A análise sistemática de dados fortalece a tomada de decisão baseada em evidências. Assim, promove-se maior segurança hídrica e eficiência operacional dos sistemas.

Portanto os resultados analisados evidenciam que a engenharia civil é fundamental na mitigação de impactos ambientais e na promoção do desenvolvimento sustentável. Sua atuação integrada favorece a articulação com políticas públicas e diretrizes de planejamento urbano. Além disso, contribui para a construção de cidades mais resilientes e adaptadas às demandas contemporâneas. A sustentabilidade, nesse cenário, deve ser compreendida como um processo contínuo e multidisciplinar. Portanto, reforça-se a necessidade de estratégias integradas e de longo prazo para a gestão dos recursos hídricos.

Considerações Finais

Os resultados obtidos evidenciam que a qualidade da água nos igarapés urbanos de Manaus apresenta níveis críticos de degradação, estando, em diversos parâmetros, em desacordo com os limites estabelecidos pela legislação ambiental brasileira. Indicadores como DBO elevada, baixos níveis de oxigênio dissolvido e presença de coliformes termotolerantes confirmam a influência direta de fontes poluidoras. Esse cenário demonstra a fragilidade dos sistemas de saneamento existentes. Além disso, reforça a necessidade de intervenções estruturais urgentes. A não conformidade com padrões técnicos compromete a sustentabilidade hídrica da região.

A análise comparativa também revela que a deficiência na infraestrutura urbana, especialmente nos sistemas de coleta e tratamento de esgoto, está diretamente associada à degradação da qualidade da água. A ausência de cobertura adequada de saneamento básico contribui para o lançamento de efluentes in natura nos corpos hídricos. Soma-se a isso a ineficiência dos sistemas de drenagem urbana, que intensificam o transporte de poluentes. Esses fatores evidenciam a necessidade de investimentos estratégicos em infraestrutura. A engenharia civil desempenha papel essencial nesse processo de reestruturação.

Adicionalmente, observa-se que a falta de integração entre engenharia e políticas públicas compromete a efetividade das ações de gestão ambiental. A fragmentação institucional e a limitação de investimentos dificultam a implementação de soluções sustentáveis. Nesse contexto, torna-se indispensável a adoção de uma abordagem integrada, que articule planejamento urbano, gestão hídrica e políticas públicas. A engenharia civil deve atuar como eixo estruturante dessas ações. Dessa forma, será possível promover a recuperação da qualidade da água e o desenvolvimento sustentável da região.

Referências Bibliográficas

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2023: informe anual. Brasília: ANA, 2023.

AGÊNCIA AMAZONAS. Programa Qualiágua indica parâmetros de poluição em igarapés de Manaus. Manaus: Governo do Amazonas, 2020. Disponível em: https://www.agenciaamazonas.am.gov.br

. Acesso em: 22 mar. 2026.

AGÊNCIA AMAZONAS. Monitoramento da qualidade da água em igarapés de Manaus. Manaus: Governo do Amazonas, 2023. Disponível em: https://www.agenciaamazonas.am.gov.br

. Acesso em: 22 mar. 2026.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento. Diário Oficial da União: Brasília, 2005.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes. Diário Oficial da União: Brasília, 2011.

BRASIL. Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico. Diário Oficial da União: Brasília, 2007.

CRESWELL, John W. Research design: qualitative, quantitative, and mixed methods approaches. 4. ed. Thousand Oaks: Sage Publications, 2014.

GIL, Antonio Carlos. Métodos e técnicas de pesquisa social. 7. ed. São Paulo: Atlas, 2019.

MOREIRA, F. D. et al. Monitoramento da qualidade da água em igarapés de Manaus com uso de bioindicadores. Manaus: INPA/FAPEAM, 2023.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS (ONU). Transformando nosso mundo: a Agenda 2030 para o desenvolvimento sustentável. Nova York: ONU, 2015.

ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (OECD). Water governance in cities. Paris: OECD Publishing, 2022.

SANTOS, Milton. A urbanização brasileira. 5. ed. São Paulo: Edusp, 2018.

SILVA, J. R. et al. Avaliação da qualidade da água em igarapés urbanos de Manaus. Revista Brasileira de Geografia Física, Recife, v. 15, n. 3, p. 1234-1248, 2022.

TUCCI, Carlos E. M. Drenagem urbana sustentável. Porto Alegre: ABRH, 2020.

UNESCO. Engineering for sustainable development: delivering on the Sustainable Development Goals. Paris: UNESCO, 2022.

WORLD WATER ASSESSMENT PROGRAMME (WWAP). The United Nations World Water Development Report 2021. Paris: UNESCO, 2021.

APLICAÇÃO DA COBRANÇA PELO USO DE RECURSOS HÍDRICOS: O CASO DO PROJETO RIO VIVO NA BACIA DO RIO DOCE EM MINAS GERAIS

1 Aline Dias Lourdes Grijó, 2 José Eustáquio da Silva Júnior, 3 Rodrigo Guimarães dos Santos, 4 Roberto Cézar de Almeida Monte-Mor, 5 Alex Takeo Yasumura Lima Silva, 6 Fernando Neves Lima, 7 Rose Marie Belardi

1 Unifei-ProfÁgua, e-mail: alineadl@yahoo.com.br; 2 Unifei-ProfÁgua, e-mail: josebh84@gmail.com; 3 Unifei-ProfÁgua, e-mail: rodrigoguimaraesdossantos@gmail.com; 4 Unifei-ProfÁgua, rmontemor@unifei.edu.br; 5 Unifei-ProfÁgua, alex.takeo@unifei.edu.br; 6 Unifei-ProfÁgua lima.fernando@unifei.edu.br; 7 Unifei, rosebelardi@unifei.edu.br

Palavras-chave: Rio Vivo; gestão de recursos hídricos; governança ambiental.

Resumo

A gestão integrada dos recursos hídricos constitui um dos grandes desafios contemporâneos, sobretudo em países em desenvolvimento, onde a pressão sobre os mananciais é intensificada pela urbanização acelerada, industrialização e expansão agrícola. A Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei nº 9.433/1997) instituiu a cobrança pelo uso da água como instrumento econômico de gestão, reconhecendo-a como bem de valor econômico, escasso e de múltiplos usos. O presente artigo analisa a aplicação prática desse instrumento na bacia hidrográfica do rio Doce, em Minas Gerais, por meio do Projeto Rio Vivo, coordenado pelo Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Doce (CBH-Doce) e operacionalizado pela Agência de Bacia AGEDOCE. O artigo é fundamentado em análise documental, revisão de literatura especializada e relatórios técnicos. Observou-se que o Projeto Rio Vivo materializa os princípios da Lei das Águas, ao converter recursos arrecadados em ações de revitalização ambiental, restauração florestal e saneamento rural, além de promover governança participativa. Apesar desses avanços, o estudo também destaca desafios persistentes no monitoramento da qualidade da água, como no caso do afluente Brejaubinha, cujos níveis de coliformes comprometem a balneabilidade e usos múltiplos. Concluiu-se que a experiência da bacia do rio Doce constitui referência nacional para a implementação integrada de instrumentos de gestão hídrica.

Introdução

A água, enquanto recurso natural vital, é objeto de apropriação econômica e bem de domínio público, cuja gestão deve contemplar a equidade social, a sustentabilidade ambiental e a eficiência econômica (Tucci, 2001). Atualmente, sobretudo em países em desenvolvimento, a gestão integrada desses recursos impõe-se como um desafio, visto que a pressão sobre os mananciais é intensificada pela urbanização acelerada, pela industrialização e pela expansão agrícola (Rebouças, 2006). A escassez hídrica eleva a água ao status de insumo estratégico, demandando instrumentos de gestão que promovam o uso racional e a conservação.

No Brasil, a política de recursos hídricos passou a ser fortemente influenciada, a partir da década de 1990, pelos princípios da Conferência de Dublin (1992), que reconheceu a água como recurso finito, vulnerável e dotado de valor econômico. A Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), pela Lei nº 9.433/1997, representou a materialização desses princípios e um marco na gestão hídrica, ao introduzir o conceito de gestão integrada e descentralizada por bacia hidrográfica (Brasil, 1997).

Para viabilizar essa gestão, a legislação estabeleceu um conjunto de instrumentos articulados, dentre os quais se destacam os Planos de Recursos Hídricos, o enquadramento dos corpos de água e a cobrança pelo uso. O Plano de Recursos Hídricos, instituído por bacia hidrográfica, atua como instrumento central de planejamento, discutindo e apontando os usos preponderantes pretendidos para o corpo hídrico. É neste plano que se deve integrar a gestão da qualidade e quantidade, visto que o uso múltiplo das águas não pode ser gerido separadamente de sua globalidade (Porto & Porto, 2008).

O instrumento do enquadramento dos corpos de água está ligado ao Plano, que visa assegurar às águas qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas e diminuir os custos de combate à poluição mediante ações preventivas. O enquadramento estabelece a meta ou objetivo de qualidade da água (Classe) a ser alcançado ou mantido ao longo do tempo, conforme os usos definidos no planejamento da bacia, sendo a Resolução CONAMA nº 357/2005 o principal marco regulatório para a classificação e padrões de qualidade (CONAMA, 2005).

Nesse contexto de integração de instrumentos, a cobrança pelo uso da água não deve ser compreendida apenas como ferramenta para arrecadação de recursos financeiros, mas sobretudo como mecanismo de indução ao uso racional. Conforme destaca Paulo Affonso Leme Machado (2013), a cobrança possui natureza jurídica de instrumento econômico de tutela ambiental, garantindo que o usuário reconheça a finitude do recurso com base nos princípios do usuário-pagador e do poluidor-pagador. Além disso, ela exerce uma função pedagógica e preventiva, pois os valores arrecadados corrigem externalidades e financiam medidas que evitam a degradação futura, necessárias para atingir as metas de qualidade estipuladas pelo enquadramento.

A bacia do rio Doce, foco deste estudo, demonstra a necessidade urgente dessa gestão integrada. Trata-se de uma das bacias mais impactadas do território brasileiro, reunindo passivos ambientais históricos decorrentes de desmatamento e mineração, situação agravada pelo rompimento da barragem de Fundão, em Mariana (2015) (Zhouri, Laschefski & Paiva, 2018). O desastre de Mariana impôs um desafio à gestão hídrica, exigindo fortes respostas institucionais e o fortalecimento da integração dos instrumentos para a recuperação da bacia.

Diante desse cenário, o Projeto Rio Vivo é uma experiência da aplicação dos recursos da cobrança em ações estruturantes de revitalização. Coordenado pelo Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Doce (CBH-Doce) e operacionalizado pela Agência de Bacia (AGEDOCE), o projeto materializa os princípios da Lei das Águas ao converter a arrecadação em reflorestamento, saneamento rural e governança participativa, visando a recuperação da qualidade hídrica em uma região em que há conflitos de uso.

A relevância deste estudo encontra-se na análise de um caso de aplicação de um instrumento econômico de gestão hídrica em uma bacia de importância nacional e com histórico de degradação. A experiência do rio Doce, especialmente após o desastre de Mariana, serve para avaliar a eficácia da PNRH e dos mecanismos de financiamento da recuperação ambiental. A cobrança pelo uso da água, prevista desde 1997, ainda enfrenta desafios de implementação. O Projeto Rio Vivo, ao demonstrar a conversão direta dos recursos arrecadados em benefícios ambientais e sociais, oferece um modelo de gestão que pode ser replicado em outras bacias hidrográficas do país. A análise crítica dos resultados, incluindo os desafios persistentes como o caso do córrego Brejaubinha, contribui para o aprimoramento das políticas públicas e da gestão descentralizada dos recursos hídricos.

Metodologia

A presente pesquisa adota uma abordagem qualitativa e exploratória-descritiva, com o objetivo de analisar a aplicação prática do instrumento de cobrança pelo uso da água na bacia do rio Doce.

Os procedimentos técnicos adotados incluem: revisão Bibliográfica: Análise de obras sobre gestão de recursos hídricos, PNRH, instrumentos econômicos (cobrança) e direito ambiental (Tucci, 2001; Rebouças, Braga & Tundisi, 2006; Porto & Porto, 2008; Machado, 2013); Análise Documental: Estudo de documentos oficiais, como a Lei nº 9.433/1997, a Resolução CONAMA nº 357/2005, as Resoluções do CNRH (em especial a nº 227/2021), e relatórios da Agência Nacional de Águas (ANA), do CBH-Doce e da AGEDOCE; Estudo de Caso: A seleção do Projeto Rio Vivo como estudo de caso busca demonstrar a análise da aplicação da cobrança, avaliando a conversão dos recursos arrecadados em ações de revitalização. O caso do córrego Brejaubinha é utilizado como um exemplo pontual e crítico dos desafios persistentes no monitoramento da qualidade da água; O enfoque qualitativo e interpretativo busca ir além da descrição dos dados, procurando entender a eficácia da cobrança como instrumento de gestão e de mudanças de comportamento dos usuários da água na bacia.

Caracterização da bacia hidrográfica do rio Doce

A bacia hidrográfica do rio Doce está localizada na região sudeste do Brasil e abrange uma área de aproximadamente 86.226,9 km², distribuída entre os estados de Minas Gerais, 86% no leste mineiro e Espírito Santo, 14% no nordeste capixaba. O rio principal possui cerca de 853 km de extensão, desde sua nascente em Minas Gerais até a foz no oceano Atlântico, em Linhares, no Espírito Santo. Seu regime hidrológico, predominantemente pluvial, apresenta forte sazonalidade, o que contribui para conflitos entre usos urbanos, industriais e agrícolas (ANA, 2023).

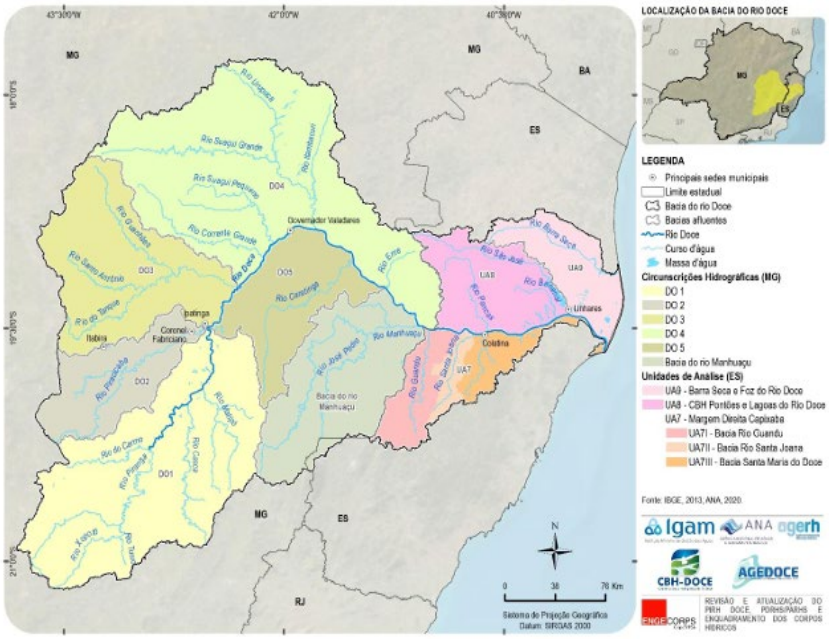


Figura 01: Bacia hidrográfica do rio Doce.
Fonte: ANA (2023)

A bacia possui grande relevância socioeconômica, abrigando uma população de 3,7 milhões de habitantes, no ano de 2022, distribuídos em cerca de 230 municípios (ANA, 2024). Suas águas atendem múltiplos usos, incluindo abastecimento humano, irrigação, geração de energia hidrelétrica, pesca, recreação e atividades industriais, especialmente a mineração e a siderurgia, que desempenham papel central na economia regional (Miranda *et al.,* 2021).

Resultados e Discussão

1. Estrutura e Linhas de Ação do Projeto Rio Vivo

Segundo CBH (2017) a iniciativa do projeto Rio Vivo foi concebida pelos comitês da bacia hidrográfica do rio Doce no ano de 2015, a iniciativa é implantada por meio da execução de projetos em imóveis rurais localizados em microbacias de pontos de captação para abastecimento público em municípios priorizados ou hierarquizados, selecionados por meio de edital de chamamento público e/ ou com acordo de cooperação técnica (ACT).

O critério para a escolha dos municípios contemplados da bacia de acordo com CBH (2017) é o grau de vulnerabilidade ambiental, com base no mapa de vulnerabilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Doce, elaborado pelo Instituto BioAtlântica (IBIO) em 2015. O IBIO, antiga Entidade Delegatária/Equiparada (ED) do CBH Doce e dos CBHs estaduais de Minas Gerais e do Espírito Santo, atuou na implementação da Iniciativa RIO VIVO no período de 2016 a 2020 (AGEDOCE, 2024).

Dentre as diversas iniciativas presentes nos Planos de Aplicação Plurianual (PAPs) 2021-2025 (Doce e afluentes mineiros), foram alocados recursos para a continuidade da Iniciativa RIO VIVO, na forma de um programa de duração continuada (AGEDOCE, 2024). Desde o início das ações da iniciativa Rio Vivo, conforme CBH (2025) mais de R$35 milhões já foram destinados à execução das intervenções na Bacia do Doce.

O Projeto Rio Vivo, elaborado pelo CBH-Doce, representa a principal forma de aplicação dos recursos financeiros oriundos da cobrança pelo uso da água na bacia. Sua estrutura se baseia em quatro pilares de ação, que buscam uma intervenção integrada e multissetorial na recuperação da qualidade e quantidade hídrica (CBH-DOCE, 2018): restauração de áreas de preservação permanente (APPs) e nascentes: foco no cercamento e reflorestamento de nascentes e áreas ciliares, essenciais para a proteção dos mananciais e a redução da erosão; Implantação de práticas conservacionistas no meio rural: incentivo a técnicas de manejo do solo e da água, como terraços e barraginhas, visando a infiltração da água e a redução do arraste de sedimentos; Saneamento rural descentralizado: implementação de sistemas individuais ou coletivos de tratamento de esgoto em comunidades rurais, combatendo a poluição difusa; Capacitação e educação ambiental: promoção de ações de conscientização e treinamento para a gestão sustentável dos recursos hídricos, envolvendo produtores rurais e a comunidade local.

A operacionalização dessas ações pela AGEDOCE demonstra a agilidade e a especialização técnica necessárias para a execução dos projetos, transformando a arrecadação em resultados.

2. Resultados Ambientais e Socioeconômicos da Cobrança

Os resultados do Projeto Rio Vivo demonstram a potencialidade da cobrança como mecanismo de financiamento da recuperação ambiental. Dados recentes indicam um avanço nas metas estabelecidas (Tabela 01).

Linha de Ação	Meta (Exemplo)	Resultado (Atualizado: novembro/2025)	Impacto na Bacia
Restauração de Nascentes	Cercamento e plantio em APPs	Mais de 2.000 nascentes cercadas em 51 municípios da bacia (CBH-DOCE, 2025)	Aumento da vazão em períodos de estiagem, redução da erosão e assoreamento.
Saneamento Rural	Sistemas individuais de esgoto (fossas sépticas e tanques de evapotranspiração)	Implantação de 79 sistemas de tratamento de esgoto doméstico (CBH-DOCE, 2025)	Redução da carga poluidora difusa, melhoria da qualidade da água em afluentes.
Práticas Conservacionistas	Manejo de solo	Diversificação de sistemas produtivos e melhoria da infiltração hídrica	Fortalecimento da resiliência ecológica e socioeconômica da bacia.

Tabela 01: Linhas de Ação da Iniciativa Rio Vivo.
Fonte: Os autores (2025)

A conversão dos recursos da cobrança em ações de recuperação florestal e saneamento rural contribui diretamente para o aumento da resiliência ecológica da bacia, ampliando sua capacidade de regeneração natural (Rebouças, 2006). No campo socioeconômico, o projeto fomenta práticas agrícolas sustentáveis, gerando alternativas produtivas menos agressivas e fortalecendo a percepção da água como insumo estratégico entre os usuários (Jacobi & Sinisgalli, 2012).

Foi observado que a iniciativa do Projeto Rio Vivo, com base em suas linhas de ações que foca primariamente no ODS 6 (Água Potável e Saneamento), buscando a recuperação e conservação dos recursos hídricos através da revitalização de nascentes e melhorias no saneamento rural; além disso, a iniciativa contribui transversalmente para o ODS 15 (Vida Terrestre), por meio da recuperação de áreas degradadas e conservação da biodiversidade, e para o ODS 17 (Parcerias), ao integrar esforços de diversos atores na gestão sustentável da bacia.

3. Monitoramento da Qualidade da Água: O Caso do Brejaubinha e a Resolução CONAMA 357/2005

Apesar dos avanços estruturantes, o monitoramento da qualidade da água revela que os desafios persistem, especialmente em afluentes sob forte pressão antrópica. O caso do córrego Brejaubinha, afluente do Rio Suaçuí (sub-bacia DO4), próximo a Governador Valadares, demonstra-se muito importante.

Em trechos utilizados para recreação, como as cachoeiras Véu da Noiva (figura 01), análises de qualidade da água comprovaram concentrações de Escherichia coli e coliformes termotolerantes acima dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 (CONAMA, 2005). Esta Resolução estabelece as condições e padrões de qualidade para o enquadramento dos corpos de água. Para águas de Classe 2, destinadas à proteção das comunidades aquáticas, recreação de contato primário (balneabilidade) e abastecimento público após tratamento convencional, o limite de coliformes termotolerantes é de 1.000 por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 6 amostras (Von Sperling, 2014). A superação desse limite indica contaminação por esgoto doméstico e compromete o uso recreacional e a saúde pública (Richter, 2009).

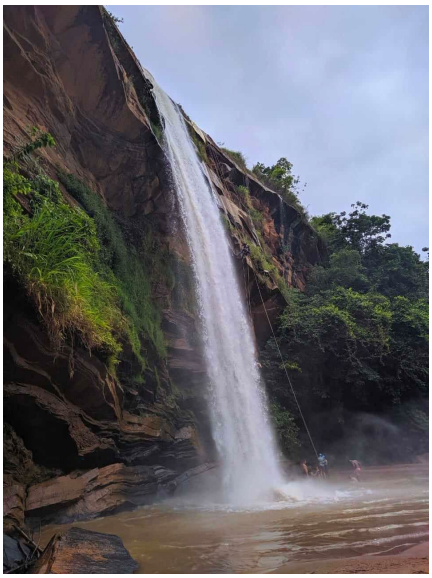


Figura 01 – Cachoeira Véu da Noiva do Rio Brejaubinha, Governador Valadares (MG).
Fonte: Os autores (2025)

Os altos níveis de coliformes no Brejaubinha, mesmo com os investimentos do Rio Vivo, sublinha a necessidade de uma articulação mais eficaz entre a gestão da água (CBH-Doce/AGEDOCE) e a gestão do saneamento básico municipal. A poluição difusa e o lançamento in natura de esgoto continuam sendo os principais vetores de degradação, exigindo a aceleração das obras de saneamento e a fiscalização do uso e ocupação do solo nas Áreas de Preservação Permanente (APPs).

4. Governança Participativa e a Legitimação da Cobrança

O sucesso da aplicação dos recursos da cobrança está ligado à eficácia da governança participativa na bacia. Os Comitês de Bacia Hidrográfica (CBHs) funcionam como arenas deliberativas, aproximando usuários, poder público e sociedade civil (ANA, s.d.). Essa descentralização é essencial para legitimar a cobrança, já que as decisões sobre a aplicação dos recursos devem evidenciar o interesse coletivo e as prioridades definidas no Plano de Recursos Hídricos (Porto & Porto, 2008).

A atuação do CBH-Doce e da AGEDOCE no Projeto Rio Vivo demonstra um modelo de gestão que fortalece a transparência e a prestação de contas. Ao converter a arrecadação em ações visíveis e mensuráveis (nascentes cercadas, sistemas de esgoto), o projeto reforça o ciclo da cobrança: o usuário paga, o recurso é aplicado, o benefício ambiental e social retorna para a bacia, validando o instrumento e incentivando a continuidade do pagamento.

Apesar disso, a governança enfrenta desafios, como a divergência de interesses entre os segmentos (usuários de água, poder público, sociedade civil) e a necessidade de maior capacitação técnica dos membros dos comitês para a tomada de decisões complexas, como a definição dos valores de cobrança e a priorização de investimentos (CBH-DOCE, s.d.).

Comentários finais

A experiência da bacia do rio Doce com a cobrança pelo uso da água, firmada no Projeto Rio Vivo, demonstra a potencialidade desse instrumento econômico para financiar a recuperação ambiental e promover a gestão descentralizada. O projeto se destaca como um modelo de conversão da arrecadação em ações concretas de revitalização, como o cercamento de mais de 2.000 nascentes e a implantação de sistemas de saneamento rural, contribuindo para a melhoria das condições da bacia após o desastre de Mariana.

No entanto, o caso do córrego Brejaubinha ilustra que os desafios persistem, especialmente no que tange ao saneamento básico e ao monitoramento da qualidade da água. A persistência de altos níveis de coliformes, em desacordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005, aponta para a necessidade de uma melhor articulação entre a gestão hídrica e a gestão municipal de

saneamento. A cobrança, por si só, não resolve o problema da poluição; ela financia as soluções, mas a eficácia depende da integração de políticas públicas e da fiscalização.

A continuidade e o aperfeiçoamento do Projeto Rio Vivo, aliados a uma fiscalização mais rigorosa e à efetivação do enquadramento dos corpos d'água, são cruciais para a sustentabilidade hídrica da bacia. Sugere-se, como futuras pesquisas, a realização de estudos de custo-benefício das ações do Rio Vivo e a avaliação da percepção dos usuários sobre a legitimidade da cobrança e o retorno dos investimentos.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001 e da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) através do Convênio CAPES/UNESP Nº. 951420/2023. Agradeço ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - ProfÁgua pelo apoio técnico científico aportado até o momento.

Referências Bibliográficas

AGEDOCE. Iniciativa Rio Vivo continua gerando cada vez mais resultados expressivos na bacia do Rio Doce. Governador Valadares: AGEDOCE, 2024. Disponível em: https://cbhdoce.org.br/geral/iniciativa-rio-vivo-continua-gerando-cada-vez-mais-resultados-expressivos-na-bacia-do-rio-doce. Acesso em: 1 dez. 2025.

AGEDOCE. Informe mensal: edição novembro de 2025. 2025. Disponível em: < https://agedoce.org.br/2025-6/>. Acesso em: 20 nov. 2025.

AGEDOCE. Rio Vivo continua avançando na recuperação de nascentes e obras de saneamento rural. 2024. Disponível em: <https://agedoce.org.br/2024/06/27/rio-vivo-continua-avancando-na-recuperacao-de-nascentes-e-obras-de-saneamento-rural/>. Acesso em: 2 dez. 2025.

ANA – AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (Brasil). Cobrança pelo uso de recursos hídricos. Brasília, DF: ANA, [s.d.]. Disponível em:<https://www.gov.br/ana/pt-br/assuntos/gestao-das-aguas/politica-nacional-de-recursos-hidricos/cobranca>. Acesso em: 1 dez. 2025.

ANA – AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (Brasil). Cobrança pelo uso de recursos hídricos: fundamentos e aplicação no Brasil. Brasília: ANA, 2017.

ANA – AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (Brasil). Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil. 2024: informe anual. Brasília: ANA, 2024. 154 p. Disponível em: https://biblioteca.ana.gov.br/sophia_web/Acervo/Detalhe/106160?returnUrl=/sophia_web/Home/Index&guid=1734307203948 Acesso em: 11 out. 2025.

ANA – AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (Brasil). Revisão e Atualização do Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Doce (PIRH Doce): PP07 - Atualização do Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Doce. Elaborado por Engecorps Engenharia S.A. Barueri, SP: ANA, set. 2023. 457 p. (Relatório 1454-ANA-07-RH-RT-0001-R4) Disponível em: https://cbhdoce.org.br/wp-content/uploads/2023/10/1454-ANA-07-RH-RT-0001-R4_Doce.pdf. Acesso: 9 out. 2025.

BRAGA, Benedito; TUNDISI, José Galizia; REBOUÇAS, Aldo da C. Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação. 4. ed. São Paulo: Escrituras, 2015.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 9 jan. 1997.

CBH-DOCE – Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Doce. Projeto Rio Vivo: ações para revitalização ambiental da bacia. Governador Valadares: CBH-Doce, 2018.

COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DOCE (CBH-Doce). Dia do Rio: proteção de nascentes impulsiona a recuperação da bacia do Rio Doce. 2025. Disponível em: <https://cbhdoce.org.br/noticias/dia-do-rio-protecao-de-nascentes-impulsiona-a-recuperacao-da-bacia-do-rio-doce>. Acesso em: 1 dez. 2025.

COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DOCE (CBH-Doce). Iniciativa Rio Vivo celebra mais de 1.500 nascentes cercadas. Governador Valadares: CBH-Doce, 2024. Disponível em: <https://cbhdoce.org.br/2024/07/03/iniciativa-rio-vivo-celebra-mais-de-1-500-nascentes-cercadas/>. Acesso em: 2 dez. 2025.

COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DOCE (CBH-Doce). Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Doce. Governador Valadares: CBH-Doce, [s.d.]. Disponível em: <https://cbhdoce.org.br/instrumento-de-gestao/plano-de-recursos-hidricos>. Acesso em: 2 dez. 2025.

COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DOCE (CBH-Doce). Projeto Rio Vivo: Relatório de Atividades 2024. Governador Valadares: CBH-Doce, 2025. Disponível em: <https://www.cbhdoce.org.br/wp-content/uploads/2025/04/Relatorio-atividades-DOCE-2024.pdf>. Acesso em: 4 dez. 2025.

COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DOCE (CBH-Doce). Relatório de Gestão Participativa. Governador Valadares: CBH-Doce, [s.d.]. Disponível em: <https://cbhdoce.org.br/relatorio-de-gestao-participativa/>. Acesso em: 2 dez. 2025.

COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PIRACICABA – MG. Anexo I – Ato Convocatório nº 24/2023. 2024. Disponível em: <https://cbhpiracicabamg.org.br/wp-content/uploads/2023/12/ANEXO-I-ATO-CONVOCATORIO-No-24-2023.pdf>. Acesso em: 3 dez. 2025.

CONAMA. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Diário Oficial da União: Brasília, DF, 18 mar. 2005.

CNRH. Resolução nº 227, de 4 de novembro de 2021. Brasília: Conselho Nacional de Recursos Hídricos, 2021.

FUNDAÇÃO RENOVA. Os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável e a revitalização do Rio Doce. Mariana: Fundação Renova, 2018. Disponível em: https://www.reparacaobaciariodoce.com/wp-content/uploads/2025/01/Paper-ODS-1710.pdf. Acesso em: 5 dez. 2025.

JACOBI, Pedro Roberto; SINISGALLI, Paulo Antonio de Almeida. Governança da água no Brasil: desafios e perspectivas. São Paulo: Annablume, 2012.

MACHADO, Paulo Affonso Leme. Direito ambiental brasileiro. 21. ed. São Paulo: Malheiros, 2013.

MIRANDA, Clarisse Carvalho et al. Análise da cobrança pelo uso de recursos hídricos em águas de domínio da União: estudo de caso da bacia hidrográfica do rio Doce (MG). **Research, Society and Development**, v. 10, n. 4, 2021. DOI: https://rsdjournal.org/index.php/rsd/article/view/13785.

PORTO, Monica Ferreira do Amaral; PORTO, Rubem La Laina. Gestão de bacias hidrográficas. Estudos Avançados, v. 22, n. 63, p. 43-61, 2008.

REBOUÇAS, Aldo da C.; BRAGA, Benedito; TUNDISI, José Galizia (orgs.). Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação. 2. ed. São Paulo: Escrituras, 2006.

REBOUÇAS, Aldo da C. BRAGA, Benedito TUNDISI, José Galizia (Orgs.). Águas Doces no Brasil: Capital Ecológico, Uso e Gestão. 3. ed. São Paulo: Escrituras, 2006.

RICHTER, Carlos A. Água: métodos e tecnologia de tratamento. 2. ed. São Paulo: Blucher, 2009.

TUCCI, Carlos Eduardo Morelli. Hidrologia: Ciência e Aplicação. 4. ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 2001.

TUNDISI, José Galizia; MATSUMURA-TUNDISI, Takako. Recursos hídricos no século XXI: gestão e planejamento. São Carlos: RiMa, 2011.

VON SPERLING, Marcos. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 4. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2014.

ZHOURI, Andréa; LASCHEFSKI, Klemens; PAIVA, Ângela (orgs.). Mineração, violências e resistências: um campo aberto à produção de conhecimentos no Brasil. Marabá: iGuana, 2018.

ZHOURI, Andréa; LASCHEFSKI, Klemens; PAIVA, Ângela. O Desastre da Samarco e a Governança das Águas no Brasil. Rio de Janeiro: Editora Fiocruz, 2018.

SEGURANÇA ALIMENTAR NO MARANHÃO: A IMPORTÂNCIA DOS PLANOS DE RECURSOS HÍDRICOS DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS

1 Nilder Silva Pereira, 2 Paulo Henrique Aragão Catunda, 3 Angela Maria Perez Gimenez, 4 Camila Nascimento Luz, 5 Mariana Junqueira Pereira, 6 Rafaela Lobão Martins, 7 Yara Thâmara Queirós Costa

1 Universidade Estadual do Maranhão (UEMA, e-mail: nildersp@gmail.com;
2 Universidade Estadual do Maranhão (UEMA), e-mail: albuquerque@ifma.edu.br;
3 Universidade Estadual do Tocantins (UNITINS), e-mail: perezgimenezadv@gmail.com;
4 Instituto Federal do Maranhão (IFMA), e-mail: camilaluzagr@gmail.com
5 Pontifícia Universidade Católica de Goiás (PUCGO),e-mail: marianajunqueirapr@gmail.com
6 Instituto Federal do Maranhão (IFMA), e-mail: rafaelalobaomartins@gmail.com
7 Instituto Federal do Maranhão (IFMA), e-mail: srta_costa@hotmail.com

Palavras-chave: Gestão Hídrica; Comitês de Bacias; Equilíbrio de Interesses.

Resumo

O trabalho analisa a segurança alimentar e nutricional no Maranhão a partir da gestão hídrica como variável crítica para a resiliência do sistema produtivo, em um estado que apresenta baixos indicadores socioeconômicos e elevados níveis de insegurança alimentar. A metodologia fundamenta-se na análise do arcabouço legal e em estudos técnicos e acadêmicos, com foco na dualidade do setor agrícola, caracterizada pela agricultura familiar de sequeiro voltada ao abastecimento interno e pelo agronegócio de commodities direcionado à exportação. O trabalho propõe a análise da situação dos Comitês de Bacias Hidrográficas (CBHs), conforme previsto na Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), com a consequente elaboração dos Planos de Recursos Hídricos (PRHs), como condição para a efetiva implementação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH) e para o uso racional e integrado da água. A ausência ou insuficiência de CBHs e de seus respectivos PRHs na maior parte das bacias, à exceção da bacia do rio Itapecuru, configura uma lacuna de governança que inviabiliza instrumentos da PNRH, como a cobrança pelo uso da água e a adequada regulação dos usos hídricos, inclusive aqueles de pequena expressão, como os da agricultura familiar. Essa fragilidade compromete o financiamento e a regulação necessários para equilibrar interesses e garantir a segurança alimentar e nutricional, conforme estabelece a Lei nº 11.346/2006.

Introdução

A gestão dos recursos hídricos no Brasil fundamenta-se em diretrizes que asseguram o uso prioritário da água para o consumo humano e a dessedentação de animais, especialmente em situações críticas de escassez hídrica (Brasil, 1997). Essa priorização legal é um pilar indispensável para a manutenção da vida e deve estar intrinsecamente articulada às estratégias de combate à insegurança alimentar e nutricional que afeta diversos extratos da população no território maranhense (REDE PENSSAN, 2022).

O alcance da segurança alimentar plena em nível nacional demanda a integração sistêmica entre a proteção dos recursos naturais e a garantia de acesso permanente a alimentos de qualidade e em quantidade suficiente para todos (Brasil, 2006). Embora a implementação de políticas públicas eficazes tenha permitido ao país a saída do Mapa da Fome em 2025, a sustentabilidade dessa conquista histórica depende da preservação rigorosa dos mananciais indispensáveis à continuidade da produção agrícola (Brasil, 2025).

No território maranhense, a degradação sistêmica de bacias hidrográficas vitais por pressões antrópicas desordenadas e pela ausência crônica de infraestrutura de saneamento básico compromete severamente o abastecimento público e a produtividade da pesca artesanal (IMESC, 2024). A reversão imediata desse quadro crítico depende da aplicação efetiva dos instrumentos de gestão previstos na regulamentação estadual, visando garantir a preservação técnica dos mananciais e o controle rigoroso de todos os usos hídricos em conformidade com as metas de sustentabilidade regional (MARANHÃO, 2019).

A variabilidade climática extrema e a recorrência de eventos hidrológicos severos amplificam os riscos de déficit no fornecimento e prejudicam diretamente a estabilidade da produção de alimentos básicos em todo o estado (ANA, 2020). Essa vulnerabilidade sistêmica impõe que a governança das águas utilize bases de dados consistentes e critérios técnicos robustos para assegurar a resiliência dos sistemas produtivos regionais e a proteção das comunidades mais fragilizadas (EMBRAPA, 2022).

Diante do cenário exposto, o presente estudo objetiva analisar a eficácia da implementação da Política Estadual de Recursos Hídricos (PERH) como variável determinante para a garantia da segurança alimentar e nutricional no Maranhão (Maranhão, 2004). Busca-se compreender como o fortalecimento do arcabouço institucional do Sistema de Segurança Alimentar e Nutricional pode ser potencializado pela gestão eficiente e descentralizada das bacias hidrográficas maranhenses (Maranhão, 2014).

Materiais e Métodos

A base documental desta pesquisa compreende o levantamento do arcabouço normativo federal e estadual que regulamenta a gestão das águas e o sistema de segurança alimentar no território maranhense. O procedimento metodológico utiliza a análise exploratória para catalogar a vacância de planos diretores nas bacias hidrográficas e sua relação direta com a resiliência dos sistemas produtivos regionais (BRASIL, 2006). Esta abordagem qualitativa permite confrontar os instrumentos

de planejamento hídrico previstos na legislação vigente com os indicadores de vulnerabilidade nutricional observados nas comunidades locais (MARANHÃO, 2004).

O processamento das informações coletadas fundamenta-se na verificação técnica da inexistência de instrumentos de gestão nas bacias maranhenses e seu impacto na governança ambiental regional. A etapa de análise utiliza estudos acadêmicos e relatórios de órgãos públicos para constatar como a desestruturação do planejamento hídrico compromete a continuidade das políticas de abastecimento (BRASIL, 1997). Através dessa sistematização, evidencia-se que a consolidação do sistema de segurança alimentar no estado vincula-se à implementação efetiva das diretrizes estabelecidas na política hídrica (MARANHÃO, 2014).

Resultados e Discussão

A análise das políticas de desenvolvimento para a segurança alimentar e nutricional no Maranhão deve focar na persistente crise de insegurança alimentar que compromete o direito humano à alimentação adequada. Este cenário reflete a profunda fragilidade socioeconômica estadual detalhada no Quadro 1, cuja superação vincula-se diretamente ao cumprimento das metas globais estabelecidas pelos ODS 2 e 6 (UNICEF, 2015).

Quadro 1: Indicadores Econômicos e Sociais do Maranhão

INDICADOR	VALOR	POSIÇÃO	ANO	STATUS
Insegurança Alimentar	43,6%	4° Maior	2023	Crítico
IDH Estadual	0,676	Último	2022	Crítico
Renda per Capita	R$ 1.077,00	Último	2024	Crítico
Exportações Agrícolas	R$ 11,4 bi	-	2023	Positivo

Fonte: Autores, à partir de dados oficiais, 2025.

A base jurídica para a gestão das águas no Brasil decorre do Artigo 21, inciso XIX da Constituição Federal, que estabelece a competência da União para instituir o sistema nacional de gerenciamento de recursos hídricos e definir os critérios de outorga (BRASIL, 1988). Em cumprimento ao preceito constitucional, a Lei Federal nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997, institui a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), a qual garante o uso prioritário para o consumo humano e a dessedentação de animais em situações de escassez, estruturando-se através de instrumentos fundamentais como os planos de recursos hídricos elaborados pelos comitês de bacias, a outorga e a cobrança pelo uso da água (BRASIL, 1997).

A fundamentação constitucional para o combate à fome no Brasil estabelece a alimentação como um direito social indispensável à dignidade da pessoa humana, impondo ao Estado o dever de formular políticas públicas eficazes para sua plena concretização (Brasil, 1988). Em cumprimento ao preceito fundamental, a Lei Federal nº 11.346, de 15 de setembro de 2006, institui o Sistema Nacional de Segurança Alimentar e Nutricional (SISAN) e a Política Nacional de Segurança Alimentar e Nutricional (PNSAN), os quais se articulam com as esferas estaduais para a implementação de instrumentos estratégicos como o Plano Nacional, o Plano Estadual e as Conferências (Brasil, 2006).

A Lei Federal nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007, estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico e define os parâmetros fundamentais para a proteção da saúde pública e a conservação dos recursos hídricos (BRASIL, 2007). Em âmbito regional, a Lei Estadual nº 8.923, de 12 de janeiro de 2009, institui a Política Estadual de Saneamento Básico para disciplinar a gestão associada dos serviços e garantir a integridade dos mananciais indispensáveis à produção de alimentos (MARANHÃO, 2009).

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída pela Lei Federal nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, contribui diretamente para a Segurança Alimentar e Nutricional (SAN) ao proteger a qualidade da água contra a poluição resultante do descarte irregular de resíduos (Brasil, 2010). Em paralelo, o Novo Código Florestal, estabelecido pela Lei Federal nº 12.651, de 25 de maio de 2012 reforça a PNRH e a SAN, uma vez que sua proteção às Áreas de Preservação Permanente (APPs) é fundamental para a regulação dos ciclos hídricos e a manutenção da qualidade e quantidade da água (Brasil, 2012).

A Política Estadual de Recursos Hídricos do Maranhão, instituída pela Lei Estadual nº 8.149, de 15 de junho de 2004, estabelece o Sistema de Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos para promover o uso sustentável e a proteção dos mananciais em todo o território maranhense (Maranhão, 2004). Em complemento ao dispositivo legal, o Decreto nº 34.847, de 14 de maio de 2019, regulamenta os instrumentos de gestão e os critérios técnicos para a implementação da política hídrica estadual, visando assegurar a eficiência administrativa e o controle rigoroso dos usos hídricos regionais (Maranhão, 2019).

O Sistema de Segurança Alimentar e Nutricional do Estado do Maranhão, instituído pela Lei Estadual nº 10.152, de 10 de dezembro de 2014, estabelece as diretrizes para assegurar o direito humano à alimentação adequada e a soberania nutricional em todo o território estadual (Maranhão, 2014). Em convergência com as metas de sustentabilidade, a Lei Estadual nº 10.986, de 21 de dezembro de 2018, institui a Política Estadual de Agroecologia e Produção Orgânica do Maranhão (PEAPOMA), visando fomentar sistemas produtivos saudáveis e integrados à preservação ambiental regional (Maranhão, 2018).

Estudos recentes corroboram que o acesso regular à água é um determinante biofísico e social para mitigar a incidência de insegurança alimentar grave em territórios vulneráveis (BRAGANÇA *et al.*, 2020; REDE PENSSAN, 2022). Esse diagnóstico é reforçado pelo Conselho Estadual de Segurança Alimentar e Nutricional, que aponta a necessidade de políticas integradas para proteger as comunidades rurais maranhenses contra o desabastecimento, o qual atua como o principal catalisador das tensões sociais e das disputas pelo uso do recurso bruto detalhadas no fluxograma de conflitos da Figura 1 (CONSEA-MA, 2020).



Figura 1. Fluxograma dos conflitos hídricos e vulnerabilidade alimentar no Maranhão
Fonte: Autores (2026).

O Zoneamento Ecológico-Econômico indica que vastas áreas do estado possuem baixa aptidão agrícola natural, o que exige o uso eficiente da água e a adoção de práticas conservacionistas rigorosas (IMESC, 2024). Somado a isso, o subfinanciamento municipal e a baixa integração de políticas públicas dificultam o cumprimento das metas de saneamento e a proteção da qualidade hídrica regional (IPEA, 2024).

A sustentabilidade dos recursos hídricos depende da operacionalização de redes de monitoramento e do compartilhamento de dados consistentes sobre a disponibilidade dos mananciais (EMBRAPA, 2022). A aplicação desses instrumentos de gestão previstos na legislação federal é essencial para sinalizar o valor real do recurso e desestimular o desperdício nos setores produtivos de alto consumo (Brasil, 1997).

A efetividade das políticas hídricas no Maranhão esbarra em desafios operacionais que impedem a execução plena das diretrizes de regulação e planejamento das bacias hidrográficas em todo o território estadual (Maranhão, 2004). À exceção do Rio Itapecuru, a carência desses instrumentos reflete a desarticulação institucional que contribui para a persistência dos elevados índices de insegurança alimentar observados na população (Maranhão, 2024).

A análise comparativa dos instrumentos legais evidencia que a maioria deles permanece apenas parcialmente implementada no estado (Quadro 2). Isso reforça o desafio central: operacionalizar de forma plena os mecanismos da PNRH para garantir a concretização do SISAN, especialmente por meio do cumprimento das atribuições previstas dos Comitês de Bacia Hidrográfica (Brasil, 1997). Nesse sentido, fortalecer a interconexão entre segurança hídrica e alimentar é fundamental para o cumprimento do direito humano à alimentação adequada e para o avanço no cumprimento dos ODS 2 e 6.

Quadro 2. Principais instrumentos legais relacionados à segurança alimentar e hídrica no Brasil e no Maranhão, destacando o ano de instituição, a situação de implementação no estado e sua eficácia relativa.

INSTRUMENTO LEGAL	STATUS NO MA	EFICÁCIA
PNRH – LF 9.433/1997	Parcial	Baixa
SISAN – LF 11.346/2006	Implantação	Baixa
PERH (MA) – LE 8.149/2004	Parcial	Baixa
SISAN (MA) - LE 10.152/2014	Parcial	Baixa
PEAPOMA – LE 10.986/2018	Fase Inicial	Baixa

Fonte: Autores, 2025.

A Academia Brasileira de Ciências destaca a contribuição da ciência no enfrentamento da fome com ênfase no fortalecimento da bioeconomia a partir das potencialidades agropecuárias dos biomas Cerrado e Amazônia no Maranhão através de bases de dados regionais (ABC, 2024). Para reverter o ciclo de ineficiência operacional e a carência de meios de operacionalização técnica das políticas públicas vigentes, Silva, Falsarella e Mariosa (2022) destacam a urgência de sistemas de informação robustos que sustentem decisões governamentais e garantam a eficácia das ações voltadas à segurança alimentar.

Este estudo analisa a gestão hídrica como variável determinante para a resiliência e o fortalecimento da segurança alimentar no Maranhão considerando a aplicação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos por meio dos planos elaborados pelos comitês de bacias (BRASIL, 1997). As informações da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico evidenciam a necessidade de governança voltada ao uso eficiente da água e à efetivação do Direito Humano à Alimentação Adequada para consolidar as práticas sustentáveis na agricultura regional, conforme sintetizado nos eixos de integração da Figura 2 (ANA, 2024).

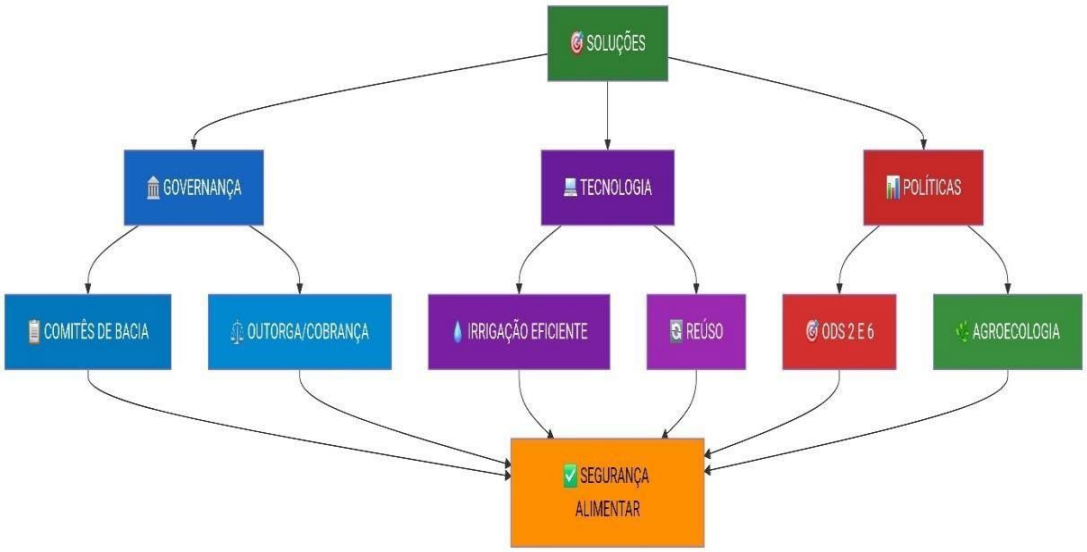


Figura 2. Eixos de soluções para a integração entre gestão hídrica e segurança alimentar e nutricional no Maranhão. O diagrama destaca três dimensões principais: Governança (comitês de bacia e instrumentos de outorga/cobrança), tecnologia (irrigação eficiente e reuso de água) e políticas (ODS 2 e 6, práticas agroecológicas),que de forma articulada contribuem para fortalecer a segurança alimentar e asustentabilidade agrícola.
Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

A gestão hídrica é central para a sustentabilidade visto que cerca de 50% do uso consuntivo da água no Brasil destina-se à agricultura, o que no Maranhão expõe pequenos produtores a riscos crônicos de safra devido ao déficit hídrico médio de 37% em anos recentes (ANA, 2020). A ausência da aprovação do Plano de Recursos Hídricos pelos Comitês de Bacia Hidrográfica operantes agrava essa situação, uma vez que tais colegiados seriam os responsáveis pela regulação e pelo planejamento descentralizado do uso da água indispensável para a segurança alimentar (ANA, 2022).

Conclusão

A agricultura maranhense caracteriza-se por uma dualidade estrutural acentuada que reflete diretamente na distribuição e no uso dos recursos naturais disponíveis em todo o território estadual de forma persistente. Essa configuração evidencia que a produção familiar sustenta o abastecimento interno enquanto o agronegócio de exportação gera pressões crescentes sobre os mananciais hídricos e exige o fortalecimento imediato dos sistemas de controle para evitar a degradação ambiental.

Diante desse cenário de desequilíbrio socioambiental a atual inércia na gestão hídrica precisa ser superada para harmonizar os diversos interesses produtivos com a proteção indispensável dos ecossistemas que sustentam a vida. A consolidação de sistemas de informação robustos deve portanto sustentar as decisões técnicas para garantir a eficácia das políticas públicas e promover a resiliência no campo frente às variações climáticas que ameaçam a produção regional.

Essa gestão qualificada da água assume papel central na sustentabilidade agrícola visto que a governança ineficiente compromete a regularidade do manejo rural e a estabilidade do abastecimento nutricional básico de toda a população. No Maranhão a predominância da agricultura de sequeiro sem o devido suporte tecnológico fragiliza a produção de alimentos e exige que o estado assuma o controle rigoroso sobre os instrumentos de outorga para assegurar a justiça social.

As políticas de recursos hídricos detêm o protagonismo central da Estratégia Estadual de Segurança Alimentar e Nutricional ao integrarem o planejamento das bacias com as metas de erradicação da fome e da miséria extrema. Este núcleo normativo fundamental é circundado por diretrizes de saneamento básico e de tratamento de resíduos sólidos que operam de forma integrada para assegurar a perenidade e a qualidade biológica dos mananciais protegidos no território.

Todavia apesar desse sólido arcabouço que integra as esferas federal e estadual o Maranhão ainda enfrenta um grave hiato operacional que compromete a execução das diretrizes de segurança hídrica em áreas de conflito. A não implementação dos comitês e a ausência dos planos de bacia dificultam a adaptação das normas às realidades locais ao deixar o sistema produtivo vulnerável às crises cíclicas de desabastecimento que impactam os pequenos produtores.

A lacuna na formação dos colegiados impede a aplicação da cobrança pelo uso da água e inviabiliza a arrecadação de recursos que poderiam financiar programas de extensão rural e educação ambiental para o manejo sustentável. Sem esses mecanismos financeiros e regulatórios perde-se a oportunidade de reinvestir na preservação dos mananciais e na capacitação técnica necessária para reduzir a vulnerabilidade do produtor familiar frente à escassez hídrica regional.

Portanto a consolidação institucional demanda a instalação dos comitês e a elaboração de planos de recursos hídricos que guardem compatibilidade com as diretrizes da política nutricional e de soberania alimentar vigente. Essa governança integrada entre os instrumentos de gestão das águas e os eixos de combate à fome configura-se como o suporte administrativo indispensável para garantir o cumprimento do direito humano à alimentação em todo o estado.

Referências

ACADEMIA BRASILEIRA DE CIÊNCIAS (ABC). Segurança Alimentar e Nutricional: O Papel da Ciência Brasileira no Combate à Fome. Rio de Janeiro: ABC, 2024. Disponível em: https://abc.org.br/wpcontent/uploads/2024/12/Seguranca-Alimentar-e-Nutricional-O-Papel-da-CienciaBrasileira-no-Combate-aFome-LIVRO-ABC-2024.pdf. Acesso em: 12 out. 2025.

BRAGANÇA, Maylla Luanna Barbosa Martins; AMORIM, Alessandra Karla Oliveira. Impactos da pandemia do novo coronavírus no direito humano à alimentação e à nutrição adequadas e programas de segurança alimentar e nutricional: quais os desafios e o que propor? Cadernos de Saúde Pública, v. 36, n. 9, e00221520, 2020. DOI-10.1590/0102-311x00221520. Disponível em: https://www.scielo.br/j/cadsc/a/tcXRxjqLqgyW4jsXRXKST6J/abstract/?lang=pt.Acesso em: 12 out. 2025.

BRASIL. [Constituição (1988)]. Constituição da República Federativa do Brasil: promulgada em 5 de outubro de 1988. Brasília, DF: Presidência da República. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm. Acesso em: 13 out. 2025.

BRASIL. AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICA (ANA). Atlas Irrigação: Uso da Água na Agricultura Irrigada. Brasília, DF: ANA, 2020. Disponível em: https://www.snirh.gov.br/portal/centraisdeconteudos/central-de-publicacoes/ana_coeficientes_agricultura_irrigada_vf.pdf. Acesso em: 12 out. 2025.

BRASIL. AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICA (ANA). Manual de usos consuntivos da água no Brasil (1931-2040). 2. Ed. Brasília, DF: ANA, 2022. Disponível em: https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/5146c9ec-5589-4afl-bd64-d34848f484fd. Acesso em: 12 out. 2025.

BRASIL. EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). Disponibilidade Hídrica: Desafio para a Produção Agrícola. Brasília, DF: Embrapa, [2023]. Disponível em: https://www.embrapa.br/buscadenoticias/-/noticia/98052600/artigo---indice-de-viabilidade-de-producao-de-culturas-anuais-pode-contribuirparaa-sustentabilidade-da-agricultura. Acesso em: 12 out. 2025.

BRASIL. EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). Sustentabilidade dos recursos de terra e água. Brasília, DF: Embrapa, [2022]. Disponível em: https://www.embrapa.br/tema-agua-erecursoshidricos/sustentabilidade-dos-recursos-de-terra-e-agua. Acesso em: 12 out. 2025.

BRASIL. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Maranhão: Panorama. Disponível em: https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ma/panorama. Acesso em: 12 out. 2025.

BRASIL. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Segurança alimentar nos domicílios brasileiros volta a crescer em 2023. Rio de Janeiro: IBGE, 2024. Disponível em: https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-noticias/2012-agencia-de-noticias/noticias/39838-.Acesso em 17 nov. 2025.

BRASIL. IPEA – INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA (IPEA). Agenda 2030: ODS 6: Assegurar a disponibilidade e a gestão sustentável da água e do saneamento para todas e todos. Brasília: IPEA, 2024. Disponível em: https://repositorio.ipea.gov.br/bitstreams/17cce56b-768d-4b71-8538-4521c52a685b/download. Acesso em: 12 out. 2025.

BRASIL. INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA (IPEA). Água, Problemas Complexos e o Plano Nacional de Segurança Hídrica. Brasília: IPEA, 2022. Disponível em: https://repositorio.ipea.gov.br/bitstreams/f5d2aff9-502f-4408-9b0b-13814410cf8f/download. Acesso em: 12 out. 2025.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Brasília, DF: Presidência da República, 1997. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19433.htm. Acesso em: 12 out. 2025.

BRASIL. Lei nº 11.346, de 15 de setembro de 2006. Cria o Sistema Nacional de Segurança Alimentar e Nutricional SISAN com vistas em assegurar o direito humano à alimentação adequada e dá outras providências. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, p. 1, 18 set. 2006. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/lei/111346.htm. Acesso em: 12 out. 2025.

BRASIL. Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/l11445.htm. Acesso em: 22 nov. 2025.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Brasília, DF: Presidência da República, 2010. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm. Acesso em: 12 out. 2025.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; e dá outras providências. Brasília, DF: Presidência da República, 2012. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm. Acesso em: 12 out. 2025.

BRASIL. Ministério da Previdência Social. Brasil sai do Mapa da Fome da ONU: conquista histórica reflete políticas públicas eficazes. Gov.br, 12 jul. 2025. Disponível em: https://www.gov.br/previdencia/ptbr/noticias/2025/julho/brasil-sai-do-mapa-da-fome-da-onu-conquista-historicareflete-politicas-publicaseficazes. Acesso em: 13 out. 2025.

MARANHÃO. CÂMARA INTERSETORIAL DE SEGURANÇA ALIMENTAR E NUTRICIONAL DO ESTADO DO MARANHÃO (CAISAN-MA). Plano Estadual de Segurança Alimentar e Nutricional (PLANESAN). [São Luís]: CAISAN-MA, [2021]. Disponível em: https://consea.ma.gov.br/uploads/consea/docs/PLANOESTADUAL-DE-SAN-PLANESANGRAFICA.pdf. Acesso em: 12 out. 2025.

MARANHÃO. CONSELHO ESTADUAL DE SEGURANÇA ALIMENTAR E NUTRICIONAL (CONSEA-MA). Consea monitora execução do programa cisterna no Maranhão. São Luís: CONSEA-MA, 18 dez. 2020. Disponível em: https://consea.ma.gov.br/noticias/consea-monitora-execucao-do-programa-cisterna-no-maranhao. Acesso em: 12 out. 2025.

MARANHÃO. Decreto nº 34.847, de 14 de maio de 2019. Regulamenta os Artigos 6º ao 13 da Lei Estadual n° 8.149/2004, que dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos. Diário Oficial do Estado do Maranhão, São Luís, 14 maio 2019. Disponível em: https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=377721. Acesso em: 12 out. 2025.

MARANHÃO. Decreto n. 37.805, de 14 de julho de 2022. Aprova o Regimento Interno do Conselho Estadual de Segurança Alimentar e Nutricional – CONSEA-MA e dá outras providências. Leis Estaduais, [S. L.], 14 jul. 2022. Disponível em: https://leisestaduais.com.br/ma/decreto-n-37805-2022-maranhao-aprova-o-regimentointerno-do-conselho-estadual-de-seguranca-alimentar-e-nutricional-consea-ma-e-da-outras-providencias. Acesso em: 15 out. 2025.

MARANHÃO. Governo do Estado. Produção agrícola no Maranhão atinge R$ 11,4 bilhões em exportações, em 2023, com destaque para soja e milho. São Luís: Governo do Estado do Maranhão, 2024. Disponível em: https://www.ma.gov.br/noticias/producao-agricola-no-maranhao-atinge-r-114-bilhoes-em-exportacoes-em2023com-destaque-para-soja-e-milho. Acesso em: 12 out. 2025.

MARANHÃO. Lei n° 8.149, de 15 de junho de 2004. Dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos, o Sistema de Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos, e dá outras providências. Diário Oficial do Estado do Maranhão, São Luís, 23 jun. 2004. Disponível em: https://faolex.fao.org/docs/pdf/bra183569.pdf. Acesso em: 12 out. 2025.

MARANHÃO. Lei nº 8.923, de 12 de janeiro de 2009. Institui a Política Estadual de Saneamento Básico (PESB), disciplina o convênio de cooperação entre entes federados para autorizar a gestão associada de serviços públicos de saneamento básico e dá outras providências. Disponível em: https://leisestaduais.com.br/ma/lei-ordinaria-n-8923-2009-maranhao-institui-a-politica-estadual-de-saneamento-basico-pesb-disciplina-o-convenio-de-cooperacao-entre-entes-federados-para-autorizar-a-gestao-associada-de-servicos-publicos-de-saneamento-basico-e-da-outras-providencias Acessoo em: 22 nov. 2025.

MARANHÃO. Lei n. 10.152, de 10 de dezembro de 2014. Dispõe sobre o Sistema de Segurança Alimentar e Nutricional do Estado do Maranhão, com vista a assegurar o Direito Humano à Alimentação Adequada. Leis Estaduais, [S. L.], 10 dez. 2014. Disponível em: https://leisestaduais.com.br/ma/lei-ordinaria-n-10152-2014-maranhao-dispoe-sobre-osistema-de-seguranca-alimentar-e-nutricional-do-estado-do-maranhao-com-vista-a-assegurar-o-direito-humanoa-alimentacao-adequada-revoga-as-leis-8541-de-26-12-2006-e-8-631-de-22-06-2007-e-da-outras-providencias. Acesso em: 15 out. 2025.

MARANHÃO. Lei nº 10.986, de 21 de dezembro de 2018. Institui a Política Estadual de Agroecologia e Produção Orgânica do Maranhão (PEAPOMA). Diário Oficial do Estado do Maranhão: Poder Executivo, São Luís, 24 dez. 2018. Disponível em: https://leisestaduais.com.br/ma/lei-ordinaria-n-10986-2018-maranhaoinstituia-politica-estadual-de-agroecologia-e-producao-organica-do-maranhao-peapoma. Acesso em: 12 out. 2025.

MARANHÃO. SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS NATURAIS (SEMA). Evolução da Gestão Participativa no Estado Maranhão – Comitês de Bacias Hidrográficas. São Luís, 3 fev. 2023. Disponível em: https://www.sema.ma.gov.br/noticias/evolucao-da-gestao-participativa-no-estado-maranhao-comites-de-bacias-hidrograficas. Acesso em: 18 out. 2025.

MARANHÃO. UNIVERSIDADE ESTADUAL DO MARANHÃO (UEMA). Codevasf e Uema lançam Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Itapecuru. Cubo, São Luís, 24 mar. 2025. Disponível em: https://cubo.jor.br/2025/03/24/codevasf-e-uema-lancam-plano-de-recursos-hidricos-da-bacia-hidrografica-do-rio-itapecuru/. Acesso em: 18 out. 2025.

MARANHÃO. UNIVERSIDADE ESTADUAL DO MARANHÃO (UEMA). NÚCLEO GEOAMBIENTAL (NUGEO). Bacias Hidrográficas Maranhenses. São Luís: Universidade Estadual do Maranhão (UEMA), [s.d.]. Disponível em: https://www.nugeo.uema.br/?page_id=255. Acesso em: 18 out. 2025.

REDE BRASILEIRA DE PESQUISA EM SOBERANIA E SEGURANÇA ALIMENTAR E NUTRICIONAL (REDE PENSSAN). II Inquérito Nacional sobre Insegurança Alimentar no Contexto da Pandemia da Covid-19 no Brasil. São Paulo: REDE PENSSAN, 2022. Disponível em: https://www12.senado.leg.br/noticias/arquivos/2022/10/14/olheestados-diagramacao-v4-r01-1-14-09-2022.pdf. Acesso em: 12 out. 2025.

SILVA, D. R. da; FALSARELLA, R. M. F.; MARIOSA, D. O. Sistemas de apoio à decisão e gestão de recursos hídricos: proposta de um modelo conceitual. Revista de Pesquisa em Ciências da Informação e Biblioteconomia, v. 37, n. 1, 2022. DOI-10.22478/ufpb.2358-0844.2022v37n1.63298. Disponível em: https://www.scielo.br/j/pci/a/xn63Km7sR8F854qVX4dt5TP/. Acesso em: 12 out. 2025.

UNICEF BRASIL. Objetivos de Desenvolvimento Sustentável. Disponível em: https://www.unicef.org/brazil/objetivos-de-desenvolvimento-sustentavel. Acesso em: 22 nov. 2025.

CHARACTERIZATION OF ZOOPLANKTON IN A VOLCANIC LAGOON IN THE MUNICIPALITY OF PATROCÍNIO/MG, BRAZIL

1 Daiane Oliveira Teixeira; 2 Giovanni Guimarães Landa; 3 Thiago Humberto da Silva Pires; 4 Sueli Aparecida dos Santos; 5 Afonso Pelli

1 Universidade Federal do Triângulo Mineiro, daianeteixeiraeng@gmail.com; 2 Centro Universitário Vale do Cricaré, gioguimaraes@yahoo.com.br; 3 Universidade Federal do Triângulo Mineiro, thiago.biologia@hotmail.com; 4 Universidade Federal do Triângulo Mineiro, sueli.aparecida.santos@uftm.edu.br; Universidade Federal do Triângulo Mineiro, afonsopelli@gmail.com

Keywords: limnology, biological indicators, environmental conservation, volcanic lake.

Abstract

The Chapadão de Ferro Lagoon, located in the Domo da Serra, in the municipality of Patrocínio, Minas Gerais, is a natural formation with few available scientific records. This study aimed to explore the lagoon, record images, collect samples for physicochemical analyses, and identify the zooplankton community. Water quality was assessed through analyses of the following parameters: temperature, pH, turbidity, total dissolved solids, and electrical conductivity, using the Horiba U51® multiparameter probe, complemented by laboratory tests. Zooplankton was collected with a 30 µm mesh trawl net and identified using taxonomic keys under light microscopy. The results revealed 26 *taxa*, with rotifers being the most diverse, followed by protozoa, both indicative of waters with low to moderate organic load. The water was classified as Class 2, according to CONAMA Resolution No. 375/2005, with average values of ammonia (0.208 mg/L), temperature (19.8°C), pH (5.98), oxidation-reduction potential (355), turbidity (1.17 NTU), total dissolved solids (7.24 mg/L), and electrical conductivity (17 µS/cm). These data indicate that the lagoon presents environmental conditions suitable for aquatic life, with environmental stability. The recorded biodiversity includes species typical of preserved environments. It is believed that the local fauna may contain endemic species, reinforcing the uniqueness of the formation and the need for more in-depth studies to understand its spatial and temporal environmental dynamics.

Introduction

The “Lagoa do Chapadão de Ferro”, located in the Domo da Serra, in the Municipality of Patrocínio in Minas Gerais, is a unique and peculiar formation. From a limnological point of view, it is little studied, with few published articles on the region identified (Bernardes et al. 2007).

The authors believe that the “Lagoa do Chapadão de Ferro” is natural, formed by ancient volcanic activity. Some authors defend the idea that its origin was from an impact. However, Crósta et al. (2019) discussed impact craters in South America and did not mention this formation.

Some authors argue that it is a magmatic intrusion, especially since there are some similar ones in Alto Paranaíba and Goiás. If it were an impact structure, we would have the typical structures and the crater would not be so circular; since meteorites enter the Earth's atmosphere normally tangentially. Shock waves would also be observed in the adjacent terrain, which are also absent. Therefore, it is probably an alkaline intrusion from the Cretaceous period (Gomes et al., 2018).

For Silva (2014), volcanic origin associated with different processes, such as intrusions, formed domed bodies, such as Serra Negra. In this case, the origin dates back 80 million years. Its alkaline intrusions form the profile, not always clear, due to the Tertiary cover, with a rich presence of phosphate (Silva, 2014).

According to Esteves (2011), the term lagoon is used to highlight all coastal and inland water bodies, regardless of their origin. Nascimento (2017) states that "the lagoon (Chapadão de Ferro) is an artificial system formed from the damming of streams..." and that "it resulted from the damming of the water of the Estiva streams, composed of two beds that originate in the southwest part, and the São Roque stream in the south of the complex...". However, this idea is not supported by the literature.

In Patrocínio, there is a dense hydrographic network belonging to the Paranaíba Basin. There are several watercourses, but only one natural lagoon. Lagoons that are present in or near urban areas can suffer various impacts generated by human activity. Natural lagoons have fauna with greater richness and diversity of species. Those that suffer different types of human impacts tend to have less richness. To work with the biota, a target community is often selected. In this study, the zooplankton community was chosen.

Zooplankton organisms stand out for their enormous species richness and great ecological importance, as they actively participate in processes responsible for the functioning of ecosystems – such as nutrient cycling and maintenance of food chains; serving as a vital link between primary producers and fish. They are considered a strategic compartment in the energy dissipation of aquatic ecosystems and in the maintenance and orientation of aquatic food webs (Goździejewska, Cymes, Glińska-Lewczuk, 2024).

Zooplankton is widely used as a bioindicator in aquatic environments due to its ease of observation, simplicity of collection, and sufficiently long life cycle to reflect environmental changes. Detailed analysis of these organisms, along with the assessment of abiotic factors, is essential for the effective recognition of these ecosystems. This process allows for an ecological diagnosis, contributing to the understanding of the balance of water bodies (Caroni, Piscia, Manca, 2025).

Thus, the present study aimed to locate and learn about the lagoon, carry out photographic documentation, sample and measure some physicochemical parameters, and characterize the zooplankton community.

Materials and Methods

The Chapadão de Ferro Lagoon (Figure 1) in the Serra Negra Dome measures approximately 11.8 km in the N-S direction and 15.5 km in the EW direction. The approximate center of the lagoon is located at coordinates 18°53'28.30"S; 46°49'27.63"W. The total perimeter of the formation is 42 km with an approximate area of 126 km². Apparently, the surface of the water body currently has a total perimeter of 4 km, with an approximate area of 1 km². The authors believe that the lagoon was dammed by a local access road. This embankment on the road produced a dam with an approximate height of 1.8 meters, resulting in a large flooded area. It is believed that the original lagoon had a perimeter of around 2.5 km with an approximate area of 0.19 km². Since the original vegetation was not removed, a thicket of toothpicks formed in the "new lagoon".

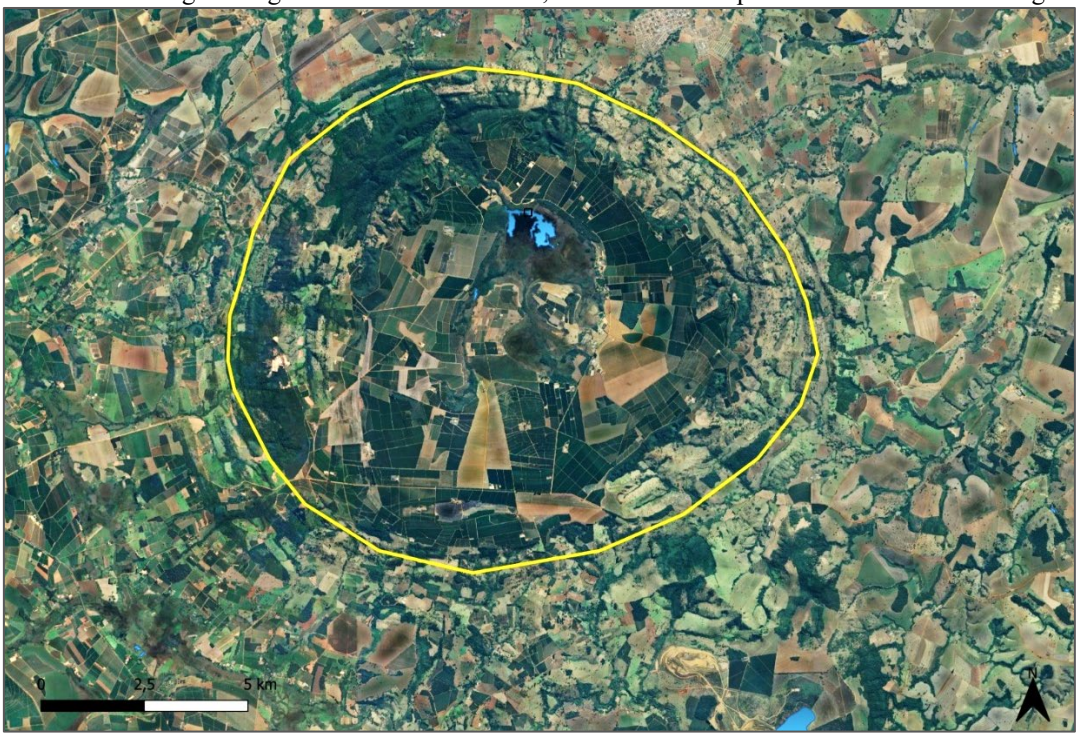


Figure 1: Location of the study area, "View of the Serra Negra Dome", Chapadão de Ferro Lagoon in Patrocínio, Minas Gerais, Brazil.
Source: modified by the authors from Google Earth®, 2024.

In this lagoon, three hydrogeological domains are observed: crystalline, Cenozoic formations, and metasedimentary-metavolcanic formations. The sampling points are properly marked (Figure 2).

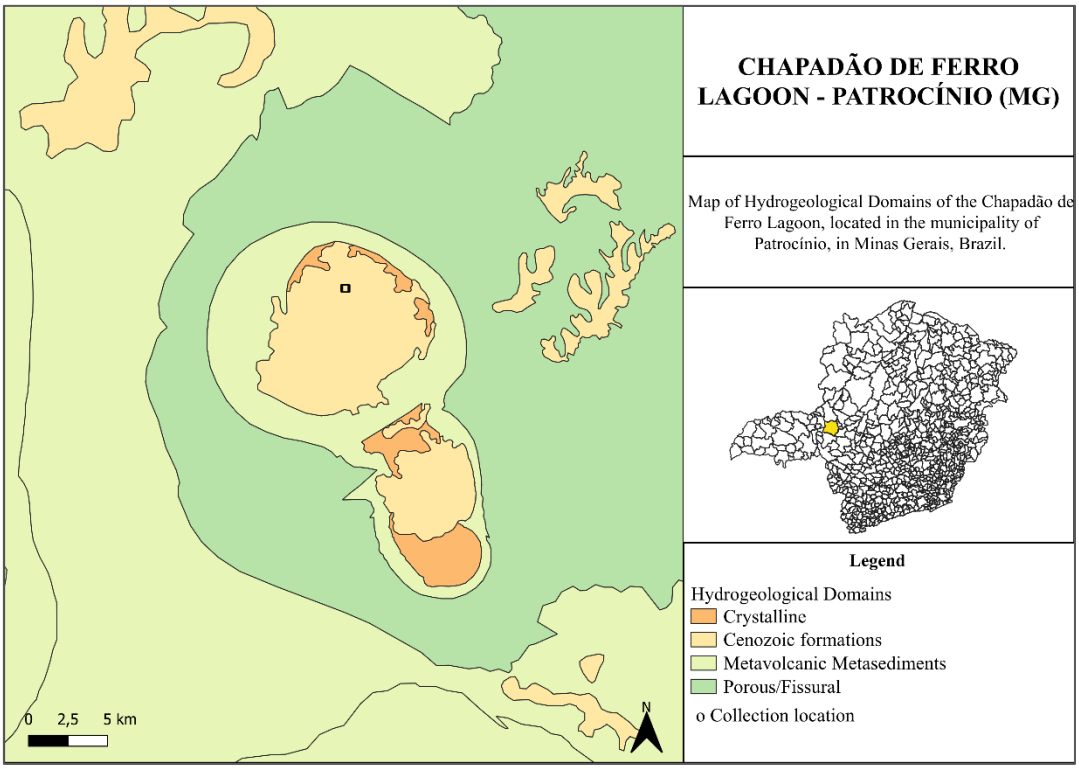


Figure 2: Map of hydrogeological domains in the study area.
Source: The Authors, 2024.

Figures 3 and 4 show a partial view of the "Lagoa do Chapadão de Ferro," located in the Domo da Serra Negra, in the municipality of Patrocínio, Minas Gerais. These are the locations where the physicochemical parameter analyses were performed.



Figure 3: Partial view of the "Chapadão de Ferro Lagoon", located in the Dome of the Serra, in Patrocínio, Minas Gerais, Brazil.
Source: The Authors, 2024.



Figure 4: Study environment and in situ analyses. Measurement of physicochemical parameters and sampling of limnological parameters at the outlet of the Chapadão de Ferro Lagoon, in Patrocínio, Minas Gerais, Brazil. Source: The Authors, 2024

The physicochemical parameters were verified in situ. The Horiba U51® probe was used for in situ measurement of the following parameters: Temperature (°C), pH, Oxidation-Reduction Potential, Electrical Conductivity (µS/Cm), Turbidity (NTU), Total Dissolved Solids (mg/L), and Salinity (ppt). For the measurement of ammonia concentration, the LabconTest® test was used, performed in triplicate at each point, based on analysis with reagents phenol sodium nitroprusside, sodium hydroxide, and sodium hypochlorite, comparing the result with a color scale and approximate values on the scale. All analyses, except those performed with the multiparameter probe, were performed in triplicate, using the simple average.

The assessment of the quality of the collected water samples was carried out in accordance with CONAMA Resolution 375 of March 17, 2005, which provides for the classification of water bodies and environmental guidelines for their classification, as well as establishing the conditions and standards for effluent discharge (Brazil, 2005).

The Google Maps®, Google Earth®, and Timestamp Camera Basic® applications were used for georeferencing.

The zooplankton community was sampled using a 30 µm mesh trawl net. After filtration, the sample was placed in a polyethylene bottle, and the vital dye "Rose Bengal" was added for better visualization of the organisms. After 30 minutes, it was fixed with 5% formalin.

Qualitative analysis was performed through taxonomic identification of organisms, whenever possible at the species level, using standard and specific optical microscopy techniques, employing taxonomic keys, comparison with illustrative plates, and consultations with specialized literature such as Koste (1978), Elmoor-Loureiro (1997), Nogrady; Segers (2002), Silva (2008), Souza (2008), Perbiche-Neves et al. (2015), and Gasulha (2022).

Results and Discussion

The results of the parameters obtained in the analyses, from May 23, 2024 and June 6, 2024, are presented in Tables 1 and 2, respectively.

Table 1: Physicochemical parameters of the water sampled at the mouth of the Chapadão Lagoon, located in Domo da Serra, in the Municipality of Patrocínio, Minas Gerais, on May 23, 2024.

Temperature (°C), pH, Oxidation-Reduction Potential, Electrical Conductivity (µS/Cm), Turbidity (NTU), Total Dissolved Solids (mg/L), and Salinity (ppt).

Parameters	Ponto 0
Ammonia (ppm)	0,167
Temperature (°C)	19,7
pH	5,54
ORP	394
Turbidity NTU	1,3
TDS mg/L	9,7
Electrical conductivity µS/Cm	11
Salinity ppt	0

Source: the authors.

Table 2: Physicochemical parameters of the water sampled in the Chapadão Lagoon, located in Domo da Serra, in the Municipality of Patrocínio in Minas Gerais, on June 6, 2024.

Parameters	Ponto 1	Ponto 2
Ammonia (ppm)	-	0,250
Temperature (°C)	18,9	20,7
pH	5,93	6,48
ORP	372	300
Turbidity NTU	0	2,2
TDS mg/L	0,009	12
Electrical conductivity µS/Cm	13	27
Salinity ppt	0	0

Source: the authors.

The parameters analyzed were compared to Class 2 established by Conama Resolution No. 357/2005. It was found that the average temperature values varied between 18.9 and 20.7 °C in the three sampled points. The analyses were carried out in the months of June and July, and all water bodies showed temperature variations throughout the day and seasons.

pH refers to the hydrogen ion potential, directly interfering with the metabolism of organisms. Conama Resolution No. 357/2005 establishes a pH value between 6 and 9 for the protection of aquatic life. Esteves (2011) identified that most lakes, rivers, or streams have a pH ranging from 6 to 8, depending on the type of soil, origin of the environment, and drainage basin. The values found were 5.54, 5.93, and 6.48, slightly acidic values, considered normal.

The results found for total dissolved solids were 9.7; The values were between 0.009 and 12 mg/L, indicating good environmental quality and low leaching of the adjacent soil during the sampling period. Turbidity is related to suspended materials such as sand, silt, clay, organic matter, and plankton. According to CONAMA Resolution No. 357/2005, the permitted level is up to 100 nephelometric turbidity units (NTU). The highest value obtained in the samples was 2.2, indicating good water quality and relative preservation of environmental integrity.

Electrical conductivity (EC) depends on the number of ions in solution present in the body of water, that is, the higher the concentration of ions, the greater its conductivity. This parameter does not have a limit value established in Conama Resolution No. 357/2005, but according to Von Sperling (2007), natural waters have conductivity levels in the range of 10 to 100 µS/cm, and in environments contaminated by domestic or industrial effluents, the values can reach 1,000 µS/cm. Giani et al. (1988) report values close to 400 µS/cm for the Pampulha Lagoon, an urban artificial reservoir. The results found for electrical conductivity were 11, 13 and 27 µS/cm, values within the normal range where the dissolved ions are the result of natural conditions of the hydrographic basin.

Ammonia can be present in non-ionized (NH_3) or ionized (NH_4^+) form, with the non-ionized form being the most harmful to aquatic life. The concentration of ammonia and its toxicity depend on factors such as pH, temperature, and dissolved oxygen levels. According to Conama Resolution 357/05, for surface waters classified as Class 2 and with a pH less than or equal to 7.5, the established limit is 3.7 mg/L. The values found were 0.167 and 0.250 ppm, which are within the permitted range and agree with the other parameters analyzed.

Table 3 presents some georeferenced points and their respective depths. In this region of the lagoon, the average depth was estimated at 90 cm. In addition to the central area of the former lagoon, its entire length is made up of reeds, indicating that the original vegetation was not suppressed before the damming.

Table 3: Depth (cm) and geographic coordinates at some sampled points in the flooded area of the reservoir formed by the road embankment, attached to the "Chapadão de Ferro Lagoon".

Sampled points	Depth (cm)	Coordinates
P1	75	
P2	90	18º 53' 61,00" 46º 49' 41,63"
P3	80	
P4	90	18º 53' 14,50" 46º 49' 42,89"
P5	90	18º 53' 14,53" 46º 49' 43,83"
P6	110	18º 53' 14,17" 46º 49' 44,92"

Source: the authors.

The zooplankton community of the "Lagoa do Chapadão de Ferro" was represented by 26 taxa, with Rotifera being the dominant group with 12 taxa, followed by Protozoa with 11, Copepoda with 2, and Cladocera with 1 taxonomic category (Table 4).

Table 04: Specific composition of the zooplankton community sampled with a 30 µm mesh trawl net, in the "Lagoa do Chapadão de Ferro", on June 6, 2024.

ROTIFERA
Ascomorpha ecaudis Perty, 1850
Brachionus falcatus Zacharias, 1898
Filinia longiseta Ehrenberg, 1834
Horaella thomassoni Koste, 1973
Keratella americana Carlin, 1943
Keratella cochlearis Gosse, 1851
Keratella lenzi Hauer, 1953
Lecane lunaris Ehrenberg, 1832
Macrochaetus collinsi (Gosse, 1867)
Polyarthra remata Skorikov, 1896
Polyarthra vulgaris Carlin, 1943
Trichocerca pusilla Lauterborn 1898
CLADOCERA
Bosminopsis deitersi Richard, 1895
COPEPODA
Calanoida
- náuplio
Cyclopoida
- náuplio
- copepodito
PROTOZOA
Arcella costata Ehrenberg, 1847
Arcella hemisphaerica Perty, 1852
Arcella megastoma Pénard, 1913
Arcella vulgaris Ehrenberg, 1830
Campanella umbellaria Linnaeus, 1767
Centropyxis aculeata (Ehrenberg, 1830) Stein, 1859
Centropyxis cassis (Wallich, 1864)
Difflugia acuminata Ehrenberg, 1838
Difflugia oblonga Ehrenberg, 1838
Euglypha acanthophora Ehrenberg, 1841
Lesquereusia spiralis (Ehrenberg) Butschli, 1880

Source: the authors.

The organisms found are small in size, have a short life cycle, and feed on microphages and detritivores, characteristics that condition their presence in lotic environments (Margalef, 1983), or even small lentic environments (Landa, Colchete, 2020).

Rotifers were the group that presented the greatest number of taxa (richness). A greater richness of this group is a well-reported and known fact for freshwater environments, both lentic and lotic (Lair, 2006).

The present study showed that rotifers (Brachionidae) dominated in terms of richness, with four species. This has been reported in other studies in the state of Minas Gerais (Landa, Aguila, Pinto-Coelho, 2002; Landa, Maas, Figueiredo, 2017). The Brachionidae and Trichocercidae families, also represented in this study, are mostly a planktonic group and are considered important indicators of physical and biological conditions in the environment, contributing a large number of individuals (Vieira et al., 2009).

The second group with the largest number of *taxa* was Protozoa, represented almost exclusively by testate amoebae. These organisms are characterized by having a sclerotized carapace, formed by the adhesion of mineral or organic particles and, according to Dabés (1995), have a semi-planktonic habitat, with a benthic and/or littoral phase during their life.

According to Silva (2008), protozoa play a very important ecological role in natural systems, as they constitute one of the main components of global biogeochemical cycles, regulating the supply and demand of organic carbon, nutrient cycling, and the balance of carbon dioxide and oxygen within and between ecosystems.

The great abundance of protozoa and rotifers at the sampled points may be mainly related to the characteristics of the environment. In mixing areas, resuspension of sediments at the bottom, rich in organic matter and decomposing bacteria, can occur, making these environments excellent substrates for the development of these groups of animals (Santos, Moreira, Rocha, 2013).

The Copepoda, the third richest group, was represented by Calanoida nauplii and Cyclopoida nauplii and copepodites. Several studies in freshwater environments discuss this characteristic, according to Lima et al. (1998), that is, the importance of juvenile copepod forms in the structure of the zooplankton community.

The predominance of the larval form, along with rotifers and protozoa, can be explained by the similarity in their feeding spectrum and also by their opportunistic characteristics (Tundisi, Tundisi, 2008).

Among the zooplanktonic organisms found in this study (Rotifera, Protozoa, and Cladocera), the vast majority are characteristic of waters with low or even moderate levels of organic load, according to the water quality classification of the Saprobic System (Landa et al., 1998). This system takes into account the composition and abundance of aquatic communities and some physicochemical parameters.

Final Considerations

Based on the results obtained, the physicochemical parameters analyzed in this study, such as temperature, pH, total dissolved solids (TDS), turbidity, and electrical conductivity, are in accordance with the standards established by Conama Resolution No. 357/2005 for Class 2 water bodies. Temperature and pH, which are fundamental for the stability of aquatic ecosystems, presented values within the acceptable limits for the protection of aquatic life. The low levels of total dissolved solids and turbidity also indicate the absence of significant impacts on water quality at the points studied, corroborating the preservation of the natural conditions of the environment. In addition, electrical conductivity, although without a specific regulatory limit, presented values within the expected range for non-impacted environments.

The results obtained for the Chapadão de Ferro Lagoon reflect the reality of other small lentic environments in tropical regions, especially in terms of their physicochemical characteristics and data related to the zooplankton community. In conclusion, the results indicate that the water quality is adequate for the proposed uses, and the investigated water bodies do not show signs of significant degradation.

It is important to emphasize that the results obtained in this study corresponded only to a short period and number of samples, not covering a hydrological year, the minimum period to have a limited understanding of the processes that develop in aquatic ecosystems.

Acknowledgments

For supporting and encouraging this study, the authors thank the P&D 208 project, made possible by the Minas Gerais Energy Company (CEMIG) and the National Electric Energy Agency (ANEEL); the Federal University of Triângulo Mineiro for the infrastructure provided; and CAPES for the master's scholarship for DO Teixeira.

Bibliographic References

BERNARDES, T. et al. Avaliação da acurácia do mapeamento do uso da terra no complexo Serra Negra, Patrocínio, MG, por interpretação visual e classificação automática de imagens Landsat. In: **SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO**, 13. (SBSR), 2007, Florianópolis. Anais... São José dos Campos: INPE, 2007. p. 5587-5594.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília: CONAMA, [2005]. Disponível em: http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459. Acesso em: 9 abr. 2026.

CARONI, R.; PISCIA, R.; MANCA, M. Indicators of Climate-Driven Change in Long-Term Zooplankton Composition: Insights from Lake Maggiore (Italy). **Water**, Basel, v. 17, n. 4, art. 511, 2025. https://doi.org/10.3390/w17040511. Disponível em: mdpi.com. Acesso em: 9 abr. 2026.

CRÓSTA, A. P. et al. Impact cratering: The South American record – Part 1. **Geochemistry**, Amsterdã, p. 1-61, 2019. https://doi.org/10.1016/j.chemer.2018.06.001.

DABÉS, M. B. G. S. Composição e descrição do zooplâncton de cinco lagoas marginais do rio São Francisco, Pirapora, Três Marias, Minas Gerais, Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v. 55, p. 831-845, 1995.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro, RJ: Editora Interciência. 3a. Ed. 2011.

GOŹDZIEJEWSKA, A.; CYMES, I.; GLIŃSKA-LEWCZUK, K. Zooplankton functional diversity as a bioindicator of freshwater ecosystem health across land use gradient. **Scientific Reports**, Londres, v. 14, 2024. https://doi.org/10.1038/s41598-024-69577-z. Acesso em: 9 abr. 2026.

LAIR, N. A review of regulation mechanisms of metazoan plankton in riverine ecosystems: aquatic habitat versus biota. **River Research and Applications**, Hoboken, v. 22, p. 567-593, 2006. https://doi.org/10.1002/rra.923. Disponível em: wiley.com. Acesso em: 9 abr. 2026.

LANDA, G. G. *et al*. Saprobiotic valences for microflora and microfauna species of tropical aquatic ecosystems – preliminary studies – Minas Gerais, Brazil. **Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte**

Limnologie, Stuttgart, v. 26, n. 4, p. 1737-1740, 1998. https://doi.org/10.1080/03680770.1995.11901032. Disponível em: tandfonline.com. Acesso em: 9 abr. 2026.

LANDA, G. G.; AGUILA, L. M. R. del; PINTO-COELHO, R. M. Distribuição espacial e temporal de *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908) (Rotifera) em um grande reservatório tropical (reservatório de Furnas), Estado de Minas Gerais, Brasil. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 24, n. 2, p. 313-319, 2002. https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v24i0.2272. Disponível em: uem.br. Acesso em: 9 abr. 2026.

LANDA, G. G.; MAAS, A. S. V. D.; FIGUEIREDO, J. G. Comunidade zooplanctônica da represa Epamig, Lavras, Minas Gerais, Brasil. **Revista de Ciências**, v. 8, n. 3, p. 11-22, 2017. Disponível em: http://bibliotecadigital.unec.edu.br/ojs/index.php/esaudecasu/index. Acesso em: 9 abr. 2026.

LANDA, G. G.; COLCHETE, I. V. H. Limnologia da comunidade zooplanctônica em um sistema lêntico em Belo Horizonte/MG. **Acta Biologica Brasiliensia**, Uberaba, v. 3, p. 68-78, 2020. Disponível em: https://doi.org/10.18554/acbiobras.v3i1.8724. Acesso em: 9 abr. 2026.

LIMA, A. F. et al. Environmental influence on Planktonic Cladocerans and Copepods in the Floodplain of the Upper River Paraná, Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, Brasília, v. 33, n. 2-3, p. 188-196, 1998. DOI: https://doi.org/10.1076/snfe.33.2.188.2165.

SILVA, Renato Emanuel. **Disponibilidade e demanda hídrica a partir da análise ambiental da região do alto curso do rio Dourados em Patrocínio (MG)**. 2014. 186 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Humanas) – Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2014. Disponível em: https://doi.org/10.14393/ufu.di.2014.32. Acesso em: 9 abr. 2026.

MARGALEF, R. **Limnologia**. Barcelona: Ediciones Omega S.A., 1983.

NASCIMENTO, Sebastião Salvino do. A lagoa do Chapadão de Ferro - Patrocínio/MG. **Revista Educação, Saúde e Meio Ambiente**, Patrocínio, v. 2, p. 241-258, 2017. Disponível em: https://www.unicerp.edu.br/public/magazines/docs/e7161a5a8d5d-ef3f.pdf. Acesso em: 9 abr. 2026.

SANTOS, R. M. dos; MOREIRA, R. A.; ROCHA, O. Composição e abundância do zooplâncton em um córrego urbano. **Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista**, Tupã, v. 9, n. 3, p. 18-32, 2013. DOI: https://doi.org/10.17271/19800827932013540. Acesso em: 9 abr. 2026.

SILVA, M. B. **Assembléias de amebas testáceas (Amoebozoa: Rhizopoda) associadas a rizosfera de *Eichhornia crassipes* (Martius) Solomons (Pontederiaceae) no Rio Cachoeira, Bahia**. 2008. 115 f. Dissertação (Mestrado em Sistemas Aquáticos Tropicais) – Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, 2008. Disponível em: http://www.dominiopublico.gov.br/pesquisa/DetalheObraForm.do?select_action=&co_obra=132809. Acesso em: 8 mar. 2019.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. **Limnologia**. 2. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

VIEIRA, A. C. B.; RIBEIRO, L. L.; SANTOS, D. N. P.; CRISPIM, M. C. Correlation between the zooplanktonic community and environmental variables in a reservoir from the Northeastern semi-arid. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Rio Claro, v. 21, n. 3, p. 349-358, 2009. Disponível em: https://www.actalb.org/article/627da1a2782aad07b35c1a54/pdf/alb-21-3-349.pdf. Acesso em: 9 abr. 2026.

APLICAÇÃO DO HAND PARA SIMULAÇÃO DE INUNDAÇÕES EM MICROESCALA: DESENVOLVIMENTO DE PLUGIN QGIS E APLICAÇÃO EM BARRA MANSA – RIO DE JANEIRO

1 Andrei Falbot, 1 Érico Fernando de Oliveira Martins, 1 Francisco Lledo dos Santos, 2 Vinicius de Azevedo Silva, 1 Rodrigo Bruno Zanin

[1]Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT), [2]Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ) - Programa de Mestrado Profissional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (ProfÁgua). e-mail: andrei.falbot@unemat.br; profericomartins@unemat.br; franciscolledo@unemat.br; contato@azevedoambiental.com; rodrigo.zanin@unemat.br;

Palavras-chave: HAND, QGIS, gestão de risco.

Resumo

As inundações urbanas representam um dos maiores desafios para a gestão municipal no Brasil, exacerbadas pela urbanização desordenada e eventos climáticos extremos. Este trabalho apresenta o desenvolvimento e a aplicação de um plugin para o *software* QGIS, baseado no modelo *Height Above the Nearest Drainage* (HAND), voltado para a simulação de inundações em microescala. A metodologia consistiu na automação de seis etapas de processamento geoespacial, utilizando um Modelo Digital de Elevação (MDE) de alta resolução (0,5 m) da cidade de Barra Mansa, RJ. Foram simulados cenários baseados em parâmetros de precipitação associados a eventos intensos em Barra Mansa-RJ, incluindo o acumulado de 160,9 mm em 24 horas e o pico de 80 mm em 1 hora registrados em abril de 2026. Os resultados permitiram avaliar a resposta espacial da mancha inundada e do raster de profundidade diante de diferentes combinações de precipitação, duração e coeficiente de escoamento. A validação quantitativa espacial, por meio de métricas como sobreposição, índice Kappa e F1-score, é indicada como etapa complementar, dependente da consolidação de uma camada observada de referência. O tempo de processamento médio de 24,8 segundos por cenário confirma a viabilidade da ferramenta para triagem rápida e apoio à decisão. Conclui-se que o *plugin* democratiza o acesso a ferramentas de análise de risco, permitindo que gestores municipais identifiquem áreas críticas de forma ágil e fundamentada.

Introdução

O processo de urbanização acelerada e, muitas vezes, sem um projeto de planejamento adequado no Brasil tem resultado em cidades vulneráveis a desastres naturais, sendo as inundações o fenômeno de maior recorrência e impacto socioeconômico. Segundo Tucci (2007), a impermeabilização do solo e a canalização de cursos d'água alteram drasticamente o ciclo hidrológico local, reduzindo o tempo de concentração e elevando os picos de vazão. Em cidades com topografia complexa, como Barra Mansa, no estado do Rio de Janeiro, essa vulnerabilidade é acentuada pela ocupação de áreas de várzea e encostas, tornando a gestão de riscos uma prioridade para a administração pública.

Apesar da relevância do problema, muitos municípios brasileiros sofrem com a carência de recursos técnicos e financeiros para implementar modelos hidrodinâmicos complexos, que exigem dados batimétricos detalhados e alto poder computacional para as simulações necessárias. Segundo o IPCC (2021), a frequência de eventos de precipitação extrema tende a aumentar nas próximas décadas, o que exige ferramentas de triagem rápida que possam ser operadas por técnicos municipais em ambiente de *software* livre. O CEMADEN (2024) reforça que a antecipação de cenários de inundação é fundamental para a emissão de alertas e a organização de planos de contingência.

Nesse sentido uma ferramenta *open-source* que permite a simular inundações em microescala (nível de lote, quadra ou bairro em uma área urbana) de forma automatizada e rastreável, pode fazer a diferença nessa triagem mais rápida e assertiva diante de eventos extremos. Modelos tradicionais, embora precisos, possuem curvas de aprendizado que exigem insumos que muitas prefeituras não possuem. Neste contexto, o modelo HAND (*Height Above the Nearest Drainage*) surge como uma alternativa interessante, pois utiliza a topografia relativa como principal preditor da suscetibilidade à inundação, dispensando, em uma primeira análise, parâmetros hidráulicos complexos.

O objetivo deste trabalho é apresentar o desenvolvimento de um *plugin* para o *software* QGIS que automatiza a aplicação do modelo HAND para microescalas urbanas. O trabalho foca na avaliação da ferramenta por meio de um estudo de caso no município de Barra Mansa - RJ, utilizando dados de um evento real ocorrido em abril de 2026. Assim o trabalho busca demonstrar que é possível obter resultados satisfatórios para triagem de riscos com baixo custo computacional e alta agilidade, contribuindo para uma democratização da gestão de recursos hídricos e riscos de desastres.

Fundamentação teórica

O modelo HAND (*Height Above the Nearest Drainage*) foi introduzido por Rennó et al. (2008) como um descritor topográfico inovador para a caracterização de ambientes hidrológicos na Amazônia. Diferente da elevação absoluta (altitude), o HAND calcula a distância vertical de cada pixel do terreno em relação ao ponto de drenagem mais próximo para o qual ele flui. A fundamentação hidrológica do modelo reside na premissa de que a altura relativa à rede de drenagem é um indicador direto do potencial gravitacional e, consequentemente, da profundidade do lençol freático e da suscetibilidade ao alagamento.
A formulação matemática básica do modelo é expressa por:

$$HAND(i) = Z(i) - Z_{\text{drenagem mais próxima}}$$

Onde:
Z(i) representa a cota altimétrica do pixel analisado e

$Z_{\text{drenagem mais próxima}}$ é a cota do pixel pertencente à rede de drenagem que recebe o fluxo do pixel i

Nos trabalhos de Nobre et al. (2011), o modelo se consolida com a eficácia do HAND em mapear zonas de perigo de inundação em escalas regionais, apresentando forte correlação com mapas de inundação gerados por sensoriamento remoto.

A transição do HAND para o ambiente de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) permitiu a integração com bibliotecas de processamento como GDAL, GRASS e SAGA. No entanto, a aplicação em microescalas urbanas apresenta desafios específicos. Sampson et al. (2015) observam que em áreas muito planas ou densamente urbanizadas, a presença de estruturas antrópicas (muros, edifícios, bueiros) pode criar barreiras ou conexões que os Modelos Digitais de Elevação (MDE) convencionais não capturam. Além disso, Schumann et al. (2014) alertam para a propagação de incertezas em MDEs sub-métricos, onde pequenos artefatos numéricos podem gerar falsos positivos, nas redes de drenagem, se não houver um condicionamento hidrológico rigoroso.

3. Metodologia

3.1 Área de estudo e dados utilizados

A área selecionada compreende um recorte urbano no município de Barra Mansa, RJ, totalizando 19.045,91 m². Foi utilizado um MDE de alta resolução (0,5 m), processado em sistema de referência SIRGAS 2000 / UTM zone 23S (EPSG:31983). Os parâmetros pluviométricos utilizados nos cenários foram definidos a partir de registros e informações públicas sobre eventos intensos no município, com destaque para o evento de abril de 2026, no qual foram identificados acumulado de 160,9 mm em 24 horas e pico de 80 mm em 1 hora. A ferramenta Perplexity AI foi utilizada apenas como apoio exploratório para localização inicial de fontes e referências públicas, não sendo tratada como fonte primária dos dados.

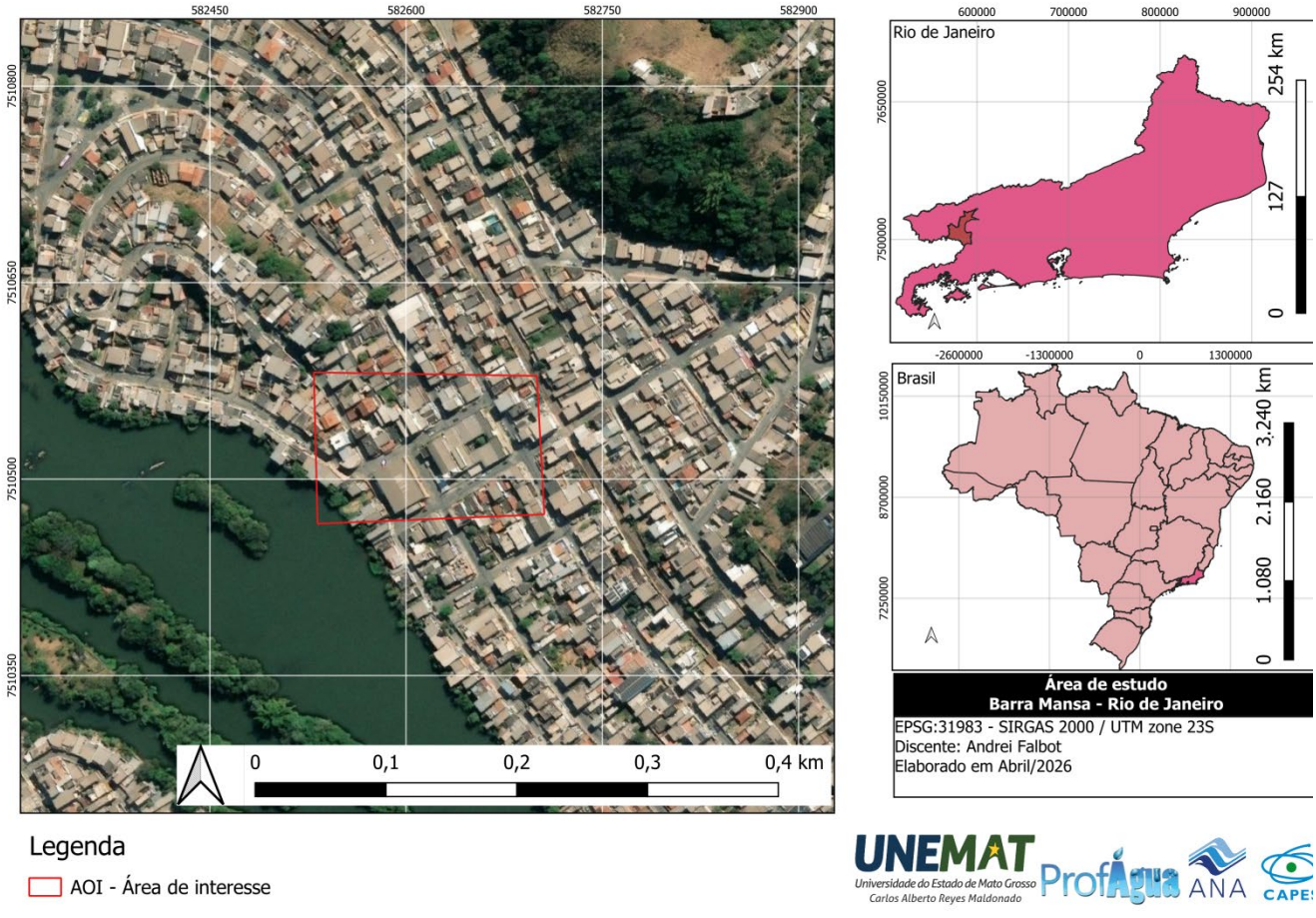


Figura 1: Localização da área de estudo utilizada para aplicação do método em Barra Mansa-RJ.

3.2. Desenvolvimento do plugin e fluxo de processamento

O plugin foi desenvolvido em Python (PyQGIS), integrando ferramentas do Processing Framework do QGIS. O fluxo automatizado compreende seis etapas críticas:

1. Recorte do MDE: Delimitação da área de interesse para otimização computacional.
2. Correção Hidrológica (Sink Fill): Remoção de depressões espúrias no MDE para garantir a continuidade do fluxo superficial.
3. Direção e Acumulação de Fluxo: Cálculo das rotas de escoamento e da área de contribuição de cada pixel.
4. Extração de Drenagem: Definição da rede hídrica utilizando um limiar (threshold) de 100 células de acumulação.
5. Cálculo do HAND: Geração do raster de distâncias verticais em relação à drenagem extraída.
6. Estimativa de Lâmina d'Água: Aplicação da fórmula simplificada para geração da mancha de inundação.

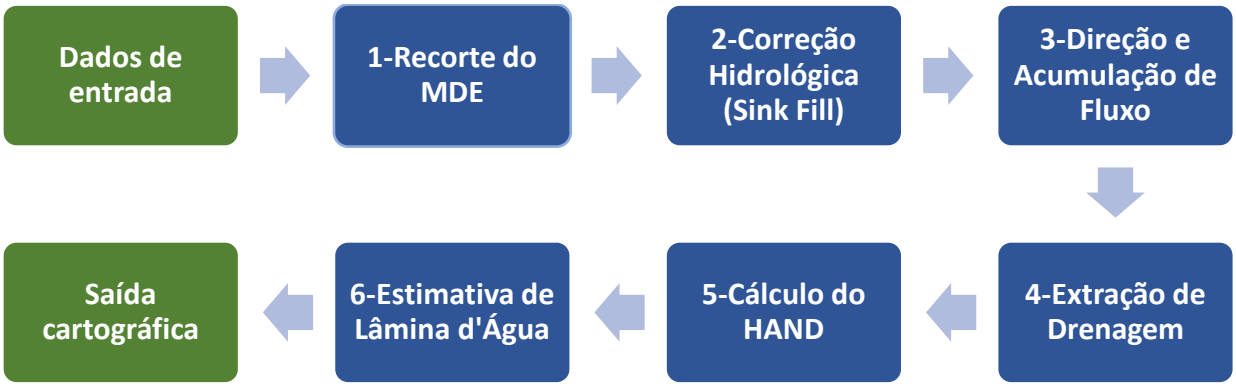


Figura 2: Fluxo metodológico adotado no plugin para geração da mancha inundada e do mapa de profundidade a partir do modelo do terreno, da área de interesse e dos parâmetros de chuva.

A estimativa da lâmina d'água (H) utiliza a seguinte formulação:

$$H = \left(\frac{P}{1000}\right) \times \left(\frac{D}{60}\right) \times C$$

Onde:
P é a precipitação (mm) acumulada no intervalo analisado,
D é a duração do evento (min) e
C é o coeficiente de escoamento superficial (adimensional).

Assim, eventos acumulados em 24 horas e picos horários possuem interpretações distintas: o acumulado diário indica a severidade geral do evento, enquanto o pico horário representa uma condição mais concentrada e adequada para análise de resposta rápida em microescala.

3.3. Definição de cenários e validação

Foram estabelecidos cenários de simulação combinando situações hipotéticas de projeto e parâmetros associados ao evento intenso de abril de 2026 em Barra Mansa-RJ:

- Cenário 1 (referência): 100 mm em 4 horas, com C=0,70, representando uma condição intensa de referência para comparação.
- Cenário 2 (pico horário observado): 80 mm em 1 hora, com C=0,75, associado ao pico de maior intensidade identificado no evento de abril de 2026.
- Cenário 3 (acumulado diário observado): 160,9 mm em 24 horas, com C=0,75, representando o acumulado total do evento em escala diária.
- Cenário 4 (sensibilidade): variações nos parâmetros de precipitação e coeficiente de escoamento, permitindo observar a resposta da mancha inundada diante de incertezas nos dados de entrada.

A validação quantitativa espacial com métricas como índice Kappa, F1-score e sobreposição espacial é prevista como etapa posterior, dependente da consolidação de uma camada observada georreferenciada da mancha real de inundação.

4. Resultados

4.1 Simulação dos cenários

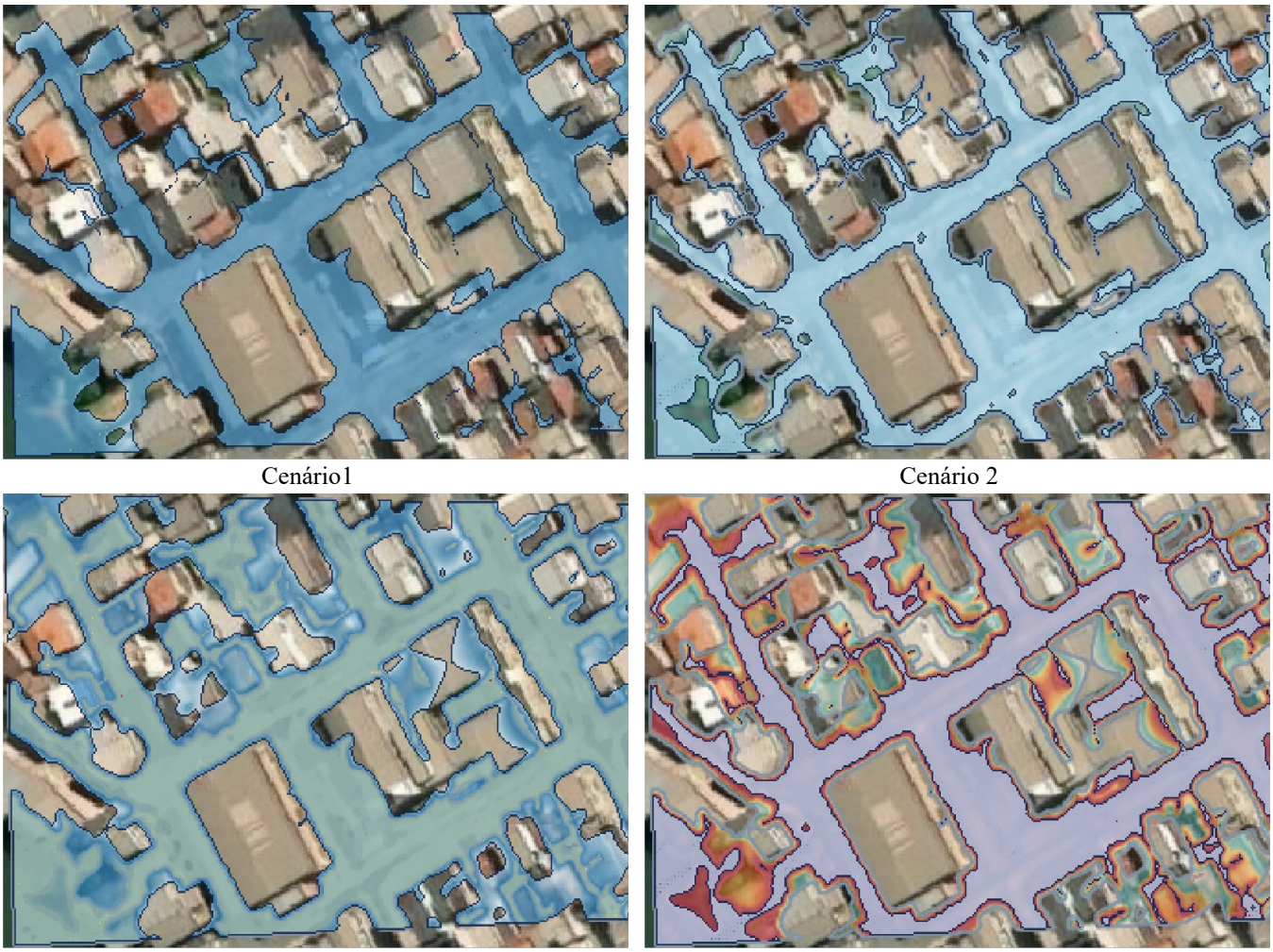
O processamento de cada cenário apresentou um tempo médio de 24,8 segundos, demonstrando a eficiência algorítmica do plugin. Os resultados quantitativos estão sintetizados na Tabela 1.

Cenário	Descrição	P(mm)	D(min)	C	H Calc(m)	Área Inundada(m²)	Prof. Méd(m)
1	Referência intensa	100	240	0,70	0,28	7.707,5	0,251
2	Pico horário observado	80	60	0,75	0,06	6.539,25	0,053
3	Acumulado diário observado	160,9	1440	0,75	2,896	12.852	2,298
4	Sensibilidade: C maior	80	60	0,95	0,076	6.698	0,067

Tabela 1: Cenários de precipitação utilizados na simulação. Fonte: Do autor (2026).

4.2 Análise comparitiva dos cenários

O evento de abril de 2026 registrou acumulado de 160,9 mm em 24 horas, com pico de 80 mm em 1 hora. Essa diferença entre acumulado diário e pico horário é relevante para a interpretação dos cenários, pois o acumulado de 24 horas representa a severidade total do evento, enquanto o pico horário expressa uma condição crítica de curta duração, mais diretamente associada à resposta rápida da drenagem urbana. Neste estágio, a validação quantitativa espacial por métricas como índice Kappa, F1-score e sobreposição não foi aplicada, pois depende da disponibilidade de uma camada observada georreferenciada da mancha real de inundação. Assim, os resultados apresentados concentram-se na análise comparativa entre cenários simulados, avaliando a variação da área inundada e da profundidade estimada conforme alterações nos parâmetros de precipitação, duração e coeficiente de escoamento.



Cenário1 Cenário 2

Cenário 3 Cenário 4

Figura 3: Comparação visual entre cenários simulados, evidenciando a variação espacial da mancha inundada e da profundidade estimada. Tons mais intensos representam maiores valores relativos de profundidade.

Discussão

Os resultados obtidos confirmam que o plugin HAND-QGIS cumpre sua função primordial: fornecer uma estimativa rápida e espacialmente coerente de áreas suscetíveis a inundação. A velocidade de processamento (24,8s) é um diferencial crítico, permitindo que gestores testem múltiplos cenários de chuva em tempo real durante situações de crise. A democratização do acesso, por ser uma ferramenta open-source, alinha-se aos ODS 11 (Cidades Sustentáveis) e 13 (Ação Climática), ao capacitar municípios de pequeno e médio porte.

Entretanto, é importante discutir as limitações inerentes à simplificação adotada. A fórmula da lâmina d'água não considera a infiltração distribuída nem a rugosidade do terreno (Manning), tratando o escoamento de forma estática. Como observado por Sampson et al. (2015), o HAND pode falhar em capturar a dinâmica de "onda de cheia" e o efeito de remanso em canais. Além disso, a dependência da qualidade do MDE é total; artefatos numéricos em áreas muito planas podem gerar valores elevados de profundidade, especialmente no cenário de acumulado diário, exigindo cautela na interpretação dos resultados e análise complementar de estatísticas como profundidade média, máxima e percentis.

A validação quantitativa espacial ainda depende da consolidação de uma camada observada de referência, obtida por levantamento de campo, interpretação de imagens pós-evento ou registros oficiais georreferenciados. Dessa forma, métricas como sobreposição espacial, índice Kappa e F1-score são tratadas neste trabalho como procedimentos de validação previstos, e não como resultados consolidados desta etapa.

6. Trabalhos futuros e conclusões

6.1 Trabalhos

Para a evolução da ferramenta, propõe-se um roadmap de cinco fases:

1. **Validação Ampliada:** Testar o modelo em 5 ou mais eventos históricos em Barra Mansa para calibrar os parâmetros.
2. **Infiltração Variável:** Integrar o método SCS-CN para considerar a capacidade de infiltração do solo.
3. **C Espacial:** Permitir a entrada de um mapa de uso do solo para variar o coeficiente de escoamento pixel a pixel.
4. **Benchmarking:** Comparar sistematicamente os resultados com modelos hidrodinâmicos em diferentes topografias brasileiras.
5. **Publicação Oficial:** Disponibilizar o plugin no repositório oficial do QGIS para uso da comunidade global.

6.2 Conclusões

O desenvolvimento do plugin HAND para QGIS representa um avanço prático na gestão de recursos hídricos em microescala.

A aplicação aos cenários associados ao evento de abril de 2026 em Barra Mansa demonstrou o potencial do plugin como ferramenta de triagem, análise exploratória e apoio à decisão em escala urbana. A validação quantitativa com manchas observadas permanece como etapa necessária para consolidação do método, especialmente para comparação espacial entre áreas simuladas e registros reais de inundação.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001 e da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) através do Convênio CAPES/UNESP Nº. 951420/2023. Agradeço ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - ProfÁgua peloapoio técnico científico aportado até o momento.

Registra-se que a ferramenta Perplexity AI foi utilizada apenas como apoio exploratório na busca inicial por fontes públicas relacionadas a eventos de precipitação em Barra Mansa-RJ. A ferramenta não substituiu a consulta e a citação de fontes primárias, como órgãos oficiais, bases pluviométricas, defesa civil ou publicações jornalísticas verificáveis.

Referências Bibliográficas

CEMADEN. Relatório de eventos extremos de precipitação. São José dos Campos: Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais, 2024.

CEPED UFSC. Atlas brasileiro de desastres naturais: 1991 a 2012. Florianópolis: Centro Universitário de Estudos e Pesquisas sobre Desastres, 2013.

IPCC. Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Cambridge: Cambridge University Press, 2021.

NOBRE, A. D.; CUARTAS, L. A.; HODNETT, M.; RENNÓ, C. D.; RODRIGUES, G.; SILVEIRA, A.; WATERLOO, M.; SALESKA, S. Height Above the Nearest Drainage: a hydrologically relevant new terrain model. Journal of Hydrology, v. 404, n. 1-2, p. 13-29, 2011.

QGIS DEVELOPMENT TEAM. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation, 2026. Disponível em: <https://qgis.org/>. Acesso em: [ajustar conforme norma do evento].

RENNÓ, C. D.; NOBRE, A. D.; CUARTAS, L. A.; SOARES, J. V.; HODNETT, M. G.; TOMASELLA, J.; WATERLOO, M. J. HAND, a new terrain descriptor using SRTM-DEM: Mapping terra-firme rainforest environments in Amazonia. Remote Sensing of Environment, v. 112, n. 9, p. 3469-3481, 2008.

SCHILLING, J.; TRÄNCKNER, J. Generate_SWMM_inp: An Open-Source QGIS Plugin to Import and Export Model Input Files for SWMM. Water, v. 14, n. 14, p. 2262, 2022.

STERLACCHINI, S.; ZAZZERI, M.; CAPPELLINI, G.; PASTORMERLO, M.; BONAZZI, A. An open source GIS-based tool for economic loss estimation due to flood events. PeerJ Preprints, 2016.

TUCCI, C. E. M. Inundações urbanas. Porto Alegre: ABRH/RHAMA, 2007.

PERSPECTIVAS PARA A GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS NA AMAZÔNIA: DESAFIOS NA IMPLEMENTAÇÃO DO PROGRAMA DE AÇÕES ESTRATÉGICAS (PAE)

1 Andréa Paula de Carestiato Costa, 2 Jorge Gabriel Merladett Madruga, 3 Ana Paula Santos, 4 Iris Maria Pereira, 5 Flúvia Amora, 6 Lucijane Monteiro de Abreu

1 Universidade de Brasília, e-mail: andrea.costa@aluno.unb.br ; 2 Universidade de Brasília, e-mail: jorge.madruga@aluno.unb.br; 3 Universidade de Brasília, e-mail:santos-paula.ps@aluno.unb.br; 4 Universidade de Brasília, e-mail: pereira.iris@aluno.unb.br; 5 Universidade de Brasília, e-mail: fluvia.amora@aluno.unb.br; Universidade de Brasília, e-mail: lucijane@unb.br

Palavras-chave: OTCA; Governança Hídrica; Bibliometria.

Resumo

Este artigo analisa as perspectivas para a gestão de recursos hídricos na Bacia Amazônica a partir da articulação entre a produção científica recente e as ações previstas no Programa de Ações Estratégicas (PAE) da Organização do Tratado de Cooperação Amazônica (OTCA). Por meio de uma revisão bibliométrica da literatura internacional indexada na base Web of Science e da análise qualitativa das 19 ações estratégicas do PAE, o estudo identificou cinco grandes *clusters* temáticos recorrentes nos estudos científicos: (1) hidrologia e ciclo da água, (2) governança e conservação, (3) política e conflitos, (4) mudanças climáticas e uso do solo, e (5) vulnerabilidade e serviços ecossistêmicos. A análise revelou convergências entre os eixos do PAE e a produção científica, mas também destacou lacunas significativas na incorporação de instrumentos técnicos da Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), como a outorga, o enquadramento e a cobrança pelo uso da água. Conclui-se que há necessidade de aprimoramento do PAE, com maior ênfase na participação social, integração de políticas públicas e fortalecimento da governança local, visando à efetividade da gestão integrada e transfronteiriça dos recursos hídricos amazônicos.

Introdução

Segundo Raiol (2022), a bacia hidrográfica pode ser entendida como uma área natural fundamental para planejar e gerenciar nossos recursos, especialmente porque abriga uma vasta biodiversidade e sustenta inúmeras atividades humanas.

De acordo com Machado (2010), o Brasil é detentor de cerca de 19,5% da água doce do planeta e, dos 68% de água doce do Brasil, 65% está concentrado na região Norte, devido à contribuição da bacia Amazônica, com cerca de 3.870.000 km²em área brasileira.

Conforme Menin (2007), a bacia Amazônica está localizada ao norte da América do Sul, abrangendo seis países: Brasil, Peru, Bolívia, Colômbia, Equador e Venezuela. Além disso, o autor ainda ressalta que a região se destaca por ser uma das biotas mais diversificadas do mundo, com cerca de 311 espécies de mamíferos e cerca de 1.800 espécies de peixes conhecidas.

Tendo em vista a larga extensão e a característica de ser transfronteiriça, a gestão de recursos hídricos da bacia Amazônica é um desafio.

Santanna (2017) menciona que os rios da região Amazônica cruzam os limites políticos estabelecidos pelos países. Segundo Filippi (2021), para permitir que houvesse uma gestão integrada, o Tratado de Cooperação Amazônica (TCA) foi firmado em 1978 pelo Brasil, Bolívia, Peru, Equador, Colômbia, Venezuela, Guiana e Suriname. O principal objetivo, segundo o autor, foi para reforçar a soberania dos Estados amazônicos sobre o território e os recursos naturais Pan-Amazônicos.

O Tratado, conforme Filippi (2021), passou por um processo de mudança e, em 1998, transformou-se na Organização do Tratado de Cooperação Amazônica (OTCA), sendo ela um dos mais antigos arranjos de integração regional latino-americano e tem promovido a preservação da Bacia Amazônica, através da cooperação regional e na busca por soluções para os desafios enfrentados pela Amazônia, como o desmatamento, as mudanças climáticas e o uso sustentável dos recursos naturais (OTCA, 2018a).

O programa de trabalho da Agenda Estratégica de Cooperação Amazônica destaca a necessidade de abordar os recursos hídricos, com um objetivo fundamental para a região: apoiar a construção e a disseminação de um marco referencial para a gestão eficiente, integrada e integral dos recursos hídricos, buscando maior acesso à água e ao saneamento para a população, entre outras questões, para melhorar a qualidade de vida da população amazônica (OTCA, 2018b).

Como um dos instrumentos orientadores da cooperação regional e da atuação dos Países Membros da OTCA, o Programa de Ações Estratégicas (PAE) estabelece estratégias e prioridades para a ação regional, assim como estabelece contornos de políticas e normativas no contexto do fortalecimento institucional (OTCA, 2018b).

Assim, o PAE enquanto o produto mais relevante obtido pelo Projeto OTCA/ONU Meio Ambiente/GEF - Manejo Integrado e Sustentável dos Recursos Hídricos Transfronteiriços na bacia do rio Amazonas, considerando a Variabilidade e a Mudança Climática, uma iniciativa regional criada pelos Países Membros da OTCA, com o financiamento do GEF e os países, a implementação do Programa de Nações Unidas para o Meio Ambiente e sob a execução da OTCA, tem como pilares (OTCA, 2018b):

a) construir uma visão comum construída e compartilhada pelos países para a Gestão Integrada dos Recursos Hídricos e o desenvolvimento sustentável da bacia Amazônica;

b) uma Análise Diagnóstica Transfronteiriça (ADT) Regional, que possibilitou consolidar os problemas transfronteiriços prioritários da bacia, identificados graças à ampla participação de atores nacionais através da realização de

Oficinas nos oito países, nos quais os principais problemas transfronteiriços da bacia foram identificados, foram analisadas as suas causas e seus impactos ambientais e socioeconômicos, e, finalmente,

c) o PAE contém os resultados e recomendações das atividades do Projeto e outras iniciativas desenvolvidas na OTCA.

Dessa forma, considerando o PAE como um produto da OTCA como iniciativa relevante, institucionalmente representativa, legitimada pela ampla participação regional segundo o modelo Global Enviroment Facility (GEF) de elaboração de políticas públicas regionais (GEF, 2024), dá ao tratamento multilateral a função de ponderar que existem interesses e grupos diversos dentro de cada Estado, que influenciam a sua tomada de decisão (Biersteker, 2009).

Importante lembrar que a maior porção da bacia amazônica se encontra no Brasil e está completamente à jusante das demais, ou seja, do ponto de vista ambiental, por exemplo, o Brasil sempre será impactado pelas porções à montante da bacia, portanto, quaisquer ações sempre deverão ser consideradas relevantes em relação à implementação das políticas.

A complexidade, tamanho e diversidade ambiental da Bacia Amazônica representam um grande desafio para a formulação de políticas públicas eficazes. A síntese dessas características, aliada a uma abordagem integrada, é essencial para o desenvolvimento sustentável da região (SENADO FEDERAL, 2023).

Graças aos avanços tecnológicos, atualmente é possível destacar conceitos e referências a partir da seleção de termos de forma que fornecer um resumo abrangente e imparcial das evidências científicas existente (Zupic, 2015), contribuindo na exploração de uma enorme amplitude de percepções e daí compreender a tendência sobre determinado tema, conectando-o, seguindo o rigor científico, a um panorama capaz de apontar diretrizes, fornecer entendimentos articulados entre si e efetivamente conhecer a relevância do tema em um contexto regional (Vanti, 2002).

Para dar conta desse desafio, inovadoramente a pesquisa bibliométrica enquanto estudo que utiliza métodos quantitativos e estatísticos para analisar sistematicamente a produção, disseminação do conhecimento científico e publicações (artigos, livros etc.) opera para entender padrões, tendências e relações em um determinado campo de estudo (Serra, 2018), sendo nesse sentido que o presente artigo espera poder aplicar o método ao contexto da Bacia Amazônica, correlacionando-o ao PAE da OTCA.

Sendo assim, o objetivo deste trabalho é avaliar os temas mais debatidos no contexto Amazônico, através de uma pesquisa bibliométrica, analisando aos aspectos operacionais propostos pelo PAE, a fim de verificar se há uma concentração em áreas de pesquisa específicas e/ou convergência das abordagens temáticas.

Materiais e métodos

Este estudo possui natureza descritiva, qualitativa e exploratória (Gil, 2017), para analisar, caracterizar e visualizar indicadores de impacto e relevância na produção científica sobre as perspectivas para a gestão hidroambiental na Amazônia, bem como avaliar as conexões entre vulnerabilidades sociais e governança hídrica na região.

Para alcançar esses objetivos, o procedimento metodológico combinou duas abordagens complementares: a) revisão bibliométrica, com foco na produção científica nacional e internacional; e b) análise do Programa de Ações Estratégicas do OTCA, a fim de verificar seus objetivos e áreas de atuação.

Pesquisa bibliométrica

A análise bibliométrica teve como finalidade mapear as tendências e lacunas do conhecimento na área, utilizando o *software VOSviewer* 1.6.17. Trata-se de um conjunto de técnicas estatísticas aplicadas à literatura científica que permite quantificar o impacto das pesquisas e identificar padrões em autoria, colaboração, publicações e tópicos emergentes, compreendendo os seguintes passos metodológicos da revisão bibliométrica: (Van Eck; Waltman, 2010).

Definição do escopo e palavras-chave: A primeira etapa consistiu na delimitação do escopo da pesquisa, tendo como objeto central as perspectivas para a gestão hidroambiental na Amazônia. Para isso, foram selecionadas palavras-chave representativas do tema, abrangendo termos relacionados à água ("*water*"), gestão de recursos hídricos ("*water management*"), governança ("*governance"*) e o recorte geográfico específico ("*Amazon"* / "Amazônia"). As combinações dessas palavras foram planejadas para captar diferentes nuances conceituais e garantir a abrangência do levantamento. A *string* de busca utilizada foi: *("Amazon" OR "Amazon basin" OR "Amazon region" OR "Amazon rainforest") AND ("Hydroenvironmental Management" OR "Hydroenvironmental Perspectives") AND ("water management" OR "water governance" OR "integrated water resources management" OR "ecosystem services" OR "river basin management" OR "hydrology") AND ("hydro-environmental management" OR "integrated water management").*

Seleção da base de dados: A base de dados utilizada para a coleta dos dados bibliográficos foi a *Web of Science (WoS*), reconhecida internacionalmente pela qualidade dos periódicos indexados, abrangência interdisciplinar e confiabilidade dos metadados e confiabilidade dos metadados, fundamentais para análises bibliométricas consistentes.

Coleta de dados: Com as palavras-chave definidas, foi realizada uma busca estruturada na *WoS* em 30 de junho de 2025, sem restrição temporal, com o objetivo de captar a evolução histórica da produção científica sobre o tema, resultando em 362 documentos que atenderam aos critérios de relevância e aderência ao escopo da pesquisa. Estes documentos compreendem artigos científicos, revisões, capítulos de livro e trabalhos apresentados em conferências, garantindo um panorama amplo da literatura.

Tratamento e organização dos dados: Em seguida os documentos selecionados foram exportados em formato compatível (.txt ou .csv) contendo metadados essenciais (título, autores, palavras-chave, ano de publicação, periódico, resumos, número de citações, entre outros).

Análise bibliométrica propriamente dita: Para a etapa analítica, foram utilizados softwares especializados como *VOSviewer* ou *Bibliometrix (R package)*, que permitem a construção de redes de coocorrência de palavras-chave, dos temas emergentes em relação ao objeto de pesquisa.

Discussão e interpretação dos resultados: A partir das redes e indicadores obtidos, os resultados foram interpretados de modo crítico, identificando os eixos temáticos dominantes, as lacunas na literatura e oportunidades para aprofundamento da pesquisa.

O fluxograma a seguir (Figura 1) apresenta, de forma sistematizada, as etapas do procedimento metodológico realizado na revisão bibliométrica sobre a gestão hidroambiental na Amazônia.

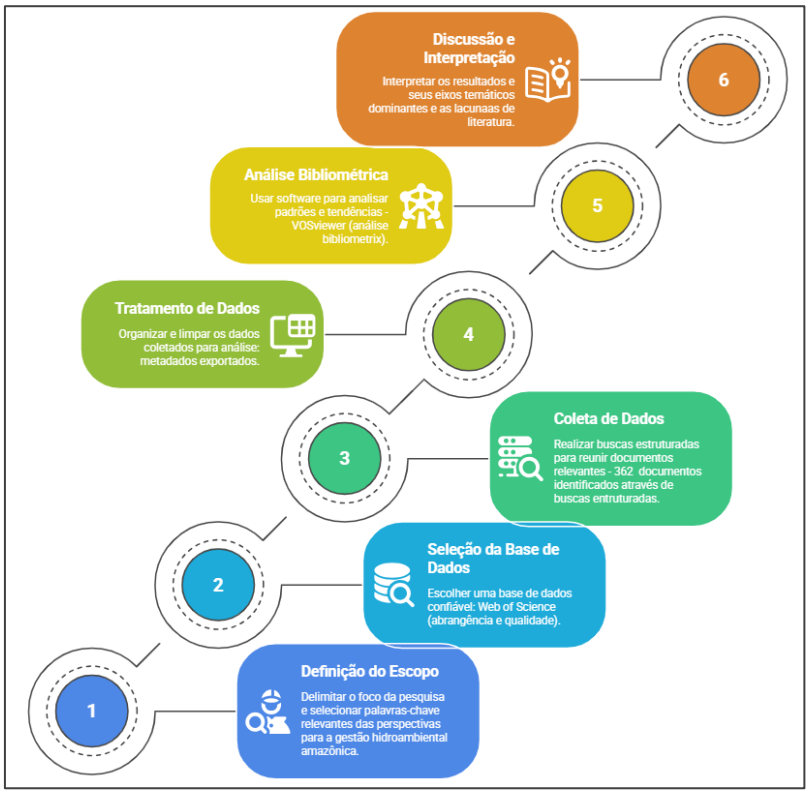


Figura 1 - Fluxo das etapas metodológicas aplicadas na análise bibliométrica.
Fonte: Elaborado pelos autores (2025). NAPKIN AI. Disponível em: https://www.napkin.ai/. Acesso em: 23 jul. 2025.

Da análise do Programa de Ações Estratégicas da OTCA

Para complementar a análise do Programa de Ações Estratégicas (PAE) da Organização do Tratado de Cooperação Amazônica (OTCA) com os achados da pesquisa bibliométrica, foi necessário adotar uma abordagem metodológica estruturada, que permitiu a correlação entre as prioridades estabelecidas pelo programa e as tendências temáticas identificadas na literatura científica.

Esta análise crítica considerou a aderência, coerência e abrangência das ações propostas no PAE frente ao conhecimento científico produzido sobre a gestão hidroambiental na Amazônia. Assim, utilizou-se uma metodologia analítica em cinco etapas interligadas, fundamentadas em princípios de análise de conteúdo qualitativa e alinhamento temático.

A primeira etapa consistiu na identificação e categorização dos objetivos e ações estratégicas do PAE. Cada uma das 19 ações propostas foi classificada em categorias temáticas, como: monitoramento da qualidade da água, eventos hidroclimáticos, governança hídrica, uso de águas subterrâneas, integração de dados, entre outros. Essa etapa visou organizar o conteúdo do programa em eixos analíticos que possibilitem sua comparação com os temas mais recorrentes e emergentes identificados na bibliometria.

A segunda etapa envolveu a análise de coocorrência de temas entre o PAE e a produção científica, com base nos dados da revisão bibliométrica realizada com o auxílio do VOSviewer. Foram mapeadas as palavras-chave e clusters temáticos mais frequentes nos 362 documentos analisados, permitindo observar convergências e divergências entre o que é debatido academicamente e o que é priorizado no âmbito da OTCA. Essa etapa visou identificar o grau de alinhamento do PAE com as evidências científicas disponíveis.

Na terceira etapa, estruturou-se, por intermédio de inteligência artificial (Chat Gpt Omni), uma matriz de correlação entre as ações do PAE e os clusters temáticos identificados na bibliometria. Essa matriz permitiu verificar se há concentração das ações do programa em determinados temas — como hidrologia ou serviços ecossistêmicos — e, por outro lado, se há lacunas em áreas que apresentam alta relevância científica. Esse cruzamento foi essencial para apontar a completude ou as limitações da abordagem adotada pelo OTCA.

A quarta etapa correspondeu à análise crítica e interpretativa, que buscou contextualizar os resultados obtidos à luz dos desafios regionais enfrentados pela Amazônia, especialmente no que tange à gestão integrada e transfronteiriça dos recursos hídricos. Foram consideradas questões como participação social, justiça territorial, conhecimento tradicional e adaptação às mudanças climáticas, que aparecem muitas vezes com destaque na literatura, mas ainda são pouco operacionalizadas nos programas institucionais.

Por fim, a quinta etapa consistiu na elaboração de recomendações para a ampliação ou realinhamento do PAE, com base nas evidências da produção científica. Essas sugestões buscaram reforçar o vínculo entre ciência e política pública, promovendo uma governança hídrica mais informada, participativa e eficaz.

A metodologia proposta não apenas avalia a coerência do PAE com a literatura especializada, mas também contribuiu para seu aprimoramento técnico e institucional, ao indicar caminhos para sua evolução frente aos avanços do conhecimento científico.

Resultados e discussões

A análise bibliométrica realizada permitiu identificar tendências, lacunas e padrões estruturantes da produção científica sobre gestão hidroambiental na Amazônia. O mapeamento de coocorrência (Figura 2) revelou cinco clusters temáticos, cuja articulação, conforme destacado no documento, permite compreender de forma integrada as dimensões físicas, institucionais, políticas, climáticas e socioambientais. Essa abordagem, baseada na identificação de redes de coocorrência de termos e na formação de clusters temáticos, contribui para revelar tendências consolidadas, lacunas de pesquisa e caminhos futuros para o campo (Donthu et al., 2021).

Esses clusters evidenciam a complexidade multiescalar da governança hídrica na região e a necessidade de integração entre conhecimento científico, políticas públicas e instrumentos de gestão.

O primeiro cluster, "Hidrologia e Ciclo da Água na Amazônia", reúne termos relacionados à dinâmica hidrológica, como *runoff*, *evapotranspiration*, *streamflow* e *wetlands*. A literatura destaca o papel da bacia amazônica na regulação climática continental e em fenômenos como os "rios voadores" (EACH et al., 2020), além de sua relevância global como maior sistema fluvial do planeta (Goldenberg et al., 2019). Contudo, observa-se um descompasso entre o conhecimento hidrológico acumulado e sua aplicação em instrumentos operacionais previstos na Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei nº 9.433/1997), o que limita a efetividade da gestão.

O segundo cluster, "Governança, Conservação e Participação", abrange temas como *environmental governance*, *deforestation* e *participation*, enfatizando a importância da governança coletiva em territórios indígenas e florestas públicas, em consonância com Ostrom (1990). Embora a Política Nacional de Meio Ambiente (Lei nº 6.938/1981) e o Código Florestal (Lei nº 12.651/2012) prevejam mecanismos participativos, sua implementação enfrenta obstáculos decorrentes de conflitos de interesse e desigualdades históricas (INPE, 2023).

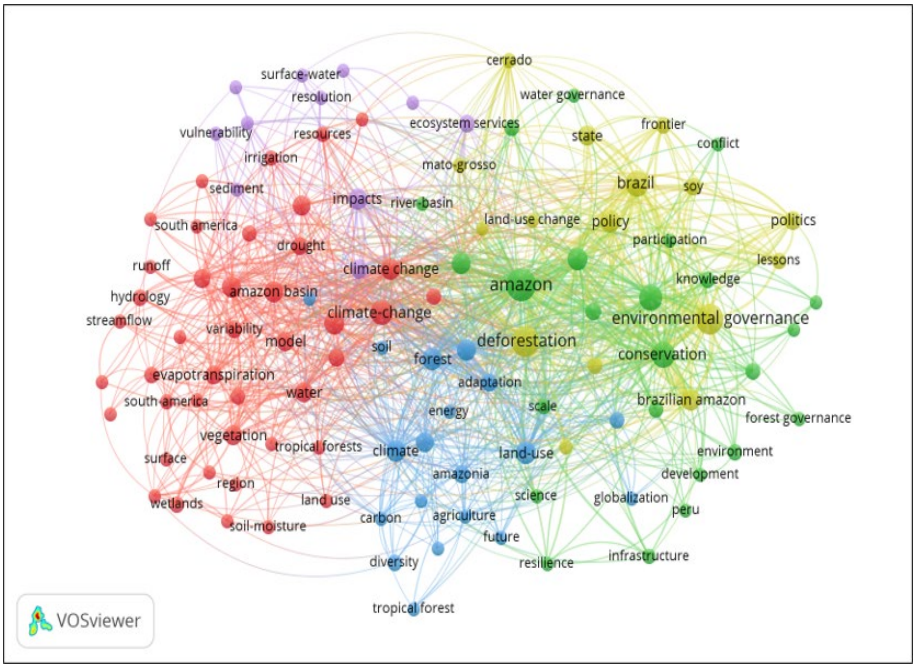


Figura 2 - Redes de coocorrência: identificação de termos emergentes associados ao tema.
Fonte: Software. VOSviewer (2025).

O terceiro cluster, "Política, Fronteira e Conflito", evidencia tensões entre a expansão da fronteira agrícola — especialmente da soja — e conflitos socioambientais associados ao desmatamento, degradação hídrica e disputas territoriais (Castelo et al., 2020). Apesar das garantias constitucionais de proteção ambiental e dos direitos originários dos povos indígenas (BRASIL, 1988), tais dispositivos são frequentemente fragilizados por pressões políticas e econômicas.

O quarto cluster, "Clima, Agricultura e Carbono", articula *land-use*, *agriculture* e *carbon*, destacando o papel da Amazônia como sumidouro de carbono (Arruda et al., 2020) e os impactos da conversão florestal sobre emissões de gases de efeito estufa. A Política Nacional sobre Mudança do Clima (Lei nº 12.187/2009) estabelece diretrizes para mitigação, mas sua integração com instrumentos de gestão hídrica permanece limitada.

O quinto cluster, "Vulnerabilidade, Irrigação e Serviços Ecossistêmicos", evidencia a água como serviço ecossistêmico estratégico e discute sua vulnerabilidade frente à expansão agrícola e mineradora, que intensifica a demanda por irrigação e

pressiona corpos d'água, afetando o abastecimento humano e a integridade dos ecossistemas (MMA, 2022). Embora a Lei nº 9.433/1997 reconheça a água como bem público finito, sua operacionalização na Amazônia ainda é insuficiente.

Apesar da diversidade temática, a análise revela uma lacuna crítica: a baixa presença de termos relacionados a instrumentos técnicos essenciais da PNRH, como outorga, cobrança e enquadramento (ANA, 2023). Essa ausência compromete a produção de indicadores, metodologias de monitoramento e dados técnicos necessários para orientar políticas regionais, dificultando a implementação do Programa de Ações Estratégicas (PAE) da OTCA, que prioriza o fortalecimento desses instrumentos e dos Comitês de Bacia levando em conta as particularidades da região, que concentra cerca de 13% da população brasileira distribuída em mais de 772 municípios (IBGE, 2022; ANA, 2023).

O cruzamento entre os clusters e as 19 ações estratégicas do PAE demonstra convergência parcial, sobretudo em temas como hidrologia, mudanças climáticas e monitoramento. Entretanto, temas amplamente discutidos na literatura — participação social, justiça hídrica, governança local, papel de povos indígenas, irrigação e mineração — aparecem de forma marginal no PAE, indicando necessidade de realinhamento estratégico. A matriz de correlação elaborada com o VOSviewer confirma fragilidades na articulação entre o PAE e políticas setoriais, bem como na operacionalização dos instrumentos da PNRH.

Conclui-se que, embora a produção científica seja ampla e diversificada, ainda não oferece suporte suficiente para a plena implementação da gestão integrada e participativa na Amazônia. A centralidade da água permanece secundarizada frente a debates sobre desmatamento e mudanças climáticas, limitando a eficácia das políticas públicas e a execução do PAE na região.

Além disso, o PAE da OTCA destaca entre seus resultados esperados a geração de informações qualificadas para subsidiar o enquadramento de corpos d'água e aprimorar o monitoramento quantitativo e qualitativo (ANA, 2023). Sem uma base científica consistente e integrada, contudo, esses objetivos tornam-se difíceis de concretizar, comprometendo a eficácia da governança hídrica e o alcance das metas previstas para a Amazônia. Essa lacuna revela uma fragilidade na produção científica voltada à aplicação prática e operacional desses mecanismos no contexto amazônico, conforme evidenciado no recorte do tema *water* no contexto hidroambiental amazônico (Figura 3).

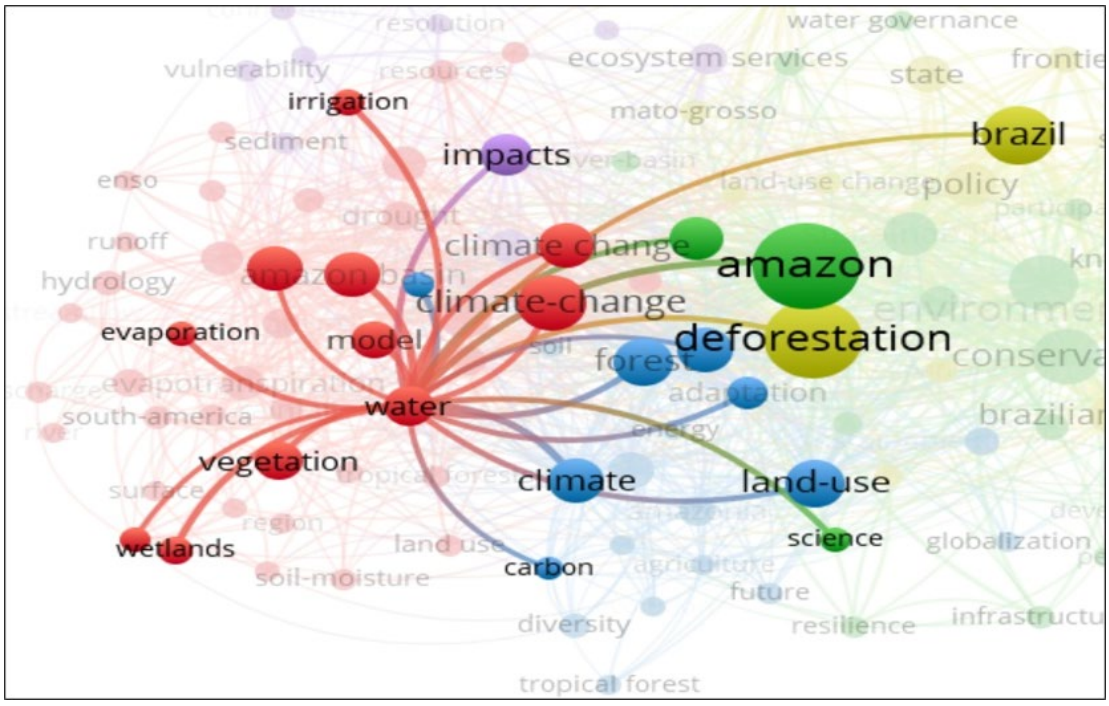


Figura 3 - Mapeamento dos clusters temáticos relacionados ao termo water.
Fonte: Software VOSviewer (2025).

Considerações Finais

O estudo permitiu concluir que há avanços significativos tanto no campo científico quanto no âmbito da cooperação regional em relação à gestão hidroambiental na Bacia Amazônica. A análise bibliométrica evidenciou um campo dinâmico, com crescente produção acadêmica e múltiplas abordagens interdisciplinares sobre os desafios socioambientais da região.

Contudo, a análise da convergência do PAE da OTCA revelou que, apesar do esforço de integração regional e da definição de ações estratégicas coerentes com os princípios da Gestão Integrada de Recursos Hídricos (GIRH), o programa ainda carece de maior alinhamento com a produção científica contemporânea, sobretudo no que diz respeito à adoção de instrumentos legais e regulatórios e à valorização do conhecimento local.

A pesquisa demonstrou que o PAE da OTCA prioriza áreas como monitoramento da qualidade da água, eventos hidroclimáticos extremos e integração de dados, contudo, parece deixar em segundo plano, aspectos cruciais como participação social especialmente as comunidades indígenas, descentralização da gestão, e articulação entre políticas públicas de ordenamento territorial e recursos hídricos. Tais lacunas representam oportunidades concretas de aprimoramento do programa.

Assim, recomenda-se que as futuras atualizações do PAE busquem incorporar na porção brasileira da Bacia Amazônica: Com maior efetividade dos instrumentos legais e regulatórios efetivos da PNRH; incentivo à criação e fortalecimento dos Comitês de Bacia conforme a PNRH; Participação permanente e equilibrada das comunidades indígenas e tradicionais em quaisquer âmbitos da elaboração das políticas públicas; Integração transversal com políticas de uso do solo e combate ao desmatamento; Eixos de formação técnica e educação ambiental para comunidades locais.

O fortalecimento da sinergia entre ciência e política pública é essencial para garantir uma governança hídrica mais eficaz, inclusiva e adaptativa, capaz de enfrentar os desafios do presente e do futuro na maior bacia hidrográfica do planeta.

Agradecimentos

Ao PROFÁGUA 2024 pela criação do Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos que tem possibilitado a qualificação profissional.

À Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) pela oportunidade de cursar este Mestrado Profissional com apoio de infraestrutura e profissionais de renome em gestão e regulação de recursos hídricos.

À Universidade de Brasília (UnB), em especial à Faculdade UnB Planaltina (FUP), pela oferta deste Mestrado Profissional e excelência em educação superior por meio de seus professores.

Aos professores Osman Fernandes da Silva e Lucijane Monteiro de Abreu por ministrar a disciplina “Governança e Regulação das Águas - PROFÁGUA0021”, inspirando e instruindo os autores deste trabalho.

À equipe deste trabalho pela cooperação mútua no desenvolvimento das análises e discussões.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001 e da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) através do Convênio CAPES/UNESP Nº. 951420/2023. Agradecemos ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - ProfÁgua apoio técnico científico aportado até o momento.

Referências Bibliográficas

ANA – AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO. **Programa de Ações Estratégicas para a Gestão Integrada dos Recursos Hídricos na Amazônia Legal.** Brasília: ANA, 2023. Disponível em: https://www.ana.gov.br/pae-amazonia. Acesso em: 14 de julho de 2025.

ARRUDA, W. Z. *et al.* Emissões de gases de efeito estufa e uso do solo na Amazônia: uma análise integrada. **Ciência & Ambiente**, v. 9, n. 3, p. 45-62, 2020. Disponível em: https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/105/105131/tde-09052022-164412/en.php. Acesso em: 22 de julho de 2025.

BIERSTEKER, T. Global Governance. In: Cavelty, M.D. & Mauer, V. (eds.) **Routledge Companion to Security**. New York and London: Routledge Publishers, 2009. P. 439-451.

BRASIL. **Constituição da República Federativa do Brasil de 1988**. Diário Oficial da União, Brasília, 5 de outubro de 1988.

BRASIL. **Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente**. Diário Oficial da União, Brasília, 2 de setembro de 1981.

BRASIL. **Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos**. Diário Oficial da União, Brasília, 9 de janeiro de 1997.

BRASIL. **Lei nº 12.187, de 29 de dezembro de 2009**. Institui a Política Nacional sobre Mudança do Clima. Diário Oficial da União, Brasília, 30 de dezembro de 2009.

BRASIL. **Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa (Código Florestal).** Diário Oficial da União, Brasília, 28 de maio de 2012.

CASTELO, Thiago Bandeira; ADAMI, Marcos; DOS SANTOS, Ricardo Bruno Nascimento. Fronteira Agrícola e a política de priorização dos municípios no combate ao desmatamento no estado do Pará, Amazônia. **Estudos Sociedade e Agricultura**, v. 28, n. 2, p. 434-457, 2020.

DONTHU, N.; KUMAR, S.; MUKHERJEE, D.; PANDEY, N.; LIM, W. M. How to conduct a bibliometric analysis: an overview and guidelines. **Journal of Business Research, v. 133, p. 285–296, 2021**. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.jbusres.2021.04.070. Acesso em: 22 de julho de 2025.

EACH, A. S.; SOUZA, E. B.; FERREIRA, D. B. S.; SANTOS, C. A. C.; SOUZA, P. J. O. P. **Rios voadores e o ciclo hidrológico da Amazônia**. *Revista Brasileira de Climatologia*, v. 13, p. 345–366, 2020. Disponível em: https://books.google.com/books?hl=pt-BR&lr=&id=HagLEQAAQBAJ&pg=PA1. Acesso em: 22 de julho de 2025.

FILIPPI, Eduardo Ernesto; MACEDO, Marcus Vinicius Aguiar. A conversão do TCA em OTCA e as dificuldades remanescentes. **Tempo do mundo. n. 27 (dez. 2021), p. 191-214.**, 2021. Disponível em: https://lume.ufrgs.br/handle/10183/241559. Acesso em: 22 de julho de 2025.

GIL, Antônio Carlos. **Como elaborar projetos de pesquisa**. 7.ed. São Paulo: Atlas, 2023.

GLOBAL ENVIRONMENT FACILITY – GEF. **Projects-operations/templates. 2024**. Disponível em: https://www.thegef.org/projects-operations/templates. Acesso em: 22 de julho de 2025.

GOLDENBERG, R.; COE, M. T.; MALHI, Y.; GOMES, V. C. F.; XAVIER, L. S. **Hidrologia da Amazônia: dinâmica e impactos das mudanças climáticas**. *Journal of Hydrology*, v. 572, p. 234–250, 2019. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.03.013. Acesso em: 22 de julho de 2025.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Demográfico 2022: resultados do universo**. Rio de Janeiro: IBGE, 2022. Disponível em: https://censo2022.ibge.gov.br . Acesso em: 22 de julho de 2025.

INPE – INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Monitoramento do desmatamento na Amazônia Legal 2023**. São José dos Campos: INPE, 2023.

MACHADO, Ana Lúcia S.; PACHECO, Jesuéte Bezerra. Serviços ecossistêmicos e o ciclo hidrológico da bacia hidrográfica amazônica-the biotic pump. **Revista Geonorte**, v. 1, n. 1, p. 71-89, 2010. Disponível em: https://periodicos.ufam.edu.br/index.php/revista-geonorte/article/view/1117. Acesso em: 22 de julho de 2025.

MENIN, Marcelo. Amazônia: diversidade biológica e história geológica. **Reptilia**, v. 708, p. 273, 2007. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/Marcelo-Menin/publication/267206421_Amazonia_diversidade_biologica_e_historia_geologica/links/56d06b3008ae059e375d4157/Amazonia-diversidade-biologica-e-historia-geologica.pdf. Acesso em: 23 de julho de 2025.

MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Relatório sobre serviços ecossistêmicos e vulnerabilidade hídrica na Amazôn**ia. Brasília: MMA, 2022.

NAPKIN AI. Disponível em: https://www.napkin.ai/. Acesso em: 25 de julho de 2025.

ORGANIZAÇÃO DO TRATADO DE COOPERAÇÃO AMAZÔNICA(OTCA). **Edición especial del Boletín Aguas Amazónicas es un aporte al conocimiento de la cuenca Amazónica**. 8º Foro Mundial del Agua, Brasilia, 2018a.

ORGANIZAÇÃO DO TRATADO DE COOPERAÇÃO AMAZÔNICA(OTCA). **Programa de Ações Estratégicas, Estratégia Regional para a Gestão Integrada dos Recursos Hídricos da Bacia Amazônica /OTCA/ACTO**. Brasília D.F., 2018b - ISBN: 978-85-61873-23-3.

OSTROM, E. Governing the Commons: The Evolution of Institutions for Collective Action. **Cambridge: Cambridge University Press**, 1990. Disponível: https://books.google.com/books?hl=ptBR&lr=&id=4xg6oUobMz4C&oi=fnd&pg=PR11&dq=OSTROM,+E.+Governing+the+Commons:+The+Evolution+of+Institutions+for+Collective+Action.+Cambridge:+Cambridge+University+Press,+1990.+&ots=aQ8rxKoFYf&sig=y6wnw5czsH5CnjdqXpmVuvX7Qlg. Acesso em: 22 de julho de 2025.

RAIOL, Lucas Lima et al. Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do rio caripi, zona costeira amazônica. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 15, n. 5, p. 2354-2370, 2022. Disponívelem:https://www.researchgate.net/profile/LucasRaiol/publication/363486788_Caracterizacao_Morfometrica_da_Bacia_Hidrografica_do_Rio_Caripi_ZonaCosteira_Amazonica/links/631f7bab071ea12e362ab318/Caracterizacao-Morfometrica-da-Bacia-Hidrografica-do-Rio-Caripi-ZonaCosteira-Amazonica.pdf. Acesso em: 22 julho de 2025.

SANTANNA, Fernanda Mello. Gestão dos recursos hídricos na Bacia Amazônica. AMAZÔNIA, 2017. Disponível em: https://www.academia.edu/download/54717670/Amazonia_ -_olhares_sobre_o_territorio_e_a_regiao.pdf#page=113. Acesso em: 22 julho de 2025.

SENADO FEDERAL. **Amazônia sofre com devastação e extrema alteração climática**. 2023. Disponível em: https://www12.senado.leg.br/noticias/infomaterias/2023/10/amazonia-sofre-com-devastacao-e-extrema-alteracaoclimatica#:~:text=Essa%20diversidade%20biol%C3%B3gica%20%

C3%ADmpar%2C%20que,esp%C3%A9cies%20ex%C3%B3ticas%2C%20atividades%20econ%C3%B4micas%20predat%C3%B3rias%20%E2%80%94 Acesso em: 23 julho de 2025.

SERRA, F. A. R., FERREIRA, M. P., GUERRAZZI, L. A. D. C., & SCACIOTTA, V. V. (2018). Doing bibliometric reviews for the Iberoamerican. **Journal of Strategic Management.** ***Iberoamerican Journal of Strategic Management***, 17(03), 01-16. doi: https://doi.org/10.5585/riae.v17i3.2713.

VAN ECK, Nees & WALTMAN, Ludo. Software survey: VOSviewer, a computer program for bibliometric mapping. **Scientometrics**, v. 84, n. 2, p. 523-538, 2010.

VANTI, N. A. P. (2002). Da bibliometria à webometria: uma exploração conceitual dos mecanismos utilizados para medir o registro da informação e a difusão do conhecimento. Ciência da informação, 31, 369-379. doi: https://doi.org/10.1590/S0100-19652002000200016.

ZUPIC, I., & CATER, T. (2015).Bibliometric methods in management and organization. Organizational research methods, 18(3), 429-472. https://doi.org/10.1177/1094428114562629.

ANÁLISE DAS OUTORGAS E COBRANÇA PELOS RECURSOS HÍDRICOS NA BACIA DO CARATINGA, SUB-BACIA DO DOCE

1 Thais Sthefani Drumond Vieira, 2 Mariane Araújo Pereira, 3 Taynara Silva Marques, 4 Thalles Judson de Oliveira Castilho, 5 Jessica Soares Pereira Gonçalves, 6 Rose Marie Belardi, 7 Roberto Cézar de Almeida Monte-Mor, 8 Alex Takeo Yasumura Lima Silva

1 Unifei-ProfÁgua, e-mail: thaisdrumondvieira@gmail.com; 2 Unifei-ProfÁgua, e-mail: marianeapereira73@gmail.com; 3 Unifei-ProfÁgua, e-mail:d2025104930@unifei.edu.br, 4 Unifei-ProfÁgua, e-mail: thallescastilho19@gmail.com, 5 UFMG, e-mail: jessicaspgoncalves@gmail.com, 6 Unifei, rosebelardi@unifei.edu.br, 7 Unifei-ProfÁgua, rmontemor@unifei.edu.br; 8 Unifei-ProfÁgua, alex.takeo@unifei.edu.br

Palavras-chave: Outorgas; Bacia hidrográfica; Cobrança.

Resumo

A Lei n° 9.433/1997, adota a bacia hidrográfica como uma unidade de planejamento, integrada aos processos naturais e usos antrópicos. Essa gestão é estruturada em cinco instrumentos fundamentais: planos de recursos hídricos, enquadramento, outorga, cobrança e sistemas de informação. Os instrumentos utilizados para a gestão dos recursos hídricos no Brasil funcionam como mecanismos de diagnóstico, regulação e tomada de decisões. A eficácia dessa gestão depende da articulação democrática nos comitês de bacia hidrográfica, que reúnem governo, usuários e sociedade civil para garantir a sustentabilidade hídrica. Nesse contexto, este trabalho objetiva analisar a dinâmica de uso, outorga e cobrança na bacia do rio Caratinga (MG), região de grande relevância populacional e econômica para a bacia do rio Doce. A metodologia compreendeu a análise da dinâmica de cobrança pelo uso da água na bacia do rio Caratinga, que é baseada na soma dos valores de captação e lançamento de efluentes. O mapeamento de outorgas e cadastros de usos insignificantes utilizou dados da IDE-Sisema, processados em ambiente SIG (QGIS) para espacialização e em software de planilha eletrônica para análise estatística por classes de uso, finalidade e vazão. Complementarmente, avaliou-se o uso e cobertura do solo via dados do MapBiomas. A integração desses dados permitiu identificar áreas de maior demanda hídrica e a distribuição espacial das pressões sobre os recursos hídricos na bacia.

Introdução

No Brasil, a bacia hidrográfica é adotada como unidade territorial de planejamento, reconhecendo que os processos naturais e os usos humanos da água se organizam de forma integrada no espaço da bacia. Nesta condição, os instrumentos de gestão estabelecidos pela Lei n° 9.433/1997 (Brasil, 1997) constituem a competência para orientar o uso, a conservação e o monitoramento das águas superficiais e subterrâneas.

Os instrumentos utilizados para a gestão dos recursos hídricos no Brasil funcionam como mecanismos de diagnóstico, regulação e tomada de decisão, permitindo assim que as decisões sobre a bacia sejam articuladas de forma assertiva. Os instrumentos propostos pela Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) incluem: as outorgas, os enquadramentos dos corpos d'água, os planos de recursos hídricos, a cobrança pelo uso de recursos hídricos e o sistema de informações (Brasil, 1997).

A gestão eficiente dos recursos hídricos fundamenta-se na articulação de instrumentos estratégicos que garantem a qualidade e a disponibilidade da água. Compreender o funcionamento e a efetividade dos instrumentos é importante para fortalecer a governança da água e promover a gestão integrada em bacias hidrográficas, e assim obter assertividade em suas decisões. Nesse contexto, os Comitês de Bacia Hidrográfica (CBH) surgem como braço operacional dessa estratégia. Os CBH's são fóruns de discussão e decisão sobre a gestão dos recursos hídricos em nível de bacia (Brasil, 1997). São compostos por representantes de diversos setores da sociedade, como usuários da água, órgãos governamentais e sociedade civil (Brasil, 1997; OCDE, 2017). Os comitês promovem a participação social na gestão dos recursos hídricos e garantem que as decisões sejam tomadas de forma democrática e transparente. A gestão integrada dos recursos hídricos busca conciliar os diferentes usos da água, garantindo a sustentabilidade ambiental, social e econômica. Essa abordagem exige a participação de todos os atores envolvidos, a adoção de instrumentos de gestão eficazes e a implementação de políticas públicas adequadas.

A PNRH fundamenta que a água é um bem de domínio público e um recurso natural limitado, dotado de valor econômico (Brasil, 1997). Portanto, considerando a influência que o uso da água possui na sociedade, economia e cultura, seu uso deve ser regulado, para garantir que todos tenham acesso a esse recurso inestimável. Ainda, também é fundamentado que o uso prioritário dos recursos hídricos é o consumo humano e a dessedentação de animais, de forma que em caso de escassez hídrica, esses usos devem ser garantidos dada a sua importância para a vida dos seres vivos (Brasil, 1997).

Para realizar o uso da água é necessário solicitar uma outorga, que é a autorização oficial para o uso da água de um rio, lago, nascente ou aquífero. A outorga é um instrumento necessário para quantificar o uso da água, evitar conflitos e manter a preservação da bacia, entre outras funções expostas na Lei das Águas (Brasil, 1997). A Outorga é um instrumento de gestão dos recursos hídricos, estabelecido pela PNRH, que tem como objetivo assegurar o controle quantitativo e qualitativo dos usos da água (Brasil, 1997). O decreto N° 47.705/2019, do Estado de Minas Gerais, define que as intervenções em recursos hídricos que alterem o regime, a quantidade ou a qualidade dos recursos hídricos, a montante ou a jusante do ponto de interferência, estão sujeitas à outorga (Minas Gerais, 2019).

A cobrança pelo uso da água é um instrumento econômico que tem como objetivo o incentivo do uso racional dos recursos hídricos e o financiamento das ações do Plano de Recursos Hídricos (PRH) da bacia (Minas Gerais, 1999a). A DN n° 01/2024 do CBH-Caratinga aprova a revisão dos critérios e define novos mecanismos e valores de cobrança (CBH Caratinga, 2024). A cobrança da água considera três elementos: a quantidade de água captada, o volume de efluente lançado e a carga poluidora deste efluente (OCDE, 2017).

A cobrança, diferente do imposto, é definida como um preço público, e dessa forma reconhece a água como um bem econômico, em que a arrecadação deve ser prioritariamente aplicada na própria bacia (Brasil, 1997). Do valor arrecadado, 7,5% devem ser utilizados no custeio administrativo do sistema e os 92,5% restantes devem ser aplicados em programas, estudos, projetos e obras, previstos no PRH da bacia (Brasil, 1997). A abordagem e os princípios da DN nº 01/2024 foram ratificados para apoiar a execução do Plano Diretor de Recursos Hídricos (PDRH) da bacia hidrográfica do rio Caratinga, que recebeu atualização por meio da DN n° 04/2023.

Portanto, o objetivo deste trabalho é analisar a dinâmica de uso dos recursos hídricos e mapear as autorizações de direito de uso dos recursos hídricos e a respectiva cobrança pelo uso, em uma circunscrição hidrográfica. Para tal, selecionou-se como objeto de estudo a bacia do rio Caratinga, localizada integralmente no estado de Minas Gerais. A bacia é a segunda mais populosa das sub-bacias do rio Doce e a sua economia está baseada nos setores de serviços, indústria e da agropecuária (CBH Caratinga, 2013).

Materiais e Métodos

Área de Estudo

A Circunscrição Hidrográfica do rio Caratinga (CH DO5) está situada na porção média da bacia do rio Doce, tendo como principal curso d'água o rio Caratinga, que possui importantes contribuintes como os rios Preto e o ribeirão Traíra, e atinge o rio Doce na região entre os municípios de Tumiritinga e Conselheiro Pena (CBH Caratinga, 2024). A bacia possui área de 6.334 km², e contém, total ou parcialmente, 26 municípios mineiros, dos quais 20 possuem seus territórios completamente inseridos na sub-bacia, e 23 detêm suas sedes localizadas na CH DO5, os quais destacam-se Caratinga, Inhapim, Conselheiro Pena e Ipaba (CBH Caratinga, 2024). Em 2010, a CH DO5 abrigava 312.255 habitantes, e em 2020, o número aumentou para 333.209, indicando uma taxa de crescimento de 7% e, desta população, 82% vivem em áreas urbanas e, 18%, em regiões rurais (CBH Doce, 2024).

O Produto Interno Bruto (PIB) da CH DO5 somou R$ 3,9 bilhões em 2018. Os setores de serviços (45,4%) e administração pública (32,2%) foram os mais representativos, seguidos pela indústria (7,8%), impostos (7,3%) e agropecuária (7,3%), (CBH Doce, 2024). A cobertura vegetal da bacia está quase totalmente inserida no bioma Mata Atlântica, com pequenas ocorrências de Cerrado (CBH Caratinga, 2024).

Criado a partir do Decreto Estadual N° 40.591 de 13/09/1999, o CBH do rio Caratinga (CBH Caratinga) passou a integrar o Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos. O Comitê foi criado a partir do movimento social em ações de revitalização de áreas degradadas e educação ambiental, envolvendo escolas, prefeituras, câmaras de vereadores, sindicatos, cooperativas, órgãos públicos e concessionários (CBH Caratinga, 2024).

O CBH Caratinga possui caráter deliberativo e normativo, e possui como finalidade promover, no âmbito da gestão de recursos hídricos, a viabilização técnica, econômica e financeira para investimentos e consolidação de políticas para estruturação urbana e regional, por meio do desenvolvimento sustentável da bacia (Minas Gerais, 1999b). O Comitê é composto por 36 membros e seus respectivos suplentes, compreendendo 16 representantes do Poder Público, distribuídos de forma paritária entre Estado e Municípios que integram a bacia, 18 representantes de usuários e entidades da sociedade civil, e 2 representantes da União (CBH Caratinga, 2024).

Metodologia

A metodologia utilizada na bacia hidrográfica do Caratinga seguiu os seguintes princípios: entender a dinâmica da cobrança que incide sobre usuários sujeitos à outorga, para que possam realizar a captação ou o lançamento de efluentes nos recursos hídricos da bacia. O montante final da cobrança é a soma do valor relacionado à captação e do valor associado ao lançamento de efluentes (CBH Caratinga, 2024). A metodologia utilizada para mapear as outorgas e os cadastros de uso insignificante compreendeu as etapas de coleta de dados, tratamento e análise dos mesmos.

Foram utilizados os dados disponibilizados pela Infraestrutura de Dados Espaciais do Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IDE-Sisema) (Igam, 2024; Igam, 2025), referentes às Outorgas de Direito de Uso dos Recursos Hídricos e aos Cadastros de Uso Insignificante. Os dados foram inseridos no software QGIS e delimitados para a bacia estudada para elaboração dos mapas de análise, posteriormente os dados numéricos foram extraídos para análise no software Excel.

Para o tratamento dos dados, análises foram realizadas no Excel, com a separação por classes, como outorgas e uso insignificante de águas, tipos de uso (superficiais e subterrâneos), finalidade do uso do recurso hídrico e ano de concessão da outorga. O tratamento de dados é importante para que se possa identificar os locais de maiores demandas de águas e suas características. Por meio do software QGIS foi possível mapear outorgas e cadastros de uso insignificante dos recursos hídricos, em toda área da bacia hidrográfica do Caratinga. Após a identificação e conhecimento da forma de distribuição das outorgas e dos cadastros de uso insignificante, foi realizada a análise sobre as vazões outorgadas e as formas de utilização da água na bacia do Caratinga.

Para análise do uso e cobertura do solo, foi utilizada a coleção 10 de Uso e Cobertura da Terra disponibilizada pelo MapBiomas referente ao ano de 2024 (MapBiomas, 2024). Esses dados também foram analisados e inseridos no QGIS, para melhor entendimento do uso e cobertura do solo na bacia hidrográfica do Caratinga.

Para a análise da Cobrança dos Recursos Hídricos, foram utilizados: DN CBH-Caratinga Nº 01, de 26 de março de 2024, que dispõe sobre a revisão dos critérios e define os mecanismos e valores da cobrança pelo uso de recursos hídricos na área de atuação do comitê da bacia hidrográfica do rio Caratinga; o decreto Nº 48.160, de 24 de março de 2021, que regulamenta a cobrança pelo uso de recursos hídricos no Estado de Minas Gerais e dá outras providências; e o Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Caratinga (ANA, Engecorps Engenharia S.A., 2023).

.

Resultados

Mapeamento das Outorgas de Direito de Uso dos Recursos Hídricos

A Figura 1 apresenta os usos previstos e as Outorgas de Direito de Uso dos Recursos Hídricos, em vigência durante o ano de 2025 dentro da bacia de estudo.

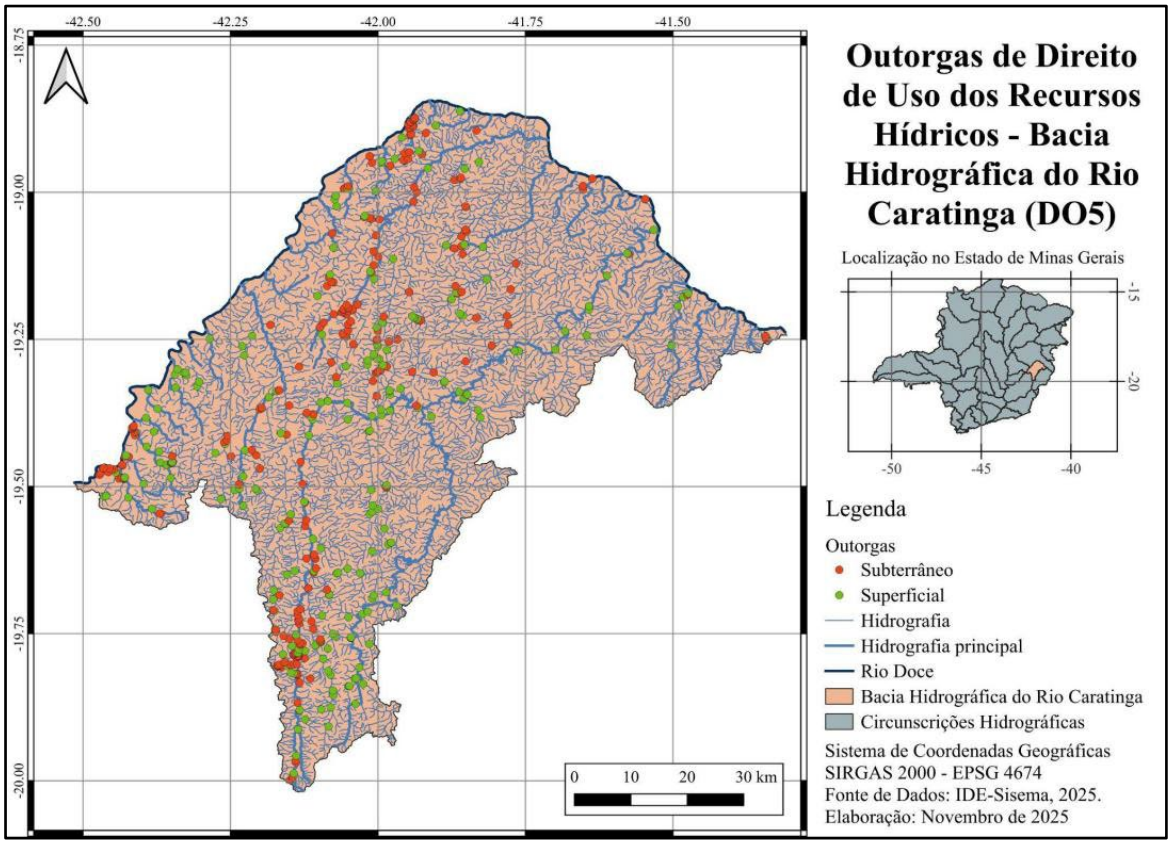


Figura 01: Outorgas de Direito de Uso dos Recursos Hídricos - DO5.
Fonte: Autores deste trabalho, 2025.

Segundo os dados disponibilizados por meio da Infraestrutura de Dados Espaciais do Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IDE-Sisema) (Igam, 2024), 56,2% das outorgas de direito de uso dos recursos hídricos vigentes na bacia do Caratinga são subterrâneas e, 43,8%, superficiais, enquanto 84,1% são outorgas de usos consuntivos, e as demais são referentes aos usos não consuntivos. Os usos consuntivos somam a vazão outorgada de 2,418 m³/s. Dentre os modos de uso consuntivo dos recursos hídricos se destacam, em relação à vazão, a captação ou derivação em um corpo de água (1,46 m³/s), a captação por meio de poço tubular já existente (0,615 m³/s) e a captação em barramento em curso de água, sem regularização de vazão (0,309 m³/s). Dentre os registros de finalidades de uso dos recursos hídricos, conforme os dados declarados em processos de outorga (Igam, 2024), se destacam o abastecimento público (1,203 m³/s), a irrigação (0,89 m³/s) e consumo humano (0,199 m³/s). Vale ressaltar a expressiva vazão outorgada para fins de irrigação, o que demonstra a relevância da atividade agropecuária na região, visto que 63,7% da área da bacia é ocupada por áreas classificadas como “Pastagem”, pela classificação de uso e cobertura do solo realizada pelo Map Biomas (2024), referente ao ano de 2024, que pode ser observada na Figura 2.

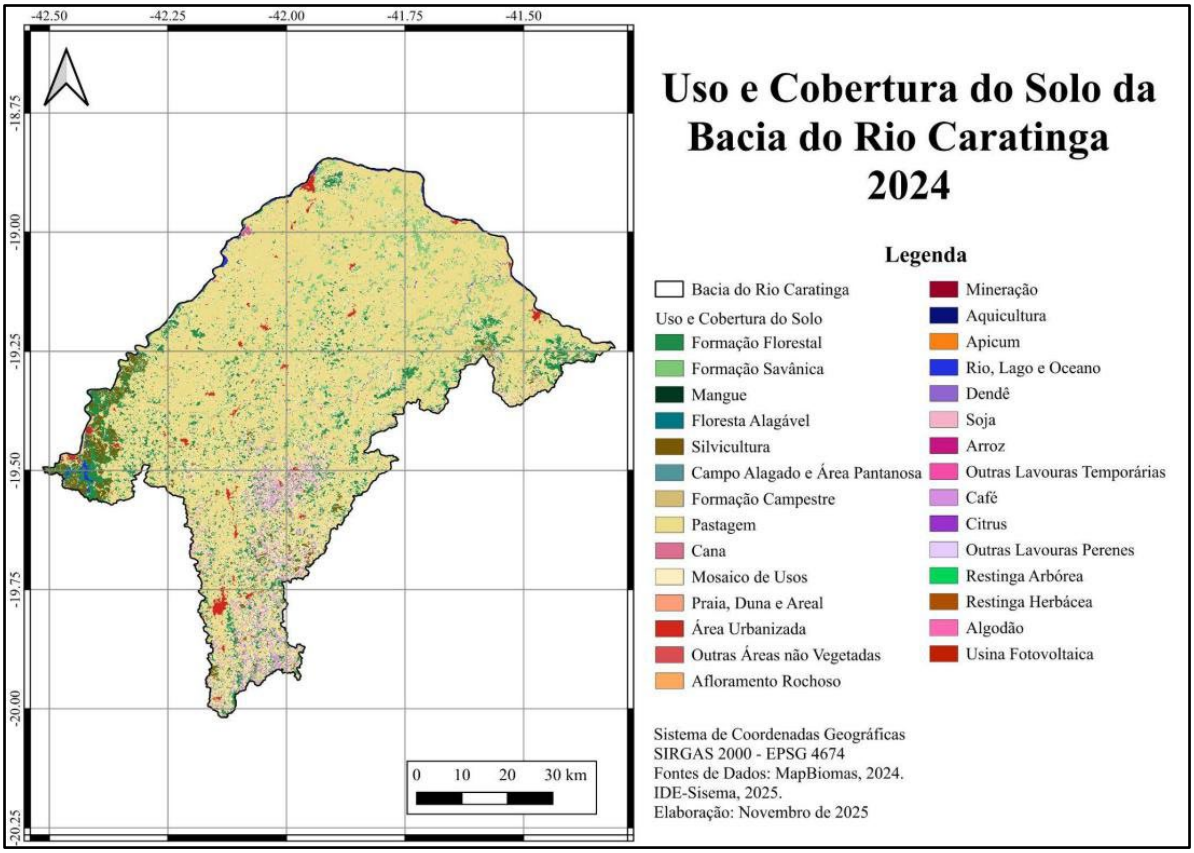


Figura 02: Uso e Cobertura do Solo - Bacia do rio Caratinga.
Fonte: Autores deste trabalho, 2025.

O PDRH da bacia do rio Caratinga, nas etapas de Diagnóstico e Prognóstico, apurou que algumas ottobacias apresentaram vazões outorgadas superiores às estimativas de usos consuntivos, de forma que há a possibilidade de outorgas terem sido emitidas em valores superiores à demanda efetiva dos usuários (ANA, Engecorps Engenharia S.A., 2023). Essa circunstância deve ser apurada, para assegurar a implementação dos usos múltiplos da água, um dos fundamentos da PNRH, no caso de um outorgante preexistente reservar e não utilizar o recurso hídrico, enquanto outros usuários necessitam, mas não podem ser regularizados pela disponibilidade hídrica outorgável não ser suficiente.

Também foi verificado que a disponibilidade de informações de demandas de águas subterrâneas se mostra frágil, de forma que o número de poços outorgados é reduzido em relação ao previsto (ANA, Engecorps Engenharia S.A., 2023). Esse diagnóstico se torna mais importante ainda, ao considerar que as outorgas vigentes atualmente são em sua maioria subterrâneas (56,2%), o que retoma o fato de que a principal forma de uso dos recursos hídricos na bacia, não possui segurança quanto à sua regulação.

A Tabela 1 apresenta os números de outorgas concedidas por ano, dos anos de 2006 a 2025, em relação às respectivas finalidades de uso da água. As outorgas passaram a ser emitidas com maior volume, a partir do ano de 2018, em que o processo passou a ser realizado de forma online. Logo após, entre 2019 e 2021, os números de outorgas emitidas subiu consideravelmente (respectivamente, 59, 105 e 80), pela facilitação da realização do processo digital, sem a necessidade de comparecimento presencial ou o envio de correspondências, fator observado de forma semelhante por Krauss *et. al* (2021) na região Sul de Minas Gerais. O mesmo autor presumiu que após o apogeu em 2020, em que possivelmente, os processos atrasados passaram a ser agilizados, a emissão de outorgas passou a se estabilizar. Outro período importante foram os anos de 2014 à 2016, os quais somente 4 outorgas foram emitidas ao todo, demonstrando a importância da digitalização para o avanço dos processos burocráticos.

São expressivos os valores de outorgas referentes ao abastecimento público e ao consumo humano, o primeiro apresentando relevância desde as outorgas mais antigas. Mas também se destaca a quantidade de outorgas destinadas à irrigação, sendo obtidas nos anos de 2020 e 2021, respectivamente, 45 e 33 outorgas emitidas.

A DN do Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CERH) de Minas Gerais n° 09/2024 (Minas Gerais, 2004), define que as captações e derivações de águas superficiais menores ou iguais a 1 litro por segundo, serão consideradas como usos insignificantes, os quais possuem dispensa de outorga, mas devem ser informados ao IGAM por meio de cadastros e atualização do sistema. É importante considerar a obtenção facilitada da certidão do cadastro de uso insignificante, em que a emissão é realizada de forma online e sem custos para o cadastramento, e após a submissão do requerimento via SOUT, a certidão é emitida de forma automática e possui validade de 3 anos (Minas Gerais, 2024). A Figura 3 apresenta os Cadastros de Uso Insignificante em vigência atualmente na bacia do rio Caratinga. É possível perceber claramente a concentração de cadastros no ponto mais a montante da bacia, fator que poderia ser ligado à existência de cursos d'água com menor vazão, ou à localização de usos e cobertura do solo classificados como "Mosaico de Usos" e a cultura de café, que se localizam com expressividade nessas regiões.

Os usos dispensados de outorga, são em sua maioria superficiais, em 73,72%, enquanto 26,28% são usos subterrâneos. Ainda, 59,64% dos cadastros são de usos consuntivos, e 40,36%, não consuntivos. Dentre os números de modos de usos se destacam o barramento em curso de água, sem captação (1597), seguido da captação em corpos hídricos (810) e da captação de água subterrânea por meio de poço manual (607). A vazão outorgada pelos cadastros de uso insignificante soma 1,51 m³/s. Se destacam como finalidades consuntivas do uso de água por meio de uso insignificante, a irrigação (0,485 m³/s), a dessedentação animal (0,3841 m³/s), o consumo humano (0,311 m³/s) e a aquicultura (0,176 m³/s).

Finalidades de uso Outorgas	Ano																			
	06	07	08	09	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
Abastecimento Público	4	3	6	15	14	1	3	7	2	1		1	1	15	16	2	18	10	4	1
Aquicultura													1	4						
Canalização de curso de água															1					
Consumo agroindustrial													2	2	1		1		1	
Consumo humano			2								2		4	10	28	22	22	17	17	2
Consumo Industrial													3	1	1	3			3	1
Controle de Cheias																	1			
Dessedentação de animais															1	2			1	
Extração mineral													1	3	2	3	3	6	4	2
Geração de energia														1						
Indústria												2								
Irrigação													2	18	45	33	12	18	14	7
Lavagem de veículos														2	1		1		2	
Limpeza em geral																1				
Outras		1		1											1					1
Paisagismo															5	6	12	6	1	4
Recreação															1	2				
Serviços/Lazer e Turismo												1	2							
Transposição de Corpo de Água																2				
Umectação de Vias																		1		
Urbanização														3	2	4	3	4	1	
Total geral	4	4	8	16	14	1	3	7	2	1	2	4	16	59	105	80	73	62	48	18

Tabela 01: Outorgas emitidas na bacia do rio Caratinga, dos anos de 2006 a 2025.
Fonte: Autores deste trabalho, 2026.

Um fator importante a ser observado é a comparação entre a vazão outorgada e a vazão disponibilizada como uso insignificante, os quais são respectivamente, 2,418 m³/s e 1,51 m³/s. A soma de ambos resulta em 3,928 m³/s, e a vazão classificada como uso insignificante representa 38,44% dessa vazão total, o que demonstra a necessidade da regulação dos usos insignificantes, que tem se tornado cada vez mais significantes ao longo do tempo e da sua obtenção mais facilitada que a da outorga.

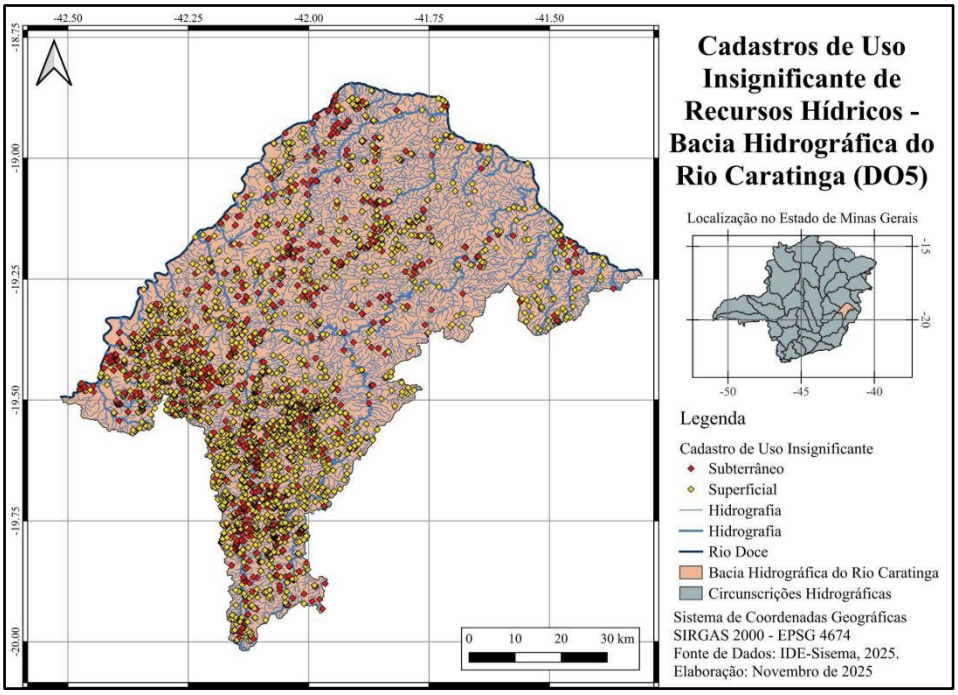


Figura 03: Cadastros de Uso Insignificante dos Recursos Hídricos - Bacia do Rio Caratinga.
Fonte: Autores deste trabalho, 2025.

Cobrança pelo uso de recursos hídricos

O montante final da cobrança pelo uso da água é a soma do valor relacionado à captação (Volume captado) e do valor associado ao lançamento de efluentes (Volume lançado) (CBH Caratinga, 2024). A quantificação é realizada com base no Volume Outorgado (Q Out) ou no Volume Medido (Q Med) de água, que são multiplicados pelo Preço Público Unitário (PPU cap) que se aplica à finalidade específica (CBH Caratinga, 2024).. Para a área da agropecuária, utiliza-se a média entre o volume autorizado e o medido. A taxa pelo descarte de efluentes aplica-se à Carga Orgânica (CODBO) que é lançada, sendo multiplicada pelo Preço Público Unitário para descarte (PPU lanç).

Os Preços Públicos Unitários (PPUs) variam conforme a zona de criticidade (Zona A, B, C e D), considerando as áreas de conflito (DAC), as categorias de classificação dos corpos d'água, como a Classe Especial e Classe 1, e o tipo de captação (CBH Caratinga, 2024). O dinheiro arrecadado retorna para a bacia e deve ser aplicado na melhoria da qualidade da água. A Deliberação Normativa n.º 01/2024 revoga a Deliberação Normativa anterior (n.º 09/2011), sinalizando uma atualização da metodologia e dos valores de cobrança ao longo do tempo, considerando a digitalização de processos e a maior disponibilidade de informações.

A gestão da bacia do rio Caratinga se sustenta através da integração dos instrumentos de planejamento e econômicos, mas ainda assim enfrenta desafios principalmente relacionados à gestão participativa. O PRH define e direciona ações, ao passo que a cobrança fornece recursos para execução das ações delimitadas no Plano e garante a sustentabilidade financeira do sistema. A nova abordagem para a cobrança necessita ser aprovada pelo Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM) e, em seguida, validada pelo CERH-MG. Além disso, um Grupo de Trabalho (GT), composto por representantes do CBH-Caratinga foi estabelecido para aprofundar as discussões acerca da metodologia e dos valores dos PPUs, promovendo a sustentabilidade financeira da bacia (CBH Caratinga, 2021).

Segundo a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA, Engecorps Engenharia S.A., 2023), a Gerência de Instrumentos Econômicos de Gestão, do IGAM, disponibilizou em 2023 as estimativas de arrecadação da cobrança estadual de Minas Gerais. Para a bacia do Caratinga, foram previstas entre os anos de 2023 e 2026, a arrecadação total de R$ 4.164.700,51, cerca de 5% da arrecadação da bacia do rio Doce neste período e a menor arrecadação dentre as todas as sub-bacias (ANA, Engecorps Engenharia S.A., 2023). Um fator destacado pela análise da ANA é a característica de autodeclaração do lançamento de efluentes e, devido a não haver segurança técnica sobre a metodologia para a estimação dos dados, estes foram desconsiderados para estimar a arrecadação do ano de 2026.

Em análise à arrecadação registrada no ano de 2022, por segmento usuário, a bacia do Caratinga possuiu como principal contribuinte o setor de saneamento (R$1.722.459,91), seguido da indústria (R$23.228,76), agropecuária (R$662,28) e outros segmentos (R$15.032,55) (Engercorps, 2024). O decreto nº 48.160/2021, dispõe em parágrafo único do artigo 6° que a cobrança pelos recursos hídricos não incidirá sobre pequenos núcleos populacionais distribuídos no meio rural e acumulações, derivações, captações e lançamentos considerados insignificantes (Minas Gerais, 2021). Assim, pode-se concluir que a baixa arrecadação por usuário da atividade agropecuária ocorre devido a isenção de cadastros de uso insignificante, que na bacia do Caratinga possuem como principais finalidades: a irrigação, a dessedentação animal, o consumo humano e a aquicultura.

O Indicador IGRH10, que avalia a cobrança pelos recursos hídricos com base no valor arrecadado anual (em reais) dividido pelo valor passível de ser arrecadado com todos os usos outorgados (em reais), foi apresentado com base em dados do ano de 2020 (ANA, Engecorps Engenharia S.A., 2023). Apesar do PDRH da bacia não apresentar uma forma de avaliar a eficiência da implementação do instrumento de cobrança na bacia do Caratinga, os dados utilizados para a estimativa do índice foram obtidos para a bacia do Doce no Plano de Ações do Plano Integrado de Recursos Hídricos do rio Doce, e desenvolvidos para a bacia do Caratinga com base em estudo semelhante elaborado para a Bacia do Grande (ANA, Engecorps Engenharia S.A., 2023). O resultado do índice foi 0,70, que demonstra que 30% do que poderia ser arrecadado, não está sendo efetivamente pago.

Dentre os principais obstáculos, a baixa aceitação e a inadimplência devem ser foco de atenção, especialmente considerando que o setor de saneamento é um dos maiores consumidores de água bruta, de acordo com a análise das outorgas, e cuja regularização é crucial para que os municípios consigam atrair investimentos. Adiciona-se a isso a alteração na base de cálculo para a cobrança, que agora se baseia nos dados de vazão outorgada e medida do ano anterior. O método proporciona maior segurança, mas necessita da declaração do volume medido ao IGAM, e caso não haja declaração, o volume outorgado é aplicado automaticamente (CBH Caratinga, 2024).

A administração dos recursos hídricos na bacia do rio Caratinga fundamenta-se na união entre o planejamento de longo prazo e a viabilidade financeira, conforme evidenciado pelas Deliberações Normativas N° 04/2023 e N° 01/2024. A DN N° 04/2023 serve como o expediente estratégico que valida o PDRH e o Enquadramento dos Corpos de Água, definindo as metas de qualidade, como as Classes Especial e Classe 1, além das ações destinadas à bacia no intervalo de 2023 até 2042 (CBH Caratinga, 2023). Por outro lado, a DN N° 01/2024 atua como uma ferramenta econômica que estabelece a metodologia e os montantes referentes à Cobrança pelo Uso da Água (PPUs), e seu objetivo é a arrecadação dos recursos financeiros essenciais para a realização dos projetos prioritários delineados no Plano Diretor (CBH Caratinga, 2024), incluindo a utilização das classes de enquadramento definidas nesta deliberação para aferir os valores cobrados, assegurando que o planejamento estratégico receba o financiamento e a implementação devidos.

Considerações Finais

Os registros de outorgas dos recursos hídricos na bacia do rio Caratinga, conforme apresentado, apresentaram maior ocorrência de outorgas subterrâneas, que inclusive possuem indícios de subnotificação, do que as superficiais. A partir da análise realizada, foi possível observar pontos de melhoria para a gestão do instrumento Outorga, que necessita de melhorias na gestão de informações sobre os usuários, além de maior fiscalização para controlar possíveis usuários não identificados. Para além disso, os cadastros de usos insignificantes representam considerável significância na vazão total outorgada, de forma que a gestão dessas autorizações deve ser realizada com perspicácia, devido ao impacto culminado da concessão de direito de uso de forma imediata.

A cobrança pelos recursos hídricos pode ser aprimorada por meio de Planos de Ação para combater a inadimplência dos usuários, que representa a perda de arrecadação de recursos financeiros que deveriam ser utilizados para melhoria da gestão da bacia, e consequente preservação dos recursos hídricos e incentivo ao desenvolvimento sustentável.

Por fim, recomenda-se que tais estudos de análise da aplicação dos instrumentos sejam realizados em outras bacias e com frequência, para que a gestão dos comitês de bacias possa ser supervisionada por agentes externos, que possibilitam uma avaliação independente e eficiente.

Os comitês de bacias são importantes instrumentos centrais na gestão de bacias, agindo como a engrenagem principal para que os outros instrumentos sejam devidamente aplicados a nível de gestão municipal e estadual. Assim, é importante que a integração entre os instrumentos seja supervisionada e a efetividade da aplicação da Política Nacional dos Recursos Hídricos seja garantida.

Referências Bibliográficas

Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA); Engecorps Engenharia S.A. Atualização do Plano Diretor de Recursos Hídricos da Circunscrição Hidrográfica do Rio Caratinga (DO5): Produto Parcial 07. Brasília: ANA; 2023. Disponível em: https://cbhcaratinga.org.br/wp-content/uploads/2024/02/1454-ANA-07-RH-RT-0006-R3_DO5.pdf. Acesso em: 15 nov. 2025.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos e dá outras providências. Diário Oficial da União: Brasília, DF, 9 jan. 1997. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9433.htm. Acesso em: 15 nov. 2025.

COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CARATINGA. Deliberação Normativa nº 01, de 26 de março de 2024. Dispõe sobre a revisão dos critérios e define os mecanismos e valores da cobrança pelo uso de recursos hídricos na área de atuação do Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Caratinga. Inhapim, CBH Caratinga; AGEDOCE, 2024. Disponível em: https://agedoce.org.br/wp-content/uploads/2024/05/Deliberacao-Normativa-no-01-de-26-de-marco-de-2024.pdf. Acesso em: 6 mar. 2026.

COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CARATINGA (CBH Caratinga). Deliberação Normativa nº 04, de 17 de agosto de 2023. Aprova o Plano Diretor de Recursos Hídricos e o enquadramento dos corpos de águas superficiais em classes de qualidade da Circunscrição Hidrográfica do Rio Caratinga – DO5 (2023–2042). Disponível em: https://cbhcaratinga.org.br/wp-content/uploads/2013/12/Deliberacao-Normativa-no-04-de-17-de-agosto-de-2023.pdf. Acesso em: 7 abr. 2026.

COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CARATINGA (CBH-Caratinga). Relatório de Implementação do PDRH Caratinga – 2023/2024. Governador Valadares: CBH Caratinga; AGEDOCE 2024. 78 p. Disponível em: https://cbhcaratinga.org.br/wp-content/uploads/2025/04/05_Relatorio-de-implementacao-PDRH-Caratinga-R0.pdf. Acesso em: 20 out. 2025.

COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CARATINGA (CBH Caratinga). Rio Caratinga, 2013. Disponível em: https://cbhcaratinga.org.br/rio-caratinga. Acesso em: 7 mar. 2026.

COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CARATINGA (CBH Caratinga). Câmara Técnica de Outorga e Cobrança (CTOC). 2021. Disponível em: https://cbhcaratinga.org.br/camaras-tecnicas-e-grupos-de-trabalho/camara-tecnica-de-outorga-e-cobranca-ctoc. Acesso em: 20 mar. 2026.

IGAM – Instituto Mineiro de Gestão das Águas: Gerência do Sistema Estadual de Informações sobre Recursos Hídricos (Geirh). Outorgas de direito de uso de recursos hídricos. Belo Horizonte, 2024. Disponível em: https://idesisema.meioambiente.mg.gov.br/geonetwork/srv/api/records/45589b8c-4f82-4d42-9ec8-351c65f3ea18. Acesso em: 24 nov. 2025.

IGAM – Instituto Mineiro de Gestão das Águas: Gerência do Sistema Estadual de Informações sobre Recursos Hídricos (Geirh). Cadastros de uso insignificante de recursos hídricos. Belo Horizonte, 2025. Disponível em: https://idesisema.meioambiente.mg.gov.br/geonetwork/srv/api/records/98177e31-0b3e-4928-b429-63c968be5147. Acesso em: 24 nov. 2025.

Krauss, J. R., Maciel, R. A., Marques, R. F. de P. V., Gomes, I. M., Mendes, G. P., Rocha, M. H. F. F., de Oliveira, A. S., & Santos, C. da S. (2021). Mudança no processo de obtenção de outorga na Região do Sul de Minas Gerais e a avaliação de sua eficiência. Brazilian Journal of Development, 7(8), 77281–77294. Disponível em: https://doi.org/10.34117/bjdv7n8-104. Acesso em: 6 mar. 2026.

MapBiomas (2024). Coleção 10 da série anual de Mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil - Ano de 2024. Disponível em: https://brasil.mapbiomas.org/colecoes-mapbiomas/. Acesso em: 01 dez. 2025.

MINAS GERAIS. Lei nº 13.199, de 29 de janeiro de 1999. Dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos e cria o Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Diário do Executivo de Minas Gerais, Belo Horizonte, [1999a]. Disponível em: https://www.almg.gov.br/legislacao-mineira/texto/LEI/13199/1999/?cons=1. Acesso em: 24 nov. 2025.

MINAS GERAIS. Decreto nº 40.591, de 13 de setembro de 1999. Institui o Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Caratinga. Belo Horizonte: Assembleia Legislativa de Minas Gerais, [1999b]. Disponível em: https://www.almg.gov.br/legislacao-mineira/texto/DEC/40591/1999/. Acesso em: 6 abr. 2026.

MINAS GERAIS. Decreto nº 47.705, de 4 de setembro de 2019. Estabelece normas e procedimentos para a regularização de uso de recursos hídricos de domínio do Estado de Minas Gerais. Belo Horizonte: Diário do Executivo de Minas Gerais, 2019. Disponível em: https://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=49498. Acesso em: 6 mar. 2026.

MINAS GERAIS. Decreto nº 48.160, de 24 de março de 2021. Regulamenta a cobrança pelo uso de recursos hídricos no Estado e dá outras providências. Belo Horizonte: Diário do Executivo de Minas Gerais, 2021. Disponível em: https://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=49498. Acesso em: 6 mar. 2026.

MINAS GERAIS. Deliberação Normativa CERH - MG nº 09, de 16 de junho de 2004. Define os usos insignificantes para as circunscrições hidrográficas no Estado de Minas Gerais. Diário do Executivo de Minas Gerais, 2004. Disponível em: https://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=209. Acesso em: 24 nov. 2025.

MINAS GERAIS. Instituto Mineiro de Gestão das Águas – IGAM. Manual do Usuário: Cadastro de Dispensa de Outorga (Sistema SOUT) - Uso Insignificante. Belo Horizonte: IGAM, 2024b. Disponível em: https://igam.mg.gov.br/documents/d/igam/manual-uso-insignificante-sout_1. Acesso em: 31 mar. 2026.

OCDE (2017), Cobranças pelo uso de recursos hídricos no Brasil: Caminhos a seguir, Éditions OCDE, Paris. Disponível em: http://dx.doi.org/10.1787/9789264288423-pt. Acesso em: 01 dez. 2025.

ANÁLISE ESTATÍSTICA DE DADOS DE PRECIPITAÇÃO PARA O LITORAL DO PARANÁ CONSIDERANDO DIFERENTES BASES DE DADOS E MODELOS REGIONALIZADOS

1 Danilo de Oliveira Sant'Ana, 2 Cynara de Lourdes da Nóbrega Cunha, 3 Ricardo Carvalho de Almeida, 4 Aline Trog Ferreira

1 Universidade Federal do Paraná, e-mail: danilooliveira@ufpr.br; 2 Universidade Federal do Paraná, e-mail: cynaracunha@gmail.com; 3 Universidade Federal do Paraná, e-mail: rcalmeidarj@gmail.com; 4 Universidade Federal do Paraná, e-mail: alinetrog@ufpr.br

Palavras-chave: Precipitação; BR-DWGD; CHELSA-W5E5; WRF.

Resumo

A escolha da base de dados pluviométrica é uma etapa metodológica importante para simulações hidrológicas em regiões costeiras com forte influência de chuvas orográficas. Este estudo teve por objetivo avaliar comparativamente o desempenho de três bases de precipitação — séries extraídas do modelo WRF (Weather Research and Forecasting), da base CHELSA-W5E5 e da base do BR-DWGD — na representação da precipitação observada no litoral do Paraná. Foram analisados as séries observadas e os dados de cada base para as estações de Antonina, Guaratuba e Morretes. Os dados diários foram agregados para totais mensais e avaliados por meio das métricas R^2, RMSE, MAE, NSE, PBIAS e do teste de Kolmogorov–Smirnov. De forma complementar, foi empregado o diagrama de Taylor para síntese gráfica do desempenho relativo das bases. Os resultados mostraram desempenho inferior do WRF nas três estações analisadas, com valores negativos de NSE e maiores erros mensais. A base CHELSA-W5E5 apresentou desempenho intermediário, superando o WRF em todas as estações, porém sem atingir, de modo geral, a consistência observada para os dados da base BR-DWGD. Os melhores resultados foram obtidos pelo BR-DWGD nas estações Antonina (NSE=0,696), Guaratuba (NSE=0,822) e Morretes (NSE=0,901). Conclui-se que a base BR-DWGD é mais consistente para representar a precipitação mensal observada no litoral do Paraná, sendo a alternativa mais robusta para a caracterização histórica e para o uso posterior como referência em modelagem hidrológica, enquanto a base CHELSA-W5E5 se mostrou a alternativa mais promissora entre as bases avaliadas para subsidiar futuras aplicações em estudos de mudanças climáticas, desde que associada a procedimentos adicionais de correção de viés e à seleção de produtos prospectivos compatíveis.

Introdução

As mudanças climáticas intensificaram a necessidade de informações meteorológicas precisas para estudos de impacto em recursos hídricos, especialmente em regiões costeiras (IPCC, 2022). A elevação do nível do mar aumenta o risco para ecossistemas costeiros e populações que vivem em áreas vulneráveis. A avaliação desses impactos climáticos requer um conjunto consistente de informações meteorológicas e hidrológicas, que possam ser aplicadas em modelagens hidrológicas e hidrodinâmicas. A vazão é um dos principais forçantes que atua nesses sistemas e mensurar valores de vazões para bacias litorâneas se torna um desafio devido à falta de informação e relevos complexos, com regiões com predominância de chuvas orográficas.

Nesse contexto, a precipitação constitui uma variável central para aplicações hidrológicas e hidrodinâmicas, pois condiciona o escoamento, a geração de vazões e o aporte fluvial aos sistemas costeiros. Entretanto, para que se possa realizar simulações hidrológicas e hidrodinâmicas são necessários dados consistentes de estações de medições ou de bases de reanálise ou dados de modelos de circulação atmosféricos. Contudo, geralmente em sistemas costeiros com bacias hidrográficas pequenas, existe limitação recorrente relacionada ao descompasso entre a resolução espacial das bases climáticos disponíveis e a escala dos processos que se deseja representar, sobretudo em regiões com relevo complexo e elevada variabilidade espaço-temporal da chuva (IPCC, 2022; FOWLER; BLENKINSOP; TEBALDI, 2007; GIORGI; GUTOWSKI, 2015), também existe a falta de estações de medições, o que impossibilita a aplicação correta de modelos hidrológicos.

Para contornar essa limitação, diferentes abordagens de regionalização e refinamento espacial da informação climática são estudadas e aplicadas em estudos hidrológicos. Um deles é a regionalização dinâmica, baseada em modelos atmosféricos regionais, o outro é a regionalização estatística. Modelos regionais, como o WRF (Weather Research and Forecasting), têm a vantagem de representar explicitamente parte importante da dinâmica atmosférica em alta resolução, mas demandam elevado custo computacional e ainda podem apresentar vieses sistemáticos, especialmente em precipitação. Em paralelo, bases geradas por *downscaling* estatístico, como os da família CHELSA, oferecem cobertura espacial contínua e custo computacional mais baixo, embora também apresentem limitações, por exemplo na representação de padrões convectivos pouco relacionados à topografia (GIORGI; GUTOWSKI, 2015; GUTOWSKI et al., 2020; KARGER et al., 2023).

Entre as bases recentes, o CHELSA-W5E5 disponibiliza dados meteorológicos diários em resolução de 30 arcsec e foi desenvolvido para aplicações em estudos de impacto climático. Sua avaliação indicou redução de viés e aumento de correlação em relação à base de origem mais grosseiro, com ganhos particularmente relevantes em terrenos topograficamente complexos, além de desempenho comparável ao de regionalizações dinâmicas com WRF em algumas aplicações (KARGER et al., 2023). De forma complementar, Karger et al. (2021) mostraram que o *downscaling* diário de precipitação de aproximadamente 1,0 km de resolução, com incorporação de cobertura de nuvens e preditores orográficos, melhora a representação espaço-temporal da precipitação em

comparação com dados de entrada mais grosseiras, sobretudo em relevo complexo. No contexto brasileiro, o BR-DWGD constitui outra alternativa relevante, por fornecer dados meteorológicos diários em grade de 0,1° × 0,1°, construídos a partir da interpolação de observações de 11.473 pluviômetros e 1.252 estações meteorológicas. Além disso, comparações anteriores em território brasileiro já indicaram desempenho favorável do BR-DWGD frente a outras bases para aplicações climáticas locais, enquanto estudos recentes também têm demonstrado sua utilidade para análises de regime pluviométrico e eventos extremos em bacias hidrográficas (XAVIER et al., 2022; PERLEBERG et al., 2025; SILVA JÚNIOR, 2025).

A escolha da base de dados meteorológica influenciará as simulações hidrológicas e hidrodinâmicas de regiões costeiras. Estudos mostram que o desempenho de simulações hidrológicas pode ser fortemente sensível ao conjunto de dados meteorológicos empregado como forçamento, e que os ganhos ou perdas associadas a escolha da base de dados não depende unicamente da discretização espacial que pode haver diferença para cada região. Em outras palavras, a resolução mais fina não garante, por si só, melhor desempenho hidrológico; a seleção do forçamento deve ser tratada como uma etapa metodológica essencial e necessariamente validada com base em observações locais (JANZING et al., 2025).

No litoral do Paraná, essa questão assume importância ainda maior devido à forte influência da Serra do Mar sobre a distribuição espacial da precipitação (PAULA, 2016). A atuação do relevo como barreira orográfica contribui para elevados contrastes pluviométricos e para a ocorrência de eventos intensos na faixa litorânea, o que torna especialmente sensível a escolha da base meteorológica a ser utilizada em estudos hidrológicos. Nesse cenário, a avaliação prévia do desempenho de diferentes bases de dados torna-se etapa indispensável antes de sua aplicação em cadeias integradas de modelagem para as bacias afluentes ao Complexo Estuarino de Paranaguá (TERASSI; GALVANI, 2017).

Diante disso, este artigo tem por objetivo avaliar comparativamente três bases de precipitação — séries extraídas do WRF, base CHELSA e base BR-DWGD — quanto à sua capacidade de representar a precipitação observada em estações do litoral do Paraná. A análise é realizada para a escala mensal, combinando métricas estatísticas contínuas e testes de aderência, com o propósito de identificar o conjunto de dados mais adequado para uso posterior como forçamento pluviométrico em modelagem hidrológica. Assim, o estudo busca identificar, de forma metodologicamente fundamentada, qual base é mais adequada para representar a precipitação mensal observada e qual delas apresenta maior potencial para aplicações futuras em cenários de mudanças climáticas.

Material e Métodos

Foram analisadas séries de precipitação para as estações de Antonina, Guaratuba e Morretes, localizadas no litoral do Paraná, região caracterizada por forte variabilidade pluviométrica em função da interação entre a planície costeira e a Serra do Mar. As séries observadas de Antonina e Guaratuba foram obtidas junto ao Sistema de Tecnologia e Monitoramento Ambiental do Paraná (SIMEPAR), enquanto a estação Morretes foi obtida a partir da base da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA). Como bases candidatas à representação da precipitação, foram avaliadas séries extraídas do WRF, a base CHELSA-W5E5 e a base BR-DWGD.

Os dados obtidos do WRF correspondem às séries extraídas de pontos de grade do domínio interno de uma simulação usando o WRF-ARW v4.3, configurada com três domínios aninhados de 90, 18 e 6 km. A configuração física adotada incluiu microfísica WSM-3, convecção Kain–Fritsch nos domínios externos e convecção explícita no domínio interno, esquema MYJ para a camada limite planetária, camada superficial Monin–Obukhov, modelo de superfície Noah e radiação Dudhia/RRTM. As condições iniciais e de contorno foram derivadas da base CMIP6 bias-corrected de Xu et al. (2021), com atualização de 6 h.

A base CHELSA-W5E5 foi tratada como uma base de precipitação obtida por downscaling topograficamente informado. Neste estudo, foram utilizados dados em resolução aproximada de 10 km (300 arcsec), correspondentes à versão do CHELSA-W5E5 disponibilizada nessa resolução para aplicações em estudos de impacto. O conjunto CHELSA-W5E5 também é disponibilizado em outras resoluções espaciais, incluindo 30 arcsec (~1 km), 90 arcsec (~3 km) e 1800 arcsec (~60 km). O CHELSA-W5E5 é derivado do conjunto W5E5 em 0,5°, por meio do algoritmo CHELSA v2, que incorpora efeitos topográficos e orográficos para refinar espacialmente variáveis meteorológicas diárias. O W5E5, por sua vez, combina o WFDE5 sobre as áreas continentais com a ERA5 sobre os oceanos, tendo, portanto, origem em campos derivados da reanálise ERA5. Dessa forma, o CHELSA-W5E5 representa um refinamento espacial adicional de uma base meteorológica já construída a partir de informações de reanálise ajustadas para aplicações em estudos de impacto climático. O W5E5, por sua vez, é construído a partir do WFDE5 sobre as áreas continentais e da ERA5 sobre os oceanos, servindo como base para a geração do CHELSA-W5E5. O BR-DWGD foi utilizado como base meteorológico diário em grade para o Brasil, com resolução espacial de 0,1°, desenvolvido a partir da interpolação de observações meteorológicas. Para o CHELSA foram extraídos os valores nas coordenadas das estações, enquanto para o WRF e o BR-DWGD foram utilizados os pontos de grade mais próximos. A **Figura 1** apresenta os pontos utilizados das bases de dados do CHELSA e do WRF. Para a estação de Antonina foram utilizados 4 pontos da grade do WRF, enquanto para a o BR-DWGD foram utilizados somente dois pontos da grade. Para a estação Morretes foram utilizados somente um ponto para cada base de dados. Na estação Guaratuba foram utilizados dois pontos para o WRF e o BR-DWGD. Dessa forma, para estações com mais de um ponto da grade da base de dados foram definidos sufixos em ordem alfabética conforme está descrito na **Figura 1**.

A comparação entre os dados medidos e as bases avaliadas foi realizada sempre no período comum entre as séries, não sendo adotado um único intervalo fixo para as bases. A **Tabela 1** apresenta o período dos dados utilizados para cada base de dados. Os dados diários foram agregados por soma para a escala mensal, que constituiu a base de análise do artigo.

O desempenho das bases foi avaliado por meio das métricas R^2, RMSE, MAE, NSE e PBIAS, além do teste de Kolmogorov–Smirnov. O R^2 foi utilizado para representar a proporção da variabilidade da precipitação observada explicada pela série estimada. O RMSE foi empregado para quantificar a magnitude média dos erros, atribuindo maior peso aos desvios mais

elevados, enquanto o MAE foi utilizado para medir o erro médio absoluto entre valores observados e estimados. O NSE foi adotado para avaliar a eficiência preditiva das bases em relação à média da série observada, sendo amplamente empregado em estudos hidrológicos para aferir o desempenho global de simulações. O PBIAS foi utilizado para quantificar a tendência sistemática de superestimativa ou subestimativa dos totais mensais; valores positivos indicam superestimativa, enquanto valores negativos indicam subestimativa. Por fim, o teste de Kolmogorov–Smirnov foi aplicado para comparar as distribuições empíricas das séries observadas e estimadas. Nesse contexto, o valor-p do teste expressa a probabilidade de se obter uma diferença entre as distribuições pelo menos tão extrema quanto a observada, assumindo-se verdadeira a hipótese nula de que ambas pertencem à mesma distribuição. Assim, valores-p elevados indicam que não há evidência estatística suficiente para rejeitar essa hipótese, enquanto valores-p baixos sugerem diferenças estatisticamente significativas entre as séries. Em aplicações práticas, adotou-se α=0,05 como nível de significância, de modo que valores de $p>0,05$ indicam compatibilidade distributiva entre os dados observados e estimados, ao passo que valores de $p<0,05$ apontam diferenças significativas entre suas distribuições empíricas.

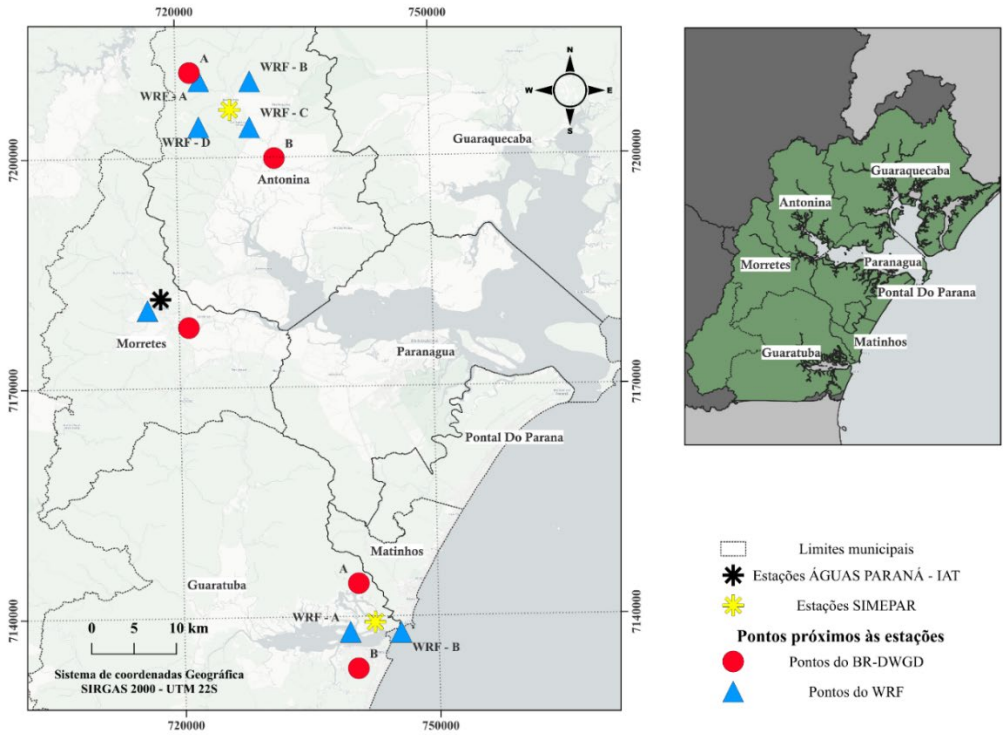


Figura 7 – Localização das estações pluviométricas de Antonina, Guaratuba e Morretes e dos pontos de grade utilizados para extração das séries das bases WRF, CHELSA e BR-DWGD no litoral do Paraná.

De forma complementar, foi empregado o diagrama de Taylor para sintetizar graficamente o desempenho relativo das bases na escala mensal. O diagrama de Taylor permite representar simultaneamente três propriedades estatísticas: a correlação de Pearson, o desvio-padrão e a raiz do erro quadrático médio centrado. Nesse diagrama, a distância radial representa o desvio-padrão da série estimada, o ângulo em relação ao eixo horizontal está associado à correlação de Pearson e a distância entre o ponto da base avaliada e o ponto de referência observado expressa a raiz do erro quadrático médio centrado (cRMSD). Assim, o melhor desempenho relativo é indicado por pontos com maior correlação, desvio-padrão mais próximo ao da série observada e menor distância em relação ao ponto de referência. O diagrama foi utilizado como ferramenta complementar de síntese gráfica, e não como critério isolado de seleção das bases, permitindo integrar visualmente diferentes aspectos do desempenho estatístico mensal.

Tabela 1 - Intervalo de dados usados para cada base de dados.

Estação	Base de dados	Inicio	Fim
Antonina	BR-DWGD	01/01/1999	31/07/2020
	WRF	01/01/2005	31/12/2014
	CHELSA	01/01/1999	31/12/2016
Guaratuba	BR-DWGD	01/06/1997	31/07/2020
	WRF	01/01/2005	31/12/2014
	CHELSA	01/06/1997	31/12/2016
Morretes	BR-DWGD	01/01/1979	31/07/2020
	WRF	01/01/2005	31/12/2014
	CHELSA	01/01/1979	31/12/2016

Resultados e Discussão

A comparação mensal entre os dados das bases avaliadas mostrou um padrão consistente de desempenho superior em relação aos resultados obtidos do WRF, conforme apresentado na **Figura 2**. De modo geral, observou-se pior representação dos acumulados nos meses de verão em comparação aos meses de inverno. Para as bases CHELSA e BR-DWGD houve melhor concordância de fase com os dados observados, sobretudo em períodos de menor variabilidade mensal. Esse comportamento inicial já indica que, na forma como foi utilizado neste estudo, o WRF não reproduziu satisfatoriamente os totais mensais observados, apresentando limitações tanto na magnitude dos acumulados quanto na eficiência preditiva em relação à média observada. Em contraste, CHELSA e BR-DWGD apresentaram melhor aderência às séries observadas, com superioridade geral do BR-DWGD.

As métricas estatísticas de comparação são apresentadas na **Tabela 2**. Em Antonina, o melhor desempenho global foi obtido pelo ponto BR-DWGD - A, com R^2=0,746, RMSE=72,351 mm, MAE=47,023 mm, NSE=0,696 e PBIAS=−12,928. O ponto BR-DWGD - B apresentou resultado muito próximo, com R^2=0,774, porém com erros ligeiramente maiores e maior magnitude de viés (PBIAS=−16,119). O CHELSA apresentou desempenho intermediário, com R^2 =0,664, RMSE=88,309 mm, MAE=57,744 mm e NSE=0,523, superando todos os pontos do WRF, mas ainda com desempenho inferior ao BR-DWGD. Entre os pontos do WRF, os valores de NSE permaneceram negativos, variando de −2,035 a −0,401, indicando baixa representatividade dos totais mensais simulados. No teste de Kolmogorov–Smirnov, o maior valor-p foi obtido pelo ponto BR-DWGD - A (p=0,147), sugerindo melhor aderência distributiva em relação às demais bases. Esses resultados indicam que, em Antonina, o ponto BR-DWGD - A representa de forma mais consistente a precipitação mensal observada.

Em Guaratuba, o melhor ajuste foi obtido pelo ponto BR-DWGD - B, com R^2=0,827, RMSE=58,219 mm, MAE=40,231 mm, NSE=0,822 e PBIAS=−4,372. O ponto BR-DWGD - A apresentou resultados muito próximos, com R^2=0,821, RMSE=59,579 mm, MAE=41,157 mm e NSE=0,813. O CHELSA novamente mostrou desempenho intermediário, com R^2=0,628, RMSE=91,082 mm, MAE=59,873 mm e NSE=0,583, enquanto os dois pontos do WRF apresentaram valores próximos de zero para R^2 e valores negativos de NSE. No teste de Kolmogorov–Smirnov, o maior valor-p foi observado para o ponto BR-DWGD - B (p=0,252), seguido do ponto BR-DWGD - A (p=0,211), reforçando a melhor aderência distributiva do BR-DWGD em comparação ao CHELSA e, principalmente, ao modelo WRF. Assim, em Guaratuba, a superioridade do BR-DWGD foi ainda mais evidente do que em Antonina.

Em Morretes, o predomínio do BR-DWGD foi ainda mais expressivo. A base apresentou R^2=0,905, RMSE=37,732 mm, MAE=24,465 mm, NSE=0,901, PBIAS=−3,570 e p=0,769 no teste de Kolmogorov–Smirnov. O CHELSA apresentou desempenho intermediário, com R^2=0,794, RMSE=78,438 mm, MAE=51,019 mm e NSE=0,578, enquanto o WRF apresentou desempenho insatisfatório, com NSE=−0,666. Em Morretes, além do melhor ajuste estatístico, o BR-DWGD apresentou o menor viés entre as bases avaliadas e a maior aderência distributiva, indicando maior robustez para a representação dos totais mensais observados.

Tabela 2 – Métricas estatísticas de desempenho mensal das bases WRF, CHELSA e BR-DWGD em relação às séries observadas nas estações de Antonina, Guaratuba e Morretes.

Estação	Pontos	R²	RMSE	MAE	NSE	PBIAS	KS	Valor p (KS)
Antonina	WRF - B	0.175	167.554	125.257	-0.622	-1.581	0.175	0.051
	WRF -A	0.178	201.622	141.880	-1.349	20.827	0.158	0.099
	WRF - C	0.192	155.699	117.240	-0.401	-8.798	0.183	0.035
	WRF -D	0.192	229.182	160.646	-2.035	37.690	0.208	0.011
	BR-DWGD - A	0.746	72.351	47.023	0.696	-12.928	0.100	0.147
	BR-DWGD - B	0.774	72.847	48.695	0.692	-16.119	0.116	0.062
	Chelsea	0.664	88.309	57.744	0.523	-21.018	0.153	0.013
Guaratuba	WRF - A	0.001	207.538	154.797	-1.138	-23.695	0.252	0.001
	WRF - B	0.001	202.656	151.449	-1.039	-25.695	0.244	0.002
	BR - DWGD - A	0.821	59.579	41.157	0.813	-5.190	0.090	0.211
	BR - DWGD - B	0.827	58.219	40.231	0.822	-4.372	0.086	0.252
	Chelsea	0.628	91.082	59.873	0.583	-9.790	0.111	0.113
Morretes	WRF	0.094	157.431	116.843	-0.666	-8.824	0.183	0.035
	BR-DWGD	0.905	37.732	24.465	0.901	-3.570	0.042	0.769
	Chelsea	0.794	78.438	51.019	0.578	-24.465	0.186	<0.001

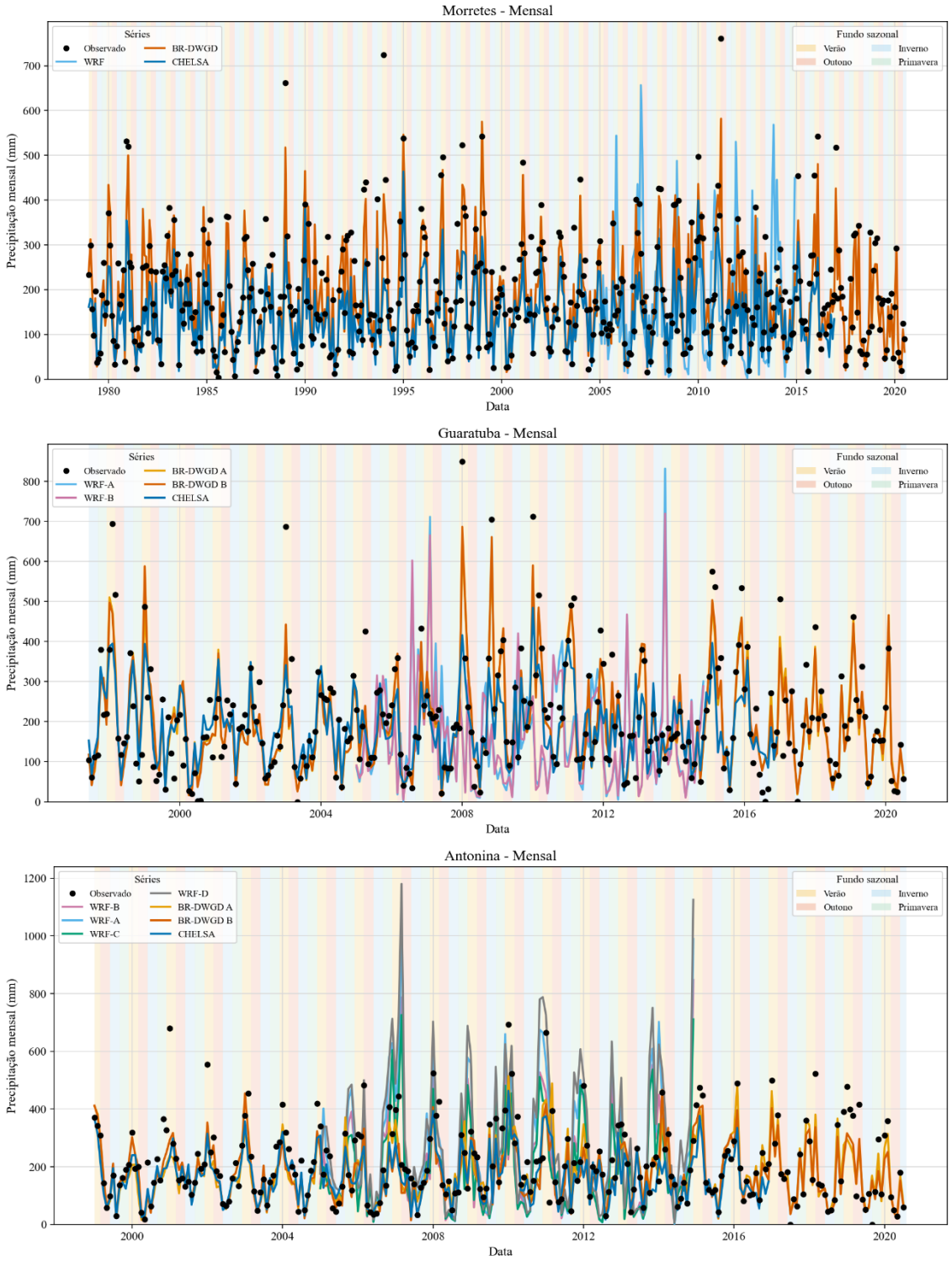


Figura 8 – Séries mensais de precipitação observada e estimada para as estações de Morretes, Guaratuba e Antonina.

Os gráficos de dispersão são apresentados nas Figura 3 a Figura 5. Na estação de Morretes (Figura 3), a dispersão dos dados teve a melhor distribuição em relação à reta de concordância (linha preta no gráfico) para a base BR-DWGD, indicando elevada aderência aos valores observados e estimadas. A dispersão dos dados para a base CHELSA é intermediária, com tendência a subestimação dos resultados. Já para os valores simulados do WRF há uma dispersão com menor aderência a reta de concordância, indicando pouca representatividade entre os valores simulados e os dados medidos.

Na estação de Antonina (**Figura 4**), observando os resultados para a base BR-DWGD, os pontos mostram distribuição relativamente próxima à reta de concordância, indicando boa aderência entre os valores observados e estimados, embora ainda se observe certa dispersão para os maiores acumulados mensais. Os resultados para base CHELSA também apresenta tendência

positiva bem definida, porém com maior afastamento da reta 1:1, sugerindo menor capacidade de reproduzir a magnitude das precipitações mensais observadas. Já para valores simulados pelo WRF, a dispersão é mais acentuada e com menor proximidade em relação à reta de concordância, evidenciando menor representatividade dos valores simulados frente aos dados medidos.

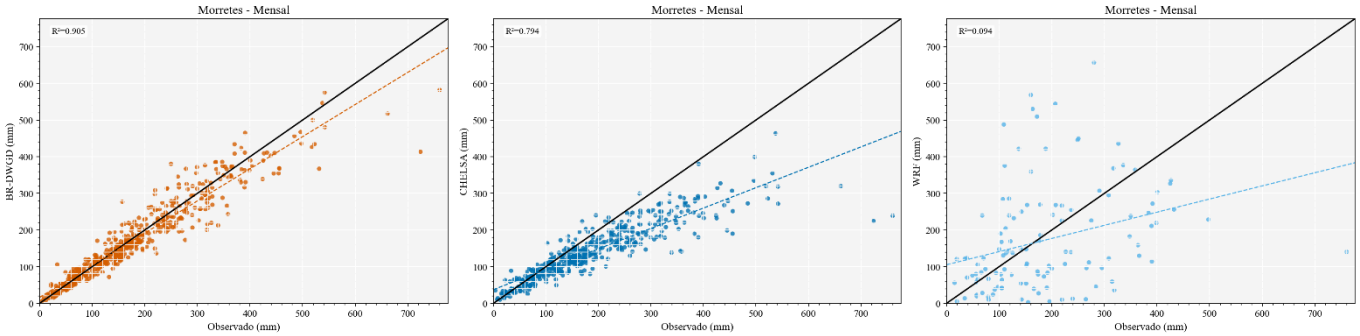


Figura 9 – Gráfico de dispersão entre a precipitação mensal observada e estimada para a estação de Morretes e as bases de dados utilizadas.

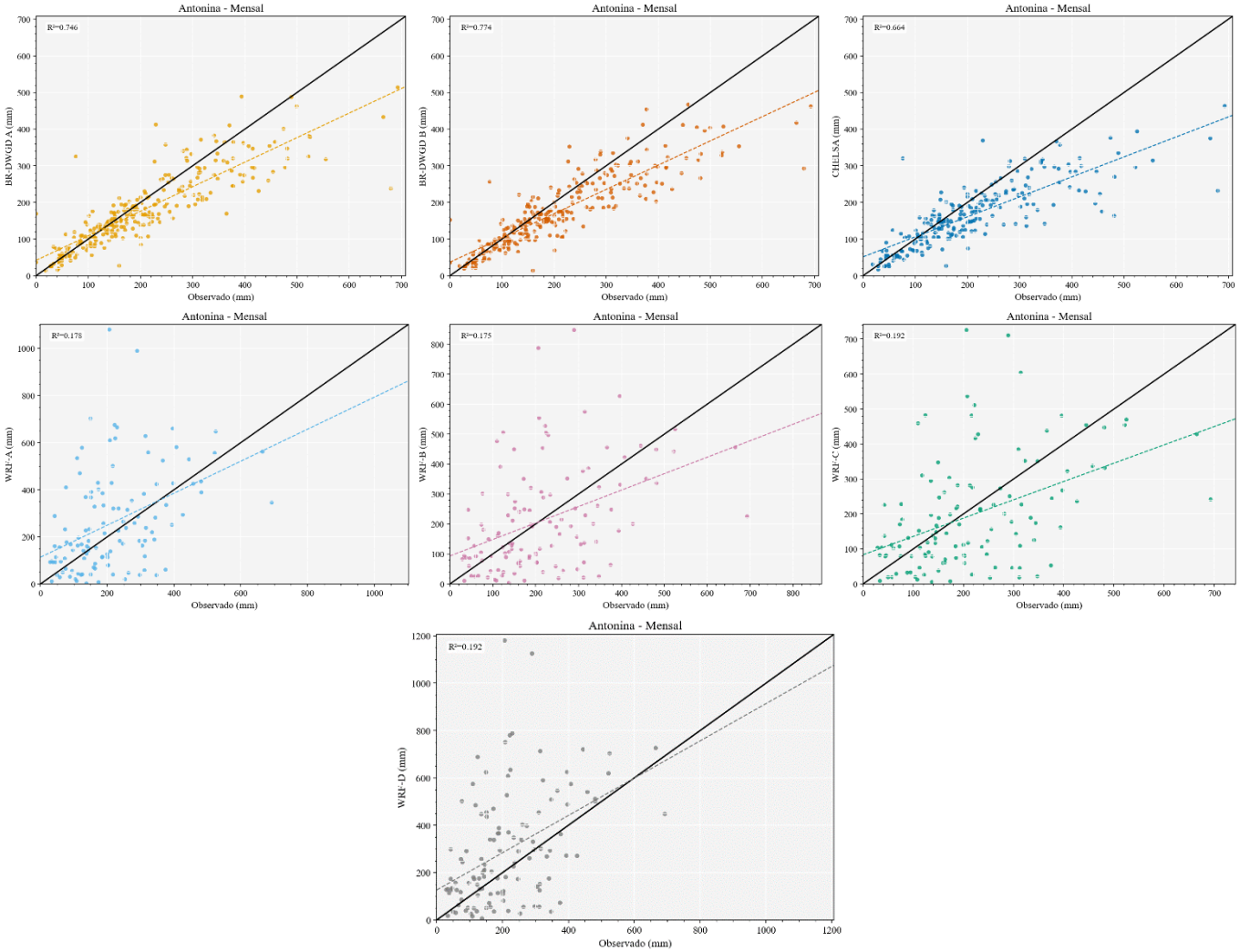


Figura 10 – Gráfico de dispersão entre a precipitação mensal observada e estimada para a estação de Antonina e as bases de dados utilizadas.

Na estação Guaratuba (**Figura 5**), a dispersão dos dados evidencia melhor ajuste em relação à reta de concordância para a base de dados do BR-DWGD, com maior concentração dos pontos próximos à linha 1:1 e menor espalhamento geral, indicando elevada aderência aos valores observados e estimados. A base de dados do CHELSA apresenta comportamento intermediário, com distribuição coerente e tendência positiva, porém com maior dispersão e afastamento da reta de concordância, o que indica representação menos precisa dos acumulados mensais. Para os valores simulados pelo WRF, observa-se maior dispersão dos pontos e menor alinhamento com a reta 1:1, evidenciando baixo ajuste entre os valores simulados e os dados observados.

A síntese fornecida pelo diagrama de Taylor (**Figura 6**) reforça a interpretação obtida pelas métricas numéricas. De modo geral, os pontos associados ao BR-DWGD tendem a se posicionar mais próximos do ponto de referência observado, indicando combinação mais favorável entre correlação, desvio-padrão e RMSE. Os pontos da base CHELSA ocupam posição intermediária, com desempenho melhor que o WRF, porém ainda mais afastado do padrão observado. Já os valores simulados pelo WRF tendem a ocupar posições mais distantes, refletindo menor correlação e maior discrepância em termos de variabilidade mensal.

Em conjunto, os resultados indicam que a escolha da base pluviométrica influencia diretamente a qualidade da representação mensal da precipitação no litoral do Paraná. Embora a base CHELSA represente uma alternativa superior ao WRF, especialmente em regiões de relevo complexo, a base BR-DWGD apresentou maior consistência estatística, menores erros e melhor aderência distributiva na maior parte das comparações. Para a finalidade específica deste estudo, seleção de uma base para uso posterior como forçamento pluviométrico em modelagem hidrológica, o BR-DWGD se mostrou a alternativa mais robusta. Contudo essa base de dados não permite aplicações em cenários de mudanças climáticas, sendo mais adequado para estudos voltados à caracterização histórica do regime pluviométrico regional. Já a base CHELSA apresentou desempenho superior ao WRF e, entre as bases avaliadas, mostrou maior potencial para subsidiar aplicações futuras em cenários de mudanças climáticas. Ainda assim, sua utilização para esse fim deve ser acompanhada de procedimentos de correção de viés e de compatibilização com produtos climáticos prospectivos.

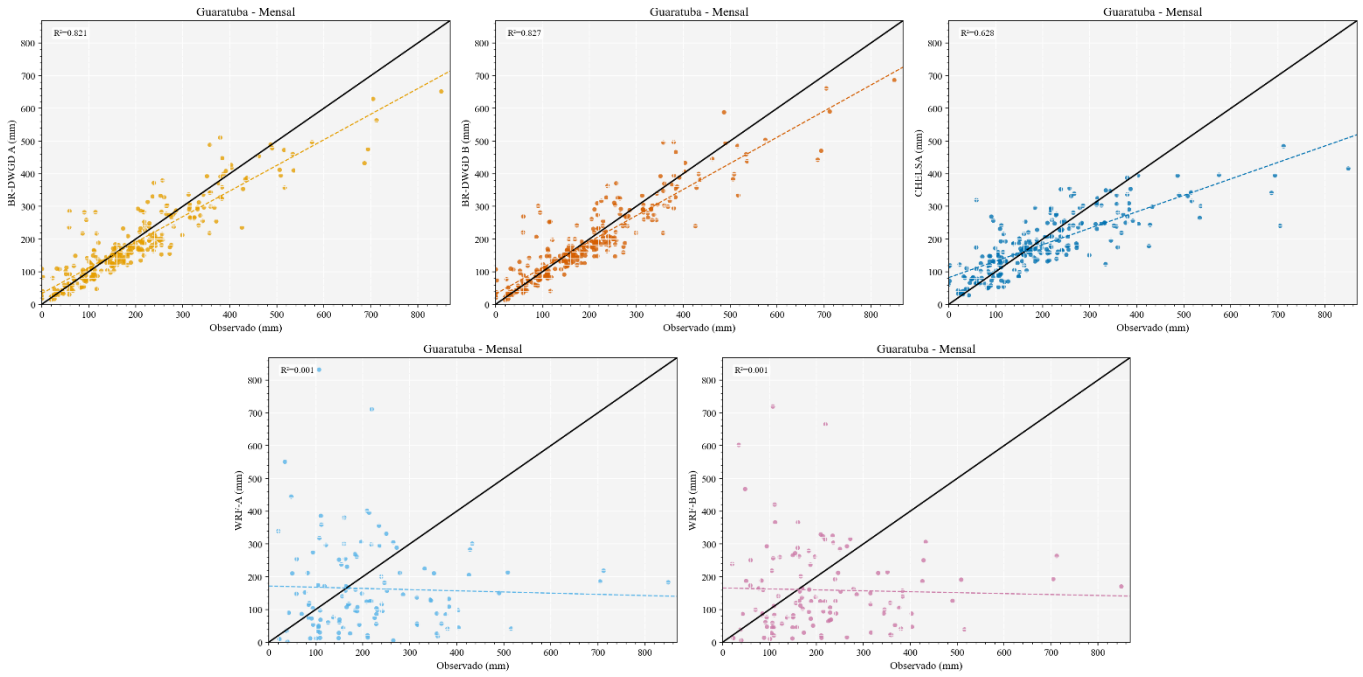


Figura 11 - Gráfico de dispersão entre a precipitação mensal observada e estimada para a estação de Guaratuba e as bases de dados utilizadas.

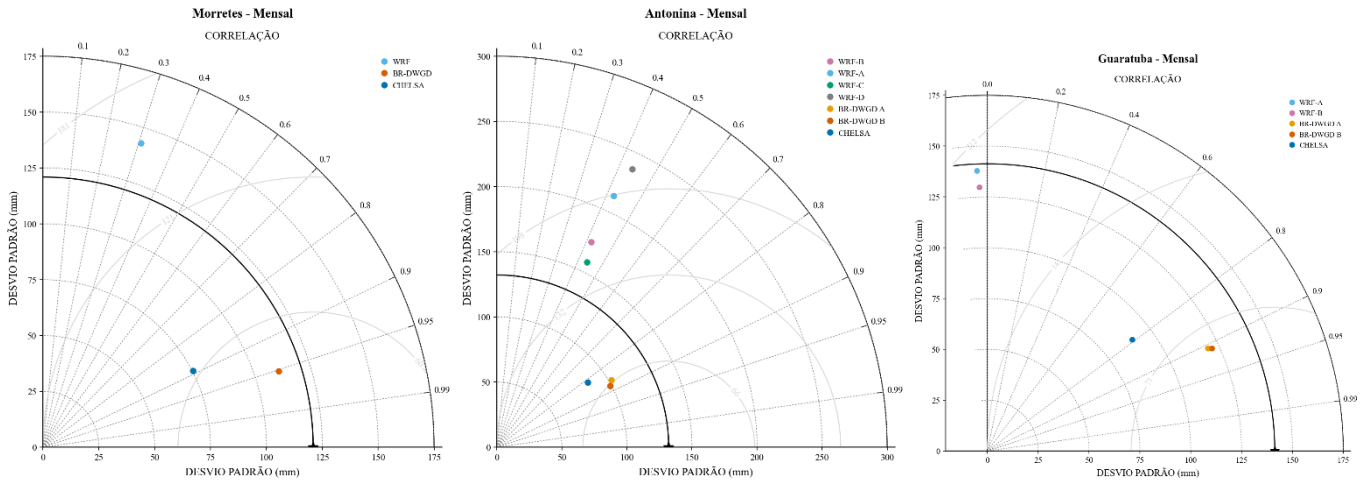


Figura 12 – Diagrama de Taylor para a escala mensal das estações analisadas.

Considerações Finais

A avaliação estatística das bases de precipitação na escala mensal mostrou que a base BR-DWGD apresentou o melhor desempenho global para a região do litoral do Paraná. A base reuniu, de forma consistente, maiores valores de R^2, menores RMSE e MAE, maiores NSE e menor magnitude de viés em comparação aos valores simulados do WRF e a base CHELSA, além de melhor aderência distributiva em grande parte das estações analisadas.

A base CHELSA apresentou desempenho intermediário e se mostrou superior aos valores simulados do WRF em todas as estações, confirmando seu potencial como base de precipitação em regiões de relevo complexo. Entretanto, seus resultados foram, de modo geral, inferiores aos da base BR-DWGD, especialmente em Guaratuba e Morretes. O WRF, por sua vez, apresentou desempenho insatisfatório na representação dos totais mensais observados, com erros elevados e valores negativos de NSE, indicando que sua precipitação não deve ser utilizada diretamente como forçamento hidrológico sem tratamento adicional.

Assim, conclui-se que a base BR-DWGD é a mais adequada para representar a precipitação mensal observada na área de estudo e, consequentemente, a alternativa mais robusta para subsidiar a etapa de caracterização histórica do regime pluviométrico regional. No entanto, por não se tratar de uma base voltada à projeção de cenários futuros, seu papel em aplicações em cenários de mudanças climáticas é principalmente o de referência observacional e de apoio à validação das demais bases.

Para aplicações associadas a mudanças climáticas futuras, a base CHELSA se destacou como a alternativa mais promissora entre as bases avaliadas, por apresentar desempenho superior ao WRF e maior proximidade com os dados observados. Entretanto, os resultados deste estudo referem-se à avaliação de seu desempenho em período histórico, de modo que sua utilização em análises prospectivas deve ser entendida como potencial metodológico, e não como validação direta de cenários futuros. Nesse sentido, a base CHELSA pode ser considerada uma alternativa prioritária para estudos futuros, especialmente quando associada a procedimentos de correção de viés.

Por fim, destaca-se que tanto os valores simulados do WRF quanto a base CHELSA podem ser aperfeiçoados por técnicas de correção de viés, o que representa etapa importante antes de sua utilização como forçamento em modelos hidrológicos e hidrodinâmicos. Dessa forma, o presente artigo cumpre papel metodológico essencial ao distinguir entre a base mais adequada para representar o clima observado mensal da área de estudo (BR-DWGD) e a base com maior potencial para subsidiar aplicações futuras em estudos de mudanças climáticas (CHELSA).

Agradecimentos

Este trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

Referências Bibliográficas.

FOWLER, H. J.; BLENKINSOP, S.; TEBALDI, C. Linking climate change modelling to impacts studies: recent advances in downscaling techniques for hydrological modelling. International Journal of Climatology, v. 27, n. 12, p. 1547-1578, 2007. DOI: 10.1002/joc.1556.

FRIELER, K.; VOLKHOLZ, J.; LANGE, S.; et al. Scenario setup and forcing data for impact model evaluation and impact attribution within the third round of the Inter-Sectoral Impact Model Intercomparison Project (ISIMIP3a). Geoscientific Model Development, v. 17, p. 1-51, 2024. DOI: 10.5194/gmd-17-1-2024.

GIORGI, F.; GUTOWSKI, W. J. Regional dynamical downscaling and the CORDEX initiative. Annual Review of Environment and Resources, v. 40, p. 467-490, 2015. DOI: 10.1146/annurev-environ-102014-021217.

GUTOWSKI, W. J.; ULLRICH, P. A.; HALL, A.; et al. The ongoing need for high-resolution regional climate models: process understanding and stakeholder information. Bulletin of the American Meteorological Society, v. 101, n. 5, p. E664-E683, 2020. DOI: 10.1175/BAMS-D-19-0113.1

IPCC. Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, 2022.

JANZING, J.; WANDERS, N.; VAN TIEL, M.; VAN JAARSVELD, B.; KARGER, D. N.; BRUNNER, M. I. Hyper-resolution large-scale hydrological modelling benefits from improved process representation in mountain regions. Hydrology and Earth System Sciences, v. 29, p. 7041-7071, 2025. DOI: 10.5194/hess-29-7041-2025

KARGER, D. N.; LANGE, S.; HARI, C.; REYER, C. P. O.; CONRAD, O.; ZIMMERMANN, N. E.; FRIELER, K. CHELSA-W5E5: daily 1 km meteorological forcing data for climate impact studies. Earth System Science Data, v. 15, p. 2445-2464, 2023. DOI: 10.5194/essd-15-2445-2023.

KARGER, D. N.; WILSON, A. M.; MAHONY, C.; ZIMMERMANN, N. E.; JETZ, W. Global daily 1 km land surface precipitation based on cloud cover-informed downscaling. Scientific Data, v. 8, art. 307, 2021. DOI: 10.1038/s41597-021-01084-6

PAULA, E. V. (2016). Análise da produção de sedimentos na área de drenagem da Baía de Antonina, Paraná: Contribuições ao planejamento do território. In R. A. Reis, C. M. S.

Abrahão, L. M. Tiepolo, & M. Chemin (Orgs.), Litoral do Paraná: Território e Perspectivas. Volume 1 – Sociedade, Ambiente e Gestão (pp. 11–35). Curitiba: Brazil Publishing.

PERLEBERG, B. R.; HOSSER, S.; PINTO, L. B.; LINDEMANN, D. S. Análise comparativa dos dados meteorológicos de Rio Brilhante-MS: estação INMET, banco de dados BR-DWGD e reanálise ERA5. Ciência e Natura, Santa Maria, v. 47, n. esp. 3, e84142, 2025. DOI: 10.5902/2179460X84142.

SILVA JÚNIOR, J. A. da. Análise de índices de precipitação utilizando dados BR-DWGD na bacia hidrográfica do rio Terra Nova, Pernambuco. Revista Brasileira de Climatologia, v. 37, n. 21, p. 454-473, 2025. DOI: 10.55761/abclima.v37i21.19455.

TERASSI, P. M. de B.; GALVANI, E. O efeito orográfico da Serra do Mar e o potencial erosivo das chuvas nas bacias hidrográficas do Ribeira e Litorânea - Paraná. Revista Brasileira de Climatologia, v. 21, p. 327-345, 2017

XAVIER, A. C.; SCANLON, B. R.; KING, C. W.; ALVES, A. I. New improved Brazilian daily weather gridded data (1961–2020). International Journal of Climatology, v. 42, n. 16, p. 8390-8404, 2022. DOI: 10.1002/joc.7731.

Xu, Z., Han, Y., Tam, CY. et al. Bias-corrected CMIP6 global dataset for dynamical downscaling of the historical and future climate (1979–2100). Sci Data 8, 293 (2021). https://doi.org/10.1038/s41597-021-01079-3

PROPOSTA DE COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA NO SETOR RURAL

1 Bruna Eveline Domingos Petrini, 2 Maurício Augusto Leite

1 Agência das Bacias PCJ - Mestre ProfÁgua UNESP, e-mail: bruna.petrini@unesp.br; 2 Universidade Estadual Paulista - UNESP - Faculdade de Engenharia - Campus de Ilha Solteira - DEFERS - ProfÁgua, e-mail: mauricio.leite@unesp.br

Palavras-chave: Bacias PCJ, Instrumentos para a Gestão de Recursos Hídricos, Serviços Ambientais

Resumo

O setor rural apresenta elevada relevância econômica e ambiental, concentrando parcela significativa da demanda por recursos hídricos e áreas estratégicas para a conservação da vegetação nativa. Nas Bacias Hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí (PCJ), a cobrança pelo uso da água ainda não incide sobre o setor rural, em grande parte devido à resistência dos usuários, associada à percepção de aumento dos custos de produção e à ausência de mecanismos que reconheçam os serviços ambientais prestados pelas propriedades rurais. Nesse contexto, o presente trabalho tem como objetivo avaliar um modelo de cobrança pelo uso da água no setor rural que incorpore critérios de adequação ambiental como mecanismo de incentivo à conservação. O modelo proposto inclui um coeficiente de adequação e conservação ambiental (*Kac*), calculado a partir de parâmetros relacionados à recomposição de Áreas de Preservação Permanente e Reserva Legal, à presença de vegetação nativa em APP e à conservação de remanescentes florestais nas propriedades. A relação entre os parâmetros ambientais e os coeficientes ponderadores foi representada por uma função de primeiro grau, permitindo estabelecer uma relação proporcional entre o desempenho ambiental das propriedades e o valor da cobrança. Para avaliar o comportamento do modelo, foram realizadas simulações considerando diferentes níveis de adequação ambiental em propriedades rurais da sub-bacia do Rio Corumbataí, nas Bacias PCJ. Os resultados indicaram que a incorporação de critérios ambientais na estrutura da cobrança pode contribuir para diferenciar os usuários conforme seu desempenho ambiental, estimulando a recomposição e a conservação da vegetação nativa e fortalecendo a gestão integrada dos recursos hídricos.

Introdução

O setor rural desempenha papel estratégico na gestão dos recursos hídricos, tanto pela expressiva demanda por água quanto pela sua relevância na manutenção dos serviços ecossistêmicos associados à conservação do solo, da vegetação nativa e da qualidade da água (FIGUEIREDO et al., 2005). No contexto brasileiro, grande parte das áreas rurais concentra Áreas de Preservação Permanente (APP) e remanescentes de vegetação nativa que exercem função essencial na proteção dos corpos hídricos, no controle de processos erosivos e na regulação dos fluxos hidrológicos. Entretanto, em diversas regiões, essas áreas apresentam diferentes níveis de degradação ou inadequação ambiental, o que reforça a necessidade de instrumentos capazes de incentivar a recomposição e a conservação da vegetação nativa nas propriedades rurais (PADOVEZI et al., 2012).

Entre os instrumentos previstos na Política Nacional de Recursos Hídricos, a cobrança pelo uso da água destaca-se por seu potencial de induzir o uso racional do recurso e de gerar recursos financeiros destinados à implementação de ações de melhoria ambiental nas bacias hidrográficas (BRASIL, 1997; PORTO & PORTO, 2008). No entanto, a implementação desse instrumento no setor rural ainda enfrenta desafios relevantes, especialmente relacionados à resistência dos usuários, motivada pela percepção de aumento dos custos de produção e pela ausência de mecanismos que reconheçam as práticas conservacionistas já adotadas nas propriedades (MOTA, 2004). No contexto das Bacias Hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí (PCJ), a cobrança pelo uso da água encontra-se consolidada para diversos setores usuários, porém ainda não foi implementada para o setor rural em domínio do Estado de São Paulo. Apesar de avanços institucionais e propostas já discutidas no âmbito dos Comitês de Bacias, sua efetiva implementação ainda não ocorreu, permanecendo como um desafio para a gestão integrada dos recursos hídricos na região (SÃO PAULO, 2005; SÃO PAULO, 2006; SILVA et al., 2009). Além disso, a introdução da cobrança no setor rural enfrenta conflitos de interesse entre os diferentes segmentos representados nos Comitês PCJ (SILVA et al., 2007).

Por outro lado, uma parcela significativa das áreas prioritárias para conservação e restauração, especialmente aquelas associadas à proteção de mananciais, encontra-se em propriedades rurais privadas, sendo o engajamento dos proprietários um fator determinante para o sucesso dessas iniciativas (PADOVEZI et al., 2012). Nesse contexto, instrumentos econômicos que reconheçam e incentivem práticas conservacionistas podem contribuir para ampliar a participação dos produtores rurais na proteção dos recursos hídricos.

Nesse sentido, políticas públicas e mecanismos de incentivo, como o Pagamento por Serviços Ambientais, têm sido apontados como alternativas para promover a adoção de práticas sustentáveis no meio rural, reduzindo os custos associados à adequação ambiental e valorizando os benefícios gerados à sociedade (PAGIOLA et al., 2013; NOGUEIRA JUNIOR et al., 2022).

Diante desse contexto, torna-se relevante o desenvolvimento de mecanismos de cobrança que incorporem critérios ambientais em sua estrutura, permitindo reconhecer práticas conservacionistas e estimular avanços progressivos na recomposição da vegetação nativa. A utilização de modelos matemáticos pode contribuir para estabelecer relações transparentes entre indicadores ambientais e o valor da cobrança, ampliando seu potencial como instrumento de gestão.

Assim, o presente trabalho tem como objetivo avaliar um modelo de cobrança pelo uso da água no setor rural que incorpore critérios de adequação e conservação ambiental no cálculo da cobrança, utilizando como indicador o nível de cobertura vegetal em Áreas de Preservação Permanente. Para isso, foi proposto um coeficiente ambiental baseado em funções matemáticas que relacionam parâmetros de adequação ambiental ao valor da cobrança, analisando seu comportamento por meio de simulações aplicadas ao contexto das Bacias PCJ.

Material e Métodos

O presente estudo foi desenvolvido com base em uma simulação aplicada à sub-bacia do Rio Corumbataí, integrante das Bacias Hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí (PCJ). A área de estudo apresenta elevada relevância ambiental e econômica, caracterizando-se pela presença de expressiva atividade agropecuária e pela sua importância para o abastecimento público e para a manutenção de serviços ecossistêmicos associados à conservação dos recursos hídricos. A escolha dessa sub-bacia também se justifica pelo fato de que, apesar da consolidação da cobrança pelo uso da água para outros setores usuários nas Bacias PCJ, o setor rural ainda não está sujeito à incidência desse instrumento, configurando um contexto oportuno para a análise de mecanismos que incorporem incentivos à adequação ambiental.

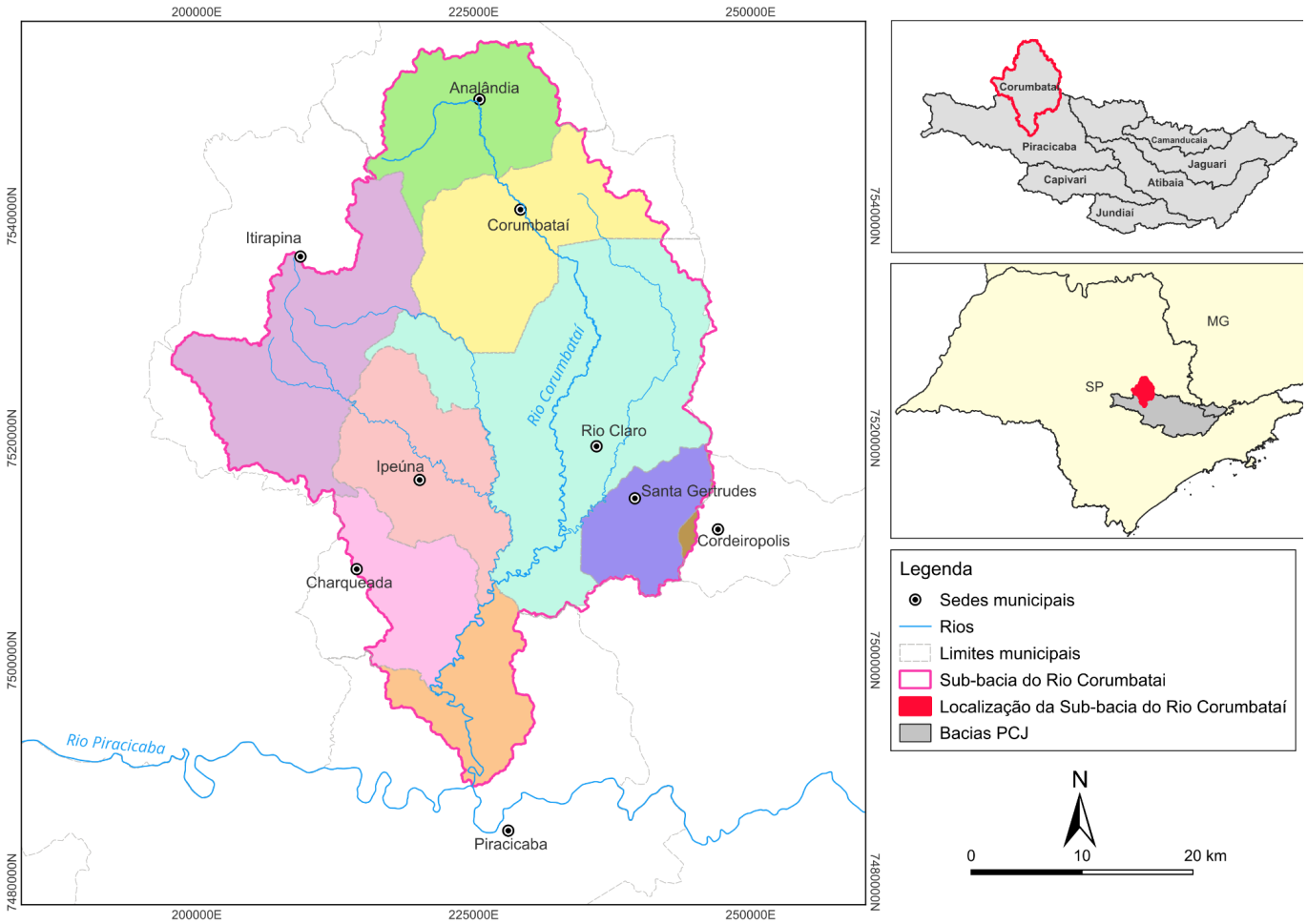


Figura 01: Bacia hidrográfica do Rio Corumbataí e sua localização.
Fonte: Elaborado pela autora.

A metodologia consistiu na proposição e avaliação de um modelo de cobrança pelo uso da água aplicável ao setor rural que incorpore critérios de adequação e conservação ambiental como variável indutora. O modelo foi estruturado com base na metodologia de cobrança atualmente adotada nas Bacias PCJ, acrescida de um coeficiente ambiental capaz de diferenciar os usuários conforme o nível de adequação ambiental de 72 propriedades rurais.

Para representar essa diferenciação, foi proposto o coeficiente de adequação e conservação ambiental (***Kac***), calculado a partir de quatro parâmetros ambientais associados à situação das propriedades rurais: (i) área de Áreas de Preservação Permanente a recompor (APPR); (ii) área de Áreas de Preservação Permanente e Reserva Legal a recompor (APPRL); (iii) percentual de vegetação nativa existente nas Áreas de Preservação Permanente (VN); e (iv) percentual de remanescentes florestais conservados na propriedade (RC). Os parâmetros APPR e APPRL representam indicadores de adequação ambiental, relacionados à necessidade de recomposição da vegetação para atendimento à legislação ambiental.Os

parâmetros VN e RC correspondem a indicadores de conservação ambiental, associados à manutenção de remanescentes florestais existentes nas propriedades.

O modelo matemático proposto estabelece uma relação entre cada parâmetro ambiental e seu respectivo coeficiente ponderador por meio de funções lineares de primeiro grau, representada por (Equação 01):

$$Kac=a \cdot x+b \qquad (01)$$

Em que **x** corresponde ao parâmetro de adequação ou conservação. Por se tratar de uma variável expressa em termos percentuais normalizados, assume valores no intervalo (0; 1) em todos os casos analisados.

O termo **b** representa o valor inicial da função, correspondendo ao coeficiente **Kac** quando **x = 0**, isto é, na ausência de adequação ou conservação. Em funções crescentes, esse valor corresponde ao mínimo do coeficiente, enquanto, em funções decrescentes, corresponde ao valor máximo.

Já o coeficiente **a** representa a taxa de variação de **Kac** em relação a **x**, ou seja, o coeficiente angular da função. Por se tratar de uma função linear, essa taxa é constante e equivale à derivada de **Kac** em relação a **x**.

Nesse sentido, foi determinado que o coeficiente de adequação e conservação ambiental (**Kac**) seria aplicado ao cálculo da parcela de captação, considerando a metodologia de cálculo de cobrança pelo uso da água adotada no Estado de São Paulo (estabelecida pelo Decreto nº 50.667/2006 e pela Deliberação dos Comitês PCJ nº 48/2006). Assim, a equação de cálculo da cobrança proposta neste estudo é representada pela seguinte equação (02):

$$Valor = PUFcap \times (Vcap \times (0{,}0127 \times X1 \times X2 \times X3 \times X5 \times X6 \times X7 \times X13 \times \mathbf{Kac})) + PUFcons \times (Vcons \times (0{,}0255 \times X1 \times X2 \times X3 \times X5 \times X6 \times X7 \times X13)) + PUFDBO \times (CODBO \times (0{,}1274 \times Y1 \times Y3 \times Y4)) \qquad (02)$$

Dessa forma, o coeficiente ***Kac*** atua como fator de ajuste no valor final da cobrança, podendo gerar descontos ou acréscimos conforme o desempenho ambiental da propriedade rural.

Para os parâmetros 1, 2 e 3 foram adotados coeficientes variando entre 0,5 e 1,2, associados ao nível de adequação ambiental das propriedades conforme a Lei nº 12.651/2012. Para o parâmetro 4, relacionado à conservação voluntária de remanescentes florestais, adotou-se coeficiente entre 0,5 e 1,0, de forma a incentivar a conservação sem penalizar propriedades que não apresentam tais áreas.

Para os parâmetros de adequação ambiental (APPR e APPRL), foram adotadas funções com comportamento crescente (Equações 03 e 04), de forma que maiores percentuais de áreas a recompor resultem em maiores valores do coeficiente. Para os parâmetros de conservação (VN e RC), foram utilizadas funções com comportamento decrescente (Equações 05 e 06), de modo que maiores percentuais de vegetação conservada resultem em coeficientes menores e, consequentemente, em redução no valor da cobrança. Essas funções permitem estabelecer uma relação proporcional entre o desempenho ambiental da propriedade e os fatores de correção aplicados à cobrança. Como as derivadas dessas funções são constantes, a variação dos coeficientes ocorre de forma linear e uniforme, de modo que incrementos ou reduções nos percentuais dos parâmetros ambientais resultam em alterações proporcionais no valor do coeficiente.

$$Kac_{APPR} = 0{,}7 \times (\%APPR) + 0{,}5 \qquad (03)$$

$$Kac_{APPRL} = 0{,}7 \times (\%APPRL) + 0{,}5 \qquad (04)$$

$$Kac_{VN} = -0{,}7 \times (\%VN) + 1{,}2 \qquad (05)$$

$$Kac_{RC} = -0{,}5 \times (\%RC) + 1{,}0 \qquad (06)$$

Para avaliar o comportamento do modelo, foram realizadas simulações de cálculo da cobrança considerando diferentes cenários de adequação ambiental das propriedades rurais. Os cenários apresentaram diferentes níveis de cobertura vegetal e conservação de remanescentes florestais, permitindo analisar os efeitos do coeficiente ambiental sobre o valor final da cobrança.

Para fins de comparação, foi estabelecido um cenário de referência, considerando a metodologia atualmente vigente de cobrança pelo uso de recursos hídricos de domínio do Estado de São Paulo, conforme estabelecido pelo Decreto nº 50.667/2006 e pela Deliberação dos Comitês PCJ nº 48/2006. Nesse cenário, foram utilizados os mesmos coeficientes e parâmetros aplicados aos demais setores usuários, sem a inclusão do coeficiente ambiental proposto neste estudo.

Os dados utilizados nas simulações foram obtidos a partir de diferentes bases de dados geoespaciais e institucionais. As informações relativas às outorgas de uso de recursos hídricos foram obtidas na plataforma de consulta do Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE - Atual SP Águas) para o Estado de São Paulo (2024) e na plataforma IDE-SISEMA (2024) para o Estado de Minas Gerais. Informações sobre os imóveis rurais foram obtidas no Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural SICAR (2024), incluindo limites das propriedades, delimitação de APP e Reserva Legal, áreas de vegetação nativa e áreas consolidadas.

Para a análise espacial e o processamento dos dados geográficos, foi utilizado o software ArcGIS, versão 10.8..Os imóveis rurais selecionados foram os que apresentam interseção com a delimitação da sub-bacia do Rio Corumbataí, sendo realizadas verificações para identificação e exclusão de cadastros duplicados no Cadastro Ambiental Rural.

Complementarmente, foram utilizadas bases de dados do Inventário Florestal do Estado de São Paulo (2020), do MapBiomas (2022), do IBGE (2019) e da Fundação Agência das Bacias PCJ (2020), com o objetivo de subsidiar a caracterização ambiental da área de estudo e o refinamento das informações utilizadas nas simulações.

Resultados e Discussão

A partir das bases de dados de outorgas de uso de recursos hídricos com finalidades rurais, obtidas junto ao DAEE (Atual SP Águas), os pontos de captação e lançamento foram espacializados no software ArcGIS e intersectados com os limites dos imóveis rurais obtidos por meio do Cadastro Ambiental Rural - CAR. Para a análise, foram considerados apenas os cadastros com status ativo ou pendente de análise, sendo desconsiderados os imóveis com situação cancelada. Sessenta e quatro outorgas foram identificadas com finalidades rurais distribuídas em 42 propriedades rurais localizadas na sub-bacia do Rio Corumbataí, pertencentes a sete municípios. Essas propriedades constituíram a base de análise deste estudo, sendo utilizadas tanto para a avaliação da situação de adequação ambiental quanto para a realização das simulações de cobrança propostas. Em relação à estrutura fundiária das propriedades analisadas, observou-se que a maioria possui até quatro módulos fiscais, caracterizando-se como pequenas propriedades rurais. Entretanto, as propriedades com área superior a quatro módulos fiscais representam mais de 95% da área total analisada, evidenciando maior concentração territorial em imóveis de maior porte.

A análise da cobertura vegetal nas propriedades indicou que os remanescentes de vegetação nativa presentes nas 42 propriedades correspondem a aproximadamente 1,5% da vegetação existente em toda a sub-bacia do Rio Corumbataí. Em relação e à situação de adequação ambiental, verificou-se que a maior parte das propriedades apresentou entre 0% e 10% de áreas de Áreas de Preservação Permanente (APP) e Reserva Legal (RL) a recompor, indicando que grande parte dos imóveis encontra-se relativamente próxima da conformidade com os requisitos estabelecidos pela legislação ambiental. Entretanto, ao analisar especificamente a cobertura de vegetação nativa nas APPs, observou-se significativa heterogeneidade entre as propriedades. Enquanto 15 propriedades apresentam mais de 80% de cobertura vegetal nas APPs, indicando elevado grau de conservação, outras 14 propriedades apresentam percentuais bastante reduzidos, entre 0% e 10%, revelando a existência de áreas com baixa proteção ambiental.

Com relação à presença de remanescentes florestais no interior das propriedades, verificou-se uma variação significativa entre os imóveis analisados. O valor médio de ocupação por remanescentes florestais foi de 20,99% da área das propriedades. A análise da distribuição dos dados indica que a maioria dos imóveis apresenta entre 10% e 20% de cobertura por remanescentes florestais. Além disso, 12 propriedades possuem até 10% de sua área ocupada por remanescentes, enquanto quatro propriedades apresentaram elevada presença de vegetação nativa, com mais de 50% da área total ocupada por remanescentes florestais.

A partir das informações de volume de uso de recursos hídricos obtidas nas outorgas, foram realizados os cálculos da cobrança pelo uso da água para o cenário de referência, baseado na metodologia atualmente vigente, e para cenários de simulação que incorporaram os coeficientes ambientais propostos neste estudo. Quatro cenários de simulação foram elaborados, cada um considerando a aplicação de um dos parâmetros ambientais propostos no cálculo do coeficiente de adequação e conservação ambiental (***Kac***). Os resultados desses cenários foram comparados aos valores obtidos no cenário de referência. Os resultados das simulações para os parâmetros de adequação e para os parâmetros de conservação são apresentados na Tabela 01.

A análise comparativa dos cenários permitiu avaliar o comportamento dos coeficientes propostos e seus efeitos sobre o valor final da cobrança. De forma geral, observou-se que a incorporação de parâmetros associados à adequação e conservação ambiental tendem a introduzir maior diferenciação entre os usuários, refletindo as condições ambientais das propriedades no cálculo da cobrança. Propriedades com maior nível de conservação ambiental ou menor necessidade de recomposição de vegetação tendem a apresentar coeficientes mais favoráveis, resultando em redução no valor da cobrança. Por outro lado, propriedades com maior necessidade de adequação ambiental podem apresentar coeficientes que resultem em aumento do valor a ser pago.

Esse comportamento reforçou o potencial do modelo como instrumento indutor de melhorias ambientais no meio rural, ao estabelecer uma relação direta entre o desempenho ambiental das propriedades e o valor da cobrança pelo uso da água. Dessa forma, o mecanismo proposto contribuiu para alinhar o instrumento econômico da cobrança com os objetivos de conservação dos recursos hídricos e de proteção da vegetação nativa nas bacias hidrográficas.

Além disso, a utilização de parâmetros associados tanto à adequação ambiental quanto à conservação de remanescentes florestais permite reconhecer diferentes situações ambientais existentes nas propriedades rurais, incentivando não apenas a recomposição de áreas degradadas, mas também a manutenção de áreas florestais já conservadas. Essa abordagem pode contribuir para aumentar a aceitação do instrumento de cobrança pelo setor rural, ao incorporar elementos de reconhecimento das práticas conservacionistas já existentes nas propriedades.

Propriedade	Volume captado anual (m³)	Valor Cenário de Referência (R$)	APP a recompor APPR (%)	Kac APPR	Valor cobrança APPR (R$)	APP e RL a recompor APPRL(%)	Kac APPRL	Valor cobrança APPRL (R$)	Vegetação Nativa nas APPs - VN (%)	Kac VN	Valor cobrança VN (R$)	Remanescentes Conservados nas propriedades RC (%)	Kac RC	Valor cobrança RC (R$)
P1	68.526,00	2.530,67	0,71	0,505	2.142,93	0,45	0,503	2.141,52	96,38%	0,525	2.158,91	4,45	0,9777	2.513,24
P2	1.440.000,00	57.751,20	0	0,5	47.235,99	0	0,5	47.235,74	93,00%	0,549	48.266,24	35,03	0,8248	54.067,49
P3	5.040,00	202,13	0,13	0,501	165,39	0,01	0,5	165,33	99,87%	0,501	165,39	17,75	0,9112	195,6
P4	25.920,00	957,23	2,93	0,521	815,18	0,97	0,507	811,1	49,68%	0,852	913,46	12,92	0,9354	938,09
P5	5.580,00	223,79	0,33	0,502	183,23	0,12	0,501	183,11	46,09%	0,877	213,79	52,53	0,7374	202,38
P6	5.760,00	231,00	sem APP	1	231	sem APP	1	231	0,00%	1,2	247,83	0	1	231
P7	28.800,00	1.063,58	0	0,5	898,99	0	0,5	898,99	42,56%	0,902	1.031,36	4,28	0,9786	1.056,54
P8	224.640,00	8.295,96	2,05	0,514	7.049,01	24,42	0,671	7.451,01	35,35%	0,953	8.174,16	17,64	0,9118	8.069,53
P9	18.360,00	736,33	sem APP	1	736,33	sem APP	1	736,33	0,00%	1,2	789,96	0,09	0,9995	736,2
P10	648,00	25,99	sem APP	1	25,99	sem APP	1	25,99	0,00%	1,2	27,88	0,42	0,9979	25,97
P11	10.584,00	424,47	46,99	0,829	398,02	28,96	0,703	378,52	53,01%	0,829	398,02	9,16	0,9542	417,39
P12	36.000,00	1.329,48	8,16	0,557	1.147,25	1,91	0,513	1.129,23	88,22%	0,582	1.157,67	11,64	0,9418	1.305,53
P13	36.000,00	1.443,78	100	1,2	1.548,94	100	1,2	1.548,94	0,00%	1,2	1.548,94	11,28	0,9436	1.414,12
P14	24.300,00	974,55	0,11	0,501	797,39	0,11	0,501	797,39	0,00%	1,2	1.045,53	13,44	0,9328	950,71
P15	25.920,00	957,23	21,63	0,651	853,94	3,85	0,527	817,08	78,37%	0,651	853,94	40,22	0,7989	897,64
P16	36.720,00	1.472,66	13,02	0,591	1.253,37	1,24	0,509	1.209,17	86,98%	0,591	1.253,37	40,44	0,7978	1.364,23
P17	6.480,00	259,88	sem APP	1	259,88	sem APP	1	259,88	0,00%	1,2	278,81	23,9	0,8805	248,57
P18	15.360,00	567,24	0,24	0,502	479,76	0,17	0,501	479,67	94,68%	0,537	486	72,82	0,6359	503,32
P19	25.200,00	1.010,65	99,98	1,2	1.084,21	58,67	0,911	977,78	0,02%	1,2	1.084,21	41,7	0,7915	933,91
P20	3.335.520,00	132.224,17	1,09	0,508	109.001,09	0,22	0,502	108.713,92	84,89%	0,606	113.627,80	19,69	0,9015	127.579,64
P21	230.400,00	9.240,19	0	0,5	7.557,70	80,59	1,064	9.456,04	100,00%	0,5	7.557,70	3,44	0,9828	9.182,24
P22	209.300,00	7.729,45	1,27	0,509	6.554,49	19,2	0,634	6.854,88	30,08%	0,989	7.704,21	15,63	0,9219	7.542,55
P23	10.800,00	433,13	42,12	0,795	400,77	22,44	0,657	379,04	57,88%	0,795	400,77	7,53	0,9623	427,19
P24	186.480,00	6.886,71	1,64	0,512	5.845,49	52,9	0,87	6.610,26	84,68%	0,607	6.049,60	9,65	0,9517	6.783,83
P25	21.600,00	866,27	0	0,5	708,53	0,01	0,5	708,56	63,74%	0,754	788,61	44,48	0,7776	796,12
P26	21.600,00	866,27	3,43	0,524	716,12	36,78	0,757	789,75	20,21%	1,059	884,73	11,95	0,9403	847,42
P27	22.680,00	909,58	0	0,5	743,96	0,38	0,503	744,85	100,00%	0,5	743,96	58,66	0,7067	812,42
P28	60.019,20	2.216,51	0,02	0,5	1.873,58	0	0,5	1.873,51	96,94%	0,521	1.888,18	19,67	0,9016	2.149,03
P29	5.760,00	231,00	5,36	0,538	192,1	76,72	1,037	234,12	55,74%	0,81	215,01	17,56	0,9122	223,62
P30	9.158,40	367,30	0	0,5	300,42	0	0,5	300,42	65,13%	0,744	333,06	3,74	0,9813	364,79
P31	10.800,00	433,13	sem APP	1	433,13	sem APP	1	433,13	0,00%	1,2	464,68	0	1	433,13
P32	36.720,00	1.356,07	sem APP	1	1.356,07	sem APP	1	1.356,07	0,00%	1,2	1.440,01	13,96	0,9302	1.326,78
P33	18.000,00	721,89	100	1,2	774,47	100	1,2	774,47	0,00%	1,2	774,47	19,73	0,9013	695,95
P34	25.200,00	1.010,65	0,96	0,507	829,1	0,96	0,507	829,1	64,84%	0,746	917,21	1,14	0,9943	1.008,55
P35	43.200,00	1.595,38	70,61	0,994	1.592,54	43,18	0,802	1.497,75	0,00%	1,2	1.694,13	11,35	0,9432	1.567,35
P36	3.424,82	126,48	11,94	0,584	110,18	16,93	0,618	111,54	87,65%	0,586	110,29	11,73	0,9414	124,18
P37	46.656,00	588,36	100	1,2	695,01	100	1,2	695,01	0,00%	1,2	695,01	31,53	0,8424	504,3
P38	5.040,00	202,13	0	0,5	165,33	0,54	0,504	165,6	100,00%	0,5	165,33	76,97	0,6151	173,8
P39	15.840,00	635,26	0,15	0,501	519,84	0,15	0,501	519,84	99,85%	0,501	519,84	47,99	0,7601	579,75
P40	14.400,00	577,51	100	1,2	619,57	100	1,2	619,57	0,00%	1,2	619,57	13,78	0,9311	563,02
P41	144.000,00	5.317,92	5,61	0,539	4.559,60	5,61	0,539	4.559,60	94,28%	0,54	4.560,84	21,06	0,8947	5.144,62
P42	10.800,00	433,13	sem APP	1	433,13	sem APP	1	433,13	0,00%	1,2	464,68	10,7	0,9465	424,69
Total	6.527.236,42	255.426,29	-	-	213.289,02	-	-	216.137,94	-	-	222.715,16	-	-	245.326,43

Tabela 01: Resultados das simulações para cada parâmetro.

Considerações Finais

O presente estudo avaliou a aplicação de um modelo de cobrança pelo uso da água no setor rural que incorpora parâmetros de adequação e conservação ambiental no cálculo do valor a ser pago pelos usuários. A partir da análise de propriedades rurais localizadas na sub-bacia do Rio Corumbataí, nas Bacias PCJ, foi possível simular diferentes cenários de cobrança considerando o coeficiente de adequação e conservação ambiental (Kac), associado a indicadores de recomposição de APPs e Reserva Legal, presença de vegetação nativa em APP e conservação de remanescentes florestais nas propriedades.

Os resultados demonstraram que a incorporação de critérios ambientais na estrutura da cobrança permitiu diferenciar os usuários conforme o nível de adequação ambiental de suas propriedades, criando incentivos econômicos para a recomposição da vegetação nativa e para a conservação de áreas florestais. Propriedades com maior grau de conservação ambiental tendem a apresentar coeficientes mais favoráveis, enquanto propriedades com maior necessidade de adequação podem apresentar acréscimos no valor da cobrança, reforçando o caráter indutor do instrumento.

Além disso, a utilização de parâmetros associados tanto à adequação ambiental quanto à conservação de remanescentes florestais permite reconhecer diferentes condições ambientais existentes nas propriedades rurais, valorizando práticas conservacionistas já adotadas e incentivando melhorias progressivas na gestão ambiental das propriedades.

Nesse contexto, o modelo proposto apresenta potencial para contribuir com o processo de implementação da cobrança pelo uso da água no setor rural nas Bacias PCJ, ao incorporar mecanismos que associam o valor da cobrança ao desempenho ambiental das propriedades. Dessa forma, a metodologia avaliada pode representar um avanço na integração entre os instrumentos de gestão de recursos hídricos e as estratégias de conservação ambiental no meio rural.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001 e da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) através do Convênio CAPES/UNESP Nº. 951420/2023. ProfÁgua - UNESP - Campus de Ilha Solteira

Referências Bibliográficas

BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. **Presidência da República**, Brasília, DF. 1997. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9433.htm.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências". **Presidência da República**, Brasília, DF. 2012. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm?itid=lk_inline_enhanced-template.

DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA – DAEE. SOE-DAEE. **Visualizador de Atos de Outorga e Cadastros.** https://cth.daee.sp.gov.br/soe/#7/-22.524/-46.524.

FIGUEIREDO, W. R.; BATISTA, G. T; BALLESTERO, S. D.; TARGA, M. S. Validação de um coeficiente agroambiental no sistema de cobrança do uso da água utilizando técnicas de geoprocessamento. **Revista Biociên**, Taubaté, v.11, n.1/2, p.7-18, jan./jun., 2005. Disponível em: https://periodicos.unitau.br/biociencias/article/view/191.

FUNDAÇÃO AGÊNCIA DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS PIRACICABA, CAPIVARI E JUNDIAÍ – FABH-PCJ. **Estudo do Uso dos Recursos Hídricos na Bacia Hidrográfica do Rio Corumbataí visando estabelecer cenários e planejamento das alternativas de abastecimento de água para os municípios pertencentes a esta bacia.** Relatório Final. Volume I Tomo II. Piracicaba, 2020b.

FUNDAÇÃO AGÊNCIA DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS PIRACICABA, CAPIVARI E JUNDIAÍ – FABH-PCJ. **Sistema de Informações Geográficas – SIG PCJ.** https://mapas.agenciapcj.org.br/portal/home/.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Geociências.** https://www.ibge.gov.br/geociencias/todos-os-produtos-geociencias.html.

INSTITUTO DE PESQUISAS AMBIENTAIS – IPA. **Inventário Florestal 2020.** Escala 1:10.000. 2020. https://datageo.ambiente.sp.gov.br/app/#.

KOLYA, A. A. **Inventário, quantificação e valorização do geopatrimônio na Bacia do Rio Corumbataí (SP): subsídios ao Projeto Geoparque Corumbataí.** Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Rio Claro, 2019. 134 p. Disponível em: https://repositorio.unesp.br/items/34b6fdfd-0ec8-41c0-ae6a-5efc6b81376c.

MAPBIOMAS BRASIL. **Cobertura e Uso da Terra (Coleção 8).** 2022. https://brasil.mapbiomas.org/colecoes-mapbiomas/.

MOTA, L. C. S. **O Impacto da cobrança pelo uso da água na lucratividade e no custo dos principais setores usuários - industrial, agropecuário e hidroelétrico.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio de Janeiro (COPPE/UFRJ). Rio de Janeiro, 2004. 195 p.

NOGUEIRA JUNIOR, L. R.; TOSTO, S. G.; FURTADO, A. L. S.; PEREIRA, L. C. **Serviços ecossistêmicos e pagamento por serviços ambientais: aspectos teóricos e estudo de caso.** Embrapa, Brasília-DF, 2022. Disponível em: https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1146442/servicos-ecossistemicos-e-pagamento-por-servicos-ambientais-aspectos-teoricos-e-estudo-de-caso.

PADOVEZI, A.; VIANI, RICARDO A. G.; KUBOTA, U.; TAFFARELLO, D.; FARIA, M.; BRACALE, H.; FERRARI, V.; CARVALHO, F. H. Produtor de Água na Bacia HIdrográfica Piracicaba/Capivari/Jundiaí. In: Stefano Pagiola, Helena Carrascosa Von Glehn, Denise Taffarello (Org.). **Experiências de Pagamentos por serviços Ambientais no Brasil.** 1ed.São Paulo: SMA/CBRN, 2012, v. 1, p. 99-113.

PAGIOLA, S.; VON GLEHN, H. C.; TAFFARELLO, D. **Experiências de Pagamentos por serviços Ambientais no Brasil.**

1ed. São Paulo: SMA/CBRN, 2012, v. 1, 336p.

PORTO, M. F. A.; PORTO, R. L. Gestão de bacias hidrográficas. **Estudos Avançados**, [S. l.], v. 22, n. 63, p. 43-60, 2008. Disponível em: https://www.revistas.usp.br/eav/article/view/10292.

SÃO PAULO. Decreto nº 50.667, de 30 de março de 2006. Regulamenta dispositivos da Lei 12.183, de 2005, que trata da cobrança pela utilização dos recursos hídricos do domínio do Estado de São Paulo. **Assembleia Legislativa do Estado de São Paulo**, São Paulo, SP. 2006. Disponível em: https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/2006/decreto-50667-30.03.2006.html.

SÃO PAULO. Lei nº 7.663, de 30 de dezembro de 1991. Estabelece normas de orientação à Política Estadual de Recursos Hídricos bem como ao Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos. **Assembleia Legislativa do Estado de São Paulo**, São Paulo, SP. 1991. Disponível em: https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/2005/lei-12183-29.12.2005.html.

SILVA, R. T.; FOLEGATTI, M. V.; VEIGA NETO, F. C. **Novas perspectivas de gestão de recursos hídricos nos Comitês PCJ - a cobrança pelo uso da água e a aplicação de pagamentos por serviços ambientais ao setor rural.** In: XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos e 8º Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos dos Países de Língua Oficial Portuguesa, 2007, São Paulo, SP. Disponível em: https://anais.abrhidro.org.br/job.php?Job=9761.

SILVA, R. T.; ZOLIN, C. A.; FOLEGATTI, M. V. **Cobrança pelo uso dos recursos hídricos do domínio do Estado de São Paulo para o setor rural.** Anais II Seminário de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Paraíba do Sul: Recuperação de Áreas Degradadas, Serviços Ambientais e Sustentabilidade, Taubaté, Brasil, 09-11 dezembro 2009, IPABHi, p. 529-536. (doi:10.4136/serhidro.69). Disponível em: https://ipabhi.org/serhidro/anais/anais2009/doc/pdfs/p51.pdf.

SISTEMA NACIONAL DE CADASTRO AMBIENTAL RURAL – SICAR FEDERAL. **Consulta Pública.** https://consultapublica.car.gov.br/publico/imoveis/index.

ESTUDO MORFOMÉTRICO DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DO PARQUE ESTADUAL DA PEDRA AZUL, ES

1Edilson Sarter Braum, 2Gabriel Adão Zechini da Silva, 3Kemilyn Rodrigues Bellon, 4Wesley Rodrigo dos Santos Andrade, 5Suiane Reinaldo Sossai, 6Jéssyca Resende de Souza, 7Monica Leite Ferreira, 8Geiziele Christo da Cruz

1Universidade Federal do Espírito Santo, e-mail: edilsonsarter@gmail.com; 2Universidade Federal do Espírito Santo, e-mail: gabrielzechini@hotmail.com; 3Faculdade Venda Nova do Imigrante, e-mail: kemilynbellon@gmail.com; 4Faculdade Venda Nova do Imigrante, e-mail: rodrigoandrrade@gmail.com; 5Faculdade Venda Nova do Imigrante, e-mail: suhrsossai@gmail.com; 6Faculdade Venda Nova do Imigrante, e-mail: jessycaeng.ambiental@gmail.com; 7 Faculdade Venda Nova do Imigrante, e-mail: Monicaleitte02@gmail.com; 8 Faculdade Venda Nova do Imigrante, e-mail: geizielechristorc@gmail.com.

Palavras-chave: recursos hídricos, bacia hidrográfica, unidade de conservação.

Resumo

Este estudo teve como objetivo delimitar e caracterizar morfometricamente as bacias hidrográficas inseridas no Parque Estadual da Pedra Azul (PEPA) e em sua zona de amortecimento, no estado do Espírito Santo. A área de estudo está inserida em um ambiente montanhoso, com elevada variabilidade altimétrica e significativa importância ambiental, especialmente na proteção dos recursos hídricos. Para a realização da pesquisa, foram utilizados dados de modelo digital de elevação e ferramentas de geoprocessamento em ambiente de Sistema de Informação Geográfica (SIG), permitindo a delimitação automática das bacias e a extração de parâmetros físicos e índices morfométricos. Foram identificadas oito sub-bacias pertencentes aos sistemas hidrográficos dos rios Jucu, Itapemirim e Benevente, apresentando áreas de drenagem entre 7,2 km² e 90,4 km², além de elevadas amplitudes altimétricas e declividades acentuadas. Os resultados indicaram predominância de bacias com formato alongado, evidenciado pelos valores do coeficiente de compacidade e fator de forma, sugerindo menor propensão à ocorrência de picos de vazão. Por outro lado, os valores de densidade de drenagem e declividade apontam para forte controle do relevo sobre o escoamento superficial, favorecendo respostas hidrológicas rápidas e maior potencial para processos erosivos. De forma integrada, os resultados demonstram que o comportamento hidrológico das bacias é resultado da interação entre forma, relevo e organização da rede de drenagem, evidenciando a heterogeneidade geomorfológica da região. Nesse contexto, a análise morfométrica se mostra uma ferramenta essencial para subsidiar o planejamento ambiental e a gestão de recursos hídricos no interior do PEPA e em sua zona de amortecimento, contribuindo para a conservação dos ecossistemas e a mitigação de impactos ambientais.

Introdução

As Unidades de Conservação são áreas instituídas pelo poder público com o objetivo de conservar a natureza, sendo fundamentais para a proteção da biodiversidade, dos recursos naturais e para a promoção do uso sustentável dos ecossistemas. Os usos permitidos para cada unidade variam conforme sua categoria. As diferentes categorias de manejo reúnem inúmeras possibilidades de conservação e uso sustentável, contribuindo de maneira significativa com a oferta de serviços ecossistêmicos. Além disso, desempenham papel fundamental na proteção dos recursos hídricos, pois contribuem para a preservação de nascentes, manutenção da qualidade da água e regulação do regime hidrológico, ao protegerem a vegetação natural e reduzirem processos de erosão e assoreamento dos corpos d'água (BRASIL, 2000; BRASIL, 2026).

O Parque Estadual da Pedra Azul (PEPA), localizado no município de Domingos Martins, ES, foi criado pela Lei Estadual nº 4.503/1991, com o objetivo de preservar a diversidade biológica e os ecossistemas naturais, admitindo-se apenas o uso indireto e controlado dos recursos; proteger espécies raras endêmicas vulneráveis e em perigo de extinção, reduzindo seu manejo ao mínimo indispensável; proteger belezas cênicas; preservar os recursos da biota; propiciar a pesquisa científica, estudos e educação ambiental, fornecendo parâmetros relativos a áreas pouco afetadas pela ação humana; favorecer o turismo ecológico e a recreação em contato com a natureza e proteger as bacias hidrográficas e recursos hídricos (ESPÍRITO SANTO, 1991).

A bacia hidrográfica é definida como uma área de captação natural de água da precipitação que faz convergir os escoamentos para um único ponto de saída, seu exutório (TUCCI, 2015). O Espírito Santo possui doze bacias hidrográficas, e destas, as dos rios Jucu, Itapemirim e Benevente integram, por intermédio de sub-bacias a zona de amortecimento do Parque Estadual da Pedra Azul. No interior do PEPA, são encontradas diversas nascentes da bacia do rio Jucu, além de nascentes do rio Fruteiras, afluente do rio Castelo, bacia do rio Itapemirim (ESPÍRITO SANTO, 2004).

As características físicas de uma bacia hidrográfica são elementos de grande importância. Existe uma estreita correspondência entre o regime hidrológico e esses elementos, sendo, portanto, de grande utilidade conhecer esses elementos. Os elementos físicos constituem a mais conveniente possibilidade de se conhecer a variação no espaço dos elementos do ciclo hidrológico. A caracterização morfométrica de uma bacia hidrográfica é um procedimento que visa compreender a sua dinâmica hidrológica (VILLELA e MATTOS, 1975).

A análise morfométrica das bacias hidrográficas no PEPA e em sua zona de amortecimento é fundamental para compreender a influência do relevo sobre o escoamento e a dinâmica hidrológica, especialmente por se tratar de um ambiente montanhoso. Esses parâmetros permitem identificar áreas mais suscetíveis à erosão e à alteração do regime hídrico, fornecendo subsídios para o manejo e a conservação.

No estado do Espírito Santo, alguns estudos contemplam a análise dos parâmetros morfométricos de bacias hidrográficas, dentre eles: Tonello et al. (2006), Teodoro et al. (2007) e Santos et al. (2017) estudaram a morfometria das bacias do Rio Itapemirim, Benevente e Jucu, respectivamente. Entretanto, ainda não houveram estudos que tratasse exclusivamente das bacias hidrográficas no interior do PEPA e sua zona de amortecimento. Sendo assim, o objetivo deste trabalho foi delimitar as bacias hidrográficas existentes na área do PEPA e em sua zona de amortecimento e avaliar seus parâmetros morfométricos.

Materiais e Métodos

O PEPA está localizado na região Centro-Sul do Estado do Espírito Santo, quase que integralmente no município Domingos Martins, com uma pequena parcela de seu território inserida no município de Vargem Alta, entre as coordenadas geográficas de 20º 23´ 32” e 20º 29´ 24” de latitude Sul e 40º 00´ 25” e 40º 59´ 29” de longitude Oeste de Greenwich

(Figura 01). Situa-se a 89 km da capital do estado, Vitória. Possui uma variação altimétrica de 1.200 a 1.910 metros e trata-se da maior altitude do divisor de águas local. A temperatura do mês mais frio está, na média, está entre 7,3 e 9,4 ºC e a do mês mais quente, na média, está entre 25,3 e 27,8 ºC. A pluviometria local é de 1906 mm por ano, sendo novembro, dezembro e janeiro os meses de maior índice pluviométrico.

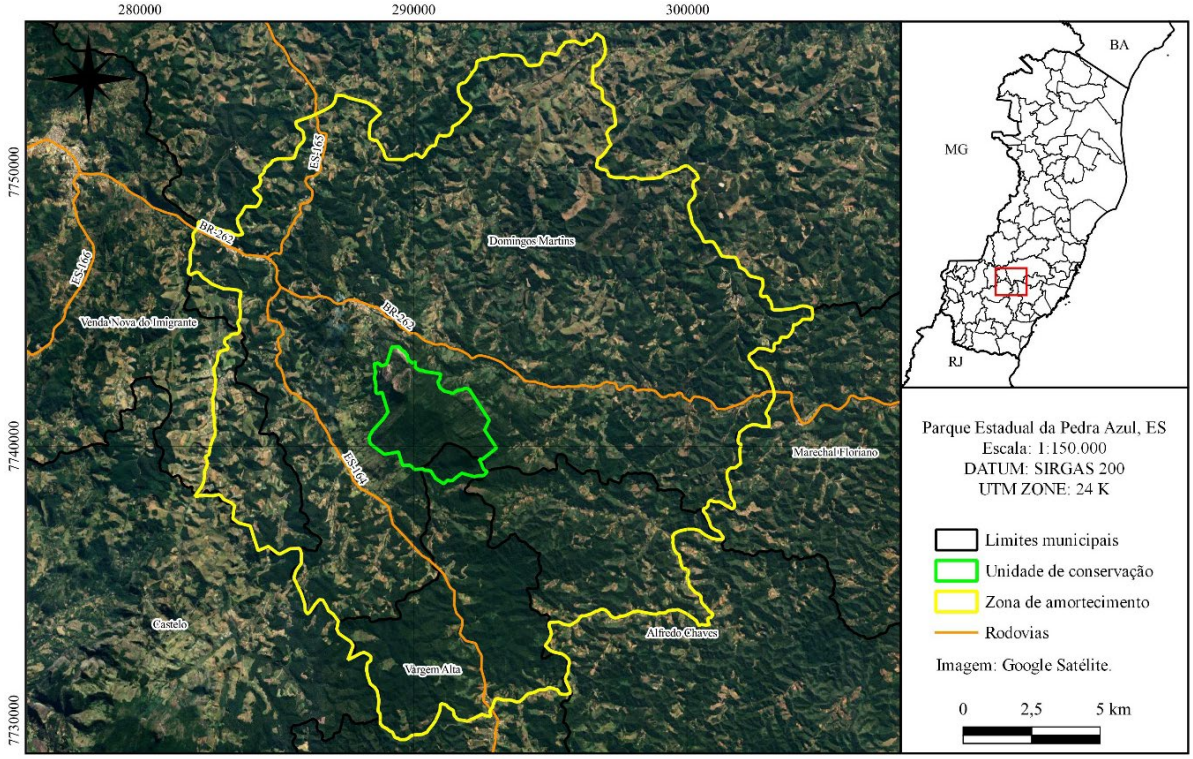


Figura 01: Parque Estadual da Pedra Azul e Zona de Amortecimento, ES.
Fonte: dos autores (2026).

Para execução deste trabalho, foi utilizado um *software* de licença livre, *Quantum Gis* (QGIS, 2021), que possui em sua interface, comandos dos GDAL (GDAL, 2021) e do GRASS (GRASS, 2021), todos do Sistema de Informação Geográfica, com código aberto e licenciado sob a Licença Pública Geral GNU.

Os dados geográficos foram obtidos junto ao Sistema Integrado de Bases Geoespaciais do Estado do Espírito Santo (GEOBASES, 2015) e Instituto Jones dos Santos Neves (IJSN, 2021). Foi utilizado um arquivo matricial com resolução de 2 metros, contendo informações de elevação, e arquivos vetoriais contendo informações dos limites entre os municípios e bacias hidrográficas para o Estado do Espírito Santo. A caracterização morfométrica consistiu na determinação dos índices, definidos conforme Silva (2015) e Villela e Mattos (1975).

O modelo de elevação do terreno (MDT) teve suas depressões espúrias corrigidas por meio do comando “*fill sinks (wang & Liu)*”. Para gerar os canais de escoamento, foi utilizado o comando “*channel network and drainage basins*” aplicado ao MDT corrigido. Para fins deste estudo, o exutório das bacias hidrográficas foi definido como o ponto de interseção entre o canal principal e o limite da zona de amortecimento do PEPA, correspondendo ao local em que o escoamento superficial ultrapassa os limites da área considerada, delimitando a saída hidrológica da bacia em análise.

A área de drenagem (A) de uma bacia é a área plana inclusa entre os seus divisores topográficos. Esta foi obtida por meio do comando “*upslope área*” do Qgis aplicado ao MDT corrigido. Obtendo-se a área da bacia hidrográfica, também foi possível determinar o perímetro (P) por meio da “*calculadora de campo*”. A elevação média da bacia (H_{med}) é dada pela média ponderada das elevações que ocorrem na bacia. Para obtenção da elevação média, o MDT corrigido foi recortado utilizando a

área da bacia como camada de máscara. Esse valor pode ser obtido na aba "*informações*" das propriedades do arquivo matricial. Da mesma forma foram obtidos os valores das elevações máximas e mínimas (H_{max} e H_{min}) para se determinar a amplitude altimétrica (ΔH).

O arquivo de elevação gerado foi utilizado junto com o comando "declive" para gerar um arquivo matricial com a declividade da bacia hidrográfica. A declividade média (I_m) de uma bacia hidrográfica está diretamente relacionada à velocidade do escoamento da água.

A forma superficial de uma bacia hidrográfica é importante devido ao tempo de concentração, que é o tempo necessário para que toda a bacia contribua com escoamento superficial a partir do início da precipitação. Existem índices que são utilizados para determinar a forma das bacias, que buscar relacioná-las com formas geométricas conhecidas, dentre eles:

- **Coeficiente de compacidade (K_c)**: é a relação entre o perímetro da bacia e a circunferência de um círculo de área igual à da bacia, conforme Equação 01. Este coeficiente varia com a forma da bacia, e quanto maior o seu valor, mais irregular será a bacia. Valores próximos de uma unidade representa que a bacia sofre vulnerabilidade para enchentes.

$$K_c = 0{,}28 \frac{P}{\sqrt{A}} \qquad (01)$$

em que: K_c = coeficiente de compacidade (adimensional); P = perímetro da bacia [km] e A = área da bacia [km²].

- **Fator de forma (K_f)**: é a relação entre a largura média e o comprimento axial da bacia, conforme Equação 02. Também constitui um índice indicativo da vulnerabilidade da bacia à enchentes. Quanto maior o fator de forma, maior será a tendência à inundações.

$$K_f = \frac{A}{L_{axial}^2} \qquad (02)$$

em que: K_f = fator de forma (adimensional); A = área da bacia [km²] e L_{axial} = comprimento axial da bacia [km].

A rede de drenagem corresponde ao conjunto de cursos de água, que interconectados, escoam água e sedimentos até a seção exutório da bacia hidrográfica. É constituído pelo rio principal e seus tributários. Alguns índices são utilizados para o estudo da drenagem em uma bacia hidrográfica, dentre eles:

- **Índice de sinuosidade (I_s)**: é a relação entre o comprimento do rio principal e o comprimento axial da bacia, conforme Equação 03. A sinuosidade influencia a velocidade do escoamento. Quanto maior for o valor da sinuosidade, maior será o amortecimento das velocidades do escoamento.

$$I_s = \frac{L}{L_{axial}} \qquad (03)$$

em que: I_s = índice de sinuosidade (adimensional); L = comprimento do rio principal [m] e L_{axial} = comprimento axial da bacia [m].

- **Densidade de drenagem (D_d)**: é a razão entre o comprimento total dos cursos de água e a área de drenagem, conforme Equação 04. Bacias com drenagem pobres possuem valores de 0,5 km km^{-2}, enquanto bacias bem drenadas podem chegar a valores de 3,5 km km^{-2}.

$$D_d = \frac{L_{total}}{A} \qquad (04)$$

em que: D_d = densidade de drenagem (km km^{-2}); L_{total} = soma do comprimento de todos os canais [km] e A = área de drenagem [m^2].

Resultados e Discussões

Na zona de amortecimento do PEPA foram identificados oito cursos de água que interseccionaram o seu limite territorial, sendo eles: Córrego São Bento, que faz parte da bacia hidrográfica do Rio Benevente; Rio Caxixe e o Rio Fruteiras, que fazem parte da bacia do Rio Itapemirim; Córrego da Gruta, Ribeirão Capixaba, Ribeirão da Anta, Rio Jucu Braço Norte e Rio Jucu Braço Sul, que fazem parte da bacia hidrográfica do Rio Jucu. Dentre estes, o Ribeirão das Antas, o Rio Jucu Braço Norte, o Rio Jucu Braço Sul e o Rio Fruteiras, possuem nascentes, e também, seus pontos mais remotos, dentro da área do PEPA, conforme ilustrado na Figura 02. Os parâmetros físicos das bacias hidrográficas dos respectivos cursos de água estão apresentados na Tabela 01.

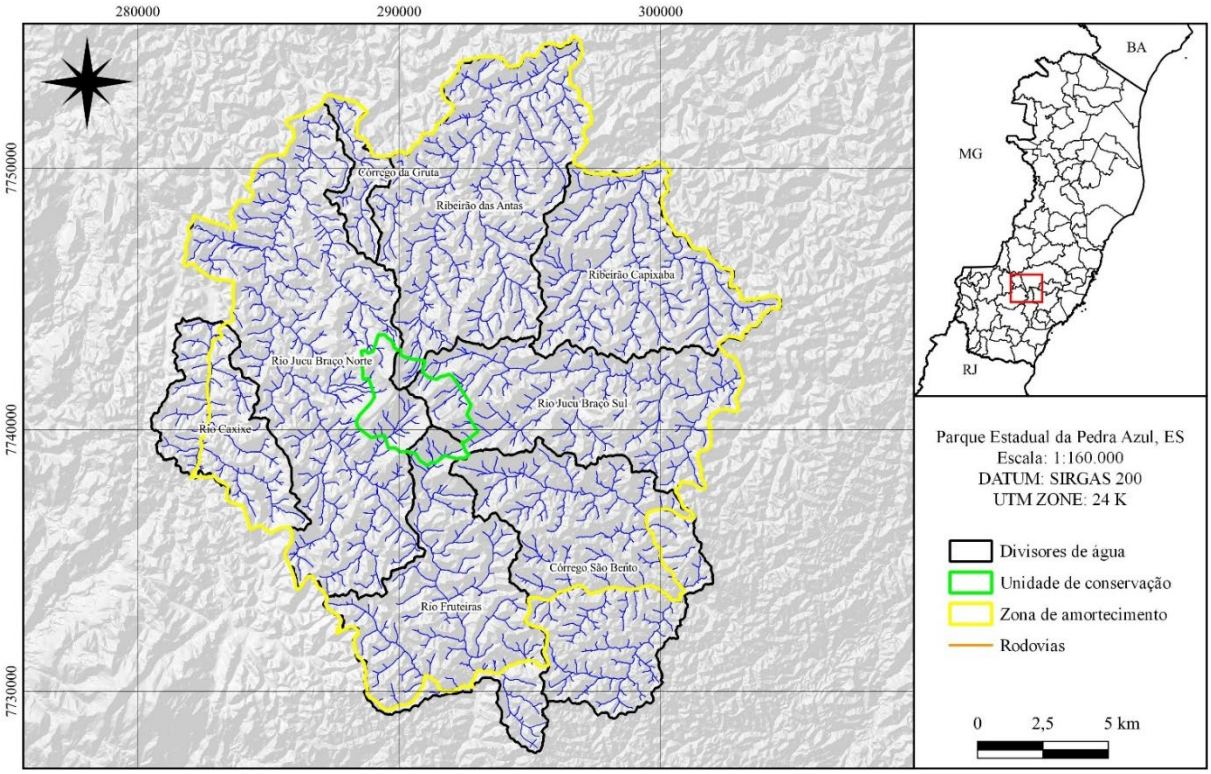


Figura 02: Bacias hidrográficas na zona de amortecimento do Parque Estadual da Pedra Azul. Fonte: dos autores.

Sub bacia	*Bacia*	*A [km²]*	*P [km]*	*Hmax [m]*	*Hmed [m]*	*Hmin [m]*	*L [km]*	*Laxial [km]*	*Im [%]*
Córrego São Bento	Benevente	60.2	54.8	1600	1080	863	13.8	10.3	51.1
Rio Caxixe	Itapemirim	24.7	36.8	1229	1071	984	8.0	6.1	25.9
Rio Fruteira	Itapemirim	50.1	60.7	1883	1125	924	13.1	8.9	43.1
Córrego da Gruta	Jucu	7.2	25.0	1164	1051	903	7.4	6.7	27.5
Ribeirão Capixaba	Jucu	43.5	47.3	1342	998	822	10.2	8.1	44.4
Ribeirão da Anta	Jucu	67.1	76.8	1880	1047	817	20.9	14.7	41.2
Rio Jucu Braço Norte	Jucu	90.4	75.5	1885	1099	900	26.4	18.1	35.4
Rio Jucu Braço Sul	Jucu	48.3	52.2	1878	1154	859	16.8	13.0	45.9

Tabela 01: Parâmetros físicos das bacias hidrográficas. Fonte: Dos autores.

As áreas de drenagem variam de 7,2 km² a 90,4 km², com altitudes máximas superiores a 1800 m e mínimas inferiores a 900 m em diversos casos, caracterizando um ambiente tipicamente montanhoso. As altitudes médias, situadas majoritariamente acima de 1000 m, reforçam a presença de relevo acidentado e indicam elevado potencial de energia gravitacional disponível para o escoamento superficial. Essa condição tende a favorecer maior intensidade de processos erosivos e maior mobilização de sedimentos, especialmente em áreas com maiores declividades.

O comprimento do canal principal apresenta variação expressiva, entre 7,4 km e 26,4 km, acompanhando, em geral, o aumento da área das bacias. Relação semelhante é observada para o comprimento axial, indicando coerência geométrica entre os parâmetros lineares e sugerindo que as bacias maiores apresentam maior desenvolvimento longitudinal da drenagem. No entanto, diferenças entre esses comprimentos indicam variações na forma e no grau de alongamento das bacias, aspecto que influencia a distribuição espacial e temporal do escoamento.

Os valores de declividade média são elevados em todas as sub-bacias, com predominância de valores superiores a 30% e máximos acima de 50%, confirmando a forte inclinação do terreno. Esse padrão está diretamente associado às características altimétricas observadas e reforça o predomínio de processos de escoamento superficial em detrimento da infiltração. Destacam-se, entretanto, duas sub-bacias com valores de declividade significativamente inferiores, indicando a presença de setores com relevo relativamente mais suave, possivelmente associados a áreas de menor dissecação ou a fundos de vale mais desenvolvidos.

Adicionalmente, observa-se que as sub-bacias pertencentes à bacia do rio Jucu tendem a apresentar maiores dimensões e maior desenvolvimento da rede de drenagem, enquanto aquelas inseridas nas bacias do Itapemirim e Benevente apresentam maior variabilidade nos parâmetros físicos. Esse comportamento evidencia a influência de condicionantes geomorfológicos regionais na organização das bacias, indicando que, mesmo sob um mesmo contexto climático, as respostas hidrológicas podem apresentar diferenças significativas. Os índices morfométricos estão listados na Tabela 02.

Sub bacia	*Bacia*	*ΔH [m]*	*Lt [km]*	*Kc [adm]*	*Kf [adm]*	*Is [adm]*	*Dd [km/km²]*
Córrego São Bento	Benevente	737	144.4	2.0	0.6	1.3	2.4
Rio Caxixe	Itapemirim	245	60.3	2.1	0.7	1.3	2.4
Rio Fruteira	Itapemirim	959	111.9	2.4	0.6	1.5	2.2
Córrego da Gruta	Jucu	261	18.7	2.6	0.2	1.1	2.6
Ribeirão Capixaba	Jucu	520	104.6	2.0	0.7	1.2	2.4
Ribeirão da Anta	Jucu	1063	165.8	2.6	0.3	1.4	2.5
Rio Jucu Braço Norte	Jucu	985	227.8	2.2	0.3	1.5	2.5
Rio Jucu Braço Sul	Jucu	1019	112.2	2.1	0.3	1.3	2.3

Tabela 02: Índices morfométricos nas bacias hidrográficas. Fonte: Dos autores.

Os índices morfométricos evidenciam diferenças relevantes na forma, organização da drenagem e comportamento hidrológico das sub-bacias analisadas. Os valores do coeficiente de compacidade (K_c), variando entre 2,0 e 2,6, indicam que todas as bacias apresentam formas alongadas, afastando-se significativamente da condição circular. Esse padrão sugere maior tempo de concentração do escoamento e menor propensão a respostas hidrológicas rápidas, reduzindo a possibilidade de ocorrência de picos de vazão acentuados.

De maneira complementar, o fator de forma (K_f) apresenta valores baixos, entre 0,2 e 0,7, reforçando o caráter alongado das bacias. Sub-bacias com menores valores de K_f, como Córrego da Gruta e Ribeirão da Anta, tendem a apresentar maior dispersão temporal do escoamento, enquanto aquelas com valores mais elevados, como Rio Caxíxe e Ribeirão Capixaba, indicam maior tendência à concentração do fluxo, embora ainda dentro de um padrão não circular.

O índice de sinuosidade (I_s) varia de 1,1 a 1,5, caracterizando predominantemente canais de baixa a moderada sinuosidade. Valores próximos de 1 indicam canais mais retilíneos, associados a maior declividade e maior energia do escoamento, enquanto valores mais elevados sugerem maior desenvolvimento de meandros e maior dissipação de energia ao longo do canal. Nesse contexto, sub-bacias como Rio Fruteira e Rio Jucu Braço Norte, com maiores valores de I_s, apresentam maior complexidade no traçado da drenagem.

A densidade de drenagem (D_d) apresenta valores relativamente elevados, variando entre 2,2 e 2,6 km/km², indicando redes de drenagem bem desenvolvidas. Esse padrão sugere baixa infiltração relativa e predominância do escoamento superficial, o que pode estar associado às características litológicas, pedológicas e, sobretudo, às elevadas declividades observadas na área de estudo. Sub-bacias com maiores valores de D_d tendem a responder mais rapidamente aos eventos de precipitação, favorecendo maior eficiência na condução do escoamento.

A amplitude altimétrica (ΔH) apresenta valores expressivos, atingindo mais de 1000 m em algumas sub-bacias, o que reforça o elevado gradiente topográfico e o potencial energético do relevo. Esse fator, combinado com os padrões de densidade de drenagem e sinuosidade, indica forte controle morfoestrutural sobre a dinâmica hidrológica, favorecendo processos erosivos e maior transporte de sedimentos.

De forma integrada, os índices analisados indicam que as sub-bacias apresentam comportamento hidrológico predominantemente controlado pela forma alongada, elevada dissecação do relevo e redes de drenagem bem estruturadas. Apesar disso, variações entre os parâmetros evidenciam diferenças na resposta hidrológica entre as bacias, especialmente no que se refere à concentração do escoamento e à eficiência da drenagem, refletindo a heterogeneidade geomorfológica da região.

Estes resultados corroboram com os estudos feitos por Tonello et al. (2006), Teodoro et al. (2007) e Santos et al. (2017), que concluíram que as bacias do Rio Itapemirim, Benevente e Jucu, em sua totalidade, evidenciam que as bacias apresentam predominantemente formato alongado, condição que tende a reduzir a ocorrência de picos de vazão e o comportamento hidrológico é fortemente influenciado pela declividade e a amplitude altimétrica.

Considerações Finais

A análise morfométrica das bacias hidrográficas inseridas no PEPA e em sua zona de amortecimento evidenciou a predominância de bacias com formato alongado, elevada amplitude altimétrica e declividades acentuadas, características típicas de ambientes montanhosos. Os parâmetros físicos e os índices morfométricos analisados demonstraram coerência entre si, indicando forte controle do relevo sobre a organização da rede de drenagem e sobre os processos hidrológicos atuantes na área.

Apesar da forma alongada das bacias, que tende a reduzir a ocorrência de picos de vazão abruptos, os resultados apontam que as elevadas declividades e a densidade de drenagem relativamente alta favorecem o escoamento superficial rápido, aumentando o potencial para processos erosivos e transporte de sedimentos. Nesse contexto, observa-se que a dinâmica hidrológica não é condicionada por um único fator, mas pela interação entre forma, relevo e estrutura da drenagem, o que resulta em respostas hidrológicas diferenciadas entre as sub-bacias analisadas.

De forma integrada, os resultados reforçam a importância da análise morfométrica como ferramenta essencial para o planejamento ambiental e a gestão de recursos hídricos em áreas protegidas. No caso do PEPA, essa abordagem permite identificar áreas mais suscetíveis à degradação e orientar estratégias de manejo na zona de amortecimento, contribuindo para a conservação dos ecossistemas e para a proteção dos recursos hídricos frente às pressões naturais e antrópicas.

Referências Bibliográficas

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC)**. Brasília: MMA, 2026. Disponível em: <https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/biodiversidade-e-biomas/areas-protegidas/sistema-

nacional-de-unidades-de-conservacao-da-natureza-snuc>. Acesso em: 09 de abril de 2026.

BRASIL. Presidência da República. **Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000**. Regulamenta o art. 225, §1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, instituindo o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza. Brasília: Casa Civil, 2000. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9985.htm>. Acesso em: 09 de abril de 2026.

ESPÍRITO SANTO. **Lei nº 4.503, de 1991**. Dispõe sobre a transformação da Reserva Biológica de Pedra Azul em Parque Estadual da Pedra Azul. Vitória: Governo do Estado do Espírito Santo, 1991. Disponível em: <https://iema.es.gov.br/Media/iema/Unidades%20de%20Conserva%C3%A7%C3%A3o/REBIODB%20-%201991%20-%20L4503%20-%20Transforma%C3%A7%C3%A3o.pdf>. Acesso em: 09 de abril de 2026.

ESPÍRITO SANTO. Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. **Plano de Manejo do Parque Estadual da Pedra Azul**. Vitória: IEMA, 2004. Disponível em: <https://iema.es.gov.br/Media/iema/Unidades%20de%20Conserva%C3%A7%C3%A3o/Plano_Manejo%20Pedra%20Azul-compactado.pdf>. Acesso em: 09 de abril de 2026.

GDAL. **Geospatial Data Abstraction Library**. Open Source Geospatial Foundation, 2021. Disponível em:<http://gdal.osgeo.org>. Acesso em: Acesso em: 03 de agosto de 2025.

GRASS GIS. **Geographic Resources Analysis Support System**. GRASS Development Team. Open Source Geospatial Foundation, 2021. Disponível em:<http://grass.osgeo.org>. Acesso em: 03 de agosto de 2025.

GEOBASES, SISTEMA INTEGRADO DE BASES GEOESPACIAIS DO ESTADO DO ESPÍRITO SANTO. **Modelo digital do terreno para o Estado do Espírito Santo**. Vitória: GEOBASES, 2015. Arquivo de imagem raster. Intervalo de tempo 2012-2015. Escala 1.25.000. Disponível em: <https://geobases.es.gov.br/downloads>. Acesso em: 03 de agosto de 2025.

IJSN, Instituto Jones dos Santos Neves, **Mapas**: arquivos shapefile. Disponível em: < http://www.ijsn.es.gov.br/mapas/>. Acesso em: 03 de agosto de 2025.

QGIS. **Quantum Gis Geographic Information System**. QGIS Association. <http://www.qgis.org>. Acesso em: 03 de agosto de 2025.

QGIS. **Compositor de impressão**. Disponível em: <http://docs. qgis.org/2.2/pt_BR/docs/user_manual/print_composer/print_composer.html>. Acesso em: 03 de agosto de 2025.

SANTOS, A. R.; EUGENIO, F. C.; OLIVEIRA, L. M.; GARCIA, G. O.; XAVIER, A. C.; OLIVEIRA, F. S. Análise morfométrica da bacia hidrográfica do rio Jucu–ES e espacialização da precipitação média anual pelo método IDW. Revista Brasileira de Geografia Física, v. 10, n. 6, p. 1867–1883, 2017. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/320941910_ANALISE_MORFOMETRICA_DA_BACIA_HIDROGRAFICA_DO_RIO_JUCU-ES_E_ESPACIALIZACAO_DA_PRECIPITACAO_MEDIA_ANUAL_PELO_METODO_IDW>. Acesso em: 15 de abril de 2026.

SILVA, L. P. **Hidrologia**: engenharia e meio ambiente. Elsevier, 2015.

TEODORO, V. L.; TEIXEIRA, D.; COSTA, D. J. L.; FULLER, B. B. O conceito de bacia hidrográfica e a importância da caracterização morfométrica para o entendimento da dinâmica ambiental local. Revista Ambiente & Água, Taubaté, v. 2, n. 1, p. 137–156, 2007. Disponível em: https://www.scielo.br/j/ambiagua/a/w4RrjDgy7WLSryg98PnhB9R/?format=pdf&lang=pt

Acesso em: 15 de abril de 2026.

TONELLO, K. C.; DIAS, H. C. T.; SOUZA, A. L.; RIBEIRO, C. A. A. S.; LEITE, F. P. Morfometria de bacias hidrográficas: conceitos e aplicações. Revista Árvore, Viçosa, v. 30, n. 5, p. 849–857, 2006. Disponível em: <http://marte2.sid.inpe.br/col/dpi.inpe.br/marte2/2013/05.28.22.01.54/doc/p0056.pdf>. Acesso em: 15 de abril de 2026.

TUCCI, C. E.M. **Hidrologia**: ciência e aplicação. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Associação Brasileira de Recursos Hídricos. Porto Alegre, 2015.

VILLELA, S.M.; MATTOS, A. **Hidrologia aplicada**. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1975.

O MODELO MFP-GEO COMO INSTRUMENTO DE GOVERNANÇA E GESTÃO HÍDRICA MUNICIPAL: UMA ABORDAGEM PARA CIDADES INTELIGENTES

1 Jedean Moisés do Carmo, 2 Sandro Laudares, 3 Hasheem Mannan
1 Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais, e-mail: jedean@gmail.com; 2 Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais, e-mail: laudares@pucminas.br; 3 University College Dublin, e-mail:hasheem.mannan@ucd.ie

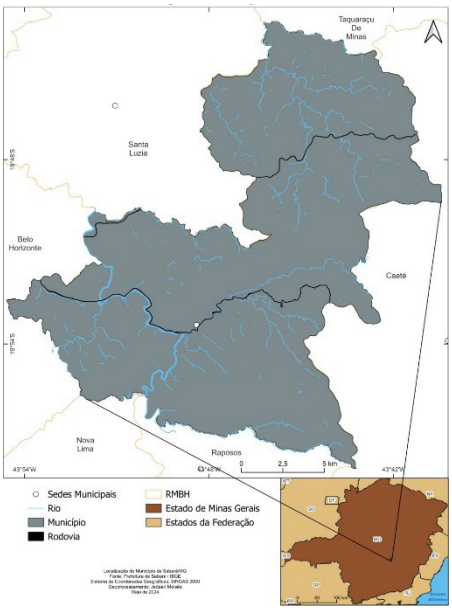
Palavras-chave: MFP-Geo; Gestão Hídrica; Resiliência Urbana.

Resumo

Este trabalho apresenta o Modelo de Fiscalização Predial e Territorial Georreferenciado (MFP-Geo) como ferramenta de apoio à decisão para a gestão pública municipal frente aos riscos de inundação. Tendo como estudo de caso o município de Sabará/MG, a pesquisa demonstra como a integração de dados cadastrais e modelagem hidráulica avançada permitem a desagregação de dados em alta resolução espacial. Os resultados indicam que o modelo fornece subsídios técnicos precisos para a formulação de políticas públicas em Câmaras Municipais e propostas para o planejamento urbano preventivo nas Prefeituras, alinhando a gestão local às metas de resiliência da Agenda 2030.

Introdução

A urbanização acelerada e muitas vezes desordenada em municípios de médio porte tem desafiado as capacidades de gestão pública, especialmente no que tange aos riscos hidrológicos em planícies de inundação. No contexto brasileiro, cidades históricas como Sabará, em Minas Gerais, enfrentam o paradoxo de conciliar a preservação de seu patrimônio material com a necessidade premente de adaptação às mudanças climáticas e eventos extremos.



Mapa 01 – Localização do Município de Sabará/MG
Fonte: O autor (2026)

O município de Sabará/MG situa-se na Região Metropolitana de Belo Horizonte, de população estimada em 129.380 habitantes (IBGE, 2022) e seu território de aproximadamente 302 km² está inserido em um contexto geológico e hidrológico complexo, marcado pela confluência de importantes corpos hídricos como o Rio das Velhas e o Ribeirão Sabará. A localização estratégica do município, conforme ilustrado no Mapa 01, evidencia sua integração à malha urbana metropolitana e a proximidade com eixos logísticos nacionais, como a BR-381. No entanto, essa mesma posição geográfica impõe desafios severos de gestão, uma vez que o tecido urbano consolidou-se sobre planícies de inundação historicamente ativas, exigindo ferramentas de monitoramento que superem a escala macro e alcancem o detalhamento predial.

A transição para modelos de gestão urbana resilientes exige a superação de visões puramente tecnológicas da cidade, evoluindo para Cidades Inteligentes. Conforme defendem Datta (2015) e Alizadeh (2017), a inteligência de um território não reside apenas na conectividade, mas na capacidade da administração pública em gerar e gerir dados desagregados para enfrentar desafios locais, como a vulnerabilidade hídrica.

A carência de dados geoespaciais desagregados e desatualizados nas prefeituras compromete a formulação de políticas públicas eficazes, resultando em ações predominantemente reativas e de alto custo social e econômico. Diante deste cenário, o artigo põe a implantação do Modelo de Fiscalização Predial e Territorial Georreferenciado (MFP-Geo) como uma ferramenta de governança voltada para a promoção de Cidades Inteligentes e Resilientes.

Nesse contexto, a gestão de riscos deve transitar do paradigma de engenharia tradicional para o de Cidades Sensíveis à Água, conforme publicado por Wong (2006).

O foco recai sobre a capacidade de transformar dados técnicos de engenharia hidráulica em instrumentos de decisão política e administrativa, permitindo que gestores identifiquem vulnerabilidades morfologicamente condicionadas em setores críticos do tecido urbano do município de Sabará/MG, como os bairros Pompéu, Roça Grande e Centro Histórico.

As conclusões sobre gestão de bacias urbanas no Brasil, de forma geral, apontam para insuficiência do que é conhecido por "infraestrutura cinza", consistindo em canalizações e escoamentos rápidos. Contudo há necessidade de mudança de paradigmas em função da crescente impermeabilização do solo e dos efeitos das ações humanas interferindo nas denominadas mudanças climáticas. Diante do diagnóstico de vulnerabilidade apresentado para o município de Sabará/MG, a proposta de implantação do MFP-Geo fundamenta-se na transição de drenagem "cinza" para uma infraestrutura verde e azul.

Soluções como a criação de jardins de chuva nos bairros mencionados e de pavimentos permeáveis em áreas de adensamento urbano alinham-se aos princípios conhecidos por Cidades Esponja. A solução foi inspirada nas diretrizes do *Greater Dublin Strategic Study* (GDSDS) com vistas a mitigar os impactos do adensamento urbano, implementado em Dublin, na Irlanda. Propõe-se que os cursos d'água presentes em municípios de médio porte deixem de ser vistos como passivos de risco e passem a ser integrados à paisagem, replicando o modelo de governança irlandês que utiliza o mapeamento detalhado da planície de inundação como ferramenta de zoneamento restritivo e conscientização social.

A gestão de recursos hídricos em ambientes urbanos consolidados exige a transição do modelo de engenharia tradicional para o conceito de Cidades Sensíveis à Água. Conforme defendido na literatura de Cidades Inteligentes, a eficácia do planejamento não reside apenas na automação, mas na capacidade de gerar dados desagregados que permitam a resiliência urbana.

No caso de municípios semelhantes à Sabará/MG, a adoção de soluções que utilizem softwares livres e dados multiescala, mostra-se essencial para o cumprimento da Agenda 2030, especialmente nos indicadores de cidades sustentáveis (ODS 11) e ação climática (ODS 13), preconizando que o monitoramento técnico, como o proposto pelo modelo MFP-Geo, atue como um facilitador da governança, transformando informações de alta resolução espacial em instrumentos de decisão legislativa e licenciamento urbano sustentável, garantindo a proteção de ativos sociais e econômicos frente ao aumento de eventos extremos previstos pela Agência Nacional de Águas (ANA, 2025).

Material e Métodos

A eficácia da modelagem hidráulica preditiva em áreas de adensamento histórico depende da precisão da geometria do canal e da correta atribuição de parâmetros físicos.

Para o processamento no *software* HEC-RAS, adotaram-se as equações de fluxo hidrodinâmico fundamentadas na hidráulica de canais abertos de Chow (1959), associados a coeficientes de rugosidade de *Manning* calibrados conforme as características do leito e das margens do Ribeirão Sabará (ARCEMENT; SCHNEIDER, 1989). A utilização de dados provenientes do Cadastro Técnico Multifinalitário (CTM), estruturados sob as diretrizes da Portaria Ministerial n. 511 (BRASIL, 2009), conferiu ao modelo uma base predial fidedigna. Esta integração de geotecnologias, que une o perfilhamento laser de alta resolução (TOPOCART, 2023) ao monitoramento via satélite Sentinel-2, assegura uma resolução inferior ao metro, essencial para identificação de vulnerabilidades individuais em escala de detalhe, superando as limitações de modelos globais de baixa resolução (JENSEN, 2011).

Metodologia

A fundamentação metodológica do MFP-Geo baseia-se na premissa da autonomia tecnológica e na utilização de arquiteturas de software livre como o QGIS e PostGIS, garantindo que o modelo seja replicável por administrações municipais com restrições orçamentárias.

A pesquisa utilizou como base primária os dados do Cadastro Técnico Multifinalitário (CTM) de Sabará/MG e o acervo do Programa Sabará360, integrando-os a uma modelagem hidráulica avançada processada no *software* HEC-RAS. O diferencial técnico reside no emprego de Modelos Digitais de Superfície (MDS) de alta resolução, com 0,50 metros, que permitem a delimitação das Manchas e Cotas de Inundação com precisão centimétrica.

Alguns índices podem apresentar dificuldades de resultados dada a complexidade de coleta de dados de precipitação, definições do impacto no sistema de drenagem urbana existente, coleta de dados de precipitação, calibração de modelos, entre outros. Devem ser levados em conta as condições climáticas do local de estudo como, por exemplo, a temperatura e a radiação solar que podem afetar o processo de evaporação bem como a pressão atmosférica e a velocidade do vento.

A precisão do modelo depende intrinsicamente da qualidade dos dados de entrada, por isso a importância da utilização do MDS, escala 1:1000, fornecidos pela prefeitura. Dessa feita a pesquisa assegurou que cada ponto extraído da topografia estivesse perfeitamente georreferenciado, traduzindo a complexidade do ambiente urbano para o formato numérico do HEC_RAS.

A atribuição do Coeficiente de Rugosidade de *Manning* (n) foi realizada por meio do método de analogia visual, utilizando como referência as tabelas técnicas de Chow (1959) e Arcertment e Schneider (1989). Na ausência de medições granulométricas diretas, essa correlação bibliográfica permitiu parametrizar a resistência ao escoamento conforme as características morfológicas observadas em campo. A etapa seguinte foi a definição do Regime de Escoamento bem como as Condições de Contorno. O ideal

nessa pesquisa foi adotar o Escoamento em Regime Permanente (*Steady Flow*), por se tratar de um método padrão para determinação das Manchas de Inundação Máxima, associada ao processo de vazão específico (Q_{100}).

O Regime Permanente assume que o escoamento não varia com o tempo, simplificando a análise e fornecendo Cotas de Cheia mais conservadoras para cada Tempo de Retorno (T_r).

Para as condições de contorno (*Boundary Conditions*), a montante (*Upstream*) foi utilizada a condição de vazão (*Flow*) inserindo o valor de Q para cada T_r desejado. A jusante utilizou-se a condição de Declividade Normal (*Normal Depth*). A opção calcula a profundidade de escoamento uniforme, requerendo a entrada da Declividade de Energia (S_r), sendo estimada tomando por base a topografia local pois o controle jusante não se localiza na área de estudo, ou seja, não havia controle conhecido, como barramento, para usar a condição conhecida por Curva-Chave ou Nível Conhecido.

Após a calibração no *software* observou-se espacialmente as Manchas de Inundação ao logo dos cursos d'água na pesquisa, onde houve uma coincidência sistemática entre os polígonos e os registros fotográficos de eventos históricos, ratificando a eficácia da modelagem em reproduzir os eventos de transbordo com maior magnitude.

Uma das vantagens em se implantar o modelo é que ele pode ser considerado em "multiescala", combinando o uso de dados gratuitos provenientes do satélite Sentinel-2 com levantamentos específicos realizados por Drones. Tal integração permite não apenas simulação de diferentes Tempos de Retorno (T_r), mas também a verificação constante do uso e ocupação do solo em áreas de preservação permanente e planícies de inundação, transformando o mapeamento em uma evidência geoespacial auditável.

Resultados e Discussão

Para calibração do modelo hidráulico no software HEC-RAS, foram adotados parâmetros de rugosidade de Manning diferenciados, conforme a cobertura do solo identificada via imagens de satélite e levantamento aerofotogramétrico. A Tabela 01 apresenta variáveis hidrológicas utilizadas para a simulação de cheias em diferentes Tempos de Retorno (T_r), fundamentais para a determinação das Manchas de Inundação no território de Sabará/MG.

Cursos D'água	Característica	Área de Drenagem Estimada (Fictícia) (km²)	Vazão de Pico Simulada (Q_{100}) (m^3/s)	Coeficiente de *Manning* ($_n$) Leito
Rio das Velhas	Curso Principal	3.500	1900	35
Ribeirão Arrudas	Afluente Urbano Maior	450	380	18
Ribeirão Sabará	Afluente Secundário	200	175	45
Córrego Malheiros	Afluente Menor	50	70	50

Tabela 01 – Dados Hidrológicos para Simulação de Cheia (Tr=100 anos)
Fonte: Elaborado pelo autor (2026)

A aplicação do modelo MFP-Geo no município de Sabará/MG revelou que a vulnerabilidade a inundações não é uniforme, sendo intensificada por heranças do planejamento industrial e pela supressão de meandros naturais. No setor do Centro Histórico, a retificação do Ribeirão Sabará para a implantação de eixos viários eliminou áreas de amortecimento natural, resultando na exposição direta de equipamentos públicos vitais. As simulações indicam que estruturas como a Escola Estadual Castelo Branco e o Santuário Arquidiocesano de Santo Antônio de Roça Grande situam-se em Cotas de Inundação severa para tempos de retorno de médio prazo. Na Figura 01, apresenta-se a espacialização deste setor, evidenciando o conflito entre o adensamento urbano e a calha do ribeirão.



Figura 01: Setor Crítico do Centro Histórico: vulnerabilidade de equipamentos públicos e áreas residenciais sob efeito de retificação fluvial.
Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

Na margem direita do Ribeirão Sabará, localizado na sede do município (Figura 01) destacam-se equipamentos públicos estratégicos de alto fluxo como a Praça do Barão, Escola Estadual Castelo Branco e Escola Estadual Bilu de Figueiredo, cujas estruturas encontram-se em contato direto com a zona de inundação. Na margem esquerda, situa-se o bairro Campo de Santo Antônio, com destaque para o Campo da Liga, espaço que ainda preserva uma característica de planície, mas que hoje é certado por densa ocupação residencial.

Este cenário ilustra o paradoxo da urbanização em vales: a supressão de meandros naturais em favor da infraestrutura urbana eliminou as áreas de escape hídrico, tornando este trecho do Centro Histórico como um dos pontos de maior vulnerabilidade sistêmica de difícil mitigação estrutural.

A análise estendeu-se à região sul e aos distritos industriais, onde o Efeito Remanso provocado pelo Rio das Velhas atua como agravante logístico. No bairro Sobradinho, a proximidade das indústrias em relação à calha do rio resulta em prejuízos econômicos recorrentes e no isolamento da comunidade devido à interdição da rodovia MGC-262.

Tais evidências históricas, corroboradas pelas simulações do software HEC-RAS, demonstram que a gestão de riscos em Sabará/MG deve considerar a escala metropolitana, dada a importância de rodovias como a BR-381 para o fluxo nacional de cargas. A Tabela 02 sintetiza os principais pontos de impacto nos serviços públicos identificados pelo modelo.

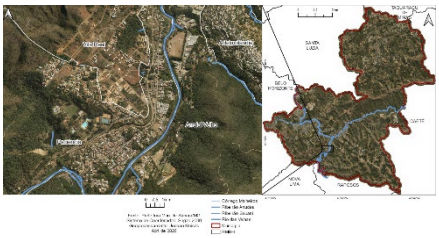
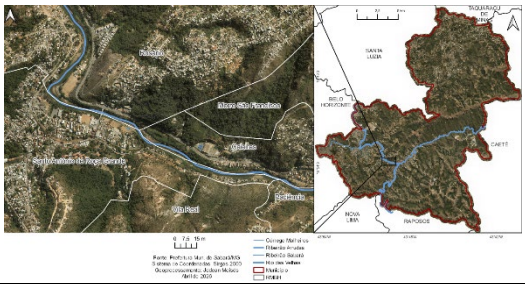
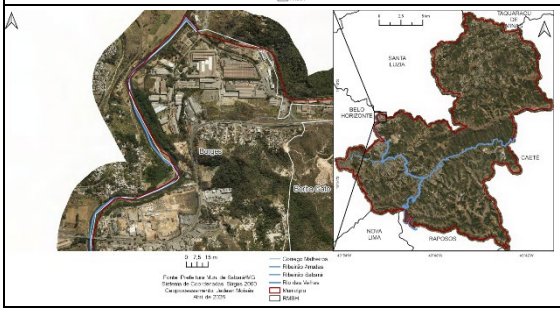
Localização	Impacto Principal	Equipamento Afetado
		Área residencial, Distrito Industrial Arraial Velho, Campo do Ferroviário.
		Rodovia MGC-262 (principal via de acesso ao município) Casas Rua Beira Linha, Santuário Santo Antônio de Roça Grande.
		Rodovia BR-381, Distrito Industrial Simão da Cunha e Amélia Moreira em diferentes tempos de retorno (T_r).

Tabela 02: Síntese de Vulnerabilidades em equipamentos estratégicos e infraestrutura de transporte
Fonte: Dados da Pesquisa (2026)

O Rio das velhas vem com grande volume de águas, de material de todo o tipo (minério, lixo, restos de construção) e alcança a planície dos bairros Paciência, Arraial Velho, Roça Grande, Borges e Borba Gato (Tabela 02). O bairro Paciência, situado na margem esquerda do rio, apresenta vulnerabilidade crítica em áreas residenciais como o Residencial Scharle, inaugurado no ano de 2015, onde o empreendimento é atingido diretamente pelas cheias, mesmo sendo construído dentro dos limites legais de área de APP.

A proteção normativa de 30 metros exigida pelo Código Florestal (Lei n. 12.651/2012) para rios desta largura, são insuficientes para garantir a segurança da infraestrutura urbana. Na região, margem a direita do rio, tem o Distrito Industrial Arraial Velho, local onde a planície de inundação era composta de mata ciliar agora ocupada pelos empreendimentos, é um local de rápido espraiamento lateral quando o leito do rio é excedido e os prejuízos financeiros para os empresários locais são incalculáveis dada as perdas de mercadorias e equipamentos (Tabela 02).

No bairro Roça Grande, o histórico de desastres é marcado pelo colapso da antiga ponte de acesso no ano de 1997, evento que forçou a construção da atual estrutura arqueada para elevar a cota da passagem, no entanto, a vulnerabilidade

permanece acentuada em logradouros como a Rua Beira Linha, onde se observa ocupações residenciais severas diretamente na calha do Rio das Velhas e ao longo da Av. Dr. Henrique de Melo, setor onde abriga ativos de alto valor social e econômico como o Santuário Arquidiocesano de Santo Antônio de Roça Grande e a Fábrica Del Rio, ambos localizados em cotas baixas.

Por fim a análise geoespacial alcançou a região noroeste do município, abrangendo os bairros Borges e Borba Gato, na divisa com o município de Santa Luzia/MG. Neste setor concentra-se um adensamento de atividades econômicas de grande porte, abrigando os distritos industriais Amélia Moreira e Simão da Cunha bem como a intersecção com a Rodovia Federal BR-381 (Tabela 02). A vulnerabilidade deste eixo logístico às cheias do Rio das Velhas transcende os limites de Sabará/MG, uma vez que a rodovia atua como principal corredor de integração nacional em direção ao Vale do Aço, Espírito Santo e ao Nordeste brasileiro. A interdição deste trecho, recorrente em eventos hidrológicos extremos, não apenas isola os bairros locais e impede o deslocamento intermunicipal para Santa Luzia, mas gera um impacto sistêmico no transporte de cargas nacional. A espacialização desta área no MFP-Geo evidencia a necessidade de uma gestão de riscos integrada, onde a proteção do território municipal é indissociável da manutenção da fluidez logística de interesse da União.

Ao confrontar as Manchas de Inundação geradas pelo MFP-Geo com os registros históricos de Sabará/MG, observa-se que a ocupação das planícies de inundação ignora o que a literatura denomina como “memória do rio”. Este cenário de risco sistêmico, observado em setores como a Sede, Paciência e nos distritos industriais, exige uma mudança na governança municipal inspirada em benchmarks internacionais.

A experiência da República da Irlanda, operacionalizada pelo *Office of Public Works* através do programa CFRAM (OPW, 2026), demonstra que a disponibilização de dados espaciais abertos e Mapas de Perigo de Inundação são a chave para a conscientização pública e para o planejamento de rotas de fuga.

Em Sabará/MG, a implementação de técnicas compensatórias e de infraestrutura verde, como as sugeridas pela estratégia de “Cidades Esponja” (ARCHDAILY BRASIL, 2025), apresenta-se como a solução para mitigar o Efeito Remanso e o extravasamento lateral, permitindo que a cidade conviva com a dinâmica fluvial de forma resiliente, tal como preconizada pelos princípios de Sistemas de Drenagem Sustentável. (FLETCHER et al. 2015).

Considerações Finais

O modelo MFP-Geo demonstram ser um instrumento eficaz para a desagregação de dados municipais, preenchendo a lacuna entre o dado técnico bruto e a necessidade de informação para formulação de leis e diretrizes orçamentárias. Ao permitir que vereadores e gestores visualizem o impacto direto em cada logradouro, o mapeamento facilita a priorização de investimentos em infraestruturas verdes e mecanismos de drenagem sustentável. Inspirado por práticas consolidadas em Dublin, na Irlanda, o modelo propõe uma transição na governança das águas em Sabará/MG, tratando o sistema hídrico não apenas como um vetor de risco, mas como um ativo de planejamento integrado. A adoção desta metodologia aprimora o reporte dos indicadores dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS 11 e 13), transformando o monitoramento em evidência geoespacial auditável e promovendo uma administração pública proativa, transparente e resiliente.

Agradecimentos

Esta pesquisa é fruto da tese de doutorado do autor defendida no mês de março de 2026, no qual gostaria de deixar registrado os mais sinceros agradecimentos aos professores: Dr. Sandro Laudares, orientador bem como ao Dr. Hasheem Mannan. Gostaria também de manifestar os agradecimentosaos colegas e professores da Univeristy College Dublin (UCD) pelo acolhimento durante o doutorado sanduíche, à CAPES pela concessão da bolsa de estudos bem como a bolsa do doutorado sanduíche. Agradeço aos colegas geógrafos e professores da PUC-MINAS unidade Coração Eucarístico de Belo Horizonte. Agradeço também à Prefeitura de Sabará/MG pela disponibilização de dados essenciais para o êxito desta pesquisa. Por fim, agradecemos aos organizadores do 5° Congresso Internacional de Engenharia Ambiental – Edição Luso-Brasileira pela oportunidade em apresenta-los este material e nos colocamos à disposição para contribuições futuras.

Referências Bibliográficas

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO. Estudo aponta que enchentes de 2024 foram maior desastre natural da história do RS e sugere caminhos para futuro com eventos extremos mais frequentes. Brasília: ANA, 2025. Disponível em: https://www.gov.br/ana/pt-br/assuntos/noticias-e-eventos/noticias/estudo-aponta-que-enchentes-de-2024-foram-maior-desastre-natural-da-historia-do-rs-e-sugere-caminhos-para-futuro-com-eventos-extremos-mais-frequentes#:~:text=Analisando%20as%20enchentes%20hist%C3%B3ricas%20de,territorial%20jamais%20observadas%20no%20Brasil. Acesso em: 03, out. 2025

ALIZADEH, Tooran. An investigation of IBM’s Smarter Cities Challenge: What do they really want? Cities, v. 63, p. 70-80, 2017.

ARCEMENT, G. J.; SCHNEIDER, V. R. Guide for Selecting Manning's Roughness Coefficients for Natural Channels and Flood Plains. Denver: U.S. Geological Survey, 1989.

ARCHDAILY BRASIL. Enfrentando inundações urbanas: 7 soluções para cidades-esponja. Disponível em: https://www.archdaily.com.br/br/940139/enfrentando-inundacoes-urbanas-7-solucoes-para-cidades-esponja Acesso em 03, out. 2025.

BRASIL. Lei nº 10.257, de 10 de julho de 2001. Estabelece diretrizes gerais da política urbana e dá outras providências. [Estatuto da Cidade]. Brasília, DF: Diário Oficial da União, 2001.

BRASIL, Ministério das Cidades. Programa Nacional de Capacitação das Cidades: Módulo Básico / Ministério das Cidades. Brasília: Ministério das Cidades, 2009. 96p.

CÂMARA, G. Introdução à Ciência da Geoinformação. São José dos Campos:
Inpe, 2001. 345 p.

CHOW, V. T. Open-Channel Hydraulics. New York: McGraw-Hill, 1959.

DATTA, A. New urban utopias of postcolonial India: 'Entrepreneurial urbanization' in the GIFT city, Gujarat. Dialogues in Human Geography, v. 5, n. 1, p. 3-22, 2015.

FLETCHER, T. D., SHUSTER, W., HUNT, W. F., ASHLEY, R., BUTLER, D., DE HAAN, F., & WONG, T. H. F. SUDS, LID, WSUD and more—The evolution of sustainable urban drainage approaches. Urban Water Journal, 12(7), 525-542. 2015.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE), Agência IBGE de Notícias. Censo 2022: 87% da População Brasileira Vive em Áreas Urbanas. Disponível em: https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-noticias/2012-agencia-de-noticias/noticias/41901-censo-2022-87-da-populacao-brasileira-vive-em-areas-urbanas. Acesso em: 25 set. 25.

MINAS GERAIS. Lei nº 24.389, de 27 de junho de 2024. Institui a Política Estadual de Apoio e Incentivo às Cidades Inteligentes – Minas Inteligente. Belo Horizonte: Assembleia Legislativa de Minas Gerais, 2024. Disponível em: https://www.almg.gov.br/legislacao-mineira/texto/LEI/24839/2024/ Acesso em: 6 mar. 2025.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. Agenda 2030: Objetivos de Desenvolvimento Sustentável. Traduzido pelo Centro de Informação das Nações Unidas para o Brasil (UNIC Rio). Nova York: UN, 2015. Disponível emhttps://brasil.un.org/sites/default/files/2020-09/agenda2030-pt-br.pdf. Acesso em 15 set. 2025

OPW - Office of Public Works. Flood Info: Open Spatial Data Portal. Dublin: OPW, 2026. Disponível em: https://www.floodinfo.ie/. Acesso em: 16 abr. 2026.

TOPOCART - Topografia Engenharia e Aerolevantamento. Relatório Técnico do Plano de Trabalho: Levantamento Aerofotogramétrico e Perfilamento Laser de Sabará/MG. Brasília: Topocart; Prefeitura Municipal de Sabará, 2023.

USACE (U.S. Army Corps of Engineers). HEC-RAS River Analysis System: User's Manual. Davis, USA: Hydrologic Engineering Center, 2018.

WEISS, M. C.; BERNARDES, R. C.; CONSONI, F. L. Cidades Inteligentes: casos e perspectivas para as cidades brasileiras. São Paulo, 2014.1-18.

EVOLUÇÃO DA LEGISLAÇÃO DE PROTEÇÃO DE MANANCIAIS EM CAXIAS DO SUL (RS): AVANÇOS, RETROCESSOS E IMPLICAÇÕES PARA A SEGURANÇA HÍDRICA DO ABASTECIMENTO

1 Rossano Belladona, 2 Volnei Dal Bosco, 3 Janaina Ribeiro Velho, 4 Tiago De Vargas

1 Professor do ProfÁgua – IPH/UFRGS, e-mail: rbelladona101@gmail.com; 2 Engenheiro agrônomo do SAMAE-Caxias do Sul, e-mail: vdalbosco@samaecaxias.com.br; 3 Superintendente de Recursos Hídricos do SAMAE-Caxias do Sul, e-mail: jvelho@samaecaxias.com.br; 4 Professor do IPH/UFRGS, e-mail: tiago.devargas@ufrgs.br

Palavras-chave: Mananciais; Uso do solo; Segurança hídrica do abastecimento.

Resumo

Este estudo analisa a evolução da legislação municipal de proteção das bacias hidrográficas que abastecem Caxias do Sul (RS), com foco nos avanços e retrocessos associados à conservação dos mananciais de abastecimento público. A pesquisa compara três instrumentos legais (1978, 2005 e 2026) a partir de quatro eixos: quantidade de bacias, áreas de preservação permanente (APPs), índices urbanísticos e atividades econômicas. Os resultados indicam uma trajetória não linear, caracterizada por avanços pontuais, mas com predominância de flexibilizações na legislação mais recente. Observam-se a redução no número de bacias, a diminuição de faixas de proteção de áreas sensíveis, como banhados, e maior permissividade quanto à ocupação do solo e ao desenvolvimento de atividades econômicas, inclusive aquelas com potencial poluidor. Por outro lado, a legislação mais recente avança ao incorporar instrumentos econômicos de incentivo à conservação, como o pagamento por serviços ambientais. Contudo, sua efetividade requer fonte de financiamento bem definida e adequada capacidade institucional.

Introdução

A conservação dos mananciais depende de uma governança eficaz (ANA, 2013), compreendida como o planejamento e a gestão integrados dos recursos hídricos, considerando os usos da água, o uso e ocupação do solo, a atuação de diferentes níveis de governo e a participação social nos processos decisórios (Majeski; Trindade, 2023). Apesar de sua relevância, os conceitos de governança e regulação ainda são frequentemente tratados de forma vaga ou pouco operacional na literatura. Na prática, sua importância torna-se mais evidente em contextos críticos, como escassez ou excesso hídrico, poluição, restrições de acesso, degradação ambiental (Loucks; van Beek, 2017) e assimetrias na capacidade de conservação, nos quais assumem papel central na mediação de conflitos e na promoção do uso sustentável da água.

No planejamento dos recursos hídricos voltado ao abastecimento público, a escala temporal é frequentemente negligenciada. Enquanto, na esfera privada, as decisões tendem a ser orientadas por horizontes de curto prazo, focadas na busca do lucro (Friedman, 1970), na esfera pública, as ações são frequentemente condicionadas por ciclos eleitorais ou políticos (Nordhaus, 1975), que também favorecem decisões de curto prazo. Em contraste, uma governança eficaz requer planejamento contínuo, iterativo e de médio a longo prazo, com revisão periódica de planos à luz de novas informações e projeções (OECD, 2015). A escala espacial, por sua vez, tende a ser mais facilmente compreendida por população, empresas e governos, sendo a bacia hidrográfica a unidade de referência (Chow; Maidment; Mays, 1988). Embora seus limites sejam coerentes do ponto de vista hidrológico, podem ser insuficientes para lidar com pressões externas, como mudanças no uso do solo, decisões econômicas, poluição atmosférica, exploração de águas subterrâneas e mudanças climáticas, fatores que podem comprometer o equilíbrio hidrológico e a gestão dos recursos.

Nesse contexto, os impactos das mudanças no uso e cobertura do solo associadas à antropização de bacias hidrográficas são amplamente documentados na literatura (Ogunbode *et al.*, 2025; Quaresma *et al.*, 2024; Silva; Minoti, 2023; Wroblescki *et al.*, 2021), afetando negativamente a quantidade e a qualidade da água e alterando processos como infiltração, escoamento superficial e recarga. Essas alterações também elevam a carga de poluentes e sedimentos, aumentando a complexidade e os custos do tratamento para abastecimento público. O incremento dessas cargas implica maiores custos operacionais, devido ao aumento no consumo de insumos e energia, e, em alguns casos, custos de capital associados à ampliação ou modernização das estações de tratamento (Crittenden *et al.*, 2023; McDonald *et al.*, 2016; Meneses *et al.*, 2015), podendo resultar em pressões tarifárias e desafios à sustentabilidade econômico-financeira dos serviços de abastecimento.

Não obstante esses avanços, a literatura ainda carece de análises integradas que relacionem mudanças legislativas no uso do solo aos seus efeitos sobre a segurança hídrica e os custos associados ao tratamento para o abastecimento público. Essa lacuna está associada à dificuldade de obtenção de dados, à complexidade de estabelecer relações causais entre múltiplas variáveis e aos desafios de validação dessas correlações. Nesse sentido, o caso de Caxias do Sul (RS) oferece uma oportunidade relevante de investigação, uma vez que o abastecimento do município depende predominantemente de reservatórios artificiais formados pelo barramento de pequenos cursos d'água, cujas bacias contribuintes são reguladas por legislação municipal desde 1978. No entanto, essa legislação tem sido progressivamente modificada ao longo do tempo, sob a justificativa de modernização normativa.

Diante disso, o presente artigo tem como objetivo comparar três legislações municipais de uso do solo nessas áreas, a partir de quatro eixos: (i) quantidade de bacias, (ii) áreas de preservação permanente (APPs), (iii) índices urbanísticos e (iv) atividades econômicas. O primeiro eixo representa um fator relevante da resiliência hídrica do município. O segundo reflete o grau de proteção conferido aos mananciais por meio da instituição de zonas de preservação e amortecimento. O terceiro está vinculado ao nível de urbanização das bacias e seus efeitos hidrológicos, além de representar uma fonte relevante de poluição difusa. Por fim, o quarto eixo expressa a capacidade dessas áreas de gerar riqueza (em termos de emprego, produto interno bruto e arrecadação tributária), ao mesmo tempo em que pode ampliar os riscos de contaminação dos mananciais e da água bruta.

Leis de Proteção dos Mananciais

As bacias hidrográficas cujas águas se destinam ao abastecimento público são denominadas, pela legislação municipal de Caxias do Sul, como bacias de captação. O primeiro instrumento normativo a disciplinar essas áreas foi a Lei Ordinária n.º 2.452, de 21 de dezembro de 1978 (Caxias do Sul, 1978). Vinte e sete anos mais tarde, as bacias de captação passaram a ser regidas pela Lei Complementar n.º 246, de 6 de dezembro de 2005 (Caxias do Sul, 2005), posteriormente revogada, após 21 anos de vigência, pela atual Lei Complementar n.º 812, de 7 de janeiro de 2026 (Caxias do Sul, 2026).

As alterações legislativas foram respaldadas por uma retórica de modernização normativa. Nesse contexto, argumenta-se que a legislação anterior seria excessivamente burocrática, dificultando investimentos e restringindo o crescimento econômico, ao passo que sua atualização estimularia a produção sustentável por meio da incorporação de tecnologias voltadas à melhoria da gestão ambiental. Ademais, sustenta-se que uma legislação mais flexível ampliaria a competitividade do município em relação a outros municípios.

A seguir, são apresentadas as principais características de cada uma dessas três leis municipais.

Lei Ordinária n.º 2.452, de 21 de dezembro de 1978

No que se refere ao primeiro eixo, quantidade de bacias de captação, essa lei definiu 4 áreas destinadas a esse propósito. À época, as APPs seguiam as disposições da então Lei Federal n.º 4.771/1965 (Código Florestal) (Brasil, 1965), além de prever uma faixa de proteção de 100 metros no entorno dos reservatórios formados por barragens.

Nas áreas não enquadradas como APPs, o lote mínimo urbano deveria ser de 10.000 m², com índice de aproveitamento máximo de 10% e taxa mínima de permeabilidade de 50%.

No que se refere ao quarto eixo, atividades econômicas, as atividades permitidas fora das APPs eram pouco detalhadas, restringindo-se aos usos residencial, de lazer, hortifrutícola, florestal e comercial, com exceção do comércio atacadista de gêneros perecíveis e/ou poluentes, serviços e usos institucionais, excetuando-se hospitais, sanatórios e outros estabelecimentos de saúde pública, ressalvados aqueles destinados ao atendimento das populações locais e desde que não especializados no tratamento de doenças transmissíveis, e atividades industriais, condicionadas à relação de indústrias permitidas pela Secretaria da Saúde do Estado do Rio Grande do Sul.

Lei Complementar n.º 246, de 6 de dezembro de 2005

As áreas de captação passaram a ser organizadas em dez bacias, sendo quatro situadas em área urbana e seis em área rural.

As APPs, correspondentes ao segundo eixo, mantiveram conformidade com o Código Florestal de 1965 e a faixa de 100 metros no entorno dos reservatórios destinados ao abastecimento público. Entretanto, essa lei estabeleceu adicionalmente uma faixa de proteção de 50 metros para nascentes, olhos d'água e áreas úmidas (banhados).

Nas áreas urbanas situadas fora das APPs, os lotes mínimos foram reduzidos para 1.000 m², 2.500 m² e 10.000 m², conforme o grau de fragilidade hidrogeológica. Os parâmetros urbanísticos passaram a ser flexibilizados em função dessa fragilidade e do tipo de uso (residencial, serviços e institucional), com índices de aproveitamento variando entre 5% e 60% da área do lote e taxa mínima de permeabilidade entre 70% e 90%.

Nas bacias de captação localizadas em áreas rurais, o lote mínimo foi fixado em 20.000 m², com índice de aproveitamento de 10% e permeabilidade mínima de 90%.

Diferentemente da lei de 1978, esta legislação passou a discriminar de forma mais detalhada as atividades permitidas fora das APPs, incluindo usos residenciais; atividades comerciais e de prestação de serviços, turismo voltado à paisagem, aos costumes locais e a atividades como trilhas, pesca e hospedagem, esportes e lazer, sedes sociais e clubes recreativos, instituições de ensino em todos os níveis, agroindústrias voltadas à transformação de alimentos, atividades agrícolas com manejo adequado, e criação de animais com controle da produção de resíduos sólidos e líquidos.

As atividades industriais preexistentes foram admitidas, desde que adotassem Sistema de Gestão Ambiental (SGA), conforme a norma NBR ISO 14.001. A lei também inovou ao estabelecer uma lista específica de atividades comerciais e de serviços proibidas nas bacias de captação, além de vedar a instalação de novas atividades industriais, oleodutos e linhas de transmissão de alta tensão.

Lei Complementar n.º 812, de 7 de janeiro de 2026

A legislação vigente estabelece sete bacias de captação, três a menos que a norma anterior. Dentre essas, quatro apresentam capacidade máxima de fornecimento de água bruta correspondente a uma vazão total de 2,1 m³/s. As três restantes ainda não possuem barramento e, consequentemente, reservatórios, sendo classificadas como áreas de reserva hídrica.

As APPs passam a observar a Lei Federal n.º 12.651, de 25 de maio de 2012 (atual Código Florestal) (Brasil, 2012), bem como

a Lei Estadual n.º 15.434, de 9 de janeiro de 2020, que institui o Código Estadual do Meio Ambiente do Rio Grande do Sul (Rio Grande do Sul, 2020). Mantém-se a faixa de 100 metros no entorno dos reservatórios destinados ao abastecimento público. Contudo, diferentemente da legislação anterior, houve redução da faixa de proteção de áreas úmidas (banhados) para 10 metros. No terceiro eixo, índices urbanísticos, a legislação atual apresenta maior permissividade, ampliando o potencial de ocupação e impermeabilização das bacias. Nas áreas urbanas fora das APPs, os lotes mínimos foram reduzidos para 500 m², 2.000 m² e 7.000 m², conforme o grau de fragilidade hidrogeológica. Os parâmetros de edificação permanecem flexibilizados de acordo com essa fragilidade e o tipo de uso (residencial e demais atividades), com índices de aproveitamento variando entre 10% e 90% da área do lote e taxa mínima de permeabilidade entre 50% e 80%. Para as áreas rurais, a legislação não explicita o tamanho mínimo dos lotes, mas estabelece índice de aproveitamento de 20% e permeabilidade mínima de 85%.
No que se refere ao quarto eixo, atividades econômicas, a Lei Complementar n.º 812/2026 ampliou significativamente o rol de atividades permitidas fora das APPs, incluindo usos anteriormente vedados. Passaram a ser admitidas, por exemplo, serviços relacionados a veículos e empresas de transporte. Ademais, a lei passou a permitir a continuidade de todas as atividades preexistentes inclusive aquelas anteriormente proibidas e classificadas como de alto potencial poluidor ou gerador de efluentes, desde que comprovado seu efetivo funcionamento até 31 de dezembro de 2025.

Discussão

A análise comparativa das três legislações municipais evidencia uma trajetória não linear, marcada por avanços pontuais, mas também por retrocessos relevantes na proteção dos mananciais de abastecimento público de Caxias do Sul. A retórica de "modernização" que acompanha as mudanças normativas não se traduz, de forma consistente, em aprimoramentos na governança hídrica.

Observa-se, sobretudo na legislação mais recente, uma tendência de flexibilização que pode comprometer a segurança hídrica no médio e longo prazo. Por outro lado, em relação às legislações anteriores, essa lei avançou ao incorporar instrumentos econômicos voltados à conservação ao prever o pagamento por serviços ambientais (PSA). Nesse sentido, ela estabelece a obrigatoriedade de elaboração, no prazo de até dois anos, de legislação específica voltada à implementação de mecanismos de PSA com vistas a incentivar a conservação dos recursos hídricos.

Esse elemento representa um avanço conceitual importante, ao reconhecer a necessidade de alinhar incentivos econômicos à proteção dos recursos hídricos. No entanto, sua efetividade depende de regulamentação futura, de definição de fontes de financiamento e da capacidade institucional de monitoramento e implementação. Além disso, a introdução de instrumentos compensatórios não necessariamente neutraliza os efeitos decorrentes da maior permissividade no uso e ocupação do solo, podendo configurar um arranjo em que medidas de incentivo coexistem com processos potenciais de degradação.

Com relação a avaliação específica dos quatro eixos, nota-se que no primeiro (quantidade de bacias), a redução de 10 para 7 bacias na legislação de 2026 representa uma diminuição potencial da resiliência do sistema de abastecimento. Ainda que três dessas bacias sejam consideradas reservas hídricas, a ausência de infraestrutura consolidada limita sua contribuição efetiva no curto prazo. Em um contexto de crescimento populacional, variabilidade climática e aumento da demanda hídrica, a diversificação das fontes de abastecimento é um elemento central da segurança hídrica e sua redução configura uma fragilidade estrutural.

No segundo eixo (APPs), observa-se um aparente alinhamento da legislação mais recente com os marcos federais e estaduais vigentes. Entretanto, a redução da faixa de proteção de banhados de 50 metros (Lei de 2005) para 10 metros (Lei de 2026) representa um claro retrocesso ambiental. Os banhados desempenham funções hidrológicas essenciais, como a regulação de vazões, retenção de sedimentos e depuração natural de poluentes (Maltchik *et al.*, 2024; Overton *et al.*, 2023). A diminuição dessas áreas de proteção tende a intensificar processos de degradação da qualidade da água bruta, com impactos diretos sobre os custos de tratamento e sobre a confiabilidade do sistema de abastecimento.

No terceiro eixo (índices urbanísticos), a evolução normativa revela uma progressiva flexibilização dos parâmetros de uso e ocupação do solo. A redução dos tamanhos mínimos de lote e o aumento dos índices de aproveitamento indicam uma intensificação da ocupação antrópica nas bacias de captação. Esse processo está diretamente associado ao aumento da impermeabilização do solo, à redução da infiltração e à intensificação do escoamento superficial, fatores que contribuem tanto para a maior ocorrência de eventos extremos (aumento das vazões máximas) quanto para a redução da recarga hídrica. Além disso, a ocupação mais densa eleva o risco de poluição difusa, cuja gestão é notoriamente mais complexa do que a poluição pontual.

No quarto eixo (atividades econômicas) verifica-se uma ampliação significativa das atividades permitidas ao longo do tempo, culminando, na legislação de 2026, com a admissão de atividades anteriormente proibidas, inclusive aquelas com elevado potencial poluidor. A regularização de atividades preexistentes independentemente de seu potencial de impacto ambiental representa um ponto crítico, pois pode institucionalizar passivos ambientais e dificultar a implementação de políticas de controle e mitigação. Ainda que o desenvolvimento econômico seja um objetivo legítimo, a ausência de critérios mais restritivos e de mecanismos robustos de controle ambiental pode comprometer a sustentabilidade das bacias de captação.

De forma integrada, os quatro eixos analisados indicam uma mudança de paradigma: de uma abordagem mais conservadora, centrada na proteção dos mananciais (1978), para uma abordagem intermediária com maior detalhamento técnico e controle (2005), até uma abordagem mais permissiva e orientada à flexibilização (2026). Essa transição levanta questionamentos sobre a efetividade da governança hídrica local, especialmente no que se refere à capacidade de conciliar desenvolvimento econômico e conservação ambiental.

Além disso, as mudanças legislativas analisadas reforçam a importância de considerar a dimensão temporal no planejamento dos recursos hídricos. A flexibilização normativa pode gerar benefícios econômicos de curto prazo, mas tende a

impor custos ambientais e financeiros no longo prazo, especialmente no que se refere ao tratamento de água, à recuperação de áreas degradadas e à necessidade de investimentos em novas fontes de abastecimento.

Por fim, destaca-se que a ausência de integração mais explícita entre planejamento territorial, gestão de recursos hídricos e instrumentos econômicos limita a efetividade das políticas públicas. A governança das águas, conforme discutido na introdução, requer não apenas normas legais, mas também mecanismos de monitoramento, fiscalização, incentivos econômicos e participação social, elementos que não são suficientemente evidenciados nas alterações legislativas analisadas.

Conclusão

O presente estudo demonstrou que as alterações na legislação municipal de proteção das bacias de captação em Caxias do Sul, ao longo de quase cinco décadas, refletem mudanças significativas nas prioridades de gestão do abastecimento público. Ainda, permite destacar quatro conclusões principais:

- A redução no número de bacias, a diminuição de faixas de proteção ambiental sensíveis, a flexibilização dos índices urbanísticos e a ampliação de atividades potencialmente poluidoras configuram um cenário de maior risco à segurança hídrica para o abastecimento público de Caxias do Sul a longo prazo.
- A análise integrada dos quatro eixos evidencia que a evolução normativa incorporou avanços pontuais, muito embora a atual legislação prioriza, em maior medida, a dinamização econômica e a flexibilização regulatória, em detrimento de uma abordagem mais preventiva.
- A incorporação de instrumentos econômicos na atual legislação, como o PSA, representa um avanço relevante ao introduzir mecanismos de incentivo à conservação.
- A chamada modernização legislativa, conforme observada no caso analisado, não necessariamente implica em aprimoramento da governança hídrica. Ao contrário, pode representar um enfraquecimento dos instrumentos de proteção dos mananciais quando não acompanhada de critérios técnicos rigorosos e de uma visão de longo prazo.

O caso de Caxias do Sul evidencia a importância de avançar na produção de estudos que estabeleçam relações mais diretas entre alterações no uso do solo, qualidade da água bruta e custos de tratamento. Como recomendação, destaca-se a necessidade de fortalecimento dos instrumentos de monitoramento, fiscalização e dos mecanismos econômicos que incentivem a conservação das bacias de captação.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Serviço Autônomo Municipal de Água e Esgoto (SAMAE) de Caxias do Sul pela cooperação, bem como à Universidade Federal do Rio Grande do Sul pelo apoio institucional. O primeiro autor agradece ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (ProfÁgua) pelo apoio técnico-científico recebido.

Referências Bibliográfica

ANA, (Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico). Cuidando das águas: Soluções para melhorar a qualidade dos recursos hídricos. 2nd. ed. Brasília, Brazil: ANA, 2013.

BRASIL. Lei Federal n.o 12.654, de 25 de maio de 2012. Brazil: Brasil, 2012.

BRASIL. Lei Federal n.o 4.771, de 15 de setembro de 1965. Brazil: Brasil, 1965.

CAXIAS DO SUL. Lei Complementar n.o 246, de 6 de dezembro de 2005. Estabelece conceitos e funções da Zona das Águas (ZA) - bacias de captação e acumulação de água para o abastecimento do município de Caxias do Sul, disciplina o uso e parcelamento do solo para estes espaços e dá outras providências. Brazil: Caxias do Sul, 2005. Disponível em: http://hamurabi.camaracaxias.rs.gov.br/Hamurabi-faces/externo/exibicao.jsf?leiId=639&from=resultados.

CAXIAS DO SUL. Lei Complementar n.o 812, de 7 de janeiro de 2026. Brazil: Caxias do Sul, 2026.

CAXIAS DO SUL. Lei Ordinária n.o 2.452, de 21 de dezembro de 1978. Brazil: Caxias do Sul, 1978.

CHOW, Ven Te; MAIDMENT, David R.; MAYS, Larry W. Applied hydrology. New York, USA: McGraw-Hill, 1988.

CRITTENDEN, John C. et al. Stantec's water treatment: principles and design. 3rd. ed. Hoboken, USA: John Wiley & Sons, 2023.

FRIEDMAN, Milton. The social responsibility of business is to increase its profits. The New York Times, New York, 1970. p. 17. Disponível em: https://www.nytimes.com/1970/09/13/archives/a-friedman-doctrine-the- social-responsibility-of-business-is-to.html.

LOUCKS, Daniel P.; VAN BEEK, Eelco. Water resource systems planning and management. Cham, Switzerland: Springer

International Publishing, 2017. Disponível em: http://link.springer.com/10.1007/978-3-319-44234-1.

MAJESKI, Julia Carolina Locatelli; TRINDADE, Larissa de Lima. Lacunas de governança da água nas bacias hidrográficas da Vertente Atlântica do Estado de Santa Catarina. Engenharia Sanitaria e Ambiental, [s. l.], v. 28, p. 1–11, 2023. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522023000100126&tlng=pt.

MALTCHIK, Leonardo et al. Wetlands in the campos sulinos: Diversity, functions, and threats. In: SOUTH BRAZILIAN GRASSLANDS. Cham: Springer International Publishing, 2024. p. 349–369. Disponível em: https://link.springer.com/10.1007/978-3-031-42580-6_13.

MCDONALD, Robert I. et al. Estimating watershed degradation over the last century and its impact on water-treatment costs for the world's large cities. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, [s. l.], v. 113, n. 32, p. 9117–9122, 2016.

MENESES, B. M. et al. Land use and land cover changes in Zêzere watershed (Portugal) - water quality implications. Science of the Total Environment, [s. l.], v. 527–528, p. 439–447, 2015. Disponível em: http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.04.092.

NORDHAUS, William D. The political business cycle. The Review of Economic Studies, [s. l.], v. 42, n. 2, p. 169, 1975. Disponível em: https://academic.oup.com/restud/article-lookup/doi/10.2307/2296528.

OECD, (Organisation for Economic Co-operation and Development). Principles on water governanceOECD Principles on Water Governance. [S. l.]: OECD, 2015.

OGUNBODE, Timothy O et al. Environmental impacts of urban growth and land use changes in tropical cities. Frontiers in Sustainable Cities, [s. l.], v. 6, n. January, p. 1–11, 2025. Disponível em: https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/frsc.2024.1481932/full.

OVERTON, Olivia Celeste et al. Wetland removal mechanisms for emerging contaminants. Land, [s. l.], v. 12, n. 2, p. 472, 2023. Disponível em: https://www.mdpi.com/2073-445X/12/2/472.

QUARESMA, Thiago Junio Costa et al. Impactos do processo de urbanização na qualidade de água no Brasil: Uma revisão sistemática. Revista DELOS, [s. l.], v. 17, n. 60, p. e2040, 2024. Disponível em: https://ojs.revistadelos.com/ojs/index.php/delos/article/view/2040.

RIO GRANDE DO SUL. Lei Estadual n.o 15.434, de 9 de janeiro de 2020. Brazil: Rio Grande do Sul, 2020.

SILVA, Priscilla Regina da; MINOTI, Ricardo Tezini. Alterações no uso e ocupação do solo e os impactos nas vazões de bacias hidrográficas agrícolas afluentes ao reservatório de Descoberto (DF/GO). Revista Geociências, [s. l.], v. 42, n. 1, p. 13–30, 2023.

WROBLESCKI, Filipe Antonio et al. Impacto da antropização na qualidade da água e no solo de áreas ciliares avaliado em uma bacia hidrográfica na região sul do Brasil. Revista de Ciências Agroveterinárias, [s. l.], v. 20, n. 1, p. 074–085, 2021. Disponível em: https://periodicos.udesc.br/index.php/agroveterinaria/article/view/15674.

INOVAÇÃO METODOLÓGICA NA CONSTRUÇÃO DE INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE PARA RECURSOS HÍDRICOS: PROPOSTA DE *FRAMEWORK*

1 Gisele Victor Batista, 2 Rogério Simões, 3 João Marcos Bosi Mendonça de Moura
1Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC) / ProfÁgua, e-mail:giselevictorbatista@gmail.com
2Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC) / ProfÁgua, e-mail:rogerio.simoes@udesc.br
3Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC) / ProfÁgua, e-mail:joao.moura@udesc.br

Palavras-chave: Governança da água; Indicadores de sustentabilidade; Segurança hídrica.

Resumo

Este artigo tem como objetivo sistematizar a proposta metodológica para o desenvolvimento de uma Matriz Indicadores de Sustentabilidade Aplicados à Gestão de Recursos Hídricos, que está sendo desenvolvida no âmbito do Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (ProfÁgua), polo CEAVI-UDESC, destacando sua contribuição para a construção de sistemas de indicadores orientados à tomada de decisão em contextos de insegurança hídrica. A proposta tem como base de apoio uma disciplina do mestrado que foi estruturada como um laboratório metodológico aplicado, no qual os discentes desenvolverão, de forma incremental, instrumentos analíticos voltados à gestão hídrica, partindo da formulação do problema até a construção e validação de matrizes de indicadores territorializados. A proposta fundamenta-se na compreensão de que os indicadores de sustentabilidade evoluíram de instrumentos descritivos para sistemas integrados de governança multinível baseados em evidências, exigindo a articulação entre dados físico-climáticos, dinâmicas territoriais, capacidade institucional e processos decisórios. Nesse contexto, a metodologia organiza-se em seis módulos progressivos e seis elementos estruturantes contemporâneos, que orientam a construção de sistemas de indicadores aplicados à escala de bacias hidrográficas: governança, dados e monitoramento, risco climático, territorialização, integração dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) e suporte à decisão. O artigo adota abordagem qualitativa, de natureza descritivo-analítica, fundamentada em análise documental e de referenciais nacionais e internacionais relacionados à governança da água, ao ODS6 e à adaptação às mudanças climáticas. A proposta articula fundamentos conceituais, modelagem analítica e aplicação empírica, promovendo a integração entre ensino, pesquisa aplicada e extensão universitária. Como contribuição metodológica, destaca-se a estruturação de indicadores como infraestrutura de decisão, integrando dimensões físico-hidrológicas, climáticas e institucionais em sistemas analíticos coerentes e aplicáveis a contextos territoriais diversos. Considerando que o processo se encontra em desenvolvimento, o artigo concentra-se na descrição, embasamento e análise da metodologia, evidenciando sua consistência, originalidade e potencial de replicabilidade à qualificação da governança hídrica em cenários de crescente complexidade climática.

Introdução

A literatura sobre indicadores de sustentabilidade aplicados à gestão de recursos hídricos tem evidenciado uma inflexão teórico-metodológica relevante, caracterizada pela transição de abordagens predominantemente descritivas, centradas no monitoramento de variáveis ambientais, para estruturas analíticas orientadas à governança, à gestão de riscos e ao suporte à tomada de decisão multinível. Essa reconfiguração, segundo Magalhães Júnior, Cordeiro Neto e Nascimento (2003), decorre da necessidade dos indicadores ultrapassarem a função de registro de condições ambientais e passarem a atuar como instrumentos efetivos de gestão, vinculados à decisão. Neste sentido, Lacerda e Cândido (2013) argumentam que a construção de indicadores de sustentabilidade hídrica exige modelos capazes de integrar múltiplas dimensões (ambientais, sociais e institucionais) de forma articulada, refletindo a complexidade dos sistemas territoriais existentes.

Essa evolução conceitual está associada ao reconhecimento de que a gestão dos recursos hídricos ocorre em sistemas socioecológicos complexos, marcados por interdependências, incertezas e conflitos de uso. Assim, a intensificação da variabilidade hidrológica, a maior frequência e severidade de eventos extremos e a crescente pressão sobre os usos múltiplos da água ampliam a necessidade de instrumentos analíticos capazes de integrar informação técnica, coordenação institucional e planejamento territorial, no âmbito das bacias hidrográficas.

Segundo a Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OECD, 2018), a governança da água deve ser compreendida como o conjunto de regras, práticas e processos por meio dos quais decisões são formuladas, implementadas e avaliadas, envolvendo múltiplos níveis de governo e uma diversidade de atores. Com isso, os indicadores passam a desempenhar papel central na organização de evidências, na promoção da transparência e na qualificação dos processos de gestão.

Os referenciais internacionais recentes reforçam essa mudança de enfoque ao evidenciar lacunas persistentes na produção, integração e uso de dados sobre recursos hídricos. Apesar de avanços no acesso à água e ao saneamento, permanecem déficits na gestão integrada, no monitoramento da qualidade da água e na governança institucional, além de limitações na capacidade de coordenação e no uso de informações para subsidiar decisões (UN-WATER, 2023; UNITED NATIONS, 2025).

No contexto brasileiro, essas limitações manifestam-se de forma particular, associadas à fragmentação institucional, às limitações de capacidade administrativa e à baixa articulação entre políticas públicas setoriais. A avaliação do progresso do ODS

6 no país demonstra que, apesar de avanços em indicadores relacionados ao abastecimento de água e ao saneamento, persistem desafios relevantes na implementação da gestão integrada dos recursos hídricos e na consolidação de mecanismos de governança participativa (IPEA, 2024).

Nesse cenário, a limitação não se restringe à disponibilidade de dados, mas à sua capacidade de organização em sistemas analíticos que apoiem processos decisórios em diferentes escalas territoriais. Essa condição reforça a necessidade de abordagens metodológicas mais integradas, capazes de articular dados, governança e risco climático na construção de indicadores orientados à decisão. Diante desse cenário, a construção de indicadores de sustentabilidade hídrica exige modelos capazes de articular dados, governança e risco climático na escala das bacias hidrográficas.

Como destacam Magalhães Júnior, Cordeiro Neto e Nascimento (2003), a utilidade dos indicadores está diretamente associada à sua capacidade de dialogar com os processos de gestão e de influenciar a ação pública e privada. Em complemento, os princípios de governança da água propostos pela OECD (2015) ressaltam que políticas eficazes dependem de informações acessíveis, mecanismos de monitoramento, participação das partes interessadas e coordenação entre diferentes níveis de governo, o que reforça o papel dos indicadores como elementos estruturantes da governança. Nessa perspectiva, a construção de sistemas de indicadores deve ser compreendida como um processo de natureza analítica e institucional, que ultrapassa a dimensão técnica e se orienta à qualificação das políticas públicas e à gestão de riscos sistêmicos.

Outro elemento central refere-se à territorialização dos indicadores. A Agenda 2030 estabelece o ODS 6 como referência global para o monitoramento da água e do saneamento (UNITED NATIONS, 2015), porém sua operacionalização requer adaptação às especificidades locais e às diferentes escalas de governança. Conforme o inciso V do art. 1º da Política Nacional de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997) e o inciso IV do art. 4º da Política Nacional de Proteção e Defesa Civil (BRASIL, 2012), a bacia hidrográfica é a unidade territorial para implementação da política e atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, na medida em que permite integrar processos físicos, dinâmicas socioeconômicas e arranjos institucionais em um mesmo referencial analítico. Para a OECD (2018), abordagens baseadas em escala de bacia hidrográfica favorecem a coordenação entre atores, a coerência das políticas e a construção de sistemas de indicadores mais aderentes às realidades territoriais e facilitando sua aplicabilidade.

Neste contexto teórico e metodológico, insere-se a proposta de desenvolvimento de uma Matriz Indicadores de Sustentabilidade Aplicados à Gestão de Recursos Hídricos, estruturada no âmbito Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (ProfÁgua), no Centro de Educação Superior do Alto Vale do Itajaí da Universidade do Estado de Santa Catarina (CEAVI/UDESC). A iniciativa é concebida como um processo incremental de construção, aplicação e validação de sistemas de indicadores, organizado em etapas que conduzem desde a formulação do problema até a elaboração de matrizes de indicadores territorializados. Parte-se do entendimento de que os indicadores devem ser concebidos como infraestrutura de decisão, integrando dados, território e governança em sistemas analíticos coerentes e aplicáveis a diferentes contextos institucionais.

Diante desse contexto, o objetivo deste artigo é analisar e sistematizar a proposta metodológica da criação de Matriz de Indicadores de Sustentabilidade Aplicados à Gestão de Recursos Hídricos, evidenciando sua contribuição para a construção de sistemas de indicadores orientados à governança e à tomada de decisão em escala territorial de bacia hidrográfica. Especificamente, busca-se discutir os fundamentos conceituais que sustentam a proposta, explicitar sua arquitetura metodológica e examinar de que modo ela articula diferentes dimensões analíticas no processo formativo. Para tanto, o estudo adota abordagem qualitativa, de natureza descritivo-analítica, fundamentada em investigação documental e de referenciais nacionais e internacionais sobre gestão de recursos hídricos, governança da água, indicadores de sustentabilidade e Objetivos de Desenvolvimento Sustentável. Considerando que o processo se encontra em desenvolvimento, o artigo concentra-se na análise da construção e embasamento metodológico, não abrangendo a avaliação de resultados empíricos. Ainda assim, ressalta-se sua relevância para a reprodutibilidade da metodologia em diferentes contextos, tanto no Brasil quanto no exterior, bem como sua pertinência para a posterior crítica e validação da proposta.

Material e Métodos

O presente estudo caracteriza-se como uma pesquisa de natureza qualitativa, com abordagem descritivo-analítica, orientada à sistematização de uma proposta metodológica aplicada à construção de Matriz de indicadores de sustentabilidade no contexto da gestão de recursos hídricos. A opção por uma abordagem qualitativa fundamenta-se na necessidade de compreender processos complexos de construção metodológica, envolvendo dimensões conceituais, institucionais e operacionais, que não podem ser adequadamente capturadas por abordagens quantitativas tradicionais (Creswell, 2014).

Do ponto de vista dos procedimentos técnicos, a pesquisa baseia-se, predominantemente, em análise documental, compreendida por Gil (2008) como técnica de investigação que permite examinar, organizar e interpretar materiais que ainda não receberam tratamento analítico sistematizado. Foram considerados referenciais teóricos, normativos e técnicos nacionais e internacionais relacionados à governança da água, aos indicadores de sustentabilidade e aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável, com destaque para o ODS 6 e sua interface com o ODS 13, ODS 16 e ODS 17.

A análise dos dados foi conduzida a partir de uma abordagem de sistematização de experiências, entendida como um processo reflexivo de organização, interpretação e reconstrução crítica de práticas, com o objetivo de explicitar suas lógicas internas, identificar elementos estruturantes e produzir conhecimento com potencial de generalização metodológica (Jara, 2012). Nessa perspectiva, a metodologia apresentada é um caso aplicado de construção de sistemas de indicadores orientados à governança hídrica.

O desenho metodológico constitui o principal objeto de análise deste estudo. Estruturado como um processo incremental e iterativo, organiza-se em seis módulos progressivos que conduzem da compreensão conceitual à aplicação prática de sistemas de indicadores. Esse percurso formativo inicia-se com o entendimento do papel dos indicadores na gestão de recursos hídricos, avança para a análise crítica de sistemas existentes, incorpora a reconstrução da genealogia dos indicadores e culmina na construção, aplicação e validação de matrizes de indicadores em escala territorial.

A estrutura metodológica é transversalmente orientada por seis elementos contemporâneos - governança, dados e monitoramento, integração dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável, territorialização, risco climático e tomada de decisão - que operam como eixos analíticos do processo de construção dos sistemas de indicadores, conforme ilustra a Figura 01. Esses elementos não são tratados como dimensões isoladas, mas como componentes interdependentes de um sistema exploratório, cuja coerência depende da articulação entre informação, instituições e processos decisórios. A utilização de mapas mentais como ferramenta desempenha papel relevante na organização do pensamento crítico e científico, permitindo explicitar relações causais, identificar variáveis centrais e estruturar a lógica dos sistemas de indicadores.



Figura 01: Elementos Contemporâneos para avaliação sistêmica para governança hídrica baseada em indicadores. Fonte: Autores (2026).

O principal produto técnico da proposta consiste numa matriz de indicadores estruturada a partir de um modelo conceitual (*framework*) e orientada por teoria da mudança, concebida para operar como instrumento de suporte à decisão. Ao explicitar, para cada indicador, seus atributos conceituais, operacionais e institucionais, bem como sua vinculação direta a processos decisórios, a matriz contribui para qualificar ações de gestão, ao tornar explícitas as relações entre dados, evidências e ação. Esse encadeamento reduz incertezas associadas à fragmentação de informações e à baixa integração entre sistemas, ao mesmo tempo em que permite rastrear como determinadas escolhas são fundamentadas.

A análise metodológica desenvolvida neste estudo não tem como objetivo avaliar resultados empíricos consolidados. O foco recai sobre a coerência conceitual, a consistência metodológica e o potencial de aplicação do modelo proposto, considerando sua aderência aos referenciais teóricos e institucionais contemporâneos. Por fim, destaca-se que a abordagem adotada permite a produção de conhecimento aplicado, contribuindo para a construção de sistemas de indicadores com potencial de aplicabilidade em diferentes contextos de governança hídrica.

No contexto dos autores, a estruturação da disciplina de Indicadores de Sustentabilidade Aplicados à Gestão de Recursos Hídricos significa a possibilidade de formação de um laboratório metodológico capaz de proporcionar a testagem e a produção de conhecimento relevante que qualifique decisão em ações integradas de enfrentamento das mudanças climáticas. A abordagem didática organiza-se a partir de três eixos formativos articulados entre si: fundamentos contemporâneos dos indicadores, arquitetura metodológica baseada em teoria da mudança e governança orientada por evidências.

A metodologia de ensino é ativa e aplicada, centrada em problemas reais de gestão hídrica, combinando análise de casos, desenvolvimento de matrizes de indicadores e elaboração de instrumentos técnicos voltados à governança de bacias hidrográficas. Como resultado, a disciplina viabiliza a construção de sistemas de indicadores com aplicabilidade institucional, que serão posteriormente aprofundados no âmbito da pesquisa e validados nas atividades de extensão, consolidando sua função como núcleo estruturante da formação profissional no ProfÁgua.

Resultados e Discussão: *Framework* de avaliação sistêmica para governança hídrica baseada em indicadores

A análise da proposta metodológica desenvolvida permite compreender a inovação não apenas como uma reorganização de dados, mas como a formulação de um modelo analítico consistente para a construção de sistemas de indicadores orientados à

tomada de decisão e à governança multinível. Os resultados desta pesquisa devem ser interpretados à luz da consolidação de um *framework* de avaliação sistêmica para a governança hídrica baseada em indicadores, cuja relevância consiste na capacidade de integrar dimensões tradicionalmente tratadas de forma fragmentada na literatura em elementos estruturantes para gestão e segurança hídrica nos territórios.

A relevância desta abordagem está associada à evolução do campo dos indicadores de sustentabilidade aplicados aos recursos hídricos que, conforme apontam Magalhães Júnior, Cordeiro Neto e Nascimento (2003), historicamente tem desempenhado a função predominantemente descritiva, voltada ao monitoramento de variáveis ambientais. No entanto, a crescente complexidade dos sistemas hídricos, marcada pela intensificação da variabilidade climática, pela ampliação dos conflitos de uso e pela fragmentação institucional, tem exigido a construção de instrumentos analíticos capazes de operar como suporte a ações de gestão. Essa ideia é reforçada por Lacerda e Cândido (2013), ao destacarem a necessidade de modelos que articulem dimensões ambientais, sociais e institucionais de forma integrada.

No plano internacional, essa transformação é evidenciada por iniciativas como o *Water Governance Indicator Framework* da OECD (2018), os relatórios do *UN-Water* (2023) sobre o progresso do Objetivo de Desenvolvimento Sustentável (ODS 6) e as análises do IPCC (2022) sobre adaptação às mudanças climáticas. Esses referenciais convergem ao reconhecer que a eficácia da gestão hídrica depende da capacidade de integrar dados, instituições e processos decisórios em sistemas coerentes de produção e uso de evidências territorialmente aplicáveis. É nesse contexto que o presente estudo se insere, ao avançar na construção de um modelo que reposiciona os indicadores de sustentabilidade aplicados aos recursos hídricos.

A inovação metodológica da proposta reside na articulação de seis elementos estruturantes que operam de forma interdependente na constituição do sistema analítico de governança no âmbito das bacias hidrográficas. A pertinência desses elementos decorre de sua aderência ao estado da arte da literatura contemporânea, além de sua capacidade de capturar os principais vetores que condicionam a efetividade da gestão das águas nos territórios. Nesse sentido, a Tabela 01 sistematiza esses elementos estruturantes, explicitando suas definições analíticas, funções no *framework*, bases teóricas e implicações para a governança hídrica, apresentando a lógica interna e a coerência metodológica do modelo proposto.

Tabela 01 - Estrutura do *Framework* de Avaliação Sistêmica para Governança Hídrica

Elemento Estruturante	Definição Analítica	Função no Framework	Base Teórica	Implicação para a Governança Hídrica
Governança	Arranjos institucionais, regras e mecanismos de coordenação	Integra atores e processos decisórios	OECD (2015; 2018)	Fortalece coordenação multinível e accountability
Dados e Monitoramento	Infraestrutura de dados climáticos, hidrológicos e institucionais	Sustenta evidência empírica dos indicadores	WMO (2024); UN-Water (2023)	Reduz incerteza e melhora qualidade da decisão
Risco Climático	Incorporação de variabilidade e eventos extremos	Introduz dimensão prospectiva	IPCC (2022)	Apoia a resiliência, adaptação, gestão de riscos e segurança hídrica
Territorialização	Adaptação ao contexto da bacia hidrográfica	Garante aderência local	OECD (2018); UN (2015); Brasil (1997); Brasil(2012)	Aumenta aplicabilidade e legitimidade
Integração ODS	Articulação entre ODS 6, 13, 16 e 17	Promove coerência com agendas globais	UN-Water (2023)	Facilita comparabilidade e alinhamento internacional
Tomada de Decisão	Vinculação dos indicadores a ações e políticas	Conecta evidência à ação	World Bank (2016); OECD (2018)	Aumenta efetividade da governança

Fonte: Autores (2026)

O elemento governança constitui a base institucional do *framework*, ao definir os arranjos de coordenação, os mecanismos de participação e os processos decisórios nos quais os indicadores são mobilizados. Conforme a OECD (2015; 2018), a governança da água envolve a interação entre múltiplos níveis de governo e uma diversidade de atores, sendo a disponibilidade e o uso de informações um fator crítico para a qualidade das decisões. Nesse sentido, os indicadores deixam de ser produtos técnicos isolados e passam a integrar sistemas institucionais de produção de evidências, contribuindo para a transparência e responsabilidade e à coordenação entre políticas públicas e privadas.

O segundo elemento, dados e monitoramento, refere-se à infraestrutura informacional que sustenta o sistema de indicadores. A literatura recente tem enfatizado que a fragmentação e a baixa interoperabilidade dos dados representam um dos principais desafios para a gestão hídrica (WMO, 2024; World Bank, 2021). Ao incorporar explicitamente essa dimensão, o modelo reconhece que a robustez dos indicadores depende da qualidade, da disponibilidade e da integração de dados climáticos, hidrológicos e institucionais, bem como de sua capacidade de serem traduzidos em informação acionável.

A incorporação do risco climático como elemento estruturante representa um avanço relevante em relação a modelos tradicionais. Conforme o IPCC (2022), a intensificação de eventos extremos e a crescente incerteza associada às mudanças

climáticas exigem abordagens que integrem variabilidade e risco nos processos de planejamento. Nesse sentido, os indicadores passam a desempenhar função prospectiva, permitindo antecipar cenários críticos e orientar estratégias de adaptação, o que amplia significativamente sua relevância para a gestão de recursos hídricos.

A territorialização dos indicadores assegura sua aderência às especificidades locais, especialmente quando aplicada à escala de bacia hidrográfica. A literatura converge ao reconhecê-la como unidade privilegiada para a gestão integrada dos recursos hídricos, na medida em que permite articular processos físicos, dinâmicas socioeconômicas e arranjos institucionais (UNITED NATIONS, 2015; OECD, 2018). Ao adotar essa escala, o *framework* amplia sua capacidade de aplicação prática, permitindo a construção de indicadores territorializados e institucionalmente relevantes ao contexto local.

A integração dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável, particularmente dos ODS 6 (Água Potável e Saneamento), ODS 13 (Ação Contra a Mudança Global do Clima), ODS 16 (Paz, Justiça e Instituições Eficazes) e ODS 17 (Parcerias e Meios de Implementação), confere ao modelo uma camada de coerência analítica e alinhamento com agendas globais. Entretanto, a proposta supera abordagens normativas ao tratar os ODS como estrutura relacional, evidenciando as interdependências entre água, clima, governança e parcerias. Essa abordagem responde às limitações identificadas nos relatórios de progresso da agenda de sustentabilidade, que apontam lacunas na implementação da gestão integrada dos recursos hídricos (UN-WATER, 2023).

O elemento referente à tomada de decisão constitui o ponto de convergência do sistema, ao assegurar que os indicadores estejam explicitamente vinculados a processos de planejamento, priorização e alocação de recursos. Essa perspectiva enfatiza a importância da interface entre ciência e política, destacando o papel dos indicadores na estruturação de decisões baseadas em evidências (OECD, 2018; World Bank, 2016) e, ao vincular cada indicador a decisões específicas, o *framework* reforça sua função instrumental, contribuindo para a efetividade da governança hídrica.

Em resumo, a articulação desses seis elementos configura uma abordagem sistêmica, na qual os indicadores são compreendidos como componentes de um ecossistema complexo de informação e ação. Essa perspectiva dialoga com o pensamento sistêmico de Meadows (2008), ao reconhecer que a eficácia dos sistemas depende das inter-relações entre seus componentes, dos fluxos de informação e das regras institucionais que orientam seu funcionamento. A avaliação sistêmica emerge, assim, como eixo central do *framework*, permitindo analisar não apenas indicadores isolados, mas sua capacidade de representar dinâmicas complexas, evidenciar relações causais e orientar decisões integradas.

Essa abordagem é operacionalizada por meio da construção de matrizes de indicadores estruturadas com base em teoria da mudança (Weiss, 1995; Valters, 2014), que explicitam as relações entre problemas, pressões, estados, impactos e respostas institucionais. Essa estrutura confere coerência interna ao sistema de indicadores e permite rastrear a lógica que conecta informação, decisão e transformação territorial, conforme apresentado na Figura 02.

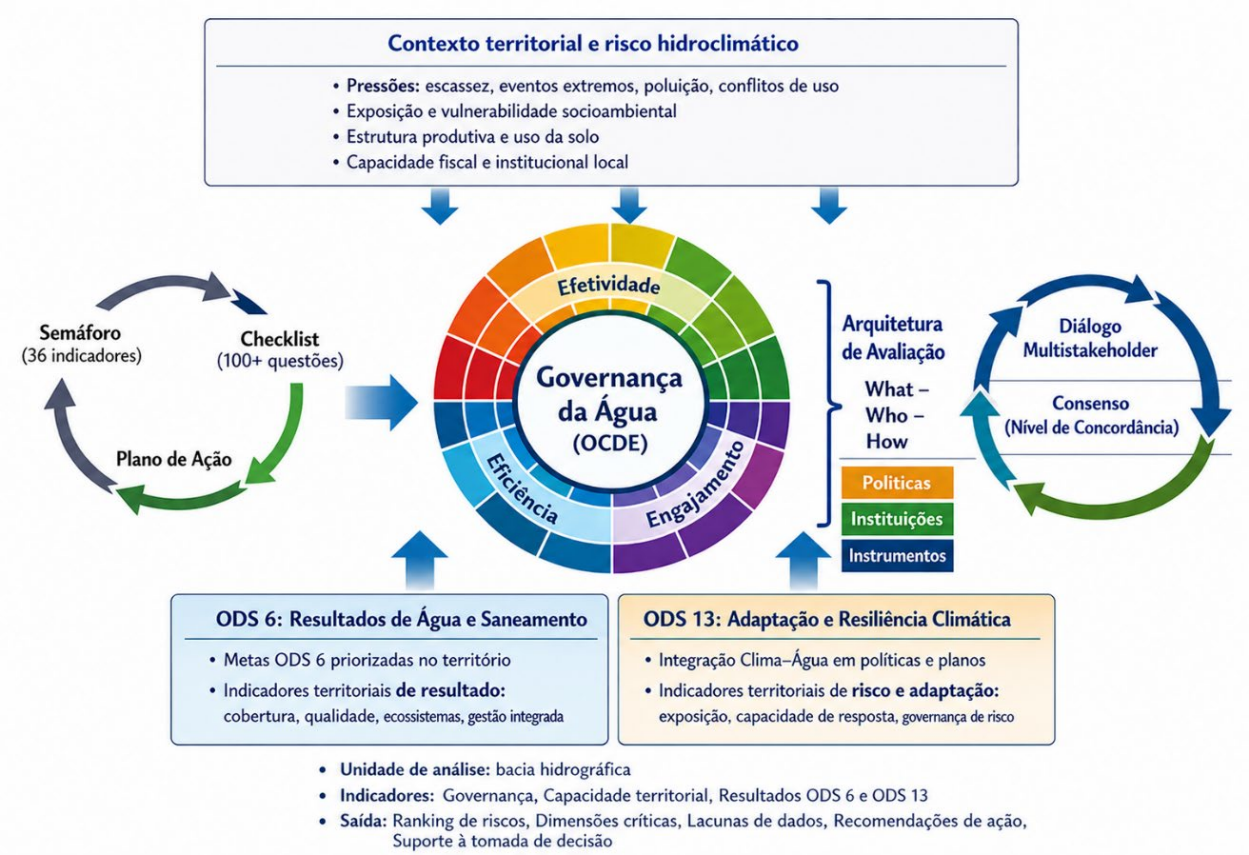


Figura 02: Estrutura Representativa do *Framework* de avaliação sistêmica para governança hídrica baseada em indicadores. Fonte: Autores (2026).

A principal contribuição do modelo proposto reside, na superação de abordagens fragmentadas e na proposição de uma arquitetura metodológica integrada, orientada à governança e à gestão de riscos. Diferentemente de modelos convencionais, que tratam indicadores como listas de métricas ou instrumentos de monitoramento isolados, o *framework* os posiciona como infraestrutura de decisão, capaz de estruturar fluxos de informação, apoiar a coordenação institucional e induzir mudanças nos processos de gestão. A partir dessa base, é possível identificar um conjunto de implicações relevantes do *framework* para o campo dos indicadores de sustentabilidade aplicados à gestão de recursos hídricos.

Para operacionalizar a construção da matriz, o modelo segue um percurso sequencial composto por oito etapas principais:

(1) Definição do problema hídrico-climático e da decisão a ser apoiada: consiste na identificação clara do problema a ser enfrentado e da decisão que se pretende subsidiar, delimitando o foco analítico do sistema de indicadores;

(2) Delimitação do recorte territorial: refere-se à definição da unidade de análise, preferencialmente a bacia hidrográfica, assegurando a aderência do sistema às dinâmicas territoriais, institucionais e ambientais;

(3) Construção do modelo conceitual: envolve a identificação das dimensões do sistema e das relações entre variáveis, estruturando uma visão integrada do problema em termos analíticos;

(4) Elaboração da teoria de mudança: consiste na explicitação da lógica causal que conecta pressões, estados, impactos, respostas e capacidades, orientando a relação entre diagnóstico e intervenção;

(5) Organização das dimensões, subdimensões e variáveis: etapa dedicada à estruturação hierárquica do sistema analítico, permitindo a decomposição do problema em componentes mensuráveis e inter-relacionados;

(6) Seleção dos indicadores: realiza-se com base em critérios de relevância, disponibilidade de dados, sensibilidade a mudanças, robustez metodológica e governabilidade, assegurando a utilidade prática do sistema;

(7) Preenchimento da ficha técnica dos indicadores: consiste na sistematização dos atributos de cada indicador, incluindo definição, método de cálculo, fonte de dados, escala, periodicidade, normalização, qualidade, limitações e decisão associada;

(8) Aplicação e validação da matriz: envolve a testagem do sistema em estudos de caso, avaliando sua capacidade de responder ao problema proposto, identificar riscos prioritários, evidenciar lacunas de dados e subsidiar recomendações de ação

A matriz não se limita à organização de indicadores, mas estrutura um sistema analítico capaz de gerar saídas como *ranking* de riscos, identificação de dimensões críticas, recomendações de ação e identificação de lacunas de dados, permitindo sua utilização direta em processos de planejamento e decisão. Sua aplicação pressupõe um processo contínuo de validação, orientado por questões estruturantes que asseguram sua consistência e utilidade prática, tais como a capacidade do sistema de responder ao problema de pesquisa proposto, a identificação de redundâncias entre indicadores, a existência de lacunas críticas de informação, a priorização de riscos e a conexão efetiva com instrumentos de políticas públicas.

De maneira a exemplificar os benefícios da aplicação do *framework*, suponha-se que um comitê de bacia hidrográfica precise decidir sobre a priorização de investimentos entre obras de infraestrutura (como barragens ou sistemas de abastecimento) e ações de conservação ambiental. Em abordagens tradicionais, essa decisão poderia se basear, predominantemente, em dados históricos quantitativos de disponibilidade hídrica e demanda atual, frequentemente desconsiderando variáveis institucionais, territoriais e prospectivas.

Ao aplicar o *framework* proposto, a decisão passa a considerar, de forma integrada, os seis elementos estruturantes, tais como disponibilidade hídrica projetada (m^3/hab/ano), frequência de eventos extremos (eventos/ano), capacidade institucional de gestão (nível de implementação de instrumentos de gestão) e grau de alinhamento com os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável. Essa estrutura permite explicitar os critérios que orientam a comparação entre alternativas, tornando rastreável a relação entre dados, evidências e escolhas.

O modelo de Avaliação Sistêmica para Governança Hídrica opera de forma interdependente: a governança assegura a participação dos diferentes atores e a legitimidade do processo decisório; os dados e o monitoramento qualificam a base empírica da análise; o risco climático incorpora cenários futuros de escassez e/ou excesso ou eventos extremos; a territorialização permite compreender os impactos e os benefícios sinérgicos no todo da bacia hidrográfica; a integração dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável alinha a decisão a metas mais amplas de sustentabilidade global; e, por fim, a própria estrutura de processos decisórios deve contribuir para que a evidência leve uma ou mais ações efetivas relacionadas ao problema enfrentado.

A partir dessa abordagem, a decisão deixa de ser baseada exclusivamente em condições passadas e passa a incorporar critérios de robustez e resiliência no longo prazo. Por exemplo, cenários que indicam aumento na frequência de eventos climáticos extremos e redução da disponibilidade hídrica podem evidenciar a maior efetividade de estratégias combinadas, de

modo que o tomador de decisão poderia concluir que investimentos combinados, como soluções baseadas na natureza associadas a melhorias no sistema de monitoramento, apresentam maior robustez frente às incertezas climáticas, maior aderência aos ODS e menor impacto negativo sobre o meio ambiente e a sociedade. Essa abordagem permite não apenas ampliar a base informacional da decisão, mas reduzir incertezas ao integrar diferentes dimensões analíticas em uma estrutura coerente, resultando em escolhas mais informadas, adaptativas e alinhadas ao desenvolvimento sustentável no contexto da bacia hidrográfica.

Considerações Finais

A análise desenvolvida neste estudo evidencia que a evolução dos indicadores de sustentabilidade aplicados à gestão de recursos hídricos, anteriormente centrados em funções predominantemente descritivas, demanda a construção de arquiteturas metodológicas capazes de responder às lacunas contemporâneas associadas à fragmentação de dados, às limitações de coordenação institucional e à baixa integração entre informação e qualificação da decisão. Nesse contexto, a proposta metodológica apresentada contribui ao estruturar um *framework* de avaliação sistêmica orientado à governança hídrica baseada em indicadores, alinhado às demandas por abordagens mais integradas, prospectivas e orientadas à ação.

Ao reposicionar os indicadores como infraestrutura de decisão, o modelo proposto supera abordagens fragmentadas e predominantemente descritivas, oferecendo uma estrutura analítica capaz de articular dados, território, governança, risco climático e processos decisórios em sistemas coerentes e operacionais. Essa abordagem permite não apenas ampliar a base informacional da decisão, mas reduzir incertezas ao integrar múltiplas dimensões analíticas em uma lógica estruturada, tornando explícita a relação entre evidência, análise e ação no contexto da gestão hídrica.

Do ponto de vista teórico-metodológico, o estudo avança ao integrar referenciais de governança multinível, pensamento sistêmico e teoria da mudança em uma estrutura unificada, ampliando o papel dos indicadores de instrumentos de monitoramento para componentes ativos de sistemas de análise e intervenção em contextos socioecológicos complexos. A utilização de matrizes de indicadores estruturadas e orientadas à decisão contribui para explicitar relações causais, organizar fluxos de informação e garantir a rastreabilidade entre dados, indicadores e decisões, conferindo consistência analítica e potencial de replicabilidade ao modelo.

No plano aplicado, o *framework* demonstra potencial significativo para apoiar a formulação de políticas públicas, o planejamento em escala de bacia hidrográfica e a atuação de instituições gestoras, ao permitir a geração de resultados analíticos como identificação de riscos prioritários, reconhecimento de dimensões críticas, evidência de lacunas de dados e proposição de recomendações de ação. Essa capacidade amplia a utilidade dos indicadores como instrumentos de governança baseada em evidências, especialmente em cenários de crescente variabilidade climática e complexidade institucional.

Adicionalmente, a articulação da proposta com a estruturação da disciplina como laboratório metodológico evidencia o papel estratégico da universidade na integração entre ensino, pesquisa aplicada e extensão, contribuindo para a formação de profissionais capazes de atuar na interface entre ciência, política e gestão. Essa dimensão reforça o caráter aplicado da proposta e sua capacidade de gerar conhecimento relevante em contextos reais de gestão de recursos hídricos no Brasil.

Como limitação, destaca-se que o estudo não contempla, neste estágio, a validação empírica sistemática do modelo em diferentes contextos territoriais, uma vez que o processo se encontra em desenvolvimento. Nesse sentido, a robustez do *framework* dependerá de sua aplicação em estudos de caso e de sua capacidade de influenciar decisões e produzir resultados concretos na gestão hídrica. Adicionalmente, desafios relacionados à disponibilidade, qualidade e integração de dados permanecem como fatores críticos para sua implementação, especialmente em contextos marcados por limitações institucionais e tecnológicas.

Como agenda futura, recomenda-se a aplicação comparativa das matrizes de indicadores em distintas bacias hidrográficas, a avaliação de sua contribuição para processos de monitoramento, planejamento e revisão de políticas públicas, bem como a investigação de sua capacidade de fortalecer mecanismos de governança multinível e de adaptação às mudanças climáticas. Em síntese, o estudo apresenta uma contribuição consistente para o avanço do campo dos indicadores de sustentabilidade aplicados à gestão de recursos hídricos, ao propor um modelo metodológico integrado, sistêmico e orientado à decisão, alinhado às demandas contemporâneas por abordagens mais robustas, replicáveis e aplicáveis à qualificação da governança hídrica.

Agradecimentos

Os autores agradecem à coordenação do ProfÁgua UDESC pelo apoio institucional à realização da pesquisa e sua implementação em uma disciplina optativa do curso, bem como o papel do programa na promoção da integração entre ensino, pesquisa e extensão, criando um ambiente propício à construção de soluções aplicadas à gestão de recursos hídricos. Agradece-se, igualmente, aos discentes envolvidos na disciplina, cujas contribuições são fundamentais para a construção, aplicação e aprimoramento do modelo metodológico, especialmente no contexto das atividades desenvolvidas em sala e nos estudos de caso aplicados na Linha de Pesquisa. Por fim, reconhece-se a relevância do ProfÁgua como iniciativa estratégica para a formação de recursos humanos qualificados e para o fortalecimento da governança hídrica no Brasil, ao fomentar abordagens baseadas em evidências, integração institucional e inovação metodológica.

Referências Bibliográficas

BRASIL. **Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997**. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, 9 jan. 1997.

BRASIL. **Lei nº 12.608, de 10 de abril de 2012**. Institui a Política Nacional de Proteção e Defesa Civil. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, 11 abr. 2012.

CRESWELL, John W. **Research design:** qualitative, quantitative, and mixed methods approaches. 4. ed. Thousand Oaks: Sage Publications, 2014.

GIL, Antonio Carlos. **Métodos e técnicas de pesquisa social.** 6. ed. São Paulo: Atlas, 2008.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Cambridge: Cambridge University Press, 2022.

JARA, Oscar. **A sistematização de experiências:** prática e teoria para outros mundos possíveis. Brasília: CONTAG, 2012.

LACERDA, Cícero de Sousa; CÂNDIDO, Gesinaldo Ataíde. Modelos de indicadores de sustentabilidade para a gestão de recursos hídricos. In: LIRA, W. S.; CÂNDIDO, G. A. (org.). **Gestão sustentável dos recursos naturais:** uma abordagem participativa. Campina Grande: EDUEPB, 2013.

MAGALHÃES JÚNIOR, Antônio Pereira; CORDEIRO NETTO, Oscar de Moraes; NASCIMENTO, Nilo de Oliveira. Os indicadores como instrumentos potenciais de gestão das águas no atual contexto legal-institucional do Brasil. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos,** Porto Alegre, v. 8, n. 4, p. 49–60, 2003.

MEADOWS, Donella H. **Thinking in systems:** a primer. White River Junction: Chelsea Green Publishing, 2008.

OECD - ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT. **OECD Principles on Water Governance.** Paris: OECD Publishing, 2015.

OECD - ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT. **OECD Water Governance Indicator Framework.** Paris: OECD, 2018. Disponível em: https://www.oecd.org. Acesso em: 6 abr. 2026.

UNITED NATIONS. **Transforming our world:** the 2030 Agenda for Sustainable Development. New York: United Nations, 2015. Disponível em: https://sdgs.un.org/2030agenda. Acesso em: 6 abr. 2026.

UNITED NATIONS. **The Sustainable Development Goals Report 2025.** New York: United Nations, 2025. Disponível em: https://unstats.un.org. Acesso em: 6 abr. 2026.

UN-WATER. **Summary Progress Update 2023:** SDG 6 – Water and Sanitation for All. Geneva: United Nations, 2023. Disponível em: https://www.unwater.org. Acesso em: 6 abr. 2026.

VALTERS, Craig. **Theories of change in international development:** communication, learning, or accountability? London: ODI, 2014.

WEISS, Carol H. Nothing as practical as good theory: exploring theory-based evaluation for comprehensive community initiatives. In: CONNELL, J. P. et al. (ed.). **New approaches to evaluating community initiatives.** Washington, DC: Aspen Institute, 1995.

WORLD BANK. **High and dry:** climate change, water, and the economy. Washington, DC: World Bank, 2016.

WORLD BANK. **Water Security Diagnostic Initiative.** Washington, DC: World Bank, 2021.

WORLD METEOROLOGICAL ORGANIZATION (WMO). **State of Global Water Resources 2023.** Geneva: WMO, 2024.

ANÁLISE DO REBAIXAMENTO DO RESERVATÓRIO DA UHE COLÍDER: CONSEQUÊNCIAS SOCIOAMBIENTAIS E PARTICIPAÇÃO SOCIAL

1 Daniela Maimoni de Figueiredo, 2 Rúbia de Souza Bitencourt, 3 João Pedro Oliveira Coringa, 4 Guilherme Spuldaro Passos, 5 Mateus Oliveira Candido

1 Universidade Federal de Mato Grosso, e-mail: daniela.figueiredo@ufmt.br; 2 Universidade Federal de Mato Grosso, e-mail: rubiasbitencourt@gmail.com; 3 Universidade Federal de Mato Grosso, e-mail: jpcor2004@gmail.com; 4 Universidade Federal de Mato Grosso, e-mail: guilhermespuldaro76@gmail.com; 5 Universidade Federal de Mato Grosso, e-mail: cpbmateus@gmail.com

Palavras-chave: Região Hidrográfica Amazônica; Hidrelétrica; Impacto Ambiental.

Resumo

Este artigo analisa o caso da Usina Hidrelétrica de Colíder (UHE Colíder), localizada no rio Teles Pires (MT), que em 2025 passou por um rebaixamento emergencial do nível da água do reservatório após a identificação de riscos estruturais na barragem. O objetivo principal deste estudo foi compreender os fatores técnicos e institucionais envolvidos no evento e as consequências ambientais e socioeconômicas resultantes. O estudo adota uma abordagem exploratória e qualitativa, baseada em análise documental, relatórios técnicos, veículos de notícias regionais e nacional, informações de órgãos de controle e fiscalização e das atas dos comitês de bacia hidrográfica. A análise considera o histórico do empreendimento e sua recente mudança de titularidade, examinando elementos como limitações no sistema de drenagem, insuficiência de instrumentação e indícios de processos de erosão interna, que indicam desafios nos processos de monitoramento e gestão da segurança de barragens. Os resultados apontam que, embora o esvaziamento tenha sido preventivo, a medida causou impactos ambientais relevantes, incluindo alterações na qualidade da água, intensificação de processos erosivos, mortandade de peixes e perda de habitats, bem como efeitos socioeconômicos sobre populações ribeirinhas e atividades econômicas locais, apesar da pouca disponibilidade de dados e informações. No âmbito institucional, a atuação dos órgãos de controle evidencia questões relacionadas à governança, à transparência e à efetividade das políticas de segurança de barragem integradas às políticas de meio ambiente e recursos hídricos. Conclui-se que o caso reforça a importância do planejamento preventivo, do monitoramento contínuo e do aprimoramento dos mecanismos de gestão e regulação com participação social, especialmente em bacias hidrográficas ambientalmente sensíveis e com atuação de comitês de bacias hidrográficas.

Introdução

A expansão do setor hidrelétrico no Brasil tem sido historicamente associada à geração de energia considerada limpa e renovável, a exemplo da geração hidráulica, que corresponde à cerca de 56% do total gerado no país (EPE, 2025). Contudo, nas últimas décadas, empreendimentos hidrelétricos têm apresentado desafios significativos relacionados à gestão de riscos e dos impactos socioambientais negativos, especialmente em contextos de falhas de planejamento, monitoramento, compensação e manutenção.

Eventos recentes envolvendo a segurança de barragens têm ampliado o debate sobre a efetividade da gestão ambiental e energética no país. Entre esses casos, destaca-se o da Usina Hidrelétrica de Colíder (UHE Colíder), no rio Teles Pires (MT), localizado na Amazônia Legal Mato-grossense, cujo rebaixamento emergencial do reservatório, em 2025, evidenciou limitações na gestão preventiva e no controle de riscos estruturais. Apesar da relevância desse episódio, ainda são limitadas as análises que articulam, de forma integrada, as causas técnicas com seus desdobramentos socioambientais e institucionais, devido à ausência de estudos e acesso às informações. Diante disso, este artigo tem como objetivo analisar, por meio de um estudo de caso, os fatores técnicos associados ao esvaziamento do reservatório da UHE Colíder, bem como discutir suas implicações socioambientais e institucionais.

Material e Métodos

Área de Estudo

A UHE Colíder está inserida na bacia hidrográfica do Rio Teles Pires, que juntamente com o rio Juruena, forma o Rio Tapajós, um dos principais afluentes da margem direita do rio Amazonas (Figuras 1 e 2), fazendo parte, portanto, da Região Hidrográfica Amazônica. A hidrelétrica integra o Complexo Hidrelétrico do rio Teles Pires, o qual também fazem parte as UHEs São Manuel, Teles Pires e Sinop, sendo essa última localizada a montante da UHE Colíder e as demais a jusante.

Segundo o estudo realizado por Rostirolla (2018), a UHE Colíder, localizada na região do médio Teles Pires a jusante da UHE Sinop, apresenta um reservatório do tipo fio d'água – possibilita a geração de energia de cerca de 300 MW com base no fluxo de água do rio, ou seja, pela vazão mínima ou nenhum acúmulo do recurso hídrico (ANEEL, 2008) – com capacidade de armazenamento de 168 Km^2, um desnível no terreno de 20 m, tempo de residência hídrica de 12,9 dias e área de vegetação nativa alagada de 118,06 Km^2.

As comunidades rurais e cidades da área de influência da usina compõem quatro municípios (Cláudia, Colíder, Itaúba e Nova Canaã do Norte), com uma população total de cerca de 57.800 habitantes, que dependem diretamente do rio e seus principais afluentes que formam o reservatório da UHE Colíder para a atividade pesqueira, turismo de pesca, captação de água para abastecimento rural, irrigação e dessedentação animal (Figueiredo, 2019).

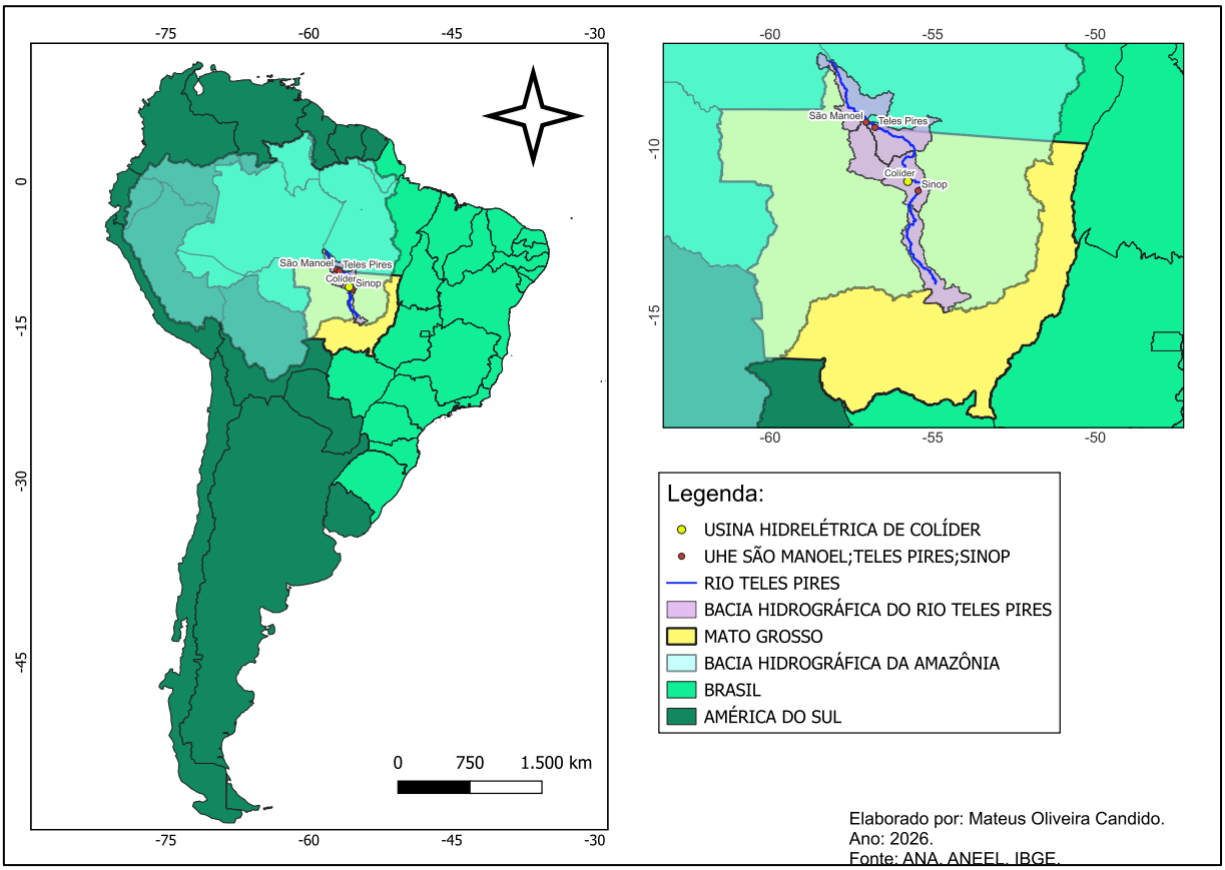


Figura 01: Mapa da localização da UHE Colíder e da Bacia Hidrográfica do Rio Teles Pires
Fonte: próprios autores



Figura 02: Registro fotográfico da UHE Colíder
Fonte: GC Notícias, 2025

Procedimento Metodológico

O presente estudo caracteriza-se como uma pesquisa de natureza qualitativa, com procedimento metodológico exploratório, estruturado a partir de um estudo de caso sobre o esvaziamento do reservatório da UHE Colíder, localizada na porção média do rio Teles Pires em Mato Grosso.

A abordagem qualitativa foi adotada com o objetivo de compreender os aspectos técnicos, ambientais, sociais e institucionais relacionados ao evento analisado, enquanto o caráter exploratório justifica-se pela busca de maior familiaridade com o problema, considerando a sua complexidade e a falta de estudos sobre o tema.

A coleta de dados foi realizada por meio de análise documental, incluindo relatórios técnicos, laudos periciais, documentos institucionais e publicações de órgãos oficiais, como a Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL), Ministério Público do Estado de Mato Grosso (MPMT) e Perícia Oficial e Identificação Técnica (Politec/MT), além de informações provenientes de portais institucionais e veículos de comunicação. Foram ainda consultadas as atas de reunião dos três comitês de bacia hidrográfica – CBHs do Alto, Médio e Baixo Teles Pires – visando observar como o tema foi tratado nesses três colegiados de participação social, que compõem o Sistema de Gestão dos Recursos Hídricos de Mato Grosso.

Adicionalmente, foram consideradas informações de caráter qualitativo obtidas a partir de relatos informais de moradores locais diretamente impactados pelo rebaixamento do reservatório, contribuindo para a compreensão dos efeitos socioeconômicos do evento.

A análise dos dados foi conduzida de forma interpretativa, buscando identificar e correlacionar os fatores técnicos e institucionais que motivaram o esvaziamento do reservatório, bem como seus desdobramentos socioambientais, à luz da legislação vigente e dos princípios da gestão e da governança hídrica e ambiental.

Resultados e Discussão

Contextualização da UHE Colíder e do evento de rebaixamento

No dia 30 de julho de 2010, a Companhia Paranaense de Energia (COPEL) conseguiu a licitação, por meio de leilão público realizado pela Agência Nacional de Energia Elétrica (Aneel), para a construção e operação da UHE Colíder, que integra o Complexo Hidrelétrico do rio Teles Pires, localizado na bacia do rio Tapajós, no norte do estado de Mato Grosso, posicionando-se a jusante da UHE Sinop e a montante das UHEs Teles Pires e São Manoel, compondo o sistema de aproveitamentos hidrelétricos em cascata no rio Teles Pires (ANEEL, 2011). A outorga de concessão foi formalizada pelo Ministério de Minas e Energia no dia 18 de janeiro de 2011, assegurando o direito à empresa de explorar e comercializar a energia elétrica produzida no local por 35 anos (ANEEL, 2011), além disso, seria acrescentado ao Sistema Interligado Nacional (SIN) cerca de 300 MW de potência, tendo 166,3 MW deles em energia assegurada (EPE, 2020). O início da operação comercial referente a primeira unidade geradora da UHE Colíder ocorreu em 9 de março de 2019 (COPEL, 2019) e em 21 de dezembro do mesmo ano foi autorizada a operação de sua última unidade geradora (COPEL, 2019).

Em 12 de dezembro de 2024, a Eletrobras assinou um acordo com a Copel para realizar uma troca de ativos e participações para as Centrais Elétricas Brasileiras S/A, formalizada em 30 de maio de 2025 (ELETROBRAS, 2025). No dia 14 de junho de 2025, a Eletrobras foi notificada pela Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL), pouco tempo após assumir a titularidade da usina, do rompimento em um dos 70 drenos presentes na barragem do reservatório (ANEEL, 2025), convocando reuniões para averiguar o melhor meio de corrigir o problema constatado. Foi recomendado realizar um rebaixamento emergencial do reservatório, em taxa de 0,5 m/dia (ANEEL, 2025), para manutenção dos drenos, que servem para escoar a pressão da água acumulada no reservatório, garantindo a estabilidade da estrutura e evitando sobrecarga nos vertedouros (instrumento para medição da vazão d'água). No mês seguinte, devido a recorrência de rompimentos nos drenos e à liberação de material subsuperficial na área da barragem (Eletrobras, 2025), a empresa elevou o estado de segurança da usina para alerta e optou pelo deplecionamento controlado do reservatório, previsto no próprio Plano de Ação Emergencial, a fim de reduzir a pressão exercida sobre a estrutura e realizar o preenchimento dos vazios dos drenos com argamassa coloidal (ANEEL, 2025; Eletrobras, 2025).

Em razão dessa deterioração nos drenos, o Ministério Público do Estado de Mato Grosso (MPMT) determinou a fiscalização urgente da barragem pela ANEEL, o acesso ao licenciamento ambiental do empreendimento emitido pela Secretaria de Estado de Meio Ambiente (SEMA/MT) e a realização de uma perícia pela Perícia Oficial e Identificação Técnica (Politec) para avaliar a integridade estrutural e a extensão dos danos à vegetação, ictiofauna, fauna terrestre e semiaquática, processos erosivos, riscos geotécnicos de piping (erosão tubular interna) e fraturamento do solo, além das alterações físico-químicas e biológicas na água a montante e a jusante da barragem (MPMT, 2025; ANEEL, 2025). Foi apontado no laudo emitido pela Politec/MT que, dos 70 drenos em uso presentes na barragem da UHE Colíder, quatro romperam, tendo a ausência de um diagnóstico conclusivo sobre a origem das falhas, a falta de instrumentação piezométrica (equipamento para medição de pressão da água) em 14 drenos, falta de um sistema de peneiras para análise de turbidez, dificultando a avaliação continua das condições internas da barragem, em outros 55 e registros de carreamento de sedimentos em 18 drenos, ocasionando no rompimento de 5 drenos e no tamponamento de outros 3 drenos, essa recorrência indica uma possível erosão interna dos drenos ocasionada pelo acumulo de sedimentos nas tubulações.

Impactos Ambientais, Socioeconômicos e Culturais

No processo de instalação da UHE Colíder, foi registrada a morte de milhares de peixes em acidente de operação e fechamento indevido de uma comporta da obra, aproximadamente 200 toneladas de diversas espécies foram mortas, situação que foi rapidamente encoberta pelo empreendimento, ao cavar valas para enterrar os peixes mortos, cobrindo posteriormente com cimento (Arantes; Silva; Bampi, 2025). Com o rebaixamento emergencial do seu reservatório, houve impactos relevantes em múltiplas dimensões da região, afetando os ecossistemas tanto a montante da barragem quanto a jusante, especialmente na atividade pesqueira e de turismo (ANEEL, 2025).

Como apontado no laudo divulgado pela Politec/MT, o rebaixamento emergencial do reservatório da UHE Colíder desencadeou uma série de processos erosivos, dentre eles a abertura de gretas de contração, fissuração em solos argilosos,

rastejamento, deslizamento e erosão tubular interna, promovendo o decaimento das margens do rio e, consequentemente, o carreamento de sedimentos ao corpo hídrico principal, elevando os níveis de turbidez e acelerando o processo de assoreamento em áreas de remanso.

O rebaixamento causou o aprisionamento de algumas espécies de peixes em pequenas poças d'água isoladas, sendo realizado o resgate de mais de 22 mil indivíduos vivos (Eletrobras, 2025) e o recolhimento de 1.541 mortos (212 kg de biomassa) de diferentes espécies ─ como piau, pacu, corimba, lambari, curvina, cachorra, matrinchã e pintados ─ devido à baixa disponibilidade de oxigênio dissolvido na água, registrando cerca de 4 mg/L em alguns pontos e chegando a 2 mg/L em outros (ANEEL, 2025; Figura 3). A elevada turbidez apresentada, principalmente em áreas a jusante da barragem, e as altas temperaturas observadas, também afetaram a ictiofauna, sendo que alguns indivíduos estavam em estado avançado de decomposição (ANEEL, 2025).

Os impactos socioeconômicos também foram significativos. A redução do nível do reservatório afetou diretamente a pesca artesanal e turística, que é a principal fonte de subsistência de muitas famílias locais e de atividades econômicas. Informações obtidas por meio de conversas informais com algumas pessoas da região, incluindo um proprietário de empreendimento turístico próximo ao reservatório, indicam que a diminuição do nível da água tornou o acesso aos pontos de pesca mais difícil e afetou a quantidade e variedade de peixes capturados, alterando a dinâmica econômica e a segurança alimentar. Além disso, o turismo e o lazer foram diretamente impactados: pacotes de pesca foram cancelados, pousadas, restaurantes e marinas sofreram redução de clientela, gerando perdas financeiras significativas. Nos municípios a jusante, como Itaúba, foi relatada a morte de peixes e dificuldades de navegação no rio Teles Pires, além do cancelamento de um festival de praia no município de Paranaíta (G1 Mato Grosso, 2025).

O impacto cultural também merece atenção, já que o rio desempenha papel central na identidade das comunidades ribeirinhas e indígenas locais. Com a presença de vegetação não suprimida no leito do reservatório, autorizada pela Secretaria de Estado de Meio Ambiente (Sema) em desacordo com pareceres técnicos e normas da Agência Nacional de Águas (ANA) (MPMT, 2025), e os processos erosivos desencadeados pelo rebaixamento (ANEEL, 2025), a qualidade da água foi deteriorada devido à introdução de maior quantidade de matéria orgânica, proveniente da vegetação e da mortandade de peixes, o que intensifica o consumo de oxigênio dissolvido pela decomposição realizada por microrganismos presentes no rio (ANEEL, 2025) e, consequentemente, reduz a disponibilidade de peixes, dificulta o tratamento da água e compromete a oferta de água própria para consumo, além de ameaçar a segurança alimentar das populações locais, com destaque para as comunidades indígenas Kayabi, Munduruku e Apiaká (MPMT, 2025). Ademais, foi relatada ausência de consulta prévia, livre e informada às comunidades, conforme determina a Convenção nº 169 da Organização Internacional do Trabalho (OIT), antes do início do processo de deplecionamento da barragem (MPMT, 2025).

No que se refere à Zona de Autossalvamento (ZAS), verificou-se que, das 181 edificações previstas para auxiliar no processo de evacuação, apenas 50 foram confirmadas durante visitas de campo, sendo observada a utilização de sirenes móveis acopladas a veículos como principal estratégia de alerta. Tal situação evidencia fragilidades no sistema de segurança, potencializando os riscos às comunidades ribeirinhas e indígenas situadas a jusante da usina (MPMT, 2025), entre elas o povo Munduruku, cujo território se localiza a jusante no rio Teles Pires (FUNAI, 2023).

Percebeu-se nas conversas informais com três pessoas conhecidas que residem próximas à região, incluindo um morador que pratica pesca artesanal e um proprietário de negócio ligado ao turismo, que ocorreram uma heterogeneidade efeitos: enquanto a redução da água facilitou a captura de peixes em alguns pontos específicos, de modo geral a pesca tornou-se mais difícil e instável. Os impactos socioeconômicos atingiram com maior intensidade populações vulneráveis, cuja dependência direta dos recursos naturais limita a capacidade de adaptação a alterações no ambiente. Tais mudanças ressaltam a necessidade de políticas de mitigação e de compensação socioambiental, bem como o planejamento integrado entre a gestão da usina, órgãos ambientais e comunidades e cidades afetadas. Nesse contexto, destaca-se o cancelamento do festival "Fest Praia 2025", no município de Paranaíta, a jusante da usina, em decorrência do rebaixamento do nível do reservatório, o que inviabilizou a realização do evento e afetou diretamente atividades turísticas e econômicas locais.



(a) (b)

Figura 03: (a) Reservatório da UHE Colíder após o rebaixamento; (b) peixes em estado de decomposição avançada na área do reservatório após o rebaixamento.
Fonte: Politec (2025)

Medidas Adotadas e Resposta Institucional

O Ministério Público Federal (MPF) instaurou um procedimento administrativo com foco na avaliação dos riscos ambientais e sociais decorrentes do rebaixamento do reservatório, solicitando informações técnicas, planos de contingência e medidas de mitigação adotadas pela concessionária. Paralelamente, o Ministério Público do Estado de Mato Grosso (MPMT) ajuizou ações judiciais e instaurou inquéritos civis para apurar responsabilidades, exigir maior transparência e avaliar a viabilidade da continuidade da operação da usina. Entre as medidas requeridas, destaca-se a solicitação de elaborar um plano de descomissionamento, conforme previsto na Política Nacional de Segurança de Barragens (Lei nº12.334/2010), caso seja constatado que os riscos estruturais não possam ser plenamente sanados. A ANEEL e a agência reguladora estadual realizaram inspeções técnicas periódicas, acompanhando o cumprimento das normas de segurança de barragens, e a Politec/MT, por meio de perícia oficial, produziu laudos técnicos que confirmaram não apenas os riscos estruturais, mas também os impactos ambientais associados às manobras operacionais da usina.

No dia 16 de setembro de 2025, o Ministério Público do Estado de Mato Grosso (MPMT) cobrou a elaboração, em até 120 dias, de um plano de descomissionamento para a UHE Colíder como medida preventiva diante da constatação de graves problemas estruturais e ambientais, sendo fundamental para garantir a segurança das comunidades vizinhas e a conservação da área ambiental local (MPMT, 2025). Ademais, tendo em vista os impactos ambientais gerados desde a implantação da UHE Colíder, o próprio MPMT solicitou a atualização dos planos de emergência e contingência, a criação de canais de comunicação com a população, a implementação de sistemas sonoros fixos de alerta, o caucionamento ou depósito de R$ 200 milhões para reparação dos danos ambientais e socioeconômicos constatados e daqueles que possam surgir, além da revisão da licença ambiental pela SEMA (MPMT, 2025).

O MPMT, por meio da 1ª Promotoria de Justiça Cível da Comarca de Colíder, estipulou um prazo de 10 dias úteis para a empresa Eletrobras apresentar uma série de documentos incluindo: o histórico de cumprimento das vazões máximas e mínimas, conforme as regras do Operador Nacional do Sistema Elétrico (ONS); relatório social das áreas impactadas pelo empreendimento; laudo técnico sobre a segurança das estruturas da usina; plano diretor do reservatório; relatório anual atualizado sobre as áreas marginais; e cópias dos contratos de cessão de uso dessas áreas. Além de cobrar documentos e esclarecimentos da Eletrobras após a audiência pública realizada na Câmara de Colíder no dia 18 de setembro, onde foi relatado uma divergência de datas em que a transferência da concessão da UHE Colíder, formalizada por meio do Terceiro Termo Aditivo ao Contrato de Concessão, só se daria a partir da última data de assinatura eletrônica que ocorreu no dia 23 de junho, conforme o mencionado documento.

O Ministério Público realizou quatro audiências, tendo uma com o corpo técnico e outra para a elaboração de minuta de Termo de Ajustamento de Conduta, em uma delas os representantes da Axia Energia informaram a estabilização do sistema estrutural da barragem da UHE Colíder, alterando o estado de segurança da usina de alerta para atenção e iniciando o procedimento de reenchimento do reservatório, de forma gradual e controlada com limite de 25 centímetros por dia, no dia 23 de fevereiro de 2026 com uma previsão de 28 dias para o término da operação. Sob essa perspectiva, a juíza Érika Camin, da 2º Vara Cível de Colíder, determinou que a empresa deveria encaminhar ao MP, em até 24 horas, o plano de reenchimento e o relatório das intervenções enviados à SEMA, ademais, em um período de 10 dias, apresentar toda a documentação referente à situação fática atual, ao plano de reenchimento e a autorização dada pelo órgão ambiental a fim de verificar eventuais mudanças no termo de ajustamento negociado.

Após o anuncio do rebaixamento controlado de 17 metros, a empresa afirma ter sido de aproximadamente 6 metros, no nível do reservatório da UHE Colíder, que banha os municípios de Colíder, Itaúba, Nova Canaã do Norte e Cláudia, foi instalado a Câmara Setorial Temática (CST) em audiência pública pela Assembleia Legislativa do Estado de Mato Grosso para fiscalizar e monitorar as intervenções, seus impactos e as indenizações tomadas pela empresa proprietária Axia Energia devido as falhas estruturais na barragem e o rebaixamento do reservatório e, com a diminuição do estado de segurança da usina e o retorno ao seu funcionamento normal, demonstrou-se necessário discutir os próximos passos a serem realizados pela câmara. Nesse contexto, foi aprovado durante reunião ordinária realizada pela CST, no dia 26 de fevereiro de 2026, a prorrogação dos trabalhos de monitoramento por mais 180 dias após analisar os documentos técnicos e avaliar o estado atual da barragem, mantendo o acompanhamento técnico do enchimento do reservatório, autorizado pela SEMA, bem como a evolução das obras de reparo e das tratativas de reparação dos danos causados, a fim de garantir a integridade da barragem e a devida compensação às comunidades impactadas.

Segundo o Ministério Público, a instalação de sirenes fixas não deve ser interpretada como reforço do compromisso da concessionária com a segurança, conforme divulgado pela empresa, mas sim como evidência de que, somente após pressão institucional, passaram a ser cumpridas obrigações legais e técnicas já previstas há anos. Destaca-se, ainda, que, mesmo após a elevação do nível de risco da barragem, não houve revisão tempestiva do Plano de Ação de Emergência (PAE), nem a implementação das medidas corretivas exigidas pela Lei nº 12.334/2010, alterada pela Lei nº 14.066/2020, e pela Resolução Normativa ANEEL nº 1.064/2023.

Governança Ambiental e participação social

Os Comitês de Bacia Hidrográfica (CBHs) consistem em órgãos compostos por representantes da sociedade civil organização, dos governos e dos usuários da água que atuam na área da bacia hidrográfica, que debatem e deliberam as demandas locais relacionadas à gestão dos recursos hídricos, fazendo parte do Sistema Nacional e Estadual de Gestão dos Recursos Hídricos e constituindo o “Parlamento das Águas”. São fóruns de gestão participativa dos recursos hídricos e de deliberação de conflitos, conforme as Políticas Nacional e Estadual de Recursos Hídricos.

Com relação à participação social no processo de rebaixamento do reservatório da UHE Colíder, avaliado neste estudo pela atuação dos comitês de bacia hidrográfica (Alto, Médio e Baixo Teles Pires), constatou-se que em nenhum deles foi registrado formalmente qualquer discussão sobre o evento nas reuniões plenárias realizadas em 2025, conforme a análise das atas de reuniões de 2025. Essa ausência evidencia e corrobora com o estudo realizado por Figueiredo e Ioris (2021), que observaram que a governança da água na bacia do rio Teles Pires ainda é centralizada, em contradição com um dos princípios da Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei nº 9. 433 de 1997); desarticulada entre os três comitês e que neles as questões importantes de uso e conflitos da água são pouco debatidas e decididas.

Nas fases de Estudos de Impacto Ambiental, de construção e de inicio da operação da UHE Colíder, parte da população local em geral, exceto alguns membros da classe política, servidores públicos, do movimento dos pescadores e da academia universitária, demonstrou alheamento, distanciamento ou desconhecimento do significado da instalação de uma usina hidrelétrica em seu territorio, apesar de se tratar do uso de um bem comum natural e social que sofreu apropriação privada e causou restrições quanto ao uso da água em suas formas diversas (Arantes; Silva; Bampi, 2025). Essa alienação também, ao que tudo indica, se repetiu com o evento do rebaixamento. A compreensão fragmentada, tanto do projeto da usina como deste evento atual, favorece que poucos possam fazer uma leitura densa e abrangente, até porque os elementos não são explícitos à sociedade, destarte, o processo de reconfiguração de parte do território (Arantes; Silva; Bampi, 2025).

Por outro lado, este evento reacende debates sobre a efetividade da Política Nacional de Segurança de Barragens, a responsabilidade das concessionárias e o papel do Estado na fiscalização de grandes empreendimentos, chegando a ser cogitado, devido à gravidade das falhas constatadas e os riscos ambientais da medida emergencial tomada, a possibilidade de descomissionamento da usina. Além disso, o caso evidenciou a importância de considerar impactos cumulativos de múltiplas hidrelétricas em uma mesma bacia hidrográfica, aspecto frequentemente subestimado nos processos de licenciamento ambiental.

A situação da UHE Colíder insere-se em um contexto mais amplo de impactos cumulativos decorrentes da implantação de múltiplos empreendimentos hidrelétricos ao longo do rio Teles Pires. A fragmentação do licenciamento ambiental, a análise isolada desses empreendimentos e as contradições na delimitação das áreas de influência direta e indireta tendem a subestimar os efeitos sinérgicos e cumulativos sobre os ecossistemas aquáticos e atividades econômicas que dependem do rio, além das populações indígenas a jusante, como apontado no estudo de Rostirolla (2018). Isso corrobora com Fearnside (2011), que destaca que os Estudos de Impacto Ambiental dão muita ênfase na própria barragem perdendo o foco no resto da bacia, abordagem que é reforçada e revelada também na tomada de decisões e articulações quando da ocorrência de eventos extremos, como o rebaixamento do reservatório da UHE Colíder.

Mesmo considerando que foi elaborada uma Avaliação Ambiental Integrada (AAI) para a bacia do Teles Pires (EPE, 2009), Gallardo *et al*. (2017) destacam que a discussão sobre os impactos cumulativos em nível de empreendimento hidrelétrico ainda é falha, desde a integração desses estudos em diferentes níveis do planejamento, até ao aperfeiçoamento de metodologias existentes que possibilitem ampliar a discussão dessa tipologia de impactos em nível de projetos individuais e que contemplem mecanismos para mitigar esses impactos em nível de projeto. Conforme os autores, considerar esses aspectos poderia contribuir para que os impactos cumulativos em nível de bacia hidrográfica não seja dissipado em nível de hidrelétricas, onde de fato ocorre a tomada de decisão.

Adicionalmente, evidenciou-se lacunas na integração entre engenharia, monitoramento contínuo e governança hídrica e ambiental, demonstrando a importância de práticas robustas de gestão de barragens e planejamento preventivo, especialmente em bacias hidrográficas ambientalmente sensíveis e tributárias da Região Hidrográfica Amazônica, como a do rio Teles Pires. O evento também revelou a necessidade de comunicação clara e transparente com comunidades ribeirinhas e indígenas, setores econômicos locais e comitês de bacias hidrográficas, uma vez que o rebaixamento impactou diretamente atividades pesqueiras, turismo e uso múltiplo da água.

Considerações Finais

Embora o rebaixamento do reservatório da UHE Colíder tenha sido adotado como medida preventiva para evitar o rompimento da barragem, o caso evidencia a complexidade envolvida na gestão de barragens, pois envolve também a gestão ambiental, dos recursos hídricos e socioeconômica em toda a área de influência direta e indireta. Os resultados deste estudo demonstram que intervenções técnicas emergenciais, ainda que necessárias para a segurança da estrutura, podem desencadear efeitos significativos sobre os ecossistemas e as populações diretamente dependentes dos recursos hídricos, reforçando a necessidade de planejamento prévio e avaliação integrada de riscos de forma cumulativa e sinérgica. No âmbito institucional, o caso revela avanços na atuação de órgãos de controle, mas também evidencia fragilidades na governança hídrica, especialmente no que se refere às falhas na descentralização, participação social e transparência, como o envolvimento dos comitês de bacias hidrográficas, que ficaram à margem do processo.

Diante disso, destaca-se a importância do fortalecimento dos instrumentos de gestão e fiscalização por parte das instituições públicas, bem como da adoção de práticas mais rigorosas de monitoramento contínuo e transparência por parte das concessionárias. Além disso, torna-se fundamental ampliar a participação social e considerar, de forma mais consistente, os impactos cumulativos de empreendimentos hidrelétricos em bacias hidrográficas. Por fim, este estudo contribui para o debate sobre a gestão integrada entre segurança de barragens, meio ambiente e recursos hídricos, ao evidenciar que extrapolam aspectos estritamente técnicos, incorporando dimensões sociais, ambientais, políticas e institucionais, de modo a promover maior segurança, sustentabilidade e justiça socioambiental.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT) pelo suporte acadêmico e institucional ao desenvolvimento deste trabalho. Expressam também reconhecimento aos órgãos públicos e instituições que disponibilizaram informações técnicas e documentos fundamentais para a realização da pesquisa, em especial à Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL), ao Ministério Público do Estado de Mato Grosso (MPMT) e à Perícia Oficial e Identificação Técnica (Politec/MT). Agradecem, ainda, aos docentes envolvidos na orientação e construção do conhecimento ao longo da formação acadêmica, bem como às comunidades locais que, direta ou indiretamente, contribuíram com informações relevantes para a compreensão dos impactos socioambientais analisados neste estudo.

Referências Bibliográficas

AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. **Aneel realiza nova inspeção na barragem da UHE Colíder**. 16 out. 2025. Disponível em: https://www.gov.br/aneel/pt-br/assuntos/noticias/2025/aneel-realiza-nova-inspecao-na-barragem-da-uhe-colider. Acesso em: 12 abr. 2026.

ARANTES, Almir; SILVA, Renata Maria; BAMPI, Aumeri Carlos. Efeitos socioambientais da instalação de uma usina hidrelétrica na fronteira energética na Amazônia: estudo de caso da UHE Colíder em Mato Grosso. **Revista Geopolítica Transfronteiriça**, v. 9, nº 2, pp. 01-27, 2025.

COPEL. COMPANHIA PARANAENSE DE ENERGIA. **Avisos, comunicados e fatos relevantes**. Disponível em: https://ri.copel.com/publicacoes-e-documentos/avisos-comunicados-e-fatos-relevantes/. Acesso em: 12 abr. 2026.

COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO TELES PIRES. Disponível em: https://cbhaltotelespiresm.wixsite.com. Acesso em: 12 abr. 2026.

COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO BAIXO TELES PIRES. Disponível em: https://cbhbaixotelespires.wixsite.com. Acesso em: 12 abr. 2026.

COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO MÉDIO TELES PIRES. Disponível em: https://cbhmediotelespires.wixsite.com. Acesso em: 12 abr. 2026.

EPE – Empresa de Pesquisa Energética. **Avaliação Ambiental Integrada – AAI e diretrizes** – Relatório parcial 3 – Sumário executivo. Fase III Levantamentos, Estudos Básicos e de Alternativas, 2009. Disponível em: https://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-248/topico-292/AAI%20Teles%20Pires%20-%20Relat%C3%B3rio%20Final%20-%20Sum%C3%A1rio%20Executivo[1].pdf. Acesso em: 20 abr. 2026.

EPE-EMPRESA DE PESQUISAS ENERGÉTICAS. **Balanço Energético Anual** – ano base 2024. Rio de Janeiro: EPE, 2025. Acesso em: 12 abr. 2026.

FEARNSIDE, Philip M., Gases de Efeito Estufa no EIA-RIMA da Hidrelétrica de Belo Monte**, Novos Cadernos NAEA** v. 14, n. 1, p. 5-19, 2011**.**

FIGUEIREDO, Daniela Maimoni. Hidrelétricas e Agronegócio na Bacia do Rio Teles Pires: Contradições e Conflitos no Uso da Água. In: Carmello, Núbia; et al. **Amazônia contribuição cientifica para gestão hídrica**. Ituiutaba: Barlavento, 2019. 92-132 p. Acesso em: 12 abr. 2026.

FIGUEIREDO, Daniela Maimoni; IORIS, Antônio Augusto Rossotto. Water Governance and the Hydrosocial Territory of the Teles Pires River Basin in the Brazilian Amazon. In: IORIS, A.A.R. (edit.). **Environment and development** – chalenges, policies and practices. Palgrave Macmilan. 437-468 p. Acesso em: 13 abr. 2026.

G1 MATO GROSSO. **Festival de praia é cancelado após usina hidrelétrica reduzir nível do reservatório por alerta de segurança em MT**. Disponível em: https://g1.globo.com/mt/mato-grosso/noticia/2025/08/19/festival-de-praia-e-cancelado-apos-usina-hidreletrica-reduzir-nivel-de-reservatorio-por-alerta-de-seguranca-em-mt.ghtml. Acesso em: 13 abr. 2026.

GALLARDO, A. L. C. F., SILVA, J.C. da, GAUDERETO, G.L., SOZINHO, D.W.F., A avaliação de impactos cumulativos no planejamento ambiental de hidrelétricas na bacia do rio Teles Pires (região amazônica), **Desenvolvimento e Meio Ambiente** v.43, Edição Especial: Avaliação de Impacto Ambiental, p.22-47, 2017.

GC NOTÍCIAS. **Eletrobrás inicia rebaixamento controlado do nível do reservatório da UHE Colíder**. Disponível em: https://www.gcnoticias.com.br/geral/eletrobras-inicia-rebaixamento-controlado-do-nivel-do-reservatorio-da-uhe-colider/215846800. Acesso em: 13 abr. 2026.

MATO GROSSO AGORA. **Câmara setorial prorroga por mais 180 dias acompanhamento da UHE Colíder**. Disponível em: https://mtagora.com.br/noticia/174430/camara-setorial-prorroga-por-mais-180-dias-acompanhamento-da-uhe-colider. Acesso em: 13 abr. 2026.

MINISTÉRIO PÚBLICO DO ESTADO DE MATO GROSSO. **Medida tardia revela omissão e mantém alerta, aponta MPMT**. Disponível em: https://www.mpmt.mp.br/conteudo/58/167436/medida-tardia-revela-omissao-e-mantem-alerta-aponta-mpmt. Acesso em: 14 abr. 2026.

MINISTÉRIO PÚBLICO DO ESTADO DE MATO GROSSO. **Requisita documentos sobre operação da UHE Colíder**. Disponível em: https://www.mpmt.mp.br/conteudo/58/166108/mpmt-requisita-documentos-sobre-operacao-da-uhe-colider. Acesso em: 13 abr. 2026.

MUNHOZ, Julia. **Plano de descomissionamento da UHE Colíder é requerido pelo MP**. Ministério Público do Estado de Mato Grosso (MPMT), 16 set. 2025. Disponível em: https://www.mpmt.mp.br/conteudo/58/165566/plano-de-descomissionamento-da-uhe-colider-e-requerido-pelo-mp. Acesso em: 13 abr. 2026.

MUNHOZ, Julia. **Relatório técnico aponta risco estrutural e ambiental na UHE Colíder**. Ministério Público do Estado de Mato Grosso (MPMT), 12 set. 2025. Disponível em: https://www.mpmt.mp.br/conteudo/58/165347/relatorio-tecnico-aponta-risco-estrutural-e-ambiental-na-uhe-colider. Acesso em: 13 abr. 2026.

OLHAR JURÍDICO. **Empresa informa que UHE de Colíder deixou estado de alerta e juíza dá prazo para plano de reenchimento.** Disponível em: https://www.olharjuridico.com.br/noticias/exibir.asp?id=62604&noticia=empresa-informa-que-uhe-de-colider-deixou-estado-de-alerta-e-juiza-da-prazo-para-plano-de-reenchimento. Acesso em: 15 abr. 2026.

PODER360. **Eletrobras e Copel fecham acordo de R$ 5,5 bilhões**. Disponível em: https://www.poder360.com.br/poder-energia/eletrobras-e-copel-fecham-acordo-de-r-55-bilhoes/. Acesso em: 13 abr. 2026.

ROSTIROLLA, Sandro Luiz. **Análise comparativa dos estudos de impacto ambiental de quatro hidrelétricas no rio Teles Pires.** Dissertação (mestrado em Recursos Hídricos). Universidade Federal de Mato Grosso, 2018. 72 p.

TEIXEIRA, Tita Mara. **Laudo da Politec constata que operação de UHE em Colíder causou danos ambientais e riscos estruturais.** Perícia Oficial e Identificação Técnica (Politec/MT), 06 out. 2025. Disponível em: https://www.politec.mt.gov.br/w/laudo-da-politec-constata-que-operação-de-uhe-em-colider-causou-danos-ambientais-e-riscos-estruturais. Acesso em: 13 abr. 2026.

GERENCIAMENTO DE RISCOS PARA MITIGAÇÃO DE FALHAS NO MONITORAMENTO HIDROLÓGICO

1 Diego Guterres de Freitas, 2 Marco Antonio Jacomazzi
1 Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: diego.guterres@ufrgs.br; 2 Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: marcoantonio@rasa.eng.br;

Palavras-chave: Dados hidrológicos; segurança da informação; monitoramento hidrológico.

Resumo

A confiabilidade dos dados hidrológicos é condição essencial para a gestão eficaz dos recursos hídricos, especialmente diante de eventos extremos que demandam respostas rápidas e embasadas. Esta pesquisa, desenvolvida no âmbito do Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (ProfÁgua/UFRGS), propõe avaliação e proposição de aprimoramento dos protocolos de segurança da informação aplicados a dispositivos de monitoramento hidrológico, com foco na prevenção e mitigação de perdas de dados em estações pluviométricas e fluviométricas alocadas na Bacia do Lago Guaíba. Por meio de estudo quantitativo longitudinal com abordagem retrospectivo-prospectiva (2020–2026), serão quantificadas falhas e vulnerabilidades, correlacionando causas técnicas e operacionais, incluindo falhas de energia, falhas de telemetria, vandalismo, obsolescência tecnológica e insuficiência de manutenção preventiva. A metodologia combina análise retrospectiva de séries históricas, acompanhamento prospectivo de incidentes e modelagem estatística inferencial, com suporte em referências normativas como a Resolução ANA 253/2025 e as normas ISO/IEC 27005 e ISO 31000. Espera-se demonstrar que medidas de segurança da informação possam ser ampliadas a partir do estudo de caso de estações de monitoramento, aprimorando as medidas de prevenção e possibilitando a redução significativa da ocorrência de lacunas superiores a 24 horas nas séries de dados. O produto final consiste em um protocolo de segurança replicável para redes de monitoramento hidrológico, com potencial de aplicação em outras bacias e entidades gestoras. O estudo contribui para o fortalecimento da confiabilidade das informações que alimentam o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH), ampliando a resiliência operacional e a qualidade da base técnica disponível para a tomada de decisões estratégicas.

Introdução

O monitoramento hidrológico constitui uma demanda estratégica permanente para a gestão sustentável dos recursos hídricos. Grande parte do acompanhamento contínuo das condições hídricas é realizado por meio de dispositivos automáticos de medição que, após análise e tratamento especializado, fornecem o alicerce técnico para decisões de gestores públicos, empresas e operadores de sistemas hídricos. Na Bacia do Lago Guaíba (sistema hidrográfico de alta relevância para o Rio Grande do Sul, que integra o escoamento de rios como o Jacuí, o Taquari, o Caí, o Sinos e o Gravataí) essa função é desempenhada por uma rede de estações pluviométricas e fluviométricas operadas por múltiplas entidades, entre elas a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), o Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), o Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais (CEMADEN) e a Secretaria de Meio Ambiente e Infraestrutura do RS (SEMA-RS).

Esses dispositivos compõem uma infraestrutura crítica de informação: subsidiam o planejamento de obras hidráulicas, a operação de sistemas de abastecimento e o acionamento de alertas em situações de eventos extremos. A cheia sem precedentes de 2024, que atingiu a Bacia do Guaíba com consequências devastadoras para municípios da região metropolitana de Porto Alegre, evidenciou de forma contundente o quanto a disponibilidade e a integridade dos dados de monitoramento em tempo real são decisivas para a qualidade das previsões e para a eficácia das respostas emergenciais (COLLISCHONN et al., 2025). Naquele evento, limitações no monitoramento e na qualidade dos dados impactaram diretamente a modelagem preditiva e a comunicação de risco à população.

A confiabilidade dessas informações, entretanto, está sujeita a ameaças de naturezas diversas. No campo da segurança da informação, o Triângulo CIA, constituído por Confidencialidade, Integridade e Disponibilidade (WHITMAN; MATTORD, 2022), estabelece os princípios que orientam a proteção de ativos informacionais. No contexto do monitoramento hidrológico, são especialmente relevantes a Integridade (precisão e autenticidade dos dados registrados) e a Disponibilidade (continuidade da coleta e transmissão sem interrupções). A perda de qualquer um desses atributos implica diretamente na degradação da qualidade da série histórica e na redução da capacidade de apoio à decisão dos sistemas de gestão.

As ameaças a essa infraestrutura são múltiplas; de um lado, a crescente adoção de telemetria, automação e conexões remotas expõe os dispositivos a vulnerabilidades cibernéticas. Riggs et al. (2023), em artigo publicado na revista *Sensors*, analisam a interdependência entre subsistemas tecnológicos e físicos em infraestruturas críticas, apontando que falhas em um componente podem gerar efeitos em cascata com impactos ampliados. De outro lado, e com igual relevância no contexto da bacia estudada, riscos operacionais como falhas de energia, interrupções de telemetria, obsolescência de hardware e firmware, vandalismo e insuficiência de manutenção preventiva podem responder por uma parte significativa de perdas de dados a serem mapeados através do banco de dados do portal Hidroweb. É responsabilidade das entidades mantenedoras das informações efetuar vistorias e realizar manutenções periódicas; extensos intervalos de tempo dessas ações podem resultar em interrupções prolongadas, ocasionando importantes falhas e, consequentemente, comprometendo tanto a continuidade das séries históricas, quanto a eficácia dos sistemas de alerta

Nesse cenário, a resiliência das redes de monitoramento hidrológico passa a depender não apenas da robustez tecnológica dos equipamentos, mas também de uma governança efetiva sobre controle de acessos, atualização de proteções, manutenção técnica

sistemática e identificação proativa de pontos vulneráveis à perda de dados. Loucks e Van Beek (2017) destacam que a eficiência do planejamento, desenvolvimento e operação de sistemas hídricos é diretamente determinada pela qualidade, precisão e temporalidade das informações disponíveis, o que reforça que qualquer interrupção na cadeia de coleta e transmissão representa não apenas uma falha técnica, mas uma ruptura no processo de apoio à decisão.

A literatura nacional e internacional é convergente ao apontar que a qualidade dos dados hidrológicos são condições indispensáveis para a Gestão Integrada de Recursos Hídricos e para o funcionamento eficaz dos sistemas de apoio à decisão (PEREIRA; BARBIEIRO; QUEVEDO, 2020; PINHEIRO et al., 2024). A crescente adoção de dispositivos conectados via IoT para transmissão de dados em tempo real, embora represente um avanço operacional, também amplia a exposição dessas redes a falhas e vulnerabilidades quando desacompanhada de protocolos adequados de segurança (SILVA; SANTANA; REIS, 2025).

A presente pesquisa parte, portanto, do diagnóstico dessas fragilidades como eixo central de investigação. A hipótese orientadora é a de que medidas estruturadas de segurança da informação, combinadas com práticas de manutenção preventiva e governança técnica adequadas, são capazes de reduzir significativamente as lacunas na coleta de dados, especialmente aquelas superiores a 24 horas, que comprometem de forma mais grave a integridade das séries históricas. Ao fortalecer a confiabilidade dos dados que alimentam o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH), a pesquisa contribui para decisões mais seguras, ágeis e embasadas por parte dos gestores e operadores de recursos hídricos.

Material e Métodos

A pesquisa caracteriza-se como quantitativa, com desenho longitudinal retrospectivo-prospectivo, abrangendo o período de 2020 a 2026. A escolha por esse desenho se justifica pela necessidade de analisar tendências temporais de incidentes de perda de dados ao longo de um intervalo suficientemente extenso para capturar padrões sazonais, eventos extremos e efeitos de intervenções operacionais. Trata-se de um trabalho em andamento (*work in progress*): a fase retrospectiva (2020–2025) está em curso, com levantamento e classificação dos registros existentes, enquanto a fase prospectiva (2025–2026) permitirá o acompanhamento de incidentes em tempo real e a verificação do impacto de eventuais medidas corretivas adotadas pelas entidades mantenedoras.

Não haverá coleta direta em campo nem entrevistas com operadores. Todos os dados primários serão obtidos de fontes públicas ou institucionais oficiais: o sistema Hidroweb (ANA), o banco de dados do CEMADEN, os registros do INMET e os dados da SEMA-RS. A análise se limitará a dados estruturados, numéricos e categóricos, sem avaliação de fatores organizacionais ou culturais.

O portal Hidroweb, repositório nacional de dados hidrológicos operado pela ANA, registra 62 estações de monitoramento em operação na Bacia do Lago Guaíba, distribuídas entre estações fluviométricas, pluviométricas e multiparâmetro, operadas por diferentes entidades: ANA, CEMADEN, INMET, SEMA-RS, FEPAM-RS e DMAE (Porto Alegre).

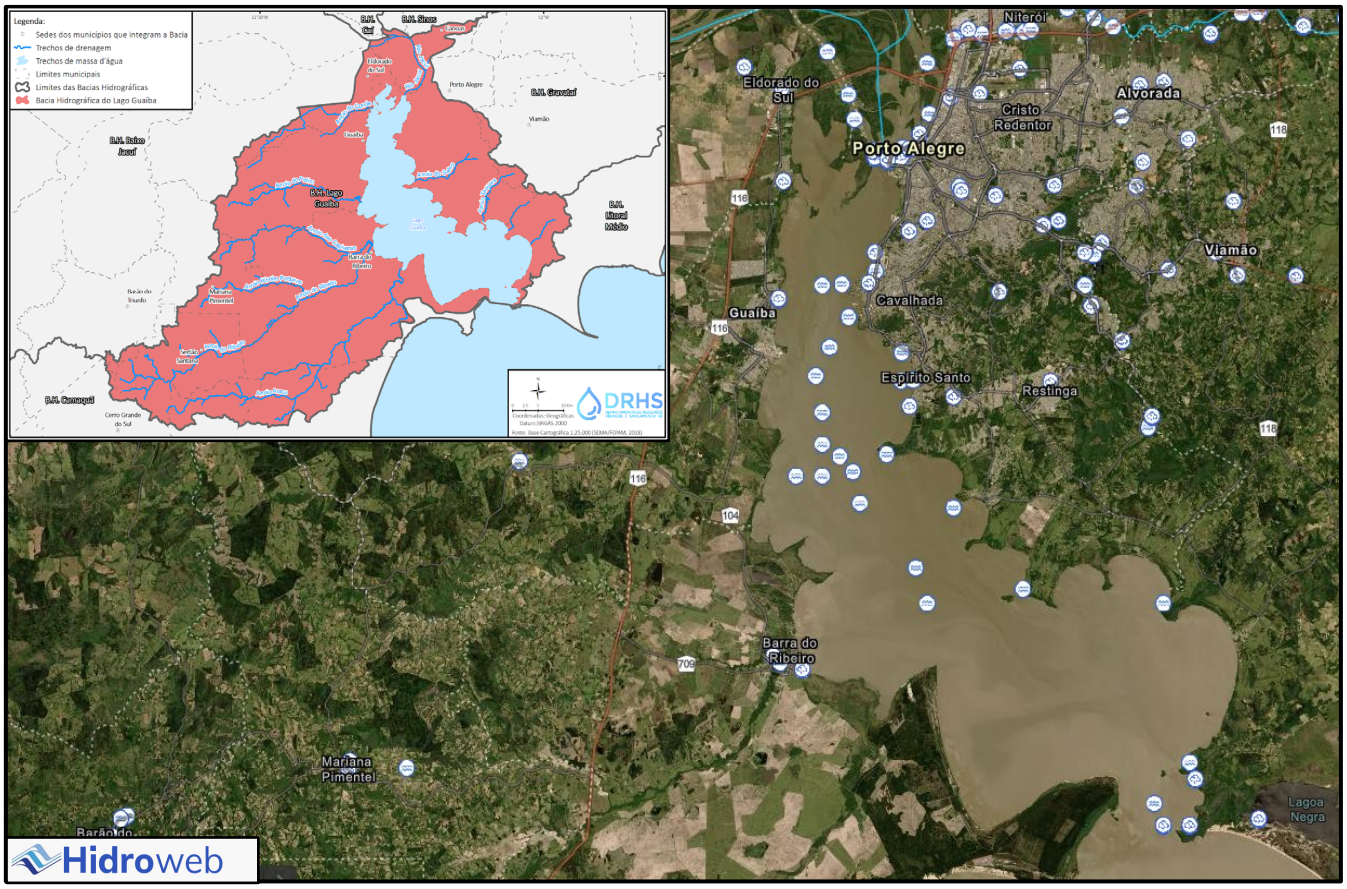


Figura 01: Bacia do Lago Guaíba e distribuição de estações cadastradas no Hidroweb.
Fonte: Adaptado de DRHS e Portal Hidroweb (2025)

A amostra efetiva de análise é composta pelas 27 estações que possuem registros históricos disponíveis no portal Hidroweb, ou seja, aquelas cujos dados estão acessíveis para a identificação e quantificação de lacunas ao longo do período de 2020 a 2026. Esse conjunto inclui tanto estações atualmente em operação quanto estações que encerraram suas atividades em algum momento dentro do período de análise. A inclusão dessas últimas é metodologicamente relevante: estações que cessaram operação durante o intervalo estudado podem representar, elas próprias, casos de incidentes de alta gravidade, situações em que falhas técnicas, operacionais ou de segurança comprometeram de forma irreversível ou prolongada a continuidade do monitoramento. Esses casos serão investigados junto às entidades mantenedoras para verificar se o encerramento da operação está associado a incidentes classificáveis na taxonomia de perdas de dados.

As demais 35 estações constantes no portal Hidroweb como em operação, mas sem registros de dados disponíveis no sistema, não integram a amostra analítica principal, embora sua situação de ausência de dados em um repositório ao qual deveriam alimentar, seja em si um indicador de algum impedimento ou relevância técnica revogada, a ser registrado na discussão.

A estratificação da amostra das 27 estações considerará três dimensões: tipo de estação (fluviométrica ou pluviométrica), modalidade operacional (telemétrica) e entidade mantenedora. Essa segmentação permitirá comparações entre grupos e a identificação de padrões diferenciados de vulnerabilidade, inclusive por localização geográfica, explorada com suporte do QGIS.

As variáveis centrais da pesquisa estão organizadas em duas categorias, entre variáveis de desfecho, e variáveis explicativas.

As variáveis de desfecho (perdas de dados) se segmentam em (A) perdas totais, definidas como lacunas contínuas superiores a 24 horas nas séries de registro, limiar adotado como critério de severidade, pois compromete análises diárias e modelos de previsão operacional; ou em (B) perdas parciais, entendidas como registros com ausências pontuais, irregularidades de horário, inconsistências de frequência de medição ou valores inválidos que degradam a qualidade da série histórica sem configurar interrupção total.

As variáveis explicativas (causas e vulnerabilidades) se diferenciam em (I) causa-raiz do incidente, categorizada em falhas de energia (ausência de fornecimento ou falha de bateria/gerador), falhas de telemetria (interrupção na transmissão de dados), vandalismo ou roubo de componentes, falhas técnicas de hardware ou sensor, e insuficiência de manutenção preventiva; ou pelo (II) status tecnológico do dispositivo, avaliado quanto à versão do sistema operacional, firmware e protocolos de comunicação, verificando a presença de versões com vulnerabilidades de segurança digital conhecidas; ou ainda pela (III) cobertura regulatória, que classifica cada incidente em relação à aderência ou não-conformidade com as diretrizes de segurança da informação estabelecidas pela Resolução ANA n° 253/2025 e demais normativas aplicáveis.

Brubacher, Oliveira e Guasselli (2020) destacam que falhas nas medições representam um desafio operacional recorrente na hidrometria, demandando métodos sofisticados de preenchimento e interpolação de dados. A abordagem desta pesquisa é complementar e preventiva: em vez de remediar as lacunas após sua ocorrência, busca atuar na identificação e eliminação de suas causas-raiz, resultando em séries históricas com maior fidelidade e menor necessidade de preenchimento matemático.

Será desenvolvida uma Taxonomia de Incidentes de Perda de Dados específica para o monitoramento hidrológico, estruturada a partir da classificação das causas-raiz identificadas nas fases retrospectiva e prospectiva da pesquisa. A taxonomia fornecerá um esquema padronizado de categorização que viabilizará a codificação das variáveis categóricas, o agrupamento de falhas sistêmicas e a comparação entre os diferentes tipos de estação e entidades mantenedoras.

A construção da taxonomia é metodologicamente referenciada no trabalho de Huang, Poskitt e Shar (2024), que propõe uma estrutura unificada de modelagem de segurança para sistemas ciberfísicos, integrando as dimensões de *threat modelling* e *attack modelling* ao longo do ciclo de vida dos sistemas. Transposta ao contexto do monitoramento hidrológico, essa abordagem permite classificar não apenas os incidentes consumados, mas também as vulnerabilidades latentes que elevam o risco de ocorrência de falhas.

O tratamento e a análise dos dados seguirão uma sequência metodológica estruturada em etapas progressivas. A limpeza, organização e preparação dos dados será realizada com suporte do software Super Manejo de Dados (IPH/UFRGS) e planilhas eletrônicas, para organização inicial dos registros, codificação das variáveis categóricas (0/1) e cálculos descritivos preliminares. Essa etapa é fundamental para garantir a integridade dos dados de entrada nos modelos inferenciais subsequentes.

Para a quantificação de risco e identificação de causa, será empregada a Regressão Logística Binária, método estatístico indicado quando a variável dependente é dicotômica: ocorreu ou não ocorreu a falha. O modelo permitirá correlacionar a presença de vulnerabilidades de segurança da informação, como protocolos de comunicação inseguros ou sistemas operacionais obsoletos, com a probabilidade de ocorrência de incidentes. A métrica central produzida é a Razão de Chances (Odds Ratio), que quantifica o risco relativo associado a cada fator explicativo, conferindo base quantitativa às recomendações do protocolo final.

As demais hipóteses relativas à frequência de ocorrência dos incidentes, à avaliação de conformidade regulatória com as normas da ANA e à estratificação geoespacial dos resultados, serão testadas com o emprego de métodos estatísticos inferenciais adequados ao tipo e à distribuição de cada variável analisada, com suporte das linguagens R ou Python.

A análise geoespacial e estratificação será conduzida com o software QGIS, permitindo mapear a distribuição geográfica das estações e dos incidentes registrados, identificar clusters de vulnerabilidade em função da localização (áreas urbanas versus rurais, proximidade de vias, histórico de exposição a cheias) e apoiar a estratificação da amostra. Essa dimensão espacial é particularmente relevante no contexto da Bacia do Lago Guaíba, onde a densidade de estações e a diversidade de entidades operadoras produzem um quadro heterogêneo de riscos e capacidades de resposta.

A modelagem e análise estatística avançada será executada nas linguagens R ou Python, pela sua capacidade de processar grandes volumes de séries temporais e garantir a reprodutibilidade dos resultados dos modelos inferenciais.

A avaliação quantitativa das vulnerabilidades e ameaças será ancorada nas normas internacionais ISO/IEC 27005 (Gestão de Riscos em Segurança da Informação) e ISO 31000 (Princípios e Diretrizes para a Gestão de Riscos). Conforme Whitman e Mattord (2022), o risco é função de três elementos interdependentes: Ameaça, Vulnerabilidade e Valor do Ativo; e o gerenciamento de riscos visa reduzir o risco residual a um nível inferior ao apetite ao risco da organização. Pfleeger et. al (2015) reforçam que a segurança deve ser tratada como processo contínuo e não como produto acabado, o que fundamenta a abordagem cíclica desta pesquisa: identificar, mensurar, propor e verificar. A combinação das referências normativas com os métodos estatísticos descritos e com a taxonomia de incidentes construída localmente confere ao protocolo final uma dupla legitimidade, a metodológica, pelo rigor estatístico, e a regulatória, pela aderência às normas nacionais e internacionais.

Resultados e Discussão

Dado o caráter de trabalho em andamento (*work in progress*) desta pesquisa, os resultados apresentados a seguir correspondem à fase inicial de levantamento e estruturação da base de dados, com indicação dos achados preliminares e das análises em andamento. Os resultados definitivos com a aplicação completa dos modelos estatísticos e a versão consolidada da taxonomia de incidentes, serão objeto da dissertação final.

No campo do levantamento da rede de monitoramento e diagnóstico inicial, o portal Hidroweb registra 62 estações de monitoramento hidrológico em operação na Bacia do Lago Guaíba. Dessas, apenas 27 possuem séries de dados efetivamente disponíveis para consulta e análise, constituindo a amostra sobre a qual incide a investigação central desta pesquisa. A discrepância entre o total de estações cadastradas como em operação (62) e aquelas com dados acessíveis (27) é, por si só, um dado analiticamente relevante: indica que 35 estações, embora formalmente ativas no sistema, não alimentam regularmente o principal repositório nacional de dados hidrológicos. Esse cenário dialoga diretamente com o que Sousa et al. (2009) descrevem sobre o SNIRH como uma ferramenta concebida para traduzir a gestão integrada prevista em lei, cujo funcionamento depende essencialmente da continuidade e confiabilidade dos dados de entrada. A ausência de alimentação regular ao Hidroweb por parte dessas estações será registrada como um indicador de falha operacional ou de decisão institucional, mesmo que essas unidades não integrem a amostra analítica principal.

A inclusão de estações operantes e encerradas no período analisado (2020 a 2026) é uma decisão metodológica deliberada para assegurar a representatividade da amostra de 27 estações, evitando assim distorções nos dados.

Estações que cessaram atividade durante o intervalo analisado podem representar casos de incidentes de alta gravidade, nos quais falhas técnicas, operacionais ou relacionadas à segurança da informação comprometeram de forma prolongada ou definitiva a continuidade do monitoramento. O encerramento da operação de uma estação será tratado como um evento a ser investigado junto à entidade mantenedora, para verificar se está associado a causas classificáveis na taxonomia de incidentes de perda de dados.

Esse conjunto de 27 estações é operado por seis entidades distintas, configurando um cenário de governança fragmentada sobre a infraestrutura de monitoramento da bacia. A multiplicidade de responsáveis com diferentes recursos, padrões de manutenção e capacidade de resposta a incidentes, é tratada nesta pesquisa como uma variável explicativa de segunda ordem, potencialmente associada à heterogeneidade observada nas séries de dados disponíveis.

A fragmentação institucional da rede de monitoramento da Bacia do Guaíba, com seis entidades operando sob diferentes padrões e recursos, constitui uma vulnerabilidade estrutural ao sistema de informações hidrológicas que transcende as falhas individuais de cada dispositivo. Essa dispersão dificulta a padronização de protocolos de manutenção e segurança, e muito provavelmente está associada às lacunas observadas nas séries históricas disponíveis no Hidroweb.

Quanto a análise de lacunas e perdas de dados, a análise preliminar das séries históricas das 27 estações amostradas permite identificar a presença de lacunas, que são os períodos sem registro de dados, cujas extensões e padrões temporais estão sendo catalogados. As lacunas superiores a 24 horas são classificadas como perdas totais, constituindo a variável de desfecho central da pesquisa. Perdas parciais, que abarquem inconsistências de horário, ausências pontuais e irregularidades de frequência de medição, também estão sendo mapeadas, sobretudo a se averiguar a extensão em que permanecem os dados com menor detalhamento.

Como demonstrado por Brubacher, Oliveira e Guasselli (2020), falhas de menor magnitude acumuladas ao longo do tempo impactam a confiabilidade das séries históricas de forma comparável às interrupções totais, especialmente quando se fazem necessários processos de preenchimento por regressão linear ou múltipla, geoestatística ou aprendizado de máquina. A abordagem desta pesquisa é, portanto, essencialmente preventiva: ao identificar e eliminar as causas-raiz das falhas, reduz-se a necessidade de recorrer a esses métodos de reconstrução, resultando em séries com maior fidelidade ao fenômeno real monitorado. Jarquin et al. (2023) reforçam a importância da padronização dos processos de identificação de erros brutos como essencial para a qualidade do monitoramento hidrológico, o que a taxonomia de incidentes proposta nesta pesquisa visa operacionalizar de forma sistemática.

O primeiro objetivo específico consiste em pesquisar, quantificar e correlacionar os principais tipos de perdas de dados nas 27 estações da amostra, no período de 2020 a 2026. As hipóteses associadas sustentam que falhas de energia, interrupções de telemetria, ausência de redundância e vandalismo respondem pela maior parte das perdas totais (lacunas >24h), enquanto desajustes de calibração, entupimento de sensores, *clock drift* e erros de ETL (*Extract, Transform, Load*) estão na origem das perdas parciais mais frequentes. Adicionalmente, estima-se que estações equipadas com recursos de

redundância energética, armazenamento local em buffer, relógio sincronizado e rotinas de verificação de integridade apresentem risco significativamente menor de lacunas superiores a 24 horas, hipótese apoiada por Malik et al. (2023), que identificam essas estratégias como comprovadamente eficazes para reduzir o tempo de indisponibilidade e aumentar a confiabilidade operacional de sistemas ciberfísicos.

O segundo objetivo específico consiste em pesquisar, quantificar e correlacionar as principais vulnerabilidades a perdas de dados nas estações da amostra, no mesmo período. As hipóteses correspondentes estimam que: (I) a adoção dos procedimentos de segurança da informação preconizados pela ANA (em especial aqueles estabelecidos pela Resolução n° 253/2025) reduz o risco relativo de ameaças em mais de 50% em relação a dispositivos não conformes; e (II) estações com hardware ou firmware obsoleto, ou com componentes ciberfísicos sem proteção adequada, constituem o principal vetor de vulnerabilidade a falhas críticas e ao comprometimento da integridade dos dados.

A segunda hipótese é respaldada por Almeida et al. (2009), que identificam que a complexidade e a interconexão crescentes dos sistemas tecnológicos de monitoramento hidrológico potencializam a exposição a riscos; por Garbossa, Novaes e Lapa (2020), observam que soluções de automação de baixo custo, embora ampliem o alcance do monitoramento, podem introduzir vulnerabilidades não intencionais quando associadas a componentes sem manutenção adequada. Paul et al. (2022), em análise de sistemas ciberfísicos no setor elétrico, com paralelos metodológicos diretamente aplicáveis ao setor hídrico, apontam que a integração entre tecnologia da informação e operação física cria superfícies de ataque que exigem estratégias específicas de defesa em profundidade (*defense in depth*), abordagem conceituada por Whitman e Mattord (2022) como o modelo mais robusto de proteção para ativos de alta criticidade.

O evento extremo de 2024 serve como caso concreto e recente para essa discussão. Collischonn et al. (2025) relatam que limitações no monitoramento em tempo real impactaram a qualidade das previsões emergenciais de nível d'água no Rio Guaíba, com consequências diretas para a comunicação de risco à população. A presente pesquisa se posiciona como resposta metodológica a esse tipo de vulnerabilidade, não pelo aprimoramento dos modelos de previsão, mas pelo fortalecimento da base de dados que os alimenta. A segurança hídrica, como destacam Ribeiro (2017) e Volmar et al. (2023), é um requisito estratégico de dimensão nacional, e a qualidade contínua dos dados de monitoramento é um dos seus pilares mais fundamentais e, paradoxalmente, mais frágeis.

Nas etapas seguintes, a análise do quadro de vulnerabilidades à luz das normas ISO/IEC 27005 e ISO 31000 permitirá classificar cada tipo de incidente segundo sua probabilidade e impacto, priorizando as recomendações do protocolo final de acordo com o risco residual de cada categoria de falha. Essa abordagem de gerenciamento de riscos estruturado é o que diferencia o produto desta pesquisa de recomendações genéricas: ele será ancorado em evidências quantitativas locais, validadas estatisticamente, e referenciado em padrões normativos com reconhecimento internacional.

Comentários finais (Considerações finais)

A presente pesquisa parte de um diagnóstico que, embora específico à Bacia do Lago Guaíba, aponta para uma vulnerabilidade sistêmica presente em redes de monitoramento hidrológico em todo o território nacional: o embrionário detalhamento de protocolos estruturados de segurança da informação aplicados a dispositivos de campo telemétricos resulta em lacunas de dados que comprometem, silenciosamente, a qualidade das séries históricas que sustentam decisões de gestão hídrica. O evento extremo de 2024, que expôs as limitações do monitoramento em tempo real durante a maior cheia já registrada no Guaíba, confere urgência e palpabilidade a esse diagnóstico.

Como *work in progress*, este artigo apresenta o delineamento metodológico da pesquisa, o levantamento preliminar das 27 estações com dados disponíveis no Hidroweb e as hipóteses que orientam as análises em curso. Os resultados definitivos — incluindo a quantificação estatística das falhas, a taxonomia de incidentes e o protocolo de segurança — serão apresentados na dissertação final. No entanto, os achados preliminares já indicam que a fragmentação institucional da rede, com seis entidades mantenedoras operando sob padrões heterogêneos, constitui em si uma vulnerabilidade estrutural que precede qualquer falha técnica individual.

Espera-se que o protocolo resultante desta pesquisa não apenas contribua para a redução de lacunas superiores a 24 horas nas estações da bacia estudada, mas que ofereça uma base metodológica replicável para outras bacias e entidades gestoras do SINGREH. A transição de uma postura reativa de remediação de falhas após sua ocorrência, para uma postura preventiva e baseada em evidências quantitativas é o principal legado que esta pesquisa pretende deixar para a gestão operacional das redes de monitoramento hidrológico no Brasil.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), ao Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH) e ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (ProfÁgua) pelo suporte acadêmico e técnico que tornou possível o desenvolvimento desta pesquisa. Agradecem especialmente ao Prof. Dr. Marco Antonio Jacomazzi, pela orientação dedicada e pelas contribuições fundamentais à construção do projeto, e ao Prof. Dr. Cristiano Poleto, pela excelência na condução das pesquisas no âmbito do ProfÁgua/UFRGS. Estendem o agradecimento ao 5º Congresso Internacional de Engenharia Ambiental pela oportunidade de divulgação e pelo espaço de interação científica proporcionado.

Referências Bibliográficas

ALMEIDA, Cristiano das Neves; PASSERAT DE SILANS, Alain Marie Bernard; ROEHRIG, Jackson; WENDLAND, Edson. Novas tecnologias de informações em recursos hídricos. Revista Brasileira de Recursos Hídricos (RBRH), Porto Alegre, v. 14, n. 2, p. 107–116, abr./jun. 2009. DOI: https://doi.org/10.21168/rbrh.v14n2.p107-116.

BRUBACHER, João Paulo; OLIVEIRA, Guilherme Garcia de; GUASSELLI, Laurindo Antonio. Preenchimento de falhas e espacialização de dados pluviométricos: desafios e perspectivas. Revista Brasileira de Meteorologia (RBMET), São Paulo, v. 35, n. 4, p. 615–629, 2020. DOI: https://doi.org/10.1590/0102-77863540067.

COLLISCHONN, Walter; FLEISCHMANN, André S.; SIQUEIRA, Vanessa A.; PAIVA, Rodrigo C. D.; PONTES, Pedro R. M.; FAN, Fernando M. Previsões emergenciais de níveis d'água no rio Guaíba durante a cheia sem precedentes de 2024 no sul do Brasil. Revista Brasileira de Recursos Hídricos (RBRH), v. 30, e25, 2025. DOI: https://doi.org/10.1590/2318-0331.302520250025.

FERREIRA, Denise Helena Lombardo; MENDES, Jakeline Pertile; SUGAHARA, Cibele Roberta; BRANCHI, Bruna Angela. Indicadores de segurança hídrica: análise fatorial aplicada aos municípios das sub-bacias hidrográficas Atibaia e Piracicaba. Revista Grifos, Chapecó, v. 34, n. 62, p. 1–29, 2024. DOI: https://doi.org/10.22295/grifos.v34i62.7126.

GARBOSSA, Luis Hamilton Pospissil; NOVAES, André Luis Tortato; LAPA, Katt Regina. Automação de baixo custo como alternativa para monitoramento hidrológico. Revista Agropecuária Catarinense, Florianópolis, v. 33, n. 3, p. 72–76, set./dez. 2020.

GIUGNI, Maurizio; KANAKOUDIS, Vasilis; DE PAOLA, Francesco; KERAMARIS, Evangelos. The 5th EWaS International Conference: "Water Security and Safety Management: Emerging Threats or New Challenges? Moving from Therapy and Restoration to Prognosis and Prevention". Environmental Sciences Proceedings, v. 21, n. 39, 2022. DOI: https://doi.org/10.3390/environsciproc2022021039.

HUANG, Shaofei; POSKITT, Christopher M.; SHAR, Lwin Khin. Security modelling for cyber-physical systems: a systematic literature review. ACM Transactions on Cyber-Physical Systems (TCPS), 2024. Disponível em: https://arxiv.org/abs/2404.07527.

JARQUIN, Carlos Antonio; LIRA, Clarice Buarque de Macedo; LOPEZ, Elio Emanuel Romero; LISBOA, Suelen Ruiz; RIBEIRO, Sydnei Nori. Processamento e análise de qualidade dos dados de medição de vazão obtidos com perfiladores acústicos Doppler (ADCP) e sua relevância para o monitoramento hidrológico. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 25., 2023, Aracaju. Anais… Porto Alegre: ABRHidro, 2023.

LOUCKS, Daniel P.; VAN BEEK, Eelco. Water Resources Systems Planning and Management: An Introduction to Methods, Models, and Applications. 2. ed. Paris: UNESCO, 2017.

MACHADO, Augusto César Campos de Sousa; PAULO, Robélia Gabriela Firmiano de; TIAGO FILHO, Geraldo Lúcio. A governança dos recursos hídricos no setor elétrico. In: CONGRESSO NACIONAL DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENGENHARIA HÍDRICA (CONABREH), 1., 2024. Anais… [S.l.]: ABREH, 2024.

MALIK, Muhammad Imran; IBRAHIM, Ahmed; HANNAY, Peter; SIKOS, Leslie F. Developing resilient cyber-physical systems: a review of state-of-the-art malware detection approaches, gaps, and future directions. Computers, v. 12, n. 79, p. 1–26, 2023. DOI: https://doi.org/10.3390/computers12040079.

OLIVEIRA, Luiza Cristina Krau de; DAMÁZIO, Jorge M.; MASCARENHAS, Flávio César B. de. Disseminação de dados de monitoramento hidrometeorológico e de previsão de vazões — reflexões. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 15., 2003, Porto Alegre. Anais… Porto Alegre: ABRH, 2003.

PAUL, Shuva; DING, Fei; UTKARSH, Kumar; LIU, Weijia; O'MALLEY, Mark J.; BARNETT, John. On vulnerability and resilience of cyber-physical power systems: a review. IEEE Systems Journal, v. 16, n. 2, p. 2367–2382, jun. 2022. DOI: https://doi.org/10.1109/JSYST.2021.3123904.

PEREIRA, Marco Alésio Figueiredo; BARBIEIRO, Bruno Lippo; QUEVEDO, Daniela Muller de. Importância do monitoramento e disponibilização de dados hidrológicos para a gestão integrada dos recursos hídricos. Sociedade & Natureza, Uberlândia, v. 23, n. 32, p. 308–320, 2020.

PFLEEGER, Charles P.; PFLEEGER, Shari L.; MARGULIES, Jonathan. Security in Computing. 6. ed. Upper Saddle River: Pearson, 2015.

PINHEIRO, Marcus Vinícius Chiulle; FALSARELLA, Orandi Mina; MARIOSA, Pedro Henrique; CONTI, Diego de Melo; MARIOSA, Duarcides Ferreira. Sistemas de apoio à decisão e gestão de recursos hídricos: proposta de um modelo conceitual. Perspectivas em Ciência da Informação, Belo Horizonte, v. 29, fluxo contínuo, e-42254, 2024. DOI: https://doi.org/10.1590/1981-5344/42254.

RIBEIRO, Sidnei Lopes. Considerações iniciais sobre a segurança hídrica do Brasil. Revista Brasileira de Estudos de Defesa (RBED), v. 4, n. 1, p. 155–180, jan./jun. 2017. DOI: https://doi.org/10.26792/RBED.v4n1.2017.70306.

RIGGS, Hugo; TUFAIL, Shahid; PARVEZ, Imtiaz; TARIQ, Mohd; KHAN, Mohammed Aquib; AMIR, Asham; VUDA, Kedari Vineetha; SARWAT, Arif I. Impact, vulnerabilities, and mitigation strategies for cyber-secure critical infrastructure. Sensors, v. 23, n. 4060, 2023. DOI: https://doi.org/10.3390/s23084060.

SILVA, Hugo Amorim; SANTANA, Lucas de Jesus; REIS, Ygor Luiz Rocha dos. Sistema IoT para monitoramento de recursos hídricos. Revista Caderno Pedagógico, Curitiba, v. 22, n. 8, p. 1–13, 2025. DOI: https://doi.org/10.54033/cadpedv22n8-069.

SOUSA, Fernando Maciel Lima e; CAMPOS NETO, Valdevino Siqueira; PACHECO, Wilfredo Enrique; BARBOSA, Sérgio Augusto. Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos: sistematização conceitual e modelagem funcional. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 18., 2009, Campos do Jordão. Anais… Porto Alegre: ABRH, 2009.

VOLMAR, Livinson; FROTA, Artemisa Fontinele; JORGE, Rosa Lindjhenys de Oliveira; STUDART, Ticiana Marinho de Carvalho; LIMA NETO, Iran Eduardo. Segurança hídrica: análise bibliométrica da produção científica global e brasileira. Revista DAE, São Paulo, v. 71, n. 242, p. 105–127, out./dez. 2023. DOI: https://doi.org/10.36659/dae.2023.059.

WHITMAN, Michael E.; MATTORD, Herbert J. Principles of Information Security. 7. ed. Boston: Cengage Learning, 2022.

AVALIAÇÃO PRELIMINAR DA RELAÇÃO ENTRE VAZÃO DE BASE E VAZÃO DE REFERÊNCIA Q_{90} EM UM POSTO FLUVIOMÉTRICO DO RIO IBICUÍ

Eliane Fischborn, Rutineia Tassi, Vanessa Sari, Aldo Ivan Romero Miranda, Camila Caballero Cristaldo, Gabriel Sulzbach Pereira, Limber Zenteno Aguilera, Rodrigo Girardon Della Pace

Universidade Federal de Santa Maria, e-mail: elianefischborn17@gmail.com; rutineia@gmail.com; vanessa.sari@ufsm.br; alivromi@gmail.com; camicaba2601@gmail.com; gabrielpereirars@gmail.com; limberzent.agui@gmail.com; rodrigodellapace02@gmail.com.

Palavras-chave: escoamento de base; Q_{90}; filtro de Eckhardt.

Resumo

A vazão de base representa a parcela do escoamento sustentada pelo armazenamento subterrâneo e subsuperficial, sendo fundamental para a manutenção das vazões dos rios durante períodos de estiagem. Neste estudo, avaliou-se a relação entre a vazão de base estimada e a vazão de referência Q_{90} em um posto fluviométrico localizado no rio Ibicuí, no município de Manoel Viana, Rio Grande do Sul. Foram utilizadas séries históricas de vazão com resolução horária, compreendendo o período de 29 de setembro de 2005 a 31 de janeiro de 2025. A separação do escoamento de base foi realizada por meio do filtro digital de Eckhardt, com determinação da constante de recessão e do parâmetro BFI_{max}. A constante de recessão obtida foi $\alpha = 0,9$, enquanto o BFI_{max} foi estimado em 0,335. A vazão de referência Q_{90}, determinada pela curva de permanência, foi de 49,7 m³/s. Os resultados indicaram que a vazão de base foi, em média, 4,15 vezes superior à Q_{90}, permanecendo acima desse limiar em aproximadamente 76,93% dos registros válidos. Esses resultados demonstram que a Q_{90} não representa diretamente o escoamento de base típico da bacia, mas sim um limite inferior de disponibilidade hídrica associado a condições de maior criticidade. Assim, a análise conjunta entre indicadores estatísticos de permanência e componentes físicos do escoamento pode fornecer subsídios relevantes para o aprimoramento da gestão dos recursos hídricos, especialmente em regiões sujeitas à variabilidade climática e à ocorrência de estiagens.

Introdução

A disponibilidade hídrica constitui um dos principais fatores limitantes ao desenvolvimento sustentável, especialmente em regiões sujeitas à variabilidade climática e à ocorrência de eventos extremos. Nesse contexto, a caracterização do regime hidrológico dos cursos d'água torna-se fundamental para subsidiar a gestão de recursos hídricos, o planejamento de usos múltiplos e a mitigação de impactos associados tanto a eventos de cheia quanto a períodos de estiagem (ANA, 2013; Bartlett et al., 2025).

Dentre os indicadores amplamente utilizados na gestão hídrica, destacam-se as vazões de referência, que representam condições características do regime de escoamento ao longo do tempo. No estado do Rio Grande do Sul, a vazão Q_{90}, definida como aquela igualada ou superada em 90% do tempo, é adotada como critério para orientar processos de outorga de uso da água, conforme diretrizes estabelecidas pela Secretaria do Meio Ambiente e Infraestrutura (SEMA, 2022). Por estar associada a condições de baixa disponibilidade hídrica, a Q_{90} é frequentemente empregada como referência para a avaliação da oferta hídrica em cursos d'água superficiais (ANA, 2013).

Do ponto de vista hidrológico, as vazões associadas a elevadas permanências, como Q_{90} e Q_{95}, tendem a ser predominantemente sustentadas pelo escoamento de base. Esse componente representa a parcela mais persistente do escoamento, geralmente associada ao armazenamento subterrâneo e subsuperficial, exercendo papel fundamental na regulação do regime de vazões, na manutenção das vazões mínimas e na conservação dos ecossistemas aquáticos. Estudos recentes destacam sua importância na resposta das bacias hidrográficas às mudanças climáticas e na segurança hídrica, especialmente em regiões sujeitas à intensificação de eventos extremos (Wang et al., 2025).

A quantificação desse componente é frequentemente realizada por meio da separação do escoamento de base a partir de séries de vazão observadas, sendo os filtros digitais amplamente empregados para esse fim. Dentre esses, destaca-se o método proposto por Eckhardt (2005), reconhecido por sua robustez e aplicabilidade em diferentes condições hidrológicas e escalas de bacia. Estudos recentes apontam que esse método apresenta desempenho superior ou equivalente a outras abordagens de separação, sendo recomendado em diversos contextos hidrológicos (Wang et al., 2025; Helfer et al., 2024).

Contudo, apesar da ampla utilização da Q_{90} como indicador de referência na gestão de recursos hídricos, ainda há lacunas quanto à sua representatividade em relação ao escoamento de base, especialmente sob diferentes condições hidrológicas e climáticas. Revisões recentes ressaltam que a adequada compreensão desse componente é fundamental para a avaliação de estiagens e para o planejamento sustentável dos recursos hídricos (Gómez; Wendland; Melo, 2020; Macedo; Stinghen; Mannich, 2024; Serur, 2022). Assim, investigar a correspondência entre a vazão de referência adotada e o escoamento de base pode fornecer subsídios relevantes para o aprimoramento dos critérios de gestão hídrica.

Diante desse cenário, o presente estudo tem como objetivo estimar o escoamento de base em um posto fluviométrico localizado na bacia hidrográfica do rio Ibicuí, no sudoeste do estado do Rio Grande do Sul, área inserida em uma região marcada por episódios recentes de estiagem e por desafios associados à disponibilidade hídrica. Para isso, foi aplicado o filtro digital de

Eckhardt às séries observadas de vazão. Adicionalmente, busca-se avaliar a relação entre a vazão de base estimada e a vazão de referência Q_{90}, com o intuito de verificar em que medida esse indicador estatístico de baixa vazão representa a parcela mais persistente do escoamento em períodos de menor disponibilidade hídrica.

Material e Métodos

Local de estudo

A área de estudo está localizada no município de Manoel Viana, no estado do Rio Grande do Sul, na bacia hidrográfica do rio Ibicuí, a qual integra a bacia do rio Uruguai. O ponto de monitoramento corresponde à estação fluviométrica Manoel Viana, código 76560000, situada no rio Ibicuí, com dados disponibilizados pela Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico e operação realizada pelo Serviço Geológico do Brasil. A estação está posicionada nas coordenadas 29°35'45"S e 55°28'53"W, a uma altitude de 61,7 m, abrangendo uma área de drenagem de aproximadamente 29.400 km², conforme apresentado na Figura 1. A série histórica de vazão utilizada neste estudo compreende o período de 29 de setembro de 2005 a 31 de janeiro de 2025.

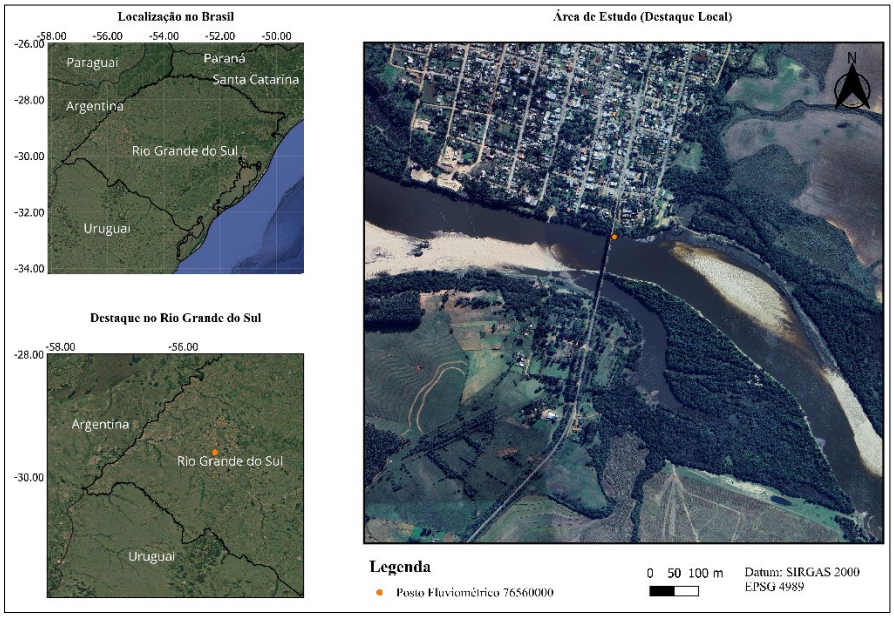


Figura 01: Localização da área de estudo.
Fonte: Autores (2026)

O clima da bacia do Ibicuí é classificado como temperado, com temperatura média anual entre 16 °C e 20 °C (Adam, 2011). A precipitação média anual varia entre aproximadamente 1.540 mm e 1.629 mm (MMA, 2006) apresentando distribuição espacial entre 1.491 mm na porção oeste e 1.834 mm na porção leste. A distribuição sazonal das chuvas não apresenta definição clara de início e fim do ano hidrológico (Marcuzzo; Pinto, 2022).

A geologia da bacia é caracterizada pela predominância de derrames vulcânicos (basaltos, riodacitos e andesitos) e arenitos. Depósitos aluvionares quaternários ocorrem ao longo das drenagens, enquanto o embasamento cristalino aflora na porção sudeste (Mattiuzi, 2013; Nanni, 2008).

Em termos hidrogeológicos, predominam aquíferos porosos na maior parte da bacia, com ocorrência de aquíferos fissurais nas porções oeste, nordeste e sudeste, sendo os aquíferos porosos associados principalmente às áreas de drenagem (IBGE, 2015).

O uso e cobertura do solo são dominados por áreas de agropecuária e formações naturais não florestais, refletindo a forte presença de atividades agrícolas e pecuárias. Áreas florestais são menos expressivas e concentram-se principalmente próximas ao rios e margens dos cursos d'água. Destaca-se também a presença de corpos d'água artificiais (açudes) utilizados para irrigação (Collischonn et al., 2011).

A pedologia da bacia é diversificada, com predominância de Neossolos, além da ocorrência de Argissolos, Planossolos, Latossolos, Nitossolos e Chernossolos, distribuídos de forma heterogênea ao longo da área (EMATER/RS, 2008; Fauconnier, 2017).

Método de separação de escoamento

O filtro digital proposto por Eckhardt (2005) é amplamente reconhecido pela sua capacidade de estimar de forma robusta a magnitude, forma e persistência do escoamento de base, sendo aplicável a bacias de diferentes escalas e características físicas (Narimani et al. 2023; Xie et al. 2020). O método permite a separação da vazão total observada em dois componentes —

escoamento superficial e escoamento de base — por meio de uma equação recursiva dependente de dois parâmetros, a constante de recessão do escoamento de base (α) e o índice máximo de escoamento de base (BFI_{max}), conforme apresentado na Equação 01.

$$Qb_{(t)} = \frac{(1 - BFI_{max}) \cdot \alpha \cdot Qb_{(t-1)} + (1 - \alpha) \cdot BFI_{max} \cdot Q_{(t)}}{1 - (\alpha \cdot BFI_{max})} \quad (01)$$

Onde: $Qb_{(t)}$ é a vazão de base, $Qb_{(t-1)}$ é a vazão base no tempo (t−1), $Q_{(t)}$ é a vazão total observada, α é o parâmetro da recessão e BFI_{max} é o Índice de Fluxo de Base Máximo.

A determinação da constante de recessão (α) foi fundamentada na teoria do reservatório linear, a qual pressupõe que, durante períodos de recessão sem recarga, o escoamento de base decai segundo uma função exponencial. Essa formulação implica que a taxa de variação do armazenamento subterrâneo se mantém aproximadamente constante, permitindo descrever o comportamento da vazão através da equação linear proposta por Vogel e Kroll (1996) e Eckhardt (2008), apresentada na Equação 02.

$$Q_{(t+1)} = \alpha \cdot Q_{(t)} \quad (02)$$

Onde: $Q_{(t+1)}$ é a vazão total observada no tempo (t+1), $Q_{(t)}$ é a vazão total observada e α é o parâmetro da recessão.

Para assegurar a validade física dessa premissa, a identificação dos eventos de recessão foi realizada mediante inspeção visual criteriosa dos hidrogramas da bacia. Esse procedimento manual foi adotado para isolar os segmentos onde a taxa de depleção efetivamente se estabiliza (comportamento de reservatório linear), excluindo-se as fases iniciais da curva de recessão ainda influenciadas pelo escoamento superficial. A partir dos períodos selecionados, construíram-se gráficos de correlação para cada bacia relacionando a vazão no tempo t ($Q_{(t)}$, no eixo das abcissas) com a vazão no tempo subsequente ($Q_{(t+1)}$, no eixo das ordenadas). O parâmetro α foi então determinado matematicamente através do ajuste de uma regressão linear forçada a passar pela origem, onde o coeficiente angular da reta resultante corresponde ao valor da constante de recessão.

Já, a definição do parâmetro Índice de Fluxo de Base Máximo (BFI_{max}) foi realizada segundo o método proposto por Collischonn e Fan (2013) que se baseia em uma abordagem estatística, utilizando a curva de permanência da vazão para relacionar o parâmetro BFI_{max} com a razão entre os quartis Q_{90} e Q_{50}. Os autores ajustaram uma equação empírica que relaciona diretamente esse índice com o BFI_{max}, resultando na Equação 03.

$$BFI_{max} = 0{,}8344 \cdot \frac{Q_{90}}{Q_{50}} + 0{,}2146 \quad (03)$$

Onde: BFI_{max} é o Índice de Fluxo de Base Máximo, Q_{90} é a vazão que é igualada ou superada em 90% do tempo em um determinado curso d'água e Q_{50} é a vazão que é igualada ou superada em 50% do tempo.

Essa expressão fornece uma aproximação prática do parâmetro, sujeita à restrição de que o resultado seja inferior a 1. O método demonstrou bom desempenho para as condições hidrológicas das bacias analisadas no Centro e Sul do Brasil, oferecendo uma forma rápida de definir o BFI_{max} quando se deseja evitar o uso de valores genéricos recomendados na literatura.

Tratamento dos dados e aplicação do filtro

As séries de vazão utilizadas neste estudo apresentam resolução temporal horária, permitindo uma análise detalhada da dinâmica hidrológica ao longo do período avaliado. Inicialmente, foi realizada a verificação de consistência dos dados, com identificação de falhas na série temporal. As lacunas com duração máxima de até 4 dias, correspondentes a até 96 registros horários consecutivos, foram preenchidas por meio de interpolação linear. Por outro lado, períodos com falhas superiores a esse limite foram mantidos como ausentes, a fim de evitar a introdução de incertezas significativas nos resultados.

A vazão de permanência Q_{90} foi determinada como a vazão igualada ou superada em 90% do tempo, a partir da construção da curva de permanência de vazões, elaborada com base na ordenação decrescente da série histórica e na associação das vazões às respectivas probabilidades de excedência.

O filtro digital de Eckhardt foi aplicado à série de vazão tratada, mantendo-se a resolução temporal original, de forma sequencial ao longo de todo o período de análise. Os parâmetros utilizados no filtro foram definidos de modo compatível com a escala temporal horária da série analisada. Para o primeiro registro da série, bem como nos casos em que houve descontinuidade decorrente de falhas nos dados, considerou-se que a vazão de base era igual à vazão total observada. Essa condição foi adotada com o objetivo de evitar a propagação de descontinuidades artificiais no processamento da equação recursiva. Para os demais instantes, a vazão de base foi estimada por meio da aplicação da equação do filtro de Eckhardt, conforme apresentada na Equação 01.

Ao final do processamento, os resultados foram analisados por meio de representações gráficas e estatísticas, permitindo visualizar a separação entre a vazão total e a vazão de base ao longo do tempo. Adicionalmente, foi avaliada a relação entre a vazão de base estimada e a vazão de referência Q_{90} por meio do cálculo da razão entre esses indicadores, bem como pela análise de estatísticas descritivas anuais. Essa abordagem permitiu verificar em que medida a Q_{90} se aproxima da componente de escoamento responsável pela sustentação das vazões em períodos de menor disponibilidade hídrica.

Resultados e Discussão

Determinação da Constante de Recessão, do Índice de Fluxo de Base Máximo (BFI_{max}) e da Vazão de Referência Q_{90}

Os valores da constante de recessão α foram estimados para a estação fluviométrica a partir da análise dos períodos de recessão, conforme o procedimento metodológico descrito. A análise gráfica da relação entre $Q_{(t)}$ e $Q_{(t+1)}$ evidenciou, de modo geral, comportamento linear nos trechos de recessão selecionados, corroborando a adequação da hipótese de reservatório linear para a representação do escoamento de base na bacia em estudo. O valor da constante de recessão obtido foi de $\alpha = 0{,}9$, indicando persistência do escoamento durante os períodos de recessão analisados.

O valor do Índice de Fluxo de Base Máximo foi estimado em $BFI_{max} = 0{,}335$, a partir da relação proposta por Collischonn e Fan (2013), apresentada na Equação 03. Esse valor representa o limite máximo de contribuição do escoamento de base considerado pelo filtro digital de Eckhardt, não devendo ser interpretado diretamente como a fração média de escoamento de base ao longo da série. Ainda assim, o resultado sugere uma contribuição subterrânea moderada para a manutenção das vazões, compatível com uma bacia em que o escoamento de base exerce papel relevante, mas não necessariamente dominante, no regime hidrológico.

A vazão de referência Q_{90}, determinada a partir da curva de permanência da série histórica, foi de 49,7 m³/s, representando a vazão igualada ou superada em 90% do tempo. Esse valor caracteriza uma condição de baixa disponibilidade hídrica no curso d'água, sendo compatível com sua utilização como indicador de referência em análises de gestão e outorga de uso da água.

De forma integrada, os valores obtidos de α, BFI_{max} e Q_{90} indicam que a bacia apresenta capacidade de manutenção do escoamento durante períodos de recessão, embora a contribuição máxima estimada para o escoamento de base seja moderada. A Q_{90}, por sua vez, configura um limiar inferior de disponibilidade hídrica, representativo de condições de baixa vazão. A relação entre esses indicadores permite avaliar se a vazão de referência adotada para fins de gestão se aproxima da componente de escoamento responsável pela sustentação dos cursos d'água em períodos de menor disponibilidade hídrica.

Esse comportamento pode estar associado às características geológicas e hidrogeológicas da região, especialmente à presença de aquíferos porosos e fissurais, bem como ao uso e cobertura do solo predominantes na bacia.

Relação entre vazão de base e vazão de referência Q_{90}

A análise conjunta da vazão de base estimada e da vazão de referência Q_{90} ao longo da série temporal evidencia um padrão consistente entre esses indicadores, conforme apresentado na Figura 2. De modo geral, observa-se que a Q_{90} permanece inferior à vazão de base durante a maior parte do período analisado, inclusive em intervalos associados a menores vazões, com exceção de episódios pontuais, como o período entre março e maio de 2020.

Esse comportamento está relacionado à própria natureza dos indicadores avaliados, uma vez que a Q_{90} representa uma condição estatística de baixa vazão, associada a uma frequência de excedência de 90%, enquanto a vazão de base corresponde à parcela da vazão total sustentada pelo armazenamento subterrâneo e subsuperficial, caracterizada por maior persistência temporal. Assim, embora ambos os indicadores estejam associados a condições de menor disponibilidade hídrica, eles não representam exatamente o mesmo processo hidrológico.

A análise quantitativa indicou uma razão média Q_b/Q_{90} de 4,15, evidenciando que a vazão de base estimada foi, em média, mais de quatro vezes superior à Q_{90} ao longo da série analisada. Adicionalmente, verificou-se que a vazão de base permaneceu superior à Q_{90} em aproximadamente 76,93% dos registros válidos, enquanto valores inferiores ocorreram em cerca de 23% da série. Esses episódios de $Q_b < Q_{90}$ indicam condições de maior criticidade hidrológica, nas quais a contribuição de base estimada se aproxima ou fica abaixo do limiar de baixa vazão adotado como referência.

Esses resultados indicam que a Q_{90} não representa diretamente o escoamento de base típico da bacia, mas sim um limiar inferior de disponibilidade hídrica. Dessa forma, a predominância de valores de $Q_b > Q_{90}$ sugere que a bacia apresenta capacidade de sustentar vazões superiores ao limite estatístico de baixa disponibilidade durante parte expressiva do período analisado. Ainda assim, a ocorrência de valores de vazão de base inferiores à Q_{90} em parcela relevante da série demonstra que esse indicador é sensível à identificação de condições hidrológicas críticas, não estando restrito apenas a eventos extremos.

Sob a perspectiva da gestão de recursos hídricos, a utilização da Q_{90} pode ser considerada conservadora, uma vez que representa um valor inferior à vazão de base média observada na maior parte do período. No entanto, sua aplicação permanece relevante por refletir condições de baixa disponibilidade hídrica recorrentes no regime fluvial, devendo sua interpretação considerar as limitações associadas à representação direta dos processos físicos de geração e sustentação do escoamento.

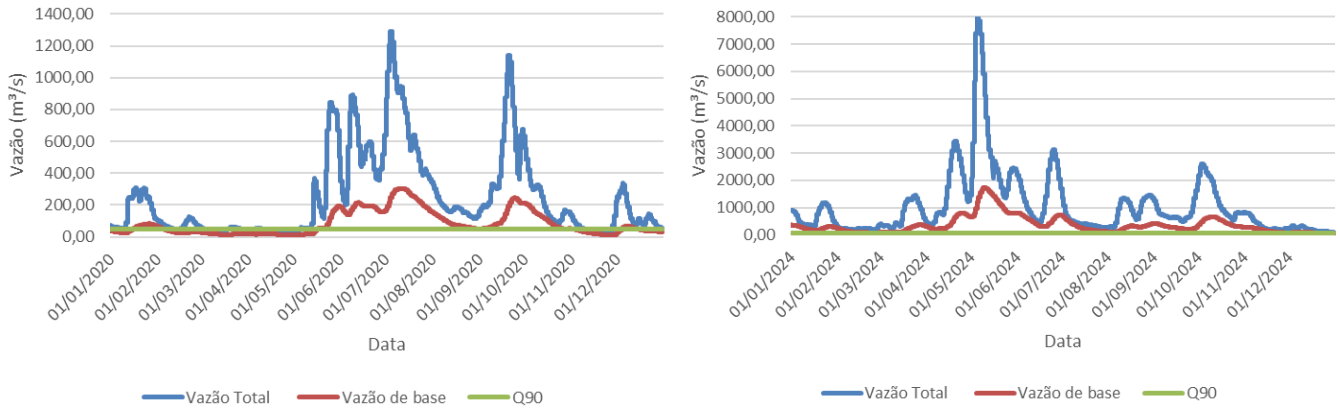


Figura 02: Hidrogramas com separação do escoamento de base e indicação da vazão de referência Q_{90}: (a) ano de 2020; (b) ano de 2024.
Fonte: Autores (2026)

A análise estatística da vazão de base evidencia elevada variabilidade interanual, com valores médios anuais variando entre 64,2 m³/s, em 2006, e 354,3 m³/s, em 2024. Em todos os anos analisados, a vazão de base média permaneceu superior à vazão de referência Q_{90}, de 49,7 m³/s, indicando que esse indicador representa um limiar inferior em relação à contribuição média anual do escoamento de base. Ressalta-se, entretanto, que o ano de 2005 corresponde a um período incompleto da série histórica, uma vez que os dados se iniciam em 29 de setembro, devendo sua interpretação comparativa ser realizada com cautela.

A avaliação dos valores mínimos anuais demonstra que a vazão de base estimada não atingiu valores nulos ao longo do período analisado, o que reforça a consistência física dos resultados obtidos a partir da aplicação do filtro digital. No entanto, a comparação entre os valores mínimos anuais e a Q_{90} evidencia diferenças importantes entre os anos, permitindo identificar períodos de maior ou menor criticidade hidrológica.

Em 2017, por exemplo, o valor mínimo anual da vazão de base foi superior à Q_{90}, indicando que, naquele ano, mesmo os menores valores estimados de escoamento de base permaneceram acima do limiar de baixa vazão adotado como referência. Por outro lado, anos como 2011, 2022 e 2023 destacaram-se pela ocorrência de valores mínimos significativamente inferiores à Q_{90}, refletindo condições de maior severidade hidrológica. Em anos intermediários, os valores mínimos aproximaram-se da Q_{90}, caracterizando situações de baixa vazão recorrentes, porém menos críticas.

A variabilidade interanual também se reflete nos elevados desvios padrão, especialmente em anos com maior amplitude de vazões, como 2015, 2023 e 2024. Esses valores indicam maior oscilação da vazão de base estimada ao longo do ano, possivelmente associada à alternância entre eventos de maior vazão, períodos de recarga e fases subsequentes de recessão. Dessa forma, os desvios padrão elevados não indicam apenas maior contribuição de base, mas também maior variabilidade temporal do regime hidrológico.

De forma geral, os resultados confirmam que a Q_{90} representa um limiar hidrológico relevante para a identificação de condições críticas de disponibilidade hídrica. No entanto, esse indicador não corresponde diretamente ao escoamento de base típico da bacia, uma vez que a vazão de base média anual permaneceu superior à Q_{90} em todos os anos analisados. Assim, a Q_{90} deve ser interpretada como um indicador estatístico de baixa vazão, útil para fins de gestão e outorga, mas não como uma estimativa direta da contribuição subterrânea ao escoamento.

Ano	Média	Mínimo	Máximo	Desvio Padrão
2005	350,77	12,10	1184,40	340,73
2006	64,24	11,13	179,35	43,78
2007	109,42	15,63	251,53	76,73
2008	68,18	17,89	315,17	81,75
2009	149,74	13,74	643,22	163,05
2010	202,78	22,00	618,26	157,06
2011	89,72	5,72	217,99	57,28
2012	65,63	9,32	376,99	86,05
2013	128,64	11,10	448,35	87,77
2014	201,94	27,98	480,47	120,78
2015	288,29	41,90	1370,90	264,19
2016	244,71	46,22	1368,22	225,47

2017	242,55	68,12	418,02	84,22
2018	214,89	24,08	686,28	147,15
2019	316,88	37,96	1395,37	276,98
2020	84,02	11,02	303,49	77,71
2021	127,29	10,08	595,05	142,63
2022	134,98	2,44	629,93	156,03
2023	251,63	5,12	1277,53	306,55
2024	354,27	43,38	1737,54	318,23

Tabela 01: Estatísticas anuais da vazão de base no período de 2005–2024.
Fonte: Autores (2026)

Os resultados obtidos neste estudo decorrem da própria natureza dos indicadores analisados. Enquanto a Q_{90} representa uma condição estatística de baixa vazão obtida pela curva de permanência, a vazão de base expressa um processo físico associado à contribuição subterrânea e à liberação gradual da água armazenada na bacia. Smakhtin (2001) ressalta que vazões de alta permanência, como Q_{90} e Q_{95}, são úteis para caracterizar baixas vazões, mas não correspondem necessariamente ao escoamento de base separado do hidrograma. De modo semelhante, Collischonn e Fan (2013) demonstraram que a relação Q_{90}/Q_{50} possui vínculo com a contribuição de base, sendo utilizada para estimar o BFI_{max}, embora não represente equivalência direta com a vazão de base.

Dessa forma, a predominância de $Q_b > Q_{90}$ indica que a bacia possui capacidade de sustentar o escoamento por meio do armazenamento subterrâneo e subsuperficial em grande parte do período analisado. Por outro lado, os episódios em que $Q_b < Q_{90}$ representam condições de maior criticidade hidrológica, nas quais a contribuição de base estimada se torna inferior ao limiar estatístico de baixa vazão adotado como referência. Esses resultados reforçam a importância de analisar conjuntamente indicadores estatísticos de permanência e componentes físicos do escoamento, especialmente em estudos voltados à avaliação da disponibilidade hídrica em períodos de estiagem.

Considerações Finais

Os resultados obtidos neste estudo evidenciam a relevância da análise integrada entre a vazão de base e a vazão de referência Q_{90} para a compreensão do regime hidrológico em bacias hidrográficas. A aplicação do filtro digital de Eckhardt permitiu estimar a contribuição do escoamento de base ao longo da série temporal analisada, possibilitando a identificação de padrões consistentes entre a vazão total, a vazão de base e o limiar estatístico de baixa vazão.

No estado do Rio Grande do Sul, a vazão Q_{90}, definida como aquela igualada ou superada em 90% do tempo, constitui um dos principais critérios de referência adotados para orientar processos de outorga de uso da água. Nesse contexto, a comparação entre os indicadores demonstrou que a vazão de base estimada foi, em média, significativamente superior à Q_{90}, com razão média de 4,15, além de permanecer acima desse limiar em aproximadamente 76,93% dos registros válidos. Esses resultados indicam que a Q_{90} representa uma condição mais restritiva e conservadora de disponibilidade hídrica, não correspondendo diretamente ao escoamento de base típico da bacia, mas sim a um limite inferior associado a períodos de maior criticidade hidrológica.

A análise interanual reforçou a existência de elevada variabilidade hidrológica, ao mesmo tempo em que evidenciou a persistência da contribuição de base ao longo do período estudado, inclusive em anos marcados por condições de menor disponibilidade hídrica. Esse comportamento destaca o papel do armazenamento subterrâneo e subsuperficial na manutenção das vazões dos cursos d'água, especialmente durante períodos de recessão e estiagem.

Do ponto de vista da gestão de recursos hídricos, os resultados indicam que a utilização da Q_{90} como referência para outorga e planejamento deve ser interpretada considerando suas limitações hidrológicas. Em especial, nos períodos em que a vazão de base estimada se mantém inferior à Q_{90}, configura-se uma condição de maior criticidade, na qual a disponibilidade hídrica sustentada pela contribuição subterrânea pode ser reduzida. Nesses casos, a análise exclusiva da Q_{90} pode não ser suficiente para representar a dinâmica física do escoamento, tornando recomendável sua complementação por indicadores associados ao escoamento de base e à variabilidade temporal das vazões.

Por fim, este estudo contribui para o avanço do entendimento da relação entre indicadores estatísticos de vazão e processos hidrológicos físicos, fornecendo subsídios técnicos para o aprimoramento de critérios de gestão hídrica, especialmente em regiões sujeitas à variabilidade climática e à ocorrência de estiagens. Os resultados reforçam que a Q_{90} é um indicador relevante para a identificação de condições de baixa disponibilidade hídrica, porém sua interpretação deve considerar que ela não representa, necessariamente, a contribuição típica do escoamento de base na bacia.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), código de financiamento 001, à Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental (PPGECAM) e ao grupo de pesquisa em Modelagem Hidroambiental e Ecotecnologias pelo apoio prestado.

Referências Bibliográficas

ADAM, K. N. **Análise dos impactos de mudanças climáticas nos regimes de precipitação e vazão na bacia do rio Ibicuí.** 2011. 147 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Porto Alegre, 2011.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). **Manual de procedimentos técnicos e administrativos de outorga de direito de uso de recursos hídricos.** Brasília: ANA, 2013.

BARTLETT, M. S. et al. Stochastic ecohydrological perspective on semi-distributed rainfall-runoff dynamics. **Water Resources Research**, v. 61, n. 9, p. e2025WR040606, 2025. DOI: https://doi.org/10.1029/2025WR040606.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). **Caderno da região hidrográfica do rio Uruguai.** Brasília, DF: MMA, 2006. 132 p.

COLLISCHONN, B. et al. Modelagem hidrológica de uma bacia com uso intensivo de água: caso do rio Quaraí-RS. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos,** [s.l.], v. 16, n. 4, p. 119–134, 2011.

COLLISCHONN, W.; FAN, F. M. Defining parameters for Eckhardt's digital baseflow filter. **Hydrological Processes**, v. 27, n. 18, p. 2614–2622, 2013. DOI: https://doi.org/10.1002/hyp.9391.

ECKHARDT, K. A comparison of baseflow indices, which were calculated with seven different baseflow separation methods. **Journal of Hydrology**, v. 352, n. 1–2, p. 168–173, 2008. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.01.005.

ECKHARDT, K. How to construct recursive digital filters for baseflow separation. **Hydrological Processes**, v. 19, n. 2, p. 507–515, 2005. DOI: https://doi.org/10.1002/hyp.5675.

EMATER/RS-ASCAR. **Solos do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: UFRGS, 2008. 222 p.

FAUCONNIER, Y. **Évaluation de la ressource dans le bassin versant de l'Ibicuí grâce à la modélisation hydrologique: application de l'outil SWAT**. 2017. Tese (Doutorado) – Le Mans Université, Le Mans, França, 2017.

GÓMEZ, D.; WENDLAND, E.; MELO, D. DE C. D. Empirical rainfall-based model for defining baseflow and dynamical water use rights. **River Research and Applications**, v. 36, n. 2, p. 189–198, 1 fev. 2020. DOI: https://doi.org/10.1002/rra.3565.

HELFER, F. et al. Calibrated Eckhardt's filter versus alternative baseflow separation methods: A silica-based approach in a Brazilian catchment. **Journal of Hydrology**, v. 644, p. 132073, 1 nov. 2024. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2024.132073.

IBGE – FUNDAÇÃO INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Mapa hidrogeológico da região Sul.** Rio de Janeiro: IBGE, 2015. Escala 1:700.000.

MACEDO, A. S. A. D.; STINGHEN, C. M.; MANNICH, M. Vazões de referência sazonal e sua aplicação na outorga de recursos hídricos. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, Porto Alegre, v. 21, 2024. Disponível em: https://doi.org/10.21168/rega.v21e21. Acesso em: 14 mai. 2025.

MARCUZZO, F. F. N.; PINTO, E. J. de A. **Análise de frequência de cotas dos sistemas de alerta: sistema de alerta da bacia do rio Uruguai; rio Ibicuí, estação fluviométrica Manoel Viana (código 76560000), município de Manoel Viana, RS.** Porto Alegre: CPRM, 2022.

MATTIUZI, C. D. P. **Estimativa de recarga a partir da separação de escoamento de base na bacia hidrográfica do rio Ibicuí/RS.** 2013. 72 f. Dissertação – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Porto Alegre, 2013.

NANNI, A. S. **O flúor em águas do Sistema Aquífero Guarani no Rio Grande do Sul: origem e condicionamento geológico.** 2008. 127 f. Tese (Doutorado em Geociências) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Geociências, Porto Alegre, 2008.

NARIMANI, R. et al. The role of climate conditions and groundwater on baseflow separation in Urmia Lake Basin, Iran. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 47, 2023. DOI: https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2023.101383.

RIO GRANDE DO SUL. Secretaria do Meio Ambiente e Infraestrutura (SEMA). **Relatório de Diretrizes do Plano Estadual de Recursos Hídricos do Rio Grande do Sul.** Porto Alegre: SEMA, 2022.

SERUR, A. B. Optimal surface water allocation under various scenarios in the Central Rift Valley basin in Ethiopia. **Sustainable Water Resources Management**, v. 8, n. 5, 1 out. 2022. DOI: https://doi.org/10.1007/s40899-022-00752-8.

SMAKHTIN, V. U. Low flow hydrology: a review. **Journal of Hydrology**, v. 240, n. 3–4, p. 147–186, 2001. DOI: https://doi.org/10.1016/S0022-1694(00)00340-1.

VOGEL, R. M.; KROLL, C. N. Estimation of baseflow recession constants. **Water Resources Management**, v. 10, p. 303–320, 1996. DOI: https://doi.org/10.1007/BF00508898.

WANG, Q. et al. BFlow and Eckhardt methods perform best among non-tracer-based baseflow separation methods. **Journal of Hydrology**, v. 662, p. 134007, 2025. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2025.134007.

XIE, J. et al. Evaluation of typical methods for baseflow separation in the contiguous United States. **Journal of Hydrology**, v. 583, p. 124628, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.124628.

SISTEMA INTEGRADO DE PREVENÇÃO DE CHEIAS URBANAS: OPERAÇÃO, MONITORAMENTO E RESILIÊNCIA HIDROLÓGICA NO MUNICÍPIO DE ITATIBA-SP

1Thaís Polezel Franco de Camargo, 2Vinicius de Azevedo Silva, 3Alex Lima Amorim, 4André Munhoz de Argollo Ferrão

1Universidade Estadual de Campinas, e-mail:polezelcamargo.thais@gmail.com; 2 Universidade Estadual de Campinas, e-mail:vinicius@azevedoambiental.com; 3 Universidade Estadual de Campinas, e-mail:a290240@dac.unicamp.br; 4 Universidade Estadual de Campinas, e-mail: argollo@unicamp.br

Palavras-chave: Gestão de cheias; Drenagem urbana; Monitoramento remoto.

Resumo

Este estudo analisa o desempenho do sistema de prevenção de cheias implementado no município de Itatiba-SP, composto por barragem de detenção e represas de retenção, com foco na eficiência operacional em eventos extremos de precipitação. A pesquisa foi conduzida utilizando um estudo de caso aplicado, integrando métodos qualitativos e quantitativos, e com análise de relatórios técnicos de eventos de 2022 a 2026. Os resultados indicam que o sistema apresentou bom desempenho na mitigação de cheias, com operação preventiva das barragens e represas, mantendo os níveis d'água abaixo das cotas críticas durante os eventos analisados. Destaca-se a importância do monitoramento remoto e da estratégia de antecipação das operações, que permitiram o controle das vazões a jusante e minimizaram os impactos urbanos. No entanto, o estudo também identificou limitações relacionadas à contribuição de afluentes não controlados pelo sistema e à dependência de energia elétrica e telecomunicações, que afetaram a operação em eventos críticos. Apesar das limitações, o sistema demonstra elevado potencial de replicabilidade e representa uma solução eficaz para a gestão de cheias urbanas em cenários de mudanças climáticas.

Introdução

O aumento da frequência e da intensidade de eventos extremos de precipitação tem sido amplamente documentado nas últimas décadas, sendo associado às mudanças climáticas globais e às transformações no uso e ocupação do solo (IPCC, 2021). Em áreas urbanas, a impermeabilização reduz a infiltração e intensifica o escoamento superficial, resultando em respostas hidrológicas mais rápidas e picos de vazão mais elevados (TUCCI, 2008).

A ocupação de áreas suscetíveis a inundações, aliada à canalização de cursos d'água, agrava os impactos desses eventos, ampliando riscos socioeconômicos (JHA; BLOCH; LAMOND, 2012). Nesse contexto, sistemas tradicionais de drenagem urbana mostram-se insuficientes, demandando soluções integradas capazes de armazenar, retardar e controlar o escoamento.

Avanços tecnológicos como o uso de sensoriamento remoto, têm possibilitado a incorporação de monitoramento em tempo real e sistemas inteligentes na gestão de cheias, ampliando a capacidade de resposta a eventos extremos (SUN, Na et al., 2022).

Diante desse cenário, o município de Itatiba-SP implementou um sistema integrado de prevenção de cheias e o presente estudo analisa, de forma aprofundada, o desempenho desse sistema frente a eventos extremos reais.

Fundamentação Teórica

A dinâmica hidrológica em áreas urbanas é fortemente condicionada pelas alterações no uso do solo, especialmente pela impermeabilização, que reduz a infiltração e intensifica o escoamento superficial, resultando em picos de vazão mais elevados e respostas hidrológicas mais rápidas (TUCCI, 2008). Intervenções como a ocupação de planícies de inundação e a canalização de cursos d'água comprometem a capacidade natural de armazenamento das bacias, ampliando a magnitude dos eventos de cheia (JHA; BLOCH; LAMOND, 2012).

Nesse contexto, estratégias modernas de drenagem urbana têm priorizado a retenção e o retardamento do escoamento, com o objetivo de reduzir picos de vazão e mitigar impactos a jusante (TUCCI, 2008; KUMAR et al., 2020). Estruturas como barragens de detenção e reservatórios de retenção são fundamentais nesse processo, atuando na regulação temporária dos volumes excedentes e no amortecimento das cheias (JHA; BLOCH; LAMOND, 2012; KUMAR et al., 2020).

Recentemente, as inovações tecnológicas têm permitido a implementação de sistemas de monitoramento em tempo real, com integração de sensores e tecnologias de IoT (internet of things), que fornecem dados de alta precisão para prever e controlar as condições de inundação (MA'TI et al., 2025). De acordo com Song et al. (2024), a integração entre tecnologias de monitoramento remoto, sensores locais e sistemas de informação contribui para melhorar a eficiência das respostas operacionais em tempo real, aumentando a capacidade de adaptação dos sistemas de drenagem. Essa abordagem tem se tornado cada vez mais comum, especialmente com a crescente aplicação de técnicas de aprendizado de máquina e inteligência artificial para processar os dados coletados (SONG et al., 2024; MA'TI et al., 2025).

No contexto de sistemas baseados em IoT, a pesquisa de Ma'ti et al. (2025) propõe uma solução inteligente de monitoramento de inundações, utilizando sensores de nível de água e chuva, conectados a microcontroladores que enviam dados em tempo real para uma central de controle. Essa solução permite o monitoramento remoto e oferece alertas antecipados sobre a possibilidade de inundação. A utilização de sensores como o sensor ultrassônico, sensor de fluxo de água e sensor de chuva

possibilita a coleta de dados detalhados sobre as condições hidrológicas da área monitorada, enquanto as informações são processadas em tempo real para facilitar a análise e a tomada de decisão.

A adaptação dessas tecnologias no contexto de drenagem urbana no município de Itatiba é um exemplo claro da importância da integração entre infraestrutura hidráulica e tecnologia inteligente. A capacidade de antecipar eventos críticos e realizar a operação preventiva das barragens e represas se torna mais eficiente à medida que se integra a coleta de dados em tempo real e a operação adaptativa, conceitos abordados por Jha, Bloch e Lamond (2012) e Kumar et al. (2020). A utilização de tecnologias como o IoT e o sensoriamento remoto no sistema de Itatiba pode melhorar a tomada de decisão e a eficácia das respostas operacionais, proporcionando uma gestão hidrológica mais eficiente e resiliente, alinhada às novas demandas das cidades inteligentes e adaptativas, tornando-se ferramentas fundamentais para a mitigação de riscos durante eventos extremos de precipitação.

Em um cenário onde a intensificação e a maior recorrência de eventos extremos de precipitação, associados às mudanças climáticas, reforça a necessidade de sistemas urbanos resilientes, capazes de absorver e se adaptar a condições hidrológicas cada vez mais variáveis (IPCC, 2021).

Diante desses fundamentos, o município de Itatiba-SP implementou um sistema integrado de prevenção de cheias que combina estruturas hidráulicas, monitoramento em tempo real e operação remota. O sistema foi concebido para atuar de forma preventiva, antecipando eventos críticos e reduzindo os picos de vazão.

Dessa forma, este estudo tem como objetivo analisar a estrutura, o funcionamento e o desempenho desse sistema, com base em eventos reais, contribuindo para a discussão sobre estratégias eficazes de adaptação às mudanças climáticas em ambientes urbanos.

Área de Estudo

A área de estudo corresponde à bacia hidrográfica do Ribeirão Jacaré, principal sistema de drenagem urbana do município de Itatiba-SP. Esse curso d'água concentra historicamente os principais pontos de ocorrência de inundações, especialmente em trechos inseridos na área urbana consolidada, evidenciando sua relevância no contexto da gestão de riscos hidrológicos do município.

A bacia apresenta características típicas de áreas urbanizadas, com elevada impermeabilização do solo e rápida resposta hidrológica a eventos de precipitação intensa, o que favorece a formação de picos de cheia em curtos intervalos de tempo. Com área de contribuição total de aproximadamente 120,05 km², a bacia do Ribeirão Jacaré ocupa cerca de 37% do território de Itatiba. Em escala regional, o Ribeirão Jacaré integra a Bacia Hidrográfica dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí (PCJ), inserida na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos UGRHI 5, estando localizado na sub-bacia do rio Atibaia, conforme delimitações do Plano das Bacias PCJ (AGÊNCIA DAS BACIAS PCJ, 2020).

No contexto do sistema de prevenção de cheias, destaca-se que a área de contribuição diretamente associada à barragem de detenção, localizada a montante do perímetro urbano, corresponde a aproximadamente 74,4 km², desempenhando papel estratégico no controle das vazões afluentes às áreas mais suscetíveis a inundações.

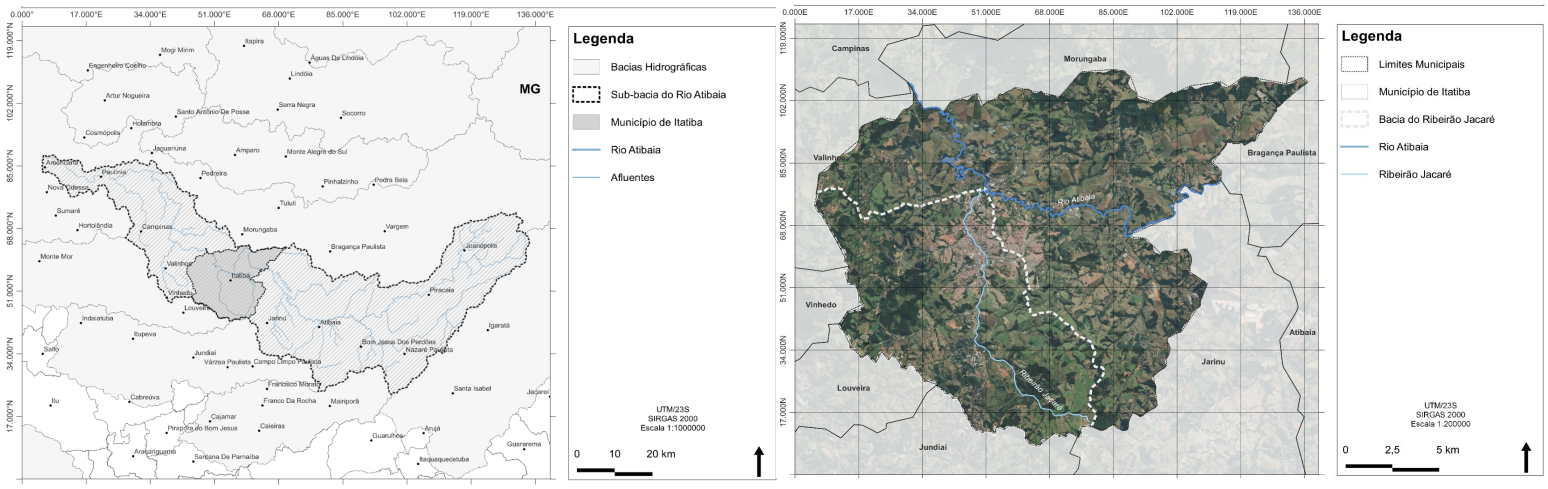


Figura 1 e 2 – Localização da Bacia do Rio Atibaia, com destaque para o município de Itatiba; e Localização espacial do Ribeirão Jacaré, do Rio Atibaia e da Bacia do Ribeirão Jacaré no território do Município de Itatiba. Fonte: Camargo, 2022.

Caracterização das estruturas de controle de cheias

As obras de infraestrutura para o controle de cheias no município de Itatiba-SP são compostas por um conjunto integrado de dispositivos hidráulicos, incluindo dois reservatórios de retenção e um reservatório de detenção (localmente denominada de barragem seca), todos localizados em pontos estratégicos da bacia hidrográfica do Ribeirão Jacaré.

Os reservatórios de retenção — represa do Parque Linear e represa Paracatu — atuam de forma complementar na regulação das vazões em sub-bacias estratégicas. A represa do Parque Linear, situada no córrego dos Operários, possui área

aproximada de 24.300 m², vertedor de borda livre de 5 m de largura, orifício de descarga de fundo de 0,5 m de diâmetro e volume máximo de armazenamento de cerca de 80.000 m³. A represa Paracatu, localizada em afluente do córrego Itapema, apresenta área de aproximadamente 24.000 m², vertedor de borda livre de 3,5 m de largura, orifício de descarga de 0,5 m de diâmetro e capacidade de armazenamento de aproximadamente 70.000 m³. A estratégia operacional das barragens de retenção baseia-se no deplecionamento preventivo dos reservatórios, realizado por meio da abertura dos orifícios de descarga de fundo sempre que as previsões meteorológicas indicam a possibilidade de eventos significativos de precipitação. Esse procedimento é adotado, em geral, com antecedência mínima de 24 horas, garantindo a disponibilidade de volume útil para retenção e contribuindo para o amortecimento das vazões a jusante.

O reservatório de detenção ou "barragem seca" constitui o principal elemento de controle do sistema. Implantada no leito do Ribeirão Jacaré, a montante do perímetro urbano adensado, essa estrutura tem como função reter temporariamente os volumes de cheia provenientes de uma área de contribuição de aproximadamente 74,4 km², reduzindo os picos de vazão a jusante. Este dispositivo compreende duas comportas instaladas dentro do álveo do referido corpo d'água, que são operadas remotamente, por meio de atuadores e um sistema de lógica que permite que as mesmas sejam abertas ou fechadas via sistema remoto on-line, o mesmo que opera as barragens de retenção mencionadas acima, permitindo o controle hidráulico do escoamento por meio da detenção e liberação gradual das vazões. O dispositivo de macrodrenagem está localizado a jusante de um parque público e, quando operado, protocolos prévios de evacuação do local são realizados, possibilitando que esta área seja utilizada para a detenção das águas.

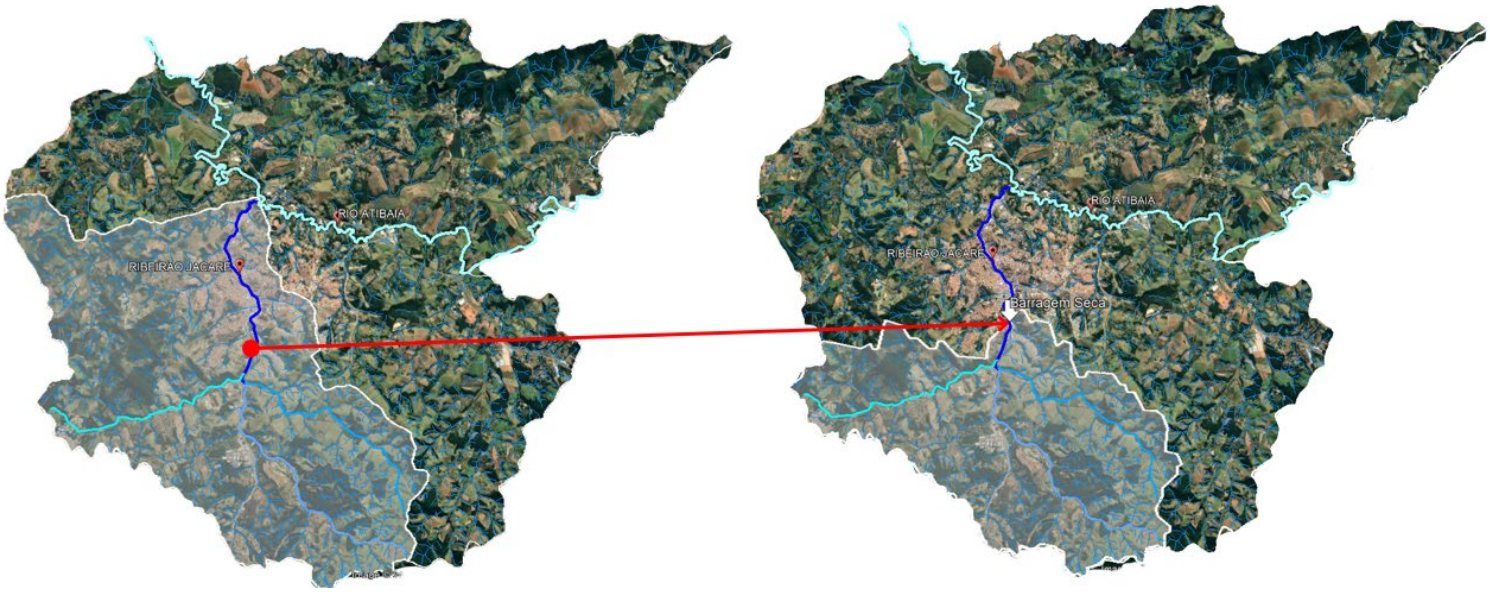


Figura 3 e 4 – Área hachurada da Bacia do Ribeirão Jacaré e; Hachura da área de contribuição da barragem de detenção ou "Barragem Seca". Fonte: Os Autores, 2026.

Sistema de monitoramento hidrológico do município

A peça-chave para a operação de todo o sistema descrito anteriormente é a rede telemétrica de Itatiba, composta por sondas de nível d'água posicionadas em trechos estratégicos do Ribeirão Jacaré, totalizando seis estações de monitoramento. Esses pontos incluem trechos a montante e a jusante das principais estruturas hidráulicas, além de locais historicamente críticos para ocorrência de inundações.

Adicionalmente, o sistema conta com monitoramento por câmeras em todos os pontos relevantes, incluindo as barragens de detenção e retenção e os locais de medição de nível, permitindo a verificação visual em tempo real das condições hidrológicas.

Os dados coletados em tempo real são transmitidos continuamente de forma on-line para um sistema remoto, onde são analisados por equipe técnica especializada, que acompanha de forma ininterrupta os dados disponibilizados pelo sistema telemétrico e as condições meteorológicas, permitindo um robusto suporte à tomada de decisões de operação.

Metodologia

A pesquisa foi conduzida por meio de um estudo de caso aplicado, utilizando uma combinação integrada de métodos qualitativos e quantitativos, com caráter descritivo e analítico. Essa metodologia permitiu a análise de um sistema real de prevenção de cheias implantado no município de Itatiba-SP, possibilitando a integração das estruturas de macrodrenagem, do sistema de monitoramento hidrológico e operacional, e das estratégias operacionais adotadas. A pesquisa foi fundamentada na análise detalhada dos relatórios técnicos de operação, considerando o uso desses sistemas para a mitigação de inundações durante eventos extremos de precipitação.

Inicialmente, foi realizada a caracterização do sistema hidrográfico do município, com ênfase na bacia do Ribeirão Jacaré, principal eixo de drenagem urbana. Em seguida, foram descritas as estruturas de controle de cheias existentes, incluindo

os reservatórios de retenção (represas do Parque Linear e Paracatu) e o reservatório de detenção, a "barragem seca", implantada a montante da área urbana, considerando suas características hidráulicas, funcionais e locacional.

Posteriormente, foi descrito o sistema de monitoramento hidrológico, composto por uma rede telemétrica de sensores de nível d'água distribuídos ao longo do Ribeirão Jacaré, associada a sistemas de monitoramento por câmeras e a uma central de operação em tempo real.

Foram analisados os pontos de monitoramento, as informações fornecidas pelo sistema implantado e a forma como os dados de monitoramento hidrometeorológico são utilizadas no suporte à tomada de decisão das operações.

A etapa seguinte consistiu na análise das estratégias operacionais adotadas no sistema, com destaque para o controle remoto das estruturas hidráulicas e para a operação preventiva dos reservatórios. Foi avaliado o procedimento de deplecionamento antecipado dos reservatórios, realizado com base em previsões meteorológicas, visando a ampliação da capacidade de armazenamento antes da ocorrência de eventos de chuva intensa.

Além disso, foi analisado o funcionamento integrado do sistema, considerando a interação entre os diferentes dispositivos de macrodrenagem e o sistema de monitoramento e operação. Essa análise permitiu compreender como a articulação entre infraestrutura física e tecnologia contribui para a redução dos picos de cheia e para o aumento da segurança hidráulica da área urbana.

Por fim, os resultados foram discutidos à luz da literatura técnica sobre monitoramento de cheias urbanas e sistemas inteligentes de gestão hídrica, permitindo contextualizar o sistema de Itatiba em relação às tendências atuais de uso de tecnologias como telemetria, sensoriamento e operação em tempo real no controle de inundações.

A análise da operação do sistema constituiu a etapa central da metodologia, uma vez que a eficiência do controle de cheias está diretamente relacionada às decisões operacionais.

Resultados

A análise integrada dos eventos extremos de precipitação ocorridos no município de Itatiba, com base nos relatórios técnicos de dezembro de 2022, março de 2023 (09–11 e 14–15) e março de 2026 (12–13), evidencia que o sistema de prevenção de cheias apresenta comportamento consistente, com elevada capacidade de adaptação às diferentes tipologias de eventos hidrológicos. De forma geral, observa-se que o desempenho do sistema está diretamente associado à combinação entre infraestrutura hidráulica (barragem seca e represas automatizadas) e operação em tempo real baseada em monitoramento hidrometeorológico contínuo.

O evento de 28 e 29 de dezembro de 2022 caracteriza-se como um episódio típico de precipitação acumulada, com volumes superiores a 180 mm distribuídos ao longo de vários dias (ITATIBA, 2022). Nesse contexto, o sistema foi operado de forma preventiva, com fechamento antecipado das comportas ainda nas primeiras horas do dia 28, permitindo a redução progressiva dos níveis a jusante. A inundação controlada da área a montante da barragem, ocorrida entre aproximadamente 10h e 15h30, funcionou como mecanismo de amortecimento hidráulico, evitando impactos significativos na área urbana. Mesmo com extravasamento da represa do Parque Linear, os níveis no trecho urbano permaneceram dentro da calha principal, com ocorrência apenas de retornos pontuais na drenagem urbana (ITATIBA, 2022). Esse comportamento evidencia a eficiência do sistema em eventos de longa duração, nos quais o controle do volume acumulado é determinante.

Em contraste, o evento de 09 a 11 de março de 2023 foi marcado por elevada intensidade pluviométrica em curtos intervalos de tempo, com registros de até 78 mm em aproximadamente uma hora em sub-bacias específicas e cerca de 46 mm em 40 minutos na região urbana (ITATIBA, 2023a). Esse tipo de evento representa um cenário crítico para sistemas de drenagem urbana devido à rápida concentração do escoamento superficial. A resposta operacional envolveu fechamento progressivo das comportas, atingindo níveis mínimos de abertura, com o objetivo de maximizar o armazenamento a montante. Ainda assim, foram registrados pontos de alagamento na região central, especialmente nas áreas do SUS e Mercadão (ITATIBA, 2023a).

A análise desses impactos indica que tais ocorrências não estão associadas à falha do sistema principal, mas sim à contribuição de afluentes localizados a jusante da barragem, sobre os quais o sistema não exerce controle direto. Esse resultado evidencia uma limitação estrutural típica de sistemas localizados, reforçando a necessidade de abordagem integrada em escala de bacia.

O evento subsequente, ocorrido em 14 e 15 de março de 2023, apresentou características ainda mais severas, com estimativas superiores a 120 mm em curto intervalo de tempo em determinadas microbacias o que culminou em elevado nível acumulado na barragem, que atingiu nível de aproximadamente 6,50 m, o maior registrado até aquele momento (ITATIBA, 2023b).

Um aspecto relevante deste evento foi a ocorrência de falha de comunicação no sistema de monitoramento remoto devido à interrupção no fornecimento de energia elétrica, o que exigiu operação manual baseada em observação in loco da equipe técnica (ITATIBA, 2023b). Mesmo sob essas condições adversas, a operação do sistema foi mantida, com abertura das comportas para controle dos níveis, evitando o extravasamento em pontos críticos como a ponte do SUS. Esse comportamento demonstra elevada robustez operacional, destacando a importância da redundância de procedimentos e da atuação humana como elemento complementar à automação.

Por fim, o evento de 12 e 13 de março de 2026 representa o cenário mais complexo e completo do ponto de vista hidrológico, combinando precipitação acumulada significativa (216,2 mm em sete dias) com episódios de alta intensidade concentrados em curto período (ITATIBA, 2026). A resposta da bacia foi extremamente rápida, com elevação do nível da barragem de aproximadamente 1,50 m em apenas uma hora (ITATIBA, 2026), evidenciando o comportamento típico de bacias

de pequeno porte com baixa capacidade de armazenamento inicial. O sistema operou próximo ao seu limite de projeto, com ocorrência de vertimento controlado da barragem, atingindo níveis máximos superiores a 7,0 m (ITATIBA, 2026). A atuação das comportas, associada ao funcionamento das represas automatizadas, permitiu a retenção de aproximadamente 355 milhões de litros de água (ITATIBA, 2026), reduzindo significativamente o pico de vazão a jusante. Ainda assim, foram registrados pontos localizados de inundação, especialmente em áreas influenciadas por afluentes a jusante, reforçando novamente a importância da análise integrada do sistema hidrográfico urbano.

A síntese comparativa dos eventos analisados é apresentada na Tabela 1, permitindo visualizar de forma integrada a relação entre características da precipitação, estratégias operacionais e resposta do sistema.

Evento	Período	Característica da precipitação	Estratégia operacional	Nível máximo da barragem	Ocorrência de inundação
Dez/2022	28–29/12	Acumulada	Fechamento preventivo e controle gradual	Moderado	Não
Mar/2023	09–11/03	Intensa e localizada	Fechamento progressivo até mínimo	~6,10 m	Sim (pontual)
Mar/2023	14–15/03	Muito intensa	Operação emergencial + manual	~6,50 m	Não significativo
Mar/2026	12–13/03	Acumulada + intensa	Operação dinâmica + vertimento controlado	>7,0 m	Sim (pontual)

Tabela 1 – Síntese comparativa dos eventos extremos analisados em Itatiba-SP entre 2022 e 2026. Fonte: Os Autores.

Discussão

A análise dos quatro eventos extremos descritos nos Resultados revela um padrão consistente: a eficiência do sistema de prevenção de cheias de Itatiba-SP não decorre apenas da capacidade de armazenamento das estruturas hidráulicas, mas da integração entre infraestrutura, monitoramento contínuo e operação adaptativa. Esse achado dialoga diretamente com a abordagem proposta por Jha, Bloch e Lamond (2012) e Kumar et al. (2020), que defendem a gestão integrada de cheias urbanas como resposta às limitações dos sistemas tradicionais de drenagem (TUCCI, 2008). Quatro temas emergem da análise comparada dos eventos e merecem discussão aprofundada: (i) o papel da operação preventiva baseada em previsão meteorológica; (ii) a complementaridade entre automação e operação humana; (iii) a limitação espacial dos sistemas localizados; e (iv) o desempenho sob estresse e a resiliência climática.

A operação preventiva, materializada no deplecionamento antecipado das represas e no fechamento das comportas com base em previsões meteorológicas, mostrou-se determinante em todos os eventos analisados. No evento de 28 e 29 de dezembro de 2022, o fechamento antecipado das comportas e o uso da área a montante da barragem como reservatório controlado evitaram impactos significativos no perímetro urbano, mesmo com volumes acumulados superiores a 180 mm (ITATIBA, 2022). Esse comportamento confirma a eficácia das estratégias antecipatórias apontada por Jha, Bloch e Lamond (2012) e Kumar et al. (2020), que destacam a antecipação como fator crítico em sistemas inteligentes de gestão de cheias. A operação preventiva, contudo, depende fortemente da qualidade das previsões meteorológicas — ponto reconhecidamente sensível, especialmente para eventos convectivos de curta duração e alta concentração espacial. Nesse contexto, o avanço de tecnologias de sensoriamento remoto e monitoramento em tempo real (SUN et al., 2022; SONG et al., 2024) representa uma direção promissora para a evolução do sistema.

O evento de 14 e 15 de março de 2023 evidenciou um aspecto frequentemente subestimado na literatura sobre sistemas inteligentes de drenagem: a complementaridade entre automação e operação humana. A interrupção no fornecimento de energia elétrica comprometeu o sistema de monitoramento remoto, exigindo operação manual baseada em observação in loco — procedimento que, mesmo sob condições adversas, manteve o controle hidráulico e evitou o extravasamento em pontos críticos (ITATIBA, 2023b). O resultado sugere que a robustez operacional não pode ser atribuída exclusivamente à arquitetura tecnológica, mas decorre da combinação entre redundância de procedimentos, capacitação técnica da equipe e protocolos de contingência. Tal observação matiza a ênfase recente de parte da literatura (MA'TI et al., 2025) na automação plena baseada em IoT, ao demonstrar que o componente humano permanece essencial em cenários de falha de infraestrutura crítica de comunicação e energia.

O evento de 09 a 11 de março de 2023 revelou uma limitação estrutural do sistema: alagamentos pontuais nas áreas central e do Mercadão (ITATIBA, 2023a) ocorreram apesar do funcionamento adequado da barragem de detenção. A análise indica que tais ocorrências decorrem da contribuição de afluentes localizados a jusante da barragem, sobre os quais o sistema não exerce controle direto. Essa limitação é típica de sistemas de detenção pontuais e reforça a necessidade de uma abordagem em escala de bacia, conforme preconizado pelo Plano das Bacias PCJ (AGÊNCIA DAS BACIAS PCJ, 2020) e por Tucci (2008). A integração entre estruturas de macrodrenagem, microdrenagem urbana e gestão de afluentes não controlados configura, portanto, um desafio central para a evolução do sistema de Itatiba e para sistemas análogos em municípios de porte semelhante.

O evento de 12 e 13 de março de 2026 colocou o sistema próximo de seu limite de projeto, com nível máximo da barragem superior a 7,0 m e ocorrência de vertimento controlado (ITATIBA, 2026). Apesar de a operação dinâmica ter permitido a retenção de aproximadamente 355.000 m³ de água — reduzindo significativamente o pico de vazão a jusante — o desempenho do sistema sob esse cenário sinaliza um ponto de inflexão. A intensificação de eventos extremos associada às mudanças climáticas (IPCC, 2021) sugere que a frequência de situações próximas ao limite de capacidade tende a aumentar, o que pode

comprometer a margem de segurança do arranjo atual. Essa observação tem implicações diretas para o planejamento futuro: a expansão da capacidade de detenção e a ampliação do controle sobre sub-bacias afluentes não são apenas melhorias incrementais, mas requisitos de adaptação climática.

As conclusões aqui apresentadas devem ser interpretadas considerando as limitações inerentes ao desenho do estudo. Trata-se de um estudo de caso único, com quatro eventos analisados ao longo de aproximadamente quatro anos. Embora os relatórios técnicos do Comitê Extraordinário de Itatiba forneçam dados consistentes sobre níveis, vazões e decisões operacionais, não foi conduzida modelagem hidrológica independente que permitisse quantificar com precisão a redução dos picos de vazão atribuível ao sistema. Estudos futuros poderiam incorporar simulação hidrológica distribuída e análise de sensibilidade aos parâmetros operacionais para fortalecer as inferências quantitativas sobre a eficiência do controle de cheias.

Em termos práticos, a experiência de Itatiba-SP ilustra um modelo possível de adaptação climática para municípios médios brasileiros: a combinação entre infraestrutura hidráulica de baixa complexidade, monitoramento telemétrico e operação centralizada com capacidade de resposta humana. A replicabilidade desse arranjo depende, contudo, da existência de quadro técnico permanente, redundância energética e de comunicação, e — especialmente — da articulação institucional entre Defesa Civil, técnicos de monitoramento hidrológico, operadores hidráulicos, e órgãos de meteorologia. Os resultados sugerem que investimentos em monitoramento e capacitação podem ter retorno comparável ou superior a expansões puramente estruturais, especialmente em bacias de pequeno porte e resposta hidrológica rápida como a do Ribeirão Jacaré.

Limitações e inconsistências do sistema

Embora o sistema de prevenção de cheias de Itatiba-SP tenha demonstrado elevado desempenho na mitigação de inundações urbanas, algumas limitações e inconsistências foram identificadas ao longo da análise dos eventos extremos. A dependência da infraestrutura de monitoramento remoto foi um dos pontos mais críticos. Embora o sistema tenha se mostrado eficiente na maior parte do tempo, falhas pontuais, como no evento de 14 e 15 de março de 2023, em que a interrupção no fornecimento de energia afetou o funcionamento da rede de monitoramento, evidenciam a vulnerabilidade do sistema em relação à infraestrutura de telecomunicações e energia elétrica. Esse incidente exigiu operação in loco da equipe técnica, o que, apesar de ter sido eficaz, sublinha a necessidade de sistemas de backup para garantir a continuidade das operações em condições adversas.

Além disso, a capacidade de retenção da barragem de detenção, embora bastante eficiente, mostrou-se limitada durante eventos extremos, como o ocorrido em 12 e 13 de março de 2026, quando o nível da barragem foi elevado a cerca de 7 metros, atingindo seu limite de armazenamento. Nesse cenário, a liberação controlada das águas foi necessária, atingindo a capacidade máxima de amortecimento dos picos de vazão nas áreas a jusante. Outro fator que se mostrou limitante foi a contribuição de afluentes não controlados pelo sistema de prevenção de cheias, o que resultou em alagamentos e pontos de inundação localizados, especialmente em áreas mais distantes da barragem de detenção, indicando que o sistema atual não é capaz de regular todas as fontes de vazão que afetam a cidade e o que mostra a necessidade de constante ampliação e aprimoramento. A interação entre as infraestruturas de prevenção e a rede de drenagem urbana também revelou-se insuficiente em eventos de precipitação intensa e de curta duração, o que resultou em alagamentos em vias urbanas.

Além disso, a dependência das previsões meteorológicas para a operação preventiva do sistema também representa certa incerteza. Embora os modelos meteorológicos tenham evoluído consideravelmente, ainda existem margens de erro nas previsões de precipitação intensa, apontando a necessidade de corpo técnico capacitado no quadro da equipe, para realizar o monitoramento hidrometeorológico constantemente.

Considerações Finais

As limitações identificadas durante o estudo apontam que melhorias contínuas no sistema de controle de cheias de Itatiba são necessárias. Embora o sistema tenha demonstrado um ótimo desempenho na maioria dos eventos analisados, a dependência de energia elétrica e telecomunicações devem ser aprimoradas para garantir maior confiabilidade em situações adversas. A implementação de sistemas de backup e redundância operacional é essencial para a continuidade das operações em condições críticas. Além disso, a implantação de novas barragens de retenção, principalmente a jusante da barragem de detenção, objetivando o controle sobre os afluentes ainda não regulados de forma artificial são fundamentais para melhorar a eficiência do sistema de mitigação de cheias, especialmente em cenários extremos.

A interação entre as barragens e a rede de drenagem urbana também requer atenção, sendo necessário o desenvolvimento de estratégias para integrar a drenagem pluvial com as estruturas de retenção, a fim de evitar alagamentos localizados em eventos de alta intensidade e curta duração. A ampliação da capacidade de monitoramento e controle de toda a bacia hidrográfica, incluindo os afluentes a jusante, deve ser uma prioridade nas futuras fases de implementação do sistema, principalmente no que diz respeito à instalação de pluviômetros em áreas estratégicas do município, de sondas de nível e de câmeras em outros pontos do Ribeirão Jacaré.

Por fim, o estudo evidenciou que o sistema de Itatiba é um modelo importante de adaptação às mudanças climáticas, mostrando que soluções integradas de macrodrenagem, quando bem operadas, podem ser eficazes na mitigação de inundações urbanas. Contudo, é necessário um esforço contínuo do poder público para enfrentar as limitações operacionais e estruturais, garantindo que o sistema se torne cada vez mais robusto e resiliente frente aos desafios impostos pelos eventos extremos e pelas transformações no clima global.

Agradecimentos

A Prefeitura do Município de Itatiba, por ceder todos os dados necessários à pesquisa e ao Departamento de Recursos Hídricos da Universidade Estadual de Campinas, pelo apoio recebido.

Referências Bibliográficas

AGÊNCIA DAS BACIAS PCJ. *Plano das Bacias PCJ 2020 a 2035*. Piracicaba: Agência das Bacias PCJ, 2020.

IPCC. *Climate Change 2021: The Physical Science Basis*. Cambridge: Cambridge University Press, 2021.

ITATIBA. Relatório de evento extremo de chuvas: Comitê Extraordinário, 28 e 29 de dezembro de 2022. Itatiba: Prefeitura Municipal, 2022.

ITATIBA. Relatório de evento extremo de chuvas: Comitê Extraordinário, 09, 10 e 11 de março de 2023. Itatiba: Prefeitura Municipal, 2023a.

ITATIBA. Relatório de evento extremo de chuvas: Comitê Extraordinário, 14 e 15 de março de 2023. Itatiba: Prefeitura Municipal, 2023b.

ITATIBA. Relatório de evento extremo de chuvas: Comitê Extraordinário, 12 e 13 de março de 2026. Itatiba: Prefeitura Municipal, 2026.

JHA, A. K.; BLOCH, R.; LAMOND, J. *Cities and Flooding: A Guide to Integrated Urban Flood Risk Management for the 21st Century*. Washington, DC: World Bank, 2012.

KUMAR, P. et al. Smart and innovative systems for urban flooding risk management: a review. *Sustainable Cities and Society*, v. 56, 2020.

MA'TI, Muhammad Amirul Naim Bin et al. Smart IoT-based flood detection and alert system with real-time data logging. In: **2025 IEEE 16th Control and System Graduate Research Colloquium (ICSGRC)**. IEEE, 2025. p. 7-12.

SONG, Jiayi et al. State-of-the-art techniques for real-time monitoring of urban flooding: a review. **Water**, v. 16, n. 17, p. 2476, 2024.

SUN, Na et al. Research Status and Development Trend of Photogrammetry and Remote Sensing in Urban Flood Disasters. **ISPRS Annals of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences**, v. 10, p. 147-156, 2022.

TUCCI, C. E. M. Águas urbanas. Porto Alegre: ABRH, 2008.

SUBDIVISÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO ARAGUARI EM UNIDADES DE PLANEJAMENTO HÍDRICO

1 Sylvio Luiz Andreozzi, 2 Patrícia Antunes dos Reis
1 Comitê de Bacias Hidrográficas do Rio Araguari, e-mail: andreozzi@ufu.br; 2 ABHA Gestão de Águas, e-mail: patricia.antunes@agenciaabha.com.br

Palavras-chave: Gestão de Recursos Hídricos; Planejamento Estratégico; Geotecnologias.

Resumo

A bacia hidrográfica é fundamentada como unidade de planejamento para gestão de recursos hídricos e muitas vezes é necessário o estabelecimento de subdivisões territoriais que reflitam com precisão as dinâmicas locais. Este trabalho apresenta os resultados do Grupo de Trabalho (GT) Sub-bacias, instituído pela Deliberação CBH Araguari nº 192/2024 no âmbito do Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Araguari (CBH-PN2), com o objetivo de avaliar a divisão então contida no Plano Diretor de Recursos Hídricos do CBH Araguari e propor uma atualização da compartimentação que integrasse critérios técnicos e estratégicos. O trabalho baseou-se em Sistemas de Informação Geográfica (SIGs) e inicialmente na aplicação das Ottobacias em níveis 5, 6 e 7, utilizaram-se exclusivamente dados públicos oficiais, bem como a expertise local dos Conselheiros integrantes do GT, na responsabilidade de se ter ambientes reconhecidos em escala real de informação. A composição multidisciplinar do GT, com representantes do poder público, sociedade civil e usuários, permitiu que a análise técnica fosse refinada a partir critérios de uso do solo, dados altimétricos, divisões administrativas e mediação de conflitos hídricos. Como resultado, foi estabelecida uma nova subdivisão publicada sob Deliberação CBH Araguari n° 218 de 25 de março de 2025, composta por 13 (treze) unidades de planejamento, no qual os ajustes incluíram a unificação de trechos com perfis socioeconômicos similares e o seccionamento estratégico baseado em infraestruturas hidráulicas, como a UHE Nova Ponte. Conclui-se que a nova delimitação fortalece a gestão descentralizada e participativa, oferecendo uma base cartográfica e normativa mais aderente à realidade territorial.

Introdução

A Lei Federal 9.433 de 8 de janeiro de 1997 estabeleceu a gestão descentralizada e participativa dos recursos hídricos no Brasil, bem como a bacia hidrográfica como a unidade de gestão territorial fundamental para o planejamento. De acordo com Collischonn; Dornelles (2015), a bacia hidrográfica normalmente é definida por um curso d'água, um ponto ou seção transversal desse curso de água (exultório), no qual o divisor de água formado pelo limite topográfico divide o escoamento das águas da chuva, que fluem na superfície, indo dos pontos mais altos aos pontos mais baixos. No estado de Minas Gerais, o Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Araguari (CBH-PN2) atua como um dos parlamentos para a governança dos recursos hídricos, buscando equilibrar a preservação ambiental e o desenvolvimento socioeconômico na bacia, tendo a eficácia das políticas públicas hídricas dependente de uma divisão territorial que não seja apenas fisiográfica, mas que possibilite um planejamento estratégico capaz de identificar áreas com perfis de uso e ocupação similares, facilitando a aplicação de diretrizes de gestão personalizadas para cada realidade local.

Neste contexto, diante da necessidade de aprimorar a efetivação das ações previstas no Plano Diretor de Recursos Hídricos (PDRH) da Bacia Hidrográfica do rio Araguari, o Comitê, através de sua Câmara Técnica de Planejamento (CTPlan), instituiu via Deliberação CBH Araguari nº 192/2024, o Grupo de Trabalho Sub-bacias (GT), pautado pelos princípios da gestão participativa, foi formado por uma composição multidisciplinar e paritária, integrando oito membros representantes dos Poderes Públicos Estadual e Municipal, da sociedade civil e de usuários de água. Essa pluralidade técnica e institucional foi essencial para garantir que a nova subdivisão atendesse aos múltiplos interesses da bacia prevendo a sustentabilidade hídrica a longo prazo.

Como apoio técnico no desenvolvimento, integrou-se aos trabalhos uma analista ambiental da ABHA Gestão de Águas uma entidade equiparada à agência de bacia pelo Conselho Estadual de Recursos Hídricos de Minas Gerais (CERH-MG) e delegatária das funções de agência de água pelo Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), uma associação civil de interesse social atuante no apoio ao gerenciamento dos recursos hídricos, sem fins econômicos, com estrutura administrativa e financeira própria,

De acordo com Campos (2001), as políticas de recursos hídricos devem ser moldadas para determinados espaços geográficos e respeitar as peculiaridades locais, estando em acordo com a Política das Águas que estabelece a gestão dos recursos hídricos proporcionando sempre o uso múltiplo das águas, um princípio de caráter técnico com o objetivo de maximizar o uso do recurso. Assim, o primeiro desafio do GT consistiu em superar as lacunas da subdivisão vigente, que apresentava fragmentações pouco funcionais para o planejamento e a gestão. Para tal, utilizaram-se instrumentos existentes e uma metodologia baseada em Sistemas de Informação Geográfica (SIG), empregando exclusivamente dados públicos de bases oficiais e ferramentas gratuitas como alicerce para a análise espacial. O uso do SIG permitiu o cruzamento de variáveis topográficas, hidrológicas e socioeconômicas, assegurando que as novas unidades de planejamento possuíssem características próprias, fator determinante para reduzir conflitos e aumentar a eficiência das ações de gestão.

O presente artigo detalha os resultados desse esforço técnico e político, no qual a nova subdivisão aqui apresentada não buscou apenas o rigor técnico, mas a criação de uma base estratégica para o CBH Araguari. Ao definir microbacias que refletem a real dinâmica do território, fortalece-se a gestão hídrica enquanto processo inclusivo e tecnicamente embasado, aproximando o planejamento da bacia da realidade vivenciada pela comunidade local.

Materiais e Métodos

Segundo Campos, et. al. (2019), a bacia hidrográfica como unidade de gestão tem grande importância nos contextos técnico-científicos aplicados à montagem e execução de um projeto integrado de manejo sustentável, devido a sua alta coesão geográfica e ao seu funcionamento em torno do elemento água, sendo uma interessante unidade de planificação e gestão integral na definição das unidades territoriais funcionais como unidades básicas de ordenação territorial. A metodologia aplicada para a revisão da compartimentação territorial da Bacia Hidrográfica do Rio Araguari baseou-se em um arcabouço jurídico-normativo sólido e em critérios técnicos de hidrologia e geoprocessamento, conforme detalhado a seguir.

- **Enquadramento Legal e Normativo**

A condução dos trabalhos foi balizada pelos instrumentos legais que regem a Política Nacional e Estadual de Recursos Hídricos. O suporte institucional para a criação do Grupo de Trabalho (GT) adveio da Deliberação CBH Araguari nº 192/2024, atuando sob as diretrizes da Lei Federal nº 9.433/1997 e da Lei Estadual nº 13.199/1999.

Foram consultados e respeitados os critérios estabelecidos no Plano Diretor de Recursos Hídricos (PDRH) da bacia e as diretrizes de funcionamento de comitês definidas pela Deliberação Normativa CERH-MG nº 04/2002. No âmbito técnico-ambiental, as análises observaram a DN Conjunta COPAM-CERH/MG nº 08/2022 (enquadramento de corpos d'água) e a Portaria IGAM nº 48/2019 (regularização de usos), sob a ótica estratégica dos Planos Nacional e Estadual de Recursos Hídricos.

- **Procedimentos Técnicos de Delimitação**

A revisão da subdivisão da bacia (figura 01) justificou-se pela ausência de critérios no registro histórico da divisão então contida no Plano de Recursos Hídricos, que apresentava fragmentações excessivas ou áreas de gestão hídrica reduzida. A área da drenagem, de acordo com Collischonn; Dornelles (2015), é a característica mais importante, fundamental para a definição do potencial hídrico, uma vez que é a região de captação da água da chuva. Para a nova proposição, adotou-se o método de Classificação de Ottobacias (Pfafstetter, 1989), que organiza a rede hidrográfica em uma hierarquia topologicamente conectada, respeitando o sentido do fluxo hidrológico e as áreas de contribuição. Foram utilizadas as ottobacias níveis 5, 6 e 7 disponível na plataforma virtual do SIRH – Sistema Integrado de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Araguari, para análise e delimitação da atualização.



Figura 01: Antiga Subdivisão, conforme Plano de Recursos Hídricos do Rio Araguari.
Fonte: CBH Araguari (2011)

Segundo Rubert; Figueiredo (2001), a adoção de um procedimento consistente e uniforme para codificação das bacias hidrográficas tem sua importância à medida que o SIG e a base de dados associados assumem seu papel de instrumento de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos, no qual a codificação de bacias e regiões hidrográficas facilita o gerenciamento e estruturação de banco de dados sobre recursos hídricos, permitindo associar outras informações geográficas e sua topologia, para a construção de um ordenamento lógico e prático, capaz de registrar a conectividade entre as regiões hidrográficas que pode ser repetido em outros níveis de subdivisão.

A bacia de drenagem de um rio corresponde, de acordo com Stevaux; Latrubesse (2017), não apenas à rede de canais, mas de toda a área de captação pluvial, escoando sob forma de fluxo superficial (hortoniano e hipodérmico) e fluxo subterrâneo, influenciados de forma direta pelas características naturais ali existentes. De modo a subsidiar as discussões ao longo dos encontros do GT e proporcionar melhor interpretação das informações da bacia, foi utilizado o ambiente SIG, através do programa QGIS versão 3.40.4, no qual detém licença gratuita para usuários diversos e utiliza padrões do OGC (Open Geospatial Consortium) para acessar dados remotos públicos via WMS e WFS, incluído o IBGE e outras Infraestruturas de Dados Espaciais (INDE), de modo a enriquecer a base de dados necessárias às análises do GT. Para as imagens de satélite foi utilizado o plugin QuickMapServices, no qual oferece camadas como o Google Satellite e Hybrid com georreferenciamento automático.

A análise técnica integrou as seguintes variáveis:

- Ottobacias (Níveis 5, 6 e 7): Utilizadas como base fisiográfica para garantir a conectividade hídrica;
- Relevo: como indutor de características hidrológicas e de uso do solo.
- Ocupação do Solo: com especial atenção a áreas de agricultura intensiva (presença de pivôs centrais);
- Divisão Administrativa e sedes municipais: Considerando os sistemas de abastecimento urbano e as conexões administrativas
- Conflitos: existência de Comissão Gestora Local (CGL) ou histórico de disputas pelo uso da água.

As figuras 02 e 03 apresentam os metadados utilizados na análise e atualização da subdivisão das sub-bacias do Rio Araguari:

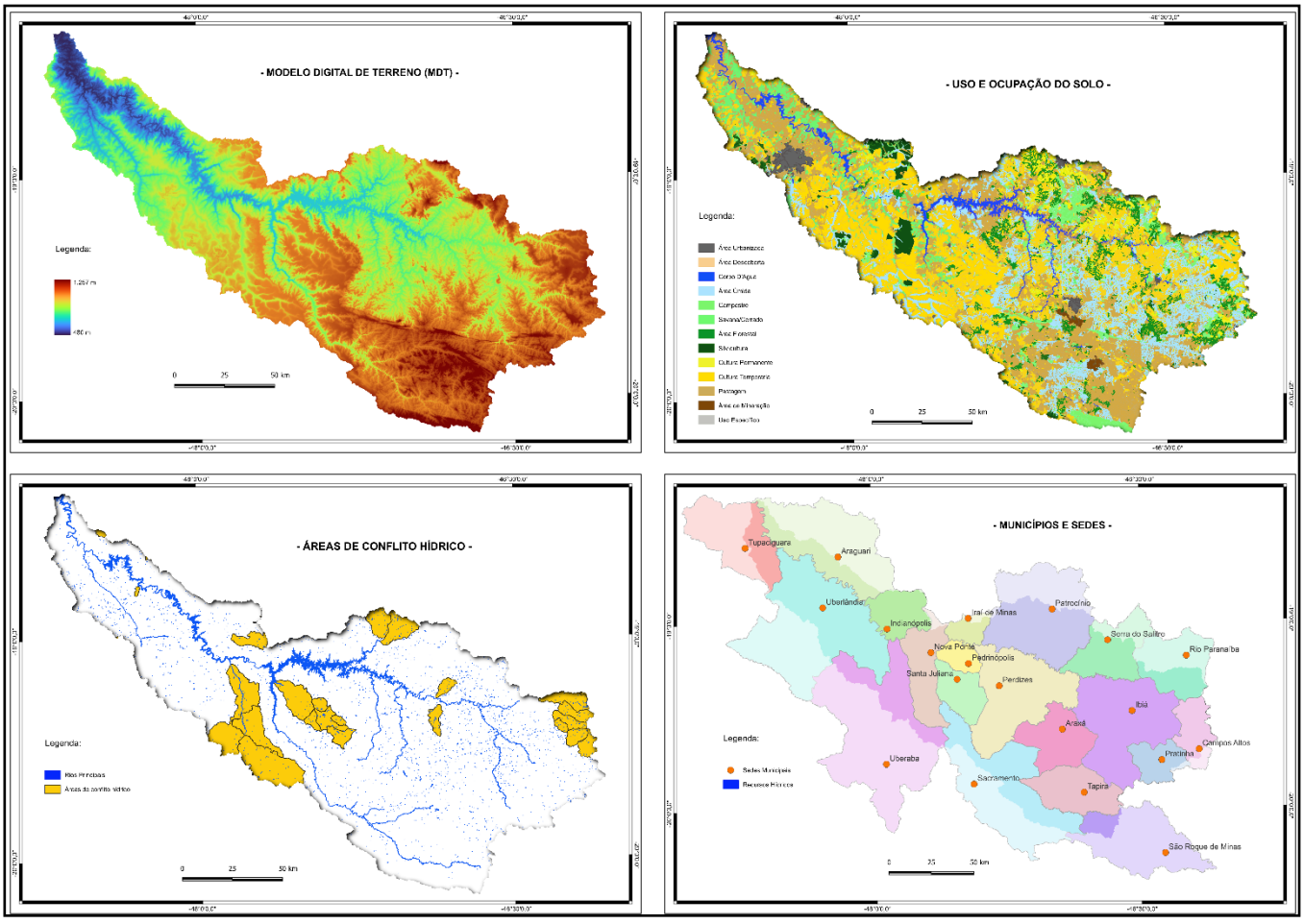


Figura 02: Planos de informações utilizados - Metadados.
Fonte: Grupo de Trabalho (2024).



Figura 03: Delimitação de ottobacias em níveis 5, 6 e 7.
Fonte: SIRH Araguari (2026).

A utilização da base de dados do IDE SISEMA (Infraestrutura de Dados Espaciais do Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos de Minas Gerais) no QGIS foi fundamental para análises de bacias hidrográficas, permitindo o acesso a dados oficiais e atualizados de hidrografia, relevo, uso do solo, outorgas e áreas de conflito. A utilização do Modelo Digital de Elevação (MDE) do IDE SISEMA/Topodata proporcionou conexão direta da análise topográfica de fluxos superficiais no contexto da bacia, com outros dados de interesse, simplificando o acesso à informação georreferenciada.

Analisando os fatores determinantes para gestão hídrica, observou-se que fatores que influenciam de forma direta o comportamento de uma bacia, principalmente com relação ao movimento da água na superfície, são os fatores morfométricos, associadas ao relevo que incluem a área de drenagem, o comprimento do curso de água principal e a declividade (Collischonn; Dornelles, 2015).

De acordo com Paiva; Paiva (2001), as características de homogeneidade das pequenas bacias, permite a identificação de áreas com comportamento similar, de forma que elas sejam muitas vezes utilizadas para um melhor entendimento dos processos físicos, químicos e biológicos que intervém no ciclo hidrológico. A escassez de dados hidrológicos é minimizada com a otimização das informações disponíveis, através de um conjunto de ferramentas que buscam explorar o máximo por meio de estimativas e variáveis (TUCCI, 2001), possibilitando que toda pesquisa e levantamento de informações em nível de bacia não signifique apenas coleta de dados, mas principalmente a interpretação destes para uso no planejamento do aproveitamento dos recursos de água e solo.

Uma das formas de armazenar dados topográficos computacionais é a utilização de uma grade (matriz) em que cada elemento contém um valor que corresponde à altitude local, denominada Modelo Digital de Elevação (MDE), de modo a extrair informações úteis para os estudos hidrológicos, sendo as altitudes convertidas em cores para facilitar a interpretação do terreno em análise e estabelecendo assim a direção preferencial de escoamento. (Collischonn; Dornelles, 2015). Na morfometria são estabelecidas as relações entre os parâmetros mensuráveis de uma bacia hidrográfica e os seus condicionantes, através de índices numéricos que classificam a rede de drenagem (Campos, et. al. (2019).

Uma das premissas consideradas na elaboração do PNRH (2022) diz respeito à divisão de atribuições entre as diferentes escalas de Planos de Recursos Hídricos, no qual o desafio de evitar a redundância e de delimitar funções e ações específicas para os recortes espaciais dos planos se torna fundamental para lhes conferir maior efetividade. Seguindo esta premissa o GT buscou por meio desta ação, subsidiar o Comitê com dados e informações relevantes e estratégicas de seu território, considerando a escala ideal de planejamento, apresentando ações voltadas à busca de soluções adequadas para melhoria das condições de balanço hídrico quali-quantitativo e garantia da compatibilização dos usos múltiplos da água na bacia.

Seguindo o entendimento proposto por Schiavetti; Camargo (2002), o modelo de representação auxilia a descrever a estrutura ambiental das unidades integrando aspectos biofísicos e humanos que estão contidos na bacia ou são exteriores a ela, e têm implicações significativas para a sua dinâmica e integração culturais, sócio-econômicas, estéticas e não espacialmente definidas aqui analisadas, além da visão espacial e temporal adequada para o gerenciamento.

- **Critérios para Reorganização das Unidades de Planejamento**

De acordo com Campos, et. al. (2019), o planejamento ambiental estratégico envolve compilação e levantamento de dados, estabelecimento das unidades cartográficas e a aplicação de métodos de avaliação apoiada no estudo das capacidades ou potencialidades de uso e ocupação de um determinado território e dos impactos que a implantação e desenvolvimento dessas atividades produzem ao meio ambiente.

A reestruturação das sub-bacias foi realizada por meio de unificações e ajustes de seccionamento estratégico, detalhados conforme os critérios abaixo:

1 – Criação da unidade "Rio São João" unificada ao "Rio Misericórdia" e em análise ao nível 6 de ottobacia e áreas de conflito hídrico;

2 – Unificação das unidades "Alto Rio Quebra Anzol" e "Rio Misericórdia" a partir da foz do Rio São João, priorizando a segurança do abastecimento público da cidade de Ibiá-MG, presente nesta unidade e a existência de áreas de conflito hídrico;

3 – Unificação da unidade do “Ribeirão do Inferno” com o “Alto Araguari”, a partir do nivel 7 de ottobacias, agrupadas as áreas com perfis de uso do solo homogêneos.

4 – Agrupadas áreas do “Ribeirão do Salitre” e do “Ribeirão Grande”, tendo como referência a foz do Rio Capivara, por se tratarem de regiões homogêneas, em consonancia com a ottobacia nivel 5 e áreas de conflito hídrico;

5 – Mantida a unidade do Rio Capivara, pela importancia geoterritorial da bacia em seus usos multiplos;

6 – Seccionamento da bacia utilizando a UHE Nova Ponte como marco divisório para o "Médio Rio Araguari", referência por Infraestrutura Hidráulica;

7 – Mantida a unidade do “Rio Galheiro” por sua representatividade territorial no contexto do uso e ocupação do solo;

8 – Mantida a unidade do “Rio Santa Juliana” em observação à área de conflito hídrico;

9 – Nova divisão e ocupação da área da unidade o “Médio Rio Araguari”, limítrofe às áreas de conflito;

10 – Criação da unidade “Usina Hidrelétrica de Miranda” pela complexidade de análise das áreas de lago;

11 – A unidade "Rio Claro" foi mantida em sua configuração original devido à sua grande extensão e complexidade de conflitos pelo uso de água já existentes e registrados pelo IGAM.;

12 – Criação da unidade do “Baixo Araguari” pela união das unidades “Foz do Araguari” e “AHE’s Capim Branco”;

13 –Mantida a unidade do “Rio Uberabinha”.

- **Cartografia e Nomenclatura Final**

O SIG aliado a técnica de análise espacial, integrado a contribuição estratégica e experiente dos diferentes representantes do GT, possibilita a padronização e a integração de dados, que normalmente são provenientes de diversas fontes, permitindo que se realize uma avaliação conjunta dos mesmos, proporcionando mais eficiência e confiabilidade no processo de tomada de deciso para promover a adequação da gestão das águas na bacia (CAMPOS, et. al.,2019).

Os mapas e bases cartográficas foram elaborados em ambiente de Sistema de Informação Geográfica (SIG) pela equipe técnica da Entidade Equiparada - ABHA Gestão de Águas. A nova lógica de nomenclatura foi estabelecida no sentido montante para jusante e de Norte para Sul, resultando em 13 (treze) unidades de planejamento: (1) Rio São João; (2) Alto Rio Quebra Anzol; (3) Alto Rio Araguari; (4) Médio Rio Quebra Anzol; (5) Rio Capivara; (6) Baixo Rio Quebra Anzol; (7) Rio Galheiro; (8) Ribeirão Santa Juliana; (9) Médio Rio Araguari; (10) UHE Miranda; (11) Rio Claro; (12) Baixo Rio Araguari; (13) Rio Uberabinha, como mostram as figuras 4 e 5:



Figura 04: Comparativo da nova e antiga divisão de sub-bacias hidrográficas do Rio Araguari.
Fonte: Grupo de Trabalho (2024).

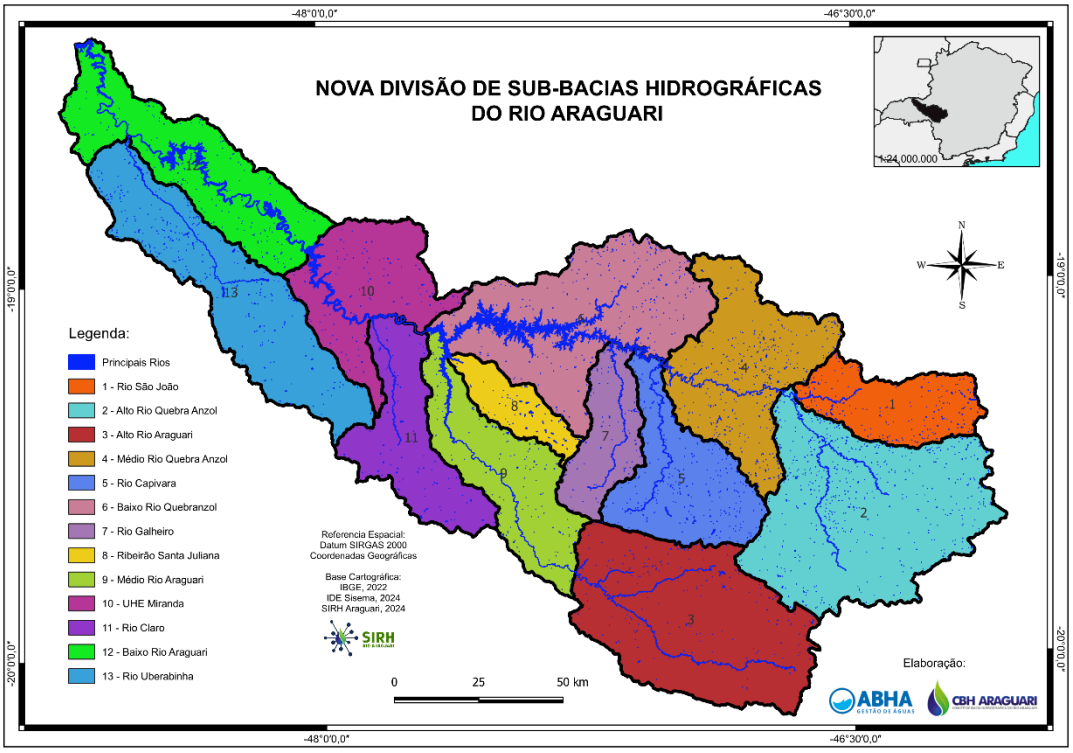


Figura 05: Nova subdivisão de bacias do Rio Araguari.
Fonte: Grupo de Trabalho (2024).

Resultados e Discussão

Com a finalidade de promover uma governança mais eficiente dos recursos hídricos em sua área de abrangência, no contexto de integração na atuação dos Sistemas Estadual e Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos e seus respectivos instrumentos de gestão, a análise técnica conduzida pelo GT Sub-bacias resultou em uma redivisão da bacia do Rio Araguari, reduzindo fragmentações inconsistentes e estabelecendo unidades com maior coesão hidrológica e socioeconômica.

A nova configuração traz a aplicação da metodologia de Ottobacias, integrada aos critérios de uso do solo, MDT e conflitos pelo uso múltiplo da água, permitindo a transição de uma divisão de critérios incertos para uma estrutura de 13 (treze) Unidades de Planejamento Hídrico tecnicamente embasadas.

A unificação de unidades como "Alto Rio Araguari" e "Ribeirão do Inferno" (critério de Ottobacia nível 7) demonstrou-se eficaz ao agrupar áreas com perfis de uso do solo homogêneos, o que facilita a aplicação de políticas de fomento agrícola e conservação de nascentes. Por outro lado, o seccionamento da bacia utilizando a UHE Nova Ponte como marco divisório para o "Médio Rio Araguari" reflete uma gestão pragmática, reconhecendo o impacto das grandes infraestruturas hidráulicas na dinâmica das águas.

Com relação à gestão de conflitos e abastecimento urbano, um dos pontos centrais da discussão foi a bacia do Rio Quebra Anzol, com a criação da unidade "Rio São João", unificada ao "Rio Misericórdia" (Nível 6), motivada pela prioridade de abastecimento urbano da cidade de Ibiá-MG. Essa decisão exemplifica como a gestão participativa e multidisciplinar do GT foi capaz de sobrepor a necessidade social à rigidez matemática das delimitações geográficas.

Na sub-bacia do Rio Claro, a manutenção da configuração original, apesar da grande extensão, justifica-se pela alta densidade de pivôs centrais de irrigação na margem esquerda do Rio Araguari (entre a UHE Nova Ponte e a foz do Rio Claro). A similaridade técnica dos usuários nesta área permite que o comitê aplique estratégias de fiscalização e outorga mais direcionadas, tratando a região como um polo de gestão de conflitos hídricos.

O uso de ferramentas de SIG e dados públicos (IGAM, ANA, IBGE) garantiu a transparência e a replicabilidade do processo. A nova nomenclatura criada segue uma lógica sequencial que facilita a comunicação com a comunidade e usuários, tornando o PDRH um instrumento de mais fácil compreensão para o público não técnico. Seguindo o estabelecido pelo Plano Diretor da Bacia (2011), o caráter participativo do Comitê garante a todos os seguimentos o direito de pronunciar-se sobre a melhor forma da aplicação das medidas do planejamento para atendimento das necessidades encontradas, e o estudo demonstrou uma forma prática e colaborativa de tornar evidente tal ação conjunta.

Considerações Finais

A revisão da subdivisão da Bacia do Rio Araguari pelo GT Sub-bacias representa um avanço significativo na governança hídrica do CBH Araguari - PN2, tendo o trabalho demonstrado que a delimitação de bacias não deve ser tratada como uma etapa meramente cartográfica, mas como um processo de planejamento estratégico que integra o rigor da engenharia com a realidade local.

É possível concluir que a metodologia de Ottobacias provou ser a ferramenta mais robusta para garantir a conectividade hidrológica, enquanto os ajustes manuais feitos pelo GT garantiram a aderência à realidade socioeconômica, corroborando para a gestão participativa, com membros de diferentes setores, crucial para validar as mudanças que transformam um dado técnico em um instrumento de consenso político.

A nova subdivisão, publicada conforme Deliberação CBH Araguari nº 218 de 25 de março de 2025, fornece subsídios mais precisos para a cobrança pelo uso da água, a aplicação de recursos de investimento e a priorização de áreas para recuperação ambiental, sendo incorporada na atualização do PDRH Araguari, servindo de modelo para outros comitês que buscam otimizar suas unidades de planejamento.

Agradecimento

Os autores agradecem: À Câmara Técnica de Planejamento e Controle (CTPlan), pelo suporte consultivo. À ABHA Gestão de Águas (Entidade Equiparada), pelo apoio técnico e logístico, com especial reconhecimento técnico, fundamental para a elaboração das bases cartográficas e mapas para esta análise. Aos representantes do Poder Público (Estadual e Municipal), Sociedade Civil e Usuários que compuseram voluntariamente o GT, dedicando expertise técnica para a sustentabilidade da Bacia do Rio Araguari.

Referências Bibliográficas

ANA – Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. **Divisão de Bacias.** Disponível em: https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/fe192ba0-45a9-4215-90a5-3fba6abea174. Acesso em: 8 jan. 2025.

ANA – Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. Catálogo de Metadados da ANA. Divisão de Bacias. Disponível em: https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/fe192ba0-45a9-4215-90a5-3fba6abea174. Acesso em: 6 jan. 2025.

ANA – Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. Plano Nacional de Recursos Hídricos. PNRH. 1 mar. 2022. Disponível em: https://app.powerbi.com/view?r=eyJrIjoiMzVlYTM3ODMtYzc1Mi00ZmI3LWEwMDAtMzM3MDQ3MmYzYWVmIiwidCI6Ijk2MTFlY2UxLTM0MTQtNGMzNS1hM2YwLTdkMTAwNDI5MGNkNiJ9. Acesso em: 6 fev. 2026.

CBH ARAGUARI**. Deliberação nº 192, de 6 de junho de 2024.** Institui o Grupo de Trabalho Sub Bacias do Comitê de Bacias Hidrográfica do Rio Araguari. Disponível em: https://cbharaguari.org.br/uploads/1_o_comite/3_legislacao/4_deliberacoes_resolucoes_portarias/1_deliberacoes/2024/192-Deliberacao-CBH-Araguari-n-192-GT-Sub-Bacias.pdf. Acesso em: 7 fev. 2026.

BRASIL. Presidência da República. **Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997**. (Vide Decreto de 15 de setembro de 2010) Regulamento Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9433.htm. Acesso em: 7 jan. 2025.

CAMPOS, S.; MARCELO C.; RODRIGUES, B. T.; SOUZA, F. L. P.; LEME, M. C. **Geoprocessamento Aplicado no Planejamento de Bacias Hidrográficas**. E-book. Atena Editora, 2019. Disponível em: https://atenaeditora.com.br/catalogo/ebook/geoprocessamento-aplicado-no-planejamento-de-bacias-hidrograficas. Acesso em: 6 jan. 2025.

CARDOSO, R. C. J. **Plano Diretor de Recursos Hídricos do Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Araguari**. 2011. Disponível em: https://cbharaguari.org.br/uploads/1_o_comite/3_legislacao/1_plano_diretor_bacia/17_resumo_executivo_pdrh_araguari.pdf. Acesso em: 6 jan. 2025.

COLLISCHONN, W.; DORNELLES, F. **Hidrologia para engenharia e ciências ambientais**. Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos (ABRH), 2015.

IDE-SISEMA | **Metadados**. Disponível em: https://idesisema.meioambiente.mg.gov.br/geonetwork. Acesso em: 7 jan. 2025.

IDE SISEMA. **Infraestrutura de Dados Espaciais**. Disponível em: https://idesisema.meioambiente.mg.gov.br/webgis. Acesso em: 6 jan. 2025.

MINAS GERAIS. (Conselho Estadual de Recursos Hídricos). **Deliberação Normativa nº 04, de 18 de fevereiro de 2002**. Estabelece diretrizes para a formação e funcionamento de Comitê de Bacia Hidrográfica, e dá outras providências. Disponível em: https://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=176. Acesso em: 7 jan. 2025.

MINAS GERAIS (INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS). **Portaria nº 48, de 4 de outubro de 2019**. Estabelece normas suplementares para a regularização dos recursos hídricos de domínio do Estado de Minas Gerais e dá outras providências. Disponível em: https://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=49719. Acesso em: 7 jan. 2025.

MINAS GERAIS. **Lei nº 13.199, de 29 de janeiro de 1999**. Dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos e dá outras providências. Disponível em: https://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=5309. Acesso em: 7 jan. 2025.

PAIVA, J. B. D. de; PAIVA, E. M. C. D. **Hidrologia Aplicada à Gestão de pequenas bacias hidrográficas**. 2001. ABRH/UFSM. Disponível em: https://livros.abrhidro.org.br/. Acesso em: 12 mar. 2026.

QGIS FOUNDATION, QGIS download · **QGIS Web Site**. Disponível em: https://www.qgis.org/download/. Acesso em: 7 jan. 2025

RUBERT, A. V.; FIGUEIREDO, L. C. C. **Divisão Hidrográfica Nacional – Aplicação da metodologia de Otto Pfafstetter.** 2001. XIV SBRH. Disponível em: https://anais.abrhidro.org.br/job.php?Job=12433 . Acesso em: 12 mar. 2026.

SCHIAVETTI, A.; CAMARGO, A. F. M. **Conceitos de bacias hidrográficas Teorias e Aplicações**. Ilhéus: Editus, 2002. E-book (293 p.). ISBN 85-7455-053-1. Disponível em: https://www.uesc.br/editora/livrosdigitais2015/conceitos_de_bacias.pdf. Acesso em: 7 jan. 2025

STEVAUX, J. C.; LATRUBESSE, E. M. **Geomorfologia Fluvial**. V.3. São Paulo: Oficina de Texto, 2017.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. Porto Alegre: Ed. Da Universidade UFRG / Associação Brasileira de Recursos Hídricos (ABRH), 2001.

PROPOSIÇÃO DE METODOLOGIA PARA ANÁLISE DE CONFLITOS PELO USO DA ÁGUA: ESTUDO DE CASO NA BACIA HIDROGRÁFICA DOS RIOS MACAÉ E DAS OSTRAS

1 Luiza Castro de Toledo Piza, 2 Candice Schauffert Garcia, 3 Maíra Martim de Moura, 4 Jhonny Matheus Marinho Silva, 5 Guilherme de Almeida Armênio, 6 Izabela Marques Chaves

[1]RHA Engenharia e Consultoria, meioambiente4@rhaengenharia.com.br; [2]RHA Engenharia e Consultoria, csgarcia@rhaengenharia.com.br; [3]RHA Engenharia e Consultoria, gerenciatecnica@rhaengenharia.com.br, [4]RHA Engenharia e Consultoria, hidrologia@rhaengenharia.com.br, [5]RHA Engenharia e Consultoria, novosnegocios@rhaengenharia.com.br,[6]RHA Engenharia e Consultoria, geoprocessamento2@rhaengenharia.com.br

Palavras-chave: Gestão de Recursos Hídricos, Demandas Hídricas, Outorga de direito

Resumo

Este trabalho propõe uma metodologia integrada para análise de conflitos pelo uso da água em bacias hidrográficas, estruturada a partir da articulação entre disponibilidade hídrica, demandas setoriais, usos outorgados e fatores institucionais associados à gestão dos recursos hídricos. A abordagem foi desenvolvida com o objetivo de subsidiar diagnósticos territoriais e priorização de áreas críticas, permitindo identificar situações de pressão, comprometimento e potencial conflito tanto em águas superficiais quanto subterrâneas. A metodologia foi aplicada à Região Hidrográfica dos rios Macaé e das Ostras (RH-VIII), no Rio de Janeiro, como estudo de caso para validação da proposta. O procedimento envolveu: (i) compartimentação espacial da bacia em sub-bacias de análise; (ii) levantamento e sistematização de dados de disponibilidade hídrica, demandas por setor usuário e registros de outorga; (iii) cálculo de indicadores de comprometimento hídrico e risco de conflito; e (iv) interpretação integrada dos resultados à luz de condicionantes territoriais e limitações institucionais, como subnotificação de usos e baixa representatividade cadastral. A aplicação da metodologia evidenciou sua capacidade de discriminar áreas com diferentes níveis de criticidade, destacando pressões mais intensas em sub-bacias com forte concentração de abastecimento público, usos industriais/energéticos e elevada dependência de captações subterrâneas. Os resultados demonstram que a metodologia é replicável e pode apoiar instrumentos de planejamento e regulação, contribuindo para uma gestão preventiva, espacialmente orientada e tecnicamente fundamentada dos conflitos pelo uso da água em diferentes contextos hidrográficos. Esta metodologia foi desenvolvida pela RHA Engenharia e Consultoria para o Consórcio Intermunicipal Lagos São João, no âmbito do Programa de Regularização do Uso da Água (Programa R.U.A.), como ferramenta de apoio às análises de conflitos frente ao cadastramento de novos usuários de água na RH-VIII.

Introdução

A gestão de recursos hídricos em bacias hidrográficas envolve a conciliação entre múltiplos usos da água, como o abastecimento público, a irrigação, a geração de energia, o uso industrial e a manutenção dos ecossistemas, em um contexto de disponibilidade limitada e variabilidade hidrológica. Nesse cenário, os conflitos pelo uso da água emergem quando a demanda hídrica supera a disponibilidade ou quando diferentes usuários apresentam interesses concorrentes, tanto em termos quantitativos quanto qualitativos (Ribeiro et al., 2018). Esses conflitos tendem a se intensificar em períodos de escassez, em regiões com elevada pressão antrópica ou onde há fragilidades nos instrumentos de gestão, como a outorga e a cobrança pelo uso da água. Assim, a gestão integrada e participativa, baseada na bacia hidrográfica como unidade de planejamento, torna-se fundamental para mediar interesses, promover o uso racional da água e garantir a sustentabilidade dos recursos hídricos a longo prazo.

Tradicionalmente, a análise dos conflitos pelo uso da água tem se baseado no confronto direto entre demanda e disponibilidade hídrica, buscando identificar situações de déficit ou comprometimento dos usos prioritários (Link e Scheffran, 2016). No entanto, abordagens restritas a essa comparação tendem a não captar a variabilidade espacial das pressões ao longo da bacia, desconsiderando diferenças relevantes entre trechos a montante e a jusante, bem como a concentração dos usos em determinados setores ou regiões. Segundo Almeida (20240, essa limitação pode mascarar conflitos críticos localizados, nos quais a disponibilidade hídrica é insuficiente para atender às demandas, mesmo quando a bacia, em termos agregados, aparenta equilíbrio.

Como forma de superar essas limitações, este estudo propõe uma metodologia para análise de conflitos pelo uso da água baseada em abordagem multicritério, capaz de integrar diferentes indicadores e explorar os dados disponíveis sob múltiplas perspectivas. Para além do balanço hídrico, são incorporados aspectos relacionados à criticidade dos usos, à concentração das demandas e à distribuição espacial das pressões, permitindo uma avaliação mais robusta e sensível às especificidades locais. Essa abordagem possibilita a identificação de conflitos potenciais que não seriam evidenciados em análises convencionais, além de subsidiar a priorização de áreas para intervenção.

A aplicação da metodologia foi realizada na Bacia Hidrográfica dos rios Macaé e das Ostras (RH-VIII), no estado do Rio de Janeiro, selecionada em função de sua relevância socioeconômica e da complexidade de seus múltiplos usos da água. A bacia abrange integralmente o município de Macaé e parcialmente os municípios de Rio das Ostras, Casimiro de Abreu, Conceição de Macabu e Carapebus. De acordo com o Plano de Recursos Hídricos Macaé Ostras (PRH-Macaé/Ostras), publicado em 2014, já se observava um quadro de déficit hídrico no trecho principal do rio Macaé, associado às captações para

abastecimento público, geração termoelétrica e uso industrial, especialmente voltado ao suporte das atividades offshore de petróleo, o que reforça a pertinência da escolha da região para a aplicação da metodologia.

Após a elaboração desse plano, a RH-VIII passou por transformações significativas que impactam diretamente o uso e a demanda por recursos hídricos em todo o território. Destaca-se, nesse contexto, a mudança na vocação econômica do município de Macaé que, até 2023, era reconhecido como Capital do Petróleo do Estado do Rio de Janeiro (Lei Estadual nº 6.081/2011) e passou a ser denominado Capital da Energia (Lei Estadual nº 10.178/2023). Essa transição reflete a consolidação e a expansão do setor energético na região, atualmente marcada pela operação de três usinas termoelétricas, Marlim Azul I, Usina Termoelétrica Norte Fluminense e UTE Termomacaé, além de outros treze empreendimentos já licenciados pelo Ibama e pelo Inea. Tal mudança de vocação econômica implica também uma mudança no perfil de consumo hídrico, com aumento da demanda industrial e energética, intensificando as pressões sobre os recursos disponíveis.

Além disso, a RH-VIII abriga importantes atividades agrícolas e turísticas. Na região do Alto rio Macaé, a agricultura familiar, associada ao turismo sustentável, constitui uma das principais atividades econômicas (Azevedo e Martins, 2020; CBH Macaé Ostras, 2014). A relativa abundância de recursos hídricos favorece tanto a prática de irrigação e aquicultura, incluindo a introdução de espécies exóticas, quanto o desenvolvimento de atividades de lazer em rios e cachoeiras. Na região do Médio Macaé, a atividade agropecuária se destaca nos municípios de Nova Friburgo, Casimiro de Abreu e Macaé, especialmente na produção de verduras e legumes, com destaque para a couve-flor, que abastece a Região Metropolitana do Rio de Janeiro (Emater, 2023). Tanto o Alto quanto o Médio Macaé abrigam mananciais estratégicos para o abastecimento das porções mais densamente povoadas da bacia.

Na porção litorânea, abrangendo o Baixo Macaé e o município de Rio das Ostras, observa-se maior grau de urbanização e concentração de atividades econômicas, com uso do solo voltado à moradia, comércio, serviços e turismo, além da presença de indústrias ligadas ao setor de petróleo e gás. Nessa região, destaca-se a intensa captação de águas subterrâneas, tanto por empresas quanto por usuários domésticos, o que levanta preocupações quanto à sustentabilidade desse recurso a longo prazo (Ferreira et al., 2019).

A coexistência desses usos, associada à distribuição desigual da disponibilidade hídrica e às limitações nos instrumentos de gestão, tem intensificado a ocorrência de conflitos pelo uso da água na RH-VIII, sobretudo em áreas mais densamente ocupadas. Diante desse cenário, torna-se fundamental compreender a magnitude, a distribuição espacial e os fatores condicionantes desses conflitos, de modo a subsidiar estratégias de gestão mais eficientes, integradas e orientadas por evidências. O objetivo do presente estudo é apresentar uma metodologia multicritério para identificação de áreas com conflitos pelo uso da água em bacias hidrográficas, baseada no método Analytic Hierarchy Process (AHP), e os resultados de sua aplicação para a RH-VIII, no Rio de Janeiro.

Material e Métodos

Área de Estudo

A metodologia desenvolvida foi aplicada ao território da RH-VIII do Estado do Rio de Janeiro, a qual contempla as bacias hidrográficas dos rios Macaé e das Ostras e está situada na Mesorregião Norte Fluminense (Figura 1). O território total compreende 1.996,643 km², 372.791 habitantes e os municípios de Macaé, totalmente inserido, e de Carapebus, Casimiro de Abreu, Conceição de Macabu, Nova Friburgo e Rios das Ostras, parcialmente inseridos.

Base de dados

A análise dos conflitos pelo uso da água foi realizada a partir da integração de dados de disponibilidade hídrica, demandas hídricas e do cadastro de outorgas, organizados espacialmente por ottobacias, conforme a Base Hidrográfica Ottocodificada Multiescalas (BHO), versão 6 (BHO6) (ANA, 2022). Essa delimitação da RH-VIII, seguiu a Resolução do Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Estado do Rio de Janeiro (CERHI-RJ) nº 279/2024. Destaca-se que o território da RH-VIII compreende 21 ottobacias de nível 6, distribuídas em seis sub-bacias hidrográficas.

Em relação à disponibilidade hídrica superficial, foram utilizados os valores da vazão Q_{95}, apresentados na Base Ottocodificada Multiescalas – BHO 2017. Essa publicação da ANA compila uma série de estudos hidrológicos, incluindo resultados de modelagem e análises de regionalização de vazões para todo território nacional (ANA, 2021).

Neste estudo, as demandas hídricas foram estimadas com base no Cadastro de Outorgas Estadual, fornecido pelo Inea, considerando registros até julho de 2025. O cadastro contempla captações superficiais e subterrâneas, bem como lançamentos de efluentes. Devido à existência de processos de outorga ainda em análise, cujas vazões podem corresponder a usos já consolidados, essas solicitações também foram incluídas no cálculo da demanda hídrica.

Essa base de dados passou por um processo de consistência, que compreendeu a eliminação de registros com vazão igual a zero, das interferências em barragens (usos não consuntivos) e de pontos duplicados (mesmas coordenadas, vazões e finalidades).

Considerando que as informações sobre demandas hídricas, juntamente com as de disponibilidade hídrica, são utilizadas no cálculo do balanço hídrico, é necessário que ambas estejam na mesma escala. Nesse sentido, assim como as informações de disponibilidade hídrica, os dados do Cadastro de Outorgas foram agregados à escala da Base Hidrográfica Ottocodificada Multiescalas – Versão 6 (BHO6) (ANA, 2022), respeitando os limites da RH-VIII definidos pela Resolução CERHI nº 279/2024.

Visto que, o Cadastro de Outorgas pode não representar adequadamente a realidade de consumo para algumas finalidades, foi realizada uma análise comparativa das demandas outorgadas com as estimadas por meio do Manual de Usos

Consuntivos da Água do Brasil (ANA, 2024), também elaborado pela RHA Engenharia e Consultoria. Essa publicação apresenta estimativas indiretas de demandas hídricas para diferentes finalidades, abastecimento público, consumo humano, criação animal, irrigação, indústria, mineração e termoeletricidade, nas escalas municipal e de ottobacia, para o período de 1930 a 2040. Para cada finalidade, são adotadas metodologias específicas de estimativa, que consideram diferentes fatores; no caso do abastecimento público, por exemplo, utilizam-se indicadores do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS); já para a criação animal, consideram-se a quantidade e o tipo de rebanhos informados ao Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE).

Observou-se que, para as finalidades de criação animal e irrigação, as demandas hídricas estimadas no *Manual de Usos Consuntivos da Água do Brasil* representavam melhor a realidade da RH-VIII. Para as demais finalidades, foram utilizadas as demandas hídricas estimadas a partir do Cadastro de Outorgas.

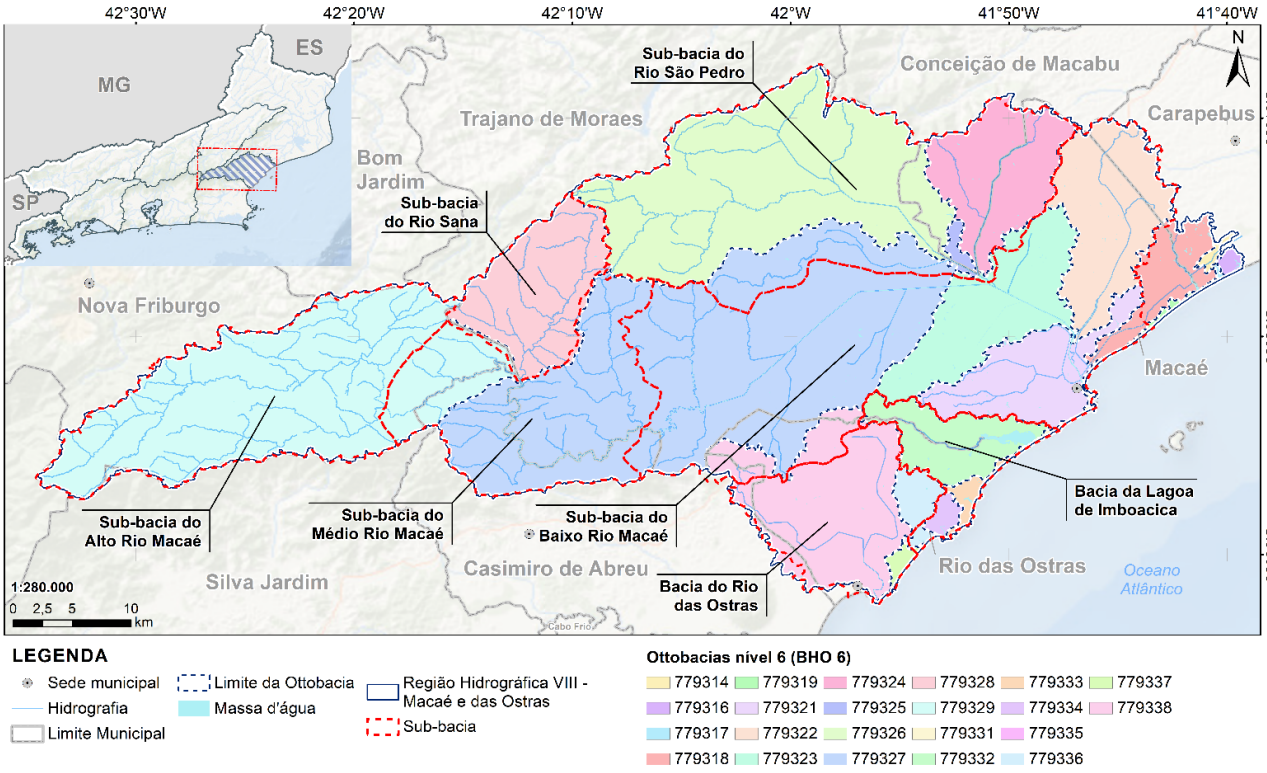


Figura 01: Localização das bacias hidrográficas dos rios Macaé e das Ostras e ottobacias de estudo. Fonte: Autores (2026).

Na tabela 01 são apresentados os valores de disponibilidade hídrica superficial, o número de outorgas, a demanda hídrica total (considerando todas as finalidades), bem como as demandas específicas para criação animal, consumo humano e abastecimento público. Todas essas informações estão organizadas na escala de ottobacias (BHO6).

Tabela 01: Valores de disponibilidade hídrica superficial, número de outorgas, demanda hídrica e balanço quantitativos, por ottobacia da área de estudo

Ottobacia	Disponibilidade hídrica (m³/s)*	Vazão máxima outorgável (40% da Q_{95}) (m³/s)	Nº de Outorgas	Demanda Hídrica Total (m³/s)*	Demanda Hídrica Criação Animal (m³/s)*	Demanda Hídrica Cons. Humano e Abast. Público (m³/s)*
779338	0,630	0,252008	6	0,0263101	0,0073500	0,0004167
779337	0,013	0,005196	0	-	-	-
779336	0,030	0,01218	0	0,0017200	0,0013700	0,0000000
779334	0,013	0,005196	0	-	-	-
779333	0,013	0,005196	1	0,0002778	0,0000000	0,0002778
779332	0,013	0,005196	2	0,0059256	0,0026300	-
779331	0,029	0,01154	0	-	-	-
779329	1,363	0,545268	53	0,4041796	0,0020600	0,0286640
779328	0,420	0,16786	6	0,0197477	0,0030300	0,0060111
779327	3,425	1,370068	18	3,7920690	0,0284700	3,1766751
779326	1,156	0,462288	10	0,6811175	0,0144700	0,6460003

Ottobacia	Disponibilidade hídrica (m³/s)*	Vazão máxima outorgável (40% da Q_{95}) (m³/s)	Nº de Outorgas	Demanda Hídrica Total (m³/s)*	Demanda Hídrica Criação Animal (m³/s)*	Demanda Hídrica Cons. Humano e Abast. Público (m³/s)*
779325	1,367	0,5469	2	0,7022564	0,0152000	0,6460003
779324	0,363	0,145052	4	0,0131722	0,0062700	-
779323	5,780	2,31182	16	6,5829818	0,0583000	3,8297031
779322	0,409	0,16346	1	0,0112322	0,0071800	-
779321	6,532	2,61276	3	6,6000240	0,0694600	3,8297031
779319	0,114	0,045616	0	-	-	-
779318	0,049	0,019724	2	0,0291089	0,0021100	-
779317	0,013	0,005196	0	-	-	-
779316	0,013	0,005196	0	0,0007600	0,0003500	-
779314	0,013	0,005196	0	-	-	-

* Observação: Valores acumulado de montante para jusante, por ottobacia.
- Não foram identificadas vazões outorgadas ou estimadas pelo Manual de Usos Consuntivos da Água do Brasil nessas ottobacias
Fonte: Autores (2026).

Risco de Conflito pelo Uso da Água

O risco de conflito pelo uso da água ($Rconflito$) foi definido como a possibilidade de ocorrência de tensões entre diferentes usuários em função da disputa pela disponibilidade hídrica. Para sua estimativa, considerou-se que o $Rconflito$ é função de um conjunto de indicadores representativos das pressões sobre os recursos hídricos, a saber:

- **IC – Índice de Comprometimento Hídrico da Máxima Vazão Outorgável (adimensional):** relaciona a vazão de demanda total, por ottobacia, e a vazão máxima outorgável (neste caso, igual a 40% da Q_{95}). Com isso, quanto mais alto o valor, mais comprometida está a vazão disponível (Equação 01). No estado do Rio de Janeiro a máxima vazão outorgável, corresponde a 40% da Q95 (Resolução INEA nº 162/2018). A classificação do IC é definida a partir de faixas de valores: índices iguais ou inferiores a 0,05 correspondem à classificação baixa, com nota 0,00. Valores superiores a 0,05 e até 0,3 são classificados como medianos, com nota 0,25. Quando o IC se situa entre 0,3 e 0,7, o comprometimento é considerado alto, sendo atribuída a nota 0,50. Para valores entre 0,7 e 1,0, a classificação é muito alta, com nota 0,75. Por fim, valores superiores a 1,0 indicam situação crítica, recebendo a nota máxima de 1,00.

$$IC = \frac{Demanda\ Hídrica\ Total}{Máxima\ Vazão\ Outorgável} \quad (01)$$

- **TA – Taxa de Abastecimento Público e Consumo Humano (%):** expressa a proporção da vazão de demanda destinada diretamente ao consumo humano, seja por meio do abastecimento público ou de usos individuais (Equação 02). Valores elevados (TA ≥ 40%) indicam que a maior parte das captações está vinculada a usos essenciais e prioritários, o que acentua a vulnerabilidade da bacia em situações de escassez, uma vez que qualquer redução na disponibilidade pode comprometer a segurança hídrica das populações atendidas. Em níveis intermediários (20% ≤ TA < 40%), a pressão sobre o recurso é significativa, porém ainda distribuída entre diferentes finalidades, caracterizando um risco moderado. Já valores baixos (TA < 20%) sugerem menor dependência do recurso para o consumo humano, reduzindo a probabilidade de conflitos diretos, embora o monitoramento contínuo permaneça necessário.

$$\text{TA (\%)} = \frac{\text{Demanda Abast. Púb. e Cons. Hum. ottobacia}}{Demanda\ Hídrica\ Total\ \text{ottobacia}} \cdot 100 \quad (02)$$

- **TCA – Taxa de Criação Animal (%):** expressa, em termos percentuais, a proporção da vazão de demanda destinada à criação animal, sendo semelhante à TA, porém voltada à avaliação do risco de conflitos associados a esse tipo de uso. Valores elevados (TCA ≥ 40%) indicam que a maior parte das captações está vinculada à dessedentação animal, o que acentua a vulnerabilidade da bacia em situações de escassez, uma vez que qualquer redução na disponibilidade pode comprometer a segurança hídrica das criações na região. Em níveis intermediários (20% ≤ TCA < 40%), a pressão sobre o recurso é significativa, mas ainda distribuída entre diferentes finalidades, caracterizando um risco moderado. Já valores baixos (TCA < 20%) indicam menor dependência do recurso para a criação animal, reduzindo a probabilidade de conflitos diretos, embora o monitoramento contínuo permaneça necessário.

$$TA\ (\%) = \frac{Demanda\ Criação\ Animal\ ottobacia}{Demanda\ Hídrica\ Total\ ottobacia} \cdot 100 \quad (03)$$

- **HHI – Índice de Herfindahl-Hirschman (adimensional):** tradicionalmente aplicado em estudos de concentração econômica e concorrência de mercado, mostra-se uma ferramenta relevante também para a gestão de recursos hídricos. Permite avaliar o grau de concentração das vazões outorgadas em um número reduzido de usuários (Equação 04). Além disso, o HHI contribui para a classificação do risco de conflitos pelo uso da água, permitindo aos gestores a identificação de áreas onde a concentração de uso exige maior atenção e estratégias de diversificação ou redistribuição da demanda. De acordo com a classificação adotada neste estudo, valores elevados do índice (≥ 0,25) indicam que poucas outorgas concentram grande parte da vazão disponível, aumentando a vulnerabilidade da bacia a conflitos, uma vez que decisões ou falhas desses usuários podem comprometer significativamente a disponibilidade para os demais. Valores intermediários (entre 0,15 e 0,25) refletem uma situação de risco moderado, enquanto índices baixos (< 0,15) indicam maior pulverização das outorgas, reduzindo a dependência de grandes captações individuais.

$$HHI = \sum_{i=1}^{n} \left(\frac{q_i}{Q_{ottobacia}} \right)^2 \quad (04)$$

Em que: q_i é a vazão outorgada, por cadastro i; n é o número total de cadastros de outorga na ottobacia; $Q_{ottobacia}$ é a vazão total outorgada por ottobacia.

Após a determinação dos valores de IC, TA, TCA e HHI, foi possível estimar o risco de conflito pelo uso da água por meio de um modelo multicritério baseado no método Analytic Hierarchy Process (AHP), proposto por Saaty (1977), amplamente utilizado em estudos de recursos hídricos e análises socioambientais. Esse método fundamenta-se em uma estrutura hierárquica que permite determinar o peso relativo dos indicadores por meio de comparações par a par, utilizando uma escala de importância. A aplicação envolveu duas etapas principais: (i) o cálculo dos pesos dos indicadores a partir de uma matriz hierárquica normalizada e (ii) a atribuição de notas entre 0 e 1 às classes de cada indicador, conforme sua relevância para a ocorrência de conflitos. A ponderação considerou aspectos como o grau de comprometimento hídrico, a priorização do abastecimento humano em situações de escassez e a influência da distribuição das demandas outorgadas. O resultado da matriz hierárquica está apresentado na Tabela 02. A partir desses pesos, foi obtida a equação do risco de conflito pelo uso da água (*R*conflito), conforme representado na Equação 05.

Tabela 02: Matriz hierárquica elaborada para os componentes utilizados

-	IC	HHI	TA	TCA	Peso
IC	1,00	5,00	1,00	1,00	**0,42**
HHI	1/5	1,00	1/3	1/3	**0,11**
TA	1/3	5,00	1,00	1/3	**0,26**
TCA	1/5	3,00	1/3	1,00	**0,21**
Soma	**1,73**	**14,00**	**2,67**	**2,66**	**1,00**

Fonte: Autores (2026).

$$\mathrm{R_{conflito}} = 0{,}42 \cdot \mathrm{IC} + 0{,}26 \cdot \mathrm{TA} + 0{,}21 \cdot \mathrm{TCA} + 0{,}11 \cdot \mathrm{HHI} \quad (5)$$

Em que: $R_{conflito}$ é o risco a conflitos pelo uso da água, IC é o índice de comprometimento hídrico, TA é a taxa de abastecimento público e consumo humano, TCA é a taxa de criação animal e HHI é o índice Herfindahl-Hirschman, de concentração sobre vazões outorgadas.

A partir da aplicação da equação do $\mathrm{R_{conflito}}$ (Equação 5) cujos valores variam de 0 a 1, faz-se a classificação do risco de conflito pelo uso da água, conforme limites apresentados na Figura 01. As notas atribuídas, por classes e indicadores, são apresentadas na Tabela 03. Quanto mais próximo da unidade, maior é o risco de conflito pelo uso da água, indicando situações de maior pressão sobre os recursos hídricos e necessidade de atenção na gestão.

Tabela 03: Classificação do risco a conflitos pelo uso da água

Risco alto a conflitos pelo uso da água	Risco médio a conflitos pelo uso da água	Risco baixo a conflitos pelo uso da água
$R_{conflito} \geq 0{,}50$	$0{,}25 < R_{conflito} < 0{,}50$	$R_{conflito} \leq 0{,}25$

Fonte: Autores (2026).

Resultados e Discussão

Na Tabela 04 são apresentados os valores dos principais indicadores utilizados na avaliação do risco de conflito pelo uso da água nas ottobacias da RH-VIII, evidenciando um cenário heterogêneo quanto ao grau de pressão sobre os recursos hídricos. De modo geral, observa-se a predominância de risco médio, seguida pela ocorrência de áreas classificadas como alto risco, especialmente associadas a elevados níveis de comprometimento da vazão outorgável e maior concentração das demandas.

Essa dinâmica é corroborada pelo mapa de distribuição espacial do risco de conflito pelo uso da água (Figura 02), no qual se verifica a concentração das áreas de maior criticidade nas porções do Médio e Baixo Macaé, onde a pressão antrópica é mais intensa e a disponibilidade hídrica se mostra mais comprometida. Por outro lado, áreas com menor densidade de usos e maior disponibilidade relativa tendem a apresentar classes de risco médio, distribuídas de forma mais difusa no território. O mapeamento permite, portanto, uma visão integrada da variabilidade espacial dos conflitos, evidenciando zonas prioritárias para a gestão e subsidiando a tomada de decisão quanto à alocação e ao controle dos usos da água.

Tabela 04: Valores dos componentes utilizados, por ottobacia, e índice de risco de conflito pelo uso da água

Ottobacia	Área (km²)	Índice de Comprometimento da Máxima Vazão Outorgável	Índice de concentração HHI	% destinado ao abastecimento público	% destinado a criação animal	Risco de Conflito pelo Uso da Água	
779338	153,4060	0,1044018	0,2921175	1,6%	27,9%	0,31	Médio Risco
779337	5,1200	-	-	-	-	-	-
779336	16,8410	0,1412151	0,0000000	0,0%	79,7%	0,34	Médio Risco
779334	6,7190	-	-	-	-	-	-
779333	8,4140	0,0534642	1,0000000	100,0%	0,0%	0,49	Médio Risco
779332	57,1060	1,1404157	0,6932051	0,0%	44,4%	0,66	Alto Risco
779331	1,9880	-	-	-	-	-	-
779329	351,3500	0,7412494	0,6176831	7,1%	0,5%	0,44	Médio Risco
779328	108,0870	0,1176439	0,3130099	30,4%	15,3%	0,33	Médio Risco
779327	524,0220	2,7677962	0,2079240	83,8%	0,8%	0,74	Alto Risco
779326	302,6970	1,4733618	0,8285461	94,8%	2,1%	0,80	Alto Risco
779325	5,9000	1,2840673	0,7923894	92,0%	2,2%	0,80	Alto Risco
779324	98,6360	0,0908102	0,4527326	0,0%	47,6%	0,35	Médio Risco
779323	109,7320	2,8475322	0,2020302	58,2%	0,9%	0,64	Alto Risco
779322	111,6430	0,0687153	1,0000000	0,0%	63,9%	0,43	Médio Risco
779321	80,0950	2,5260736	0,3343190	58,0%	1,1%	0,70	Alto Risco
779319	3,3220	-	-	-	-	-	-
779318	43,7370	1,4758112	0,7340704	0,0%	7,2%	0,54	Alto Risco
779317	1,1080	-	-	-	-	-	-
779316	3,4920	0,1462664	0,0000000	0,0%	46,1%	0,26	Médio Risco
779314	3,2280	-	-	-	-	-	-

Nota: as ottobacias com "-" são àquelas sem outorgas superficiais cadastradas.
Fonte: Autores (2026).

Os resultados indicam que a RH-VIII apresenta as áreas mais críticas concentradas nas sub-bacias do Médio e Baixo rio Macaé, rio São Pedro e regiões litorâneas, enquanto áreas como Alto Macaé, rio Sana e rio das Ostras apresentam risco moderado. Esse padrão espacial reforça a relação entre as regiões a montante e a jusante da bacia, uma vez que as áreas de menor risco, localizadas principalmente nas porções superiores, desempenham papel fundamental na manutenção da disponibilidade hídrica das regiões mais críticas a jusante, onde os conflitos são mais acentuados. Neste contexto, destaca-se a importância da qualidade e representatividade dos dados de demanda disponíveis, especialmente no que se refere ao cadastro de usuários de água. A subnotificação compromete a acurácia das análises de comprometimento hídrico, ampliando as incertezas e reduzindo a capacidade de diagnóstico, principalmente dos conflitos existentes.

O abastecimento público se destaca como principal vetor de pressão em diversas ottobacias, com participação superior a 40% da vazão disponível em algumas regiões, evidenciando forte dependência desse uso. Além disso, a presença de usinas termoelétricas no Baixo Macaé intensifica a demanda hídrica, configurando um cenário de competição entre usos urbanos e energéticos. Essa pressão concentrada a jusante é diretamente influenciada pelas condições de disponibilidade nas áreas a montante, reforçando a necessidade de uma análise integrada em escala de bacia.

Foram identificados casos críticos de comprometimento hídrico, nos quais as demandas superam significativamente a disponibilidade. Destaca-se a sub-bacia da Lagoa de Imboassica, com índices superiores a 100%, e trechos do Baixo Macaé com valores acima de 130%, caracterizando situações de sobre-exploração dos recursos hídricos. Esses resultados alertam para a elevada criticidade em determinadas regiões, especialmente naquelas em que o comprometimento das águas superficiais se associa a pressões sobre os recursos subterrâneos, intensificando a vulnerabilidade hídrica local.

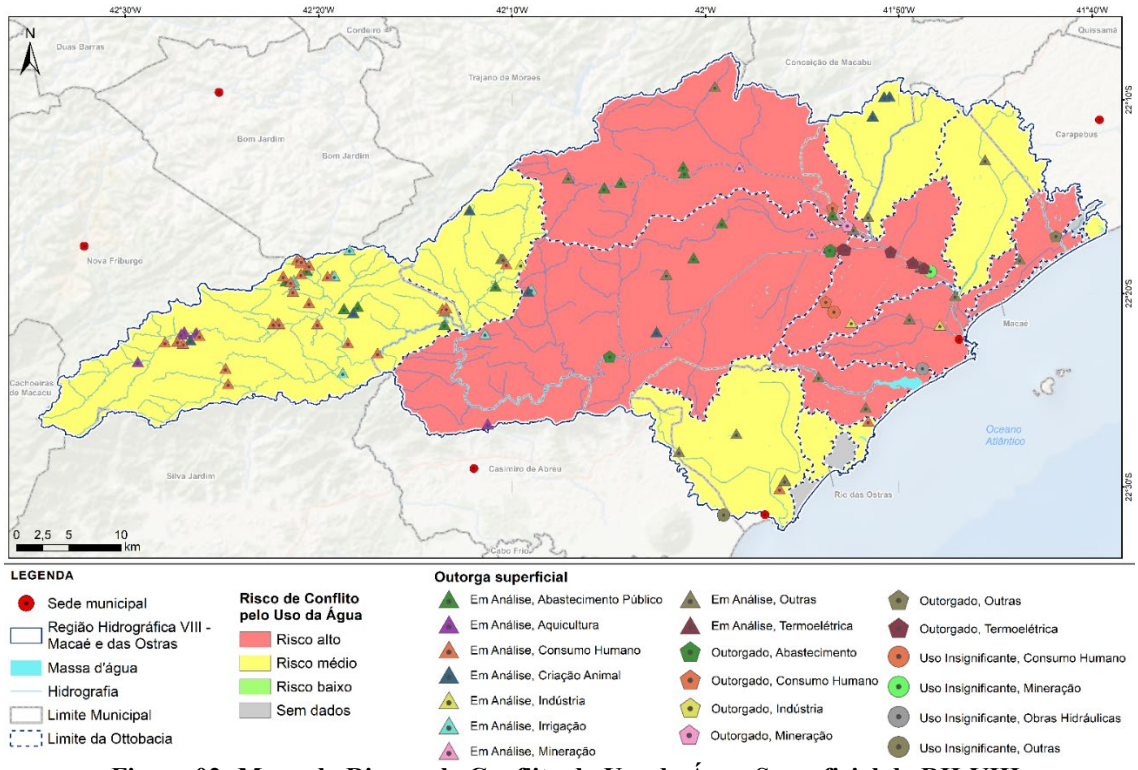


Figura 02: Mapa do Risco pelo Conflito do Uso da Água Superficial da RH-VIII.
Fonte: Autores (2026).

Os resultados evidenciam que os conflitos pelo uso da água na RH-VIII são resultado da combinação de fatores hidrológicos, socioeconômicos e institucionais. A elevada concentração de demandas em determinadas regiões, associada à limitada disponibilidade hídrica, cria condições propícias para disputas entre setores usuários. Soma-se a esse contexto a presença de usos difusos e, muitas vezes, não regularizados, os chamados "usos invisíveis", que promovem retiradas, sobretudo nas porções a montante da bacia, reduzindo a disponibilidade hídrica nas regiões a jusante, onde os conflitos tendem a se manifestar de forma mais intensa.

A predominância do abastecimento público como uso prioritário reforça a necessidade de garantir a segurança hídrica, especialmente em áreas urbanizadas. No entanto, a crescente demanda do setor energético, representado pelas usinas termoelétricas, introduz novos desafios à gestão, exigindo mecanismos de alocação que conciliem diferentes interesses.

Além disso, a presença de usos difusos e não regularizados, especialmente no meio rural, contribui para a intensificação dos conflitos, ao dificultar o controle e a previsão das demandas reais. Essa lacuna institucional evidencia a importância de fortalecer os instrumentos de gestão, como o cadastro de outorgas e os programas de regularização.

Os resultados obtidos também revelam a necessidade de integração entre políticas de gestão hídrica e planejamento territorial, considerando a dinâmica de expansão urbana, as atividades econômicas e as características ambientais da bacia.

Nesse contexto, destaca-se a proposição de uma metodologia estruturada para análise de conflitos pelo uso da água, baseada na integração de indicadores representativos das pressões sobre os recursos hídricos e na aplicação de técnicas multicritério. A utilização do método AHP permitiu não apenas a ponderação dos diferentes fatores envolvidos, mas também a construção de um índice sintético capaz de representar, de forma espacializada, o risco de conflito nas ottobacias. Essa abordagem se mostra relevante por sua flexibilidade e capacidade de adaptação a diferentes realidades, podendo incorporar novos indicadores conforme a disponibilidade de dados e as especificidades locais. Além disso, a metodologia proposta contribui para a redução de subjetividades na análise, ao estabelecer critérios explícitos de ponderação e classificação do risco.

Cabe destacar que os resultados obtidos refletem a adoção de um critério mais restritivo para a disponibilidade hídrica, considerando-se 40% da vazão máxima outorgável. Caso a análise fosse realizada apenas com base no balanço hídrico convencional, sem a aplicação desse fator limitante, como frequentemente adotado em avaliações tradicionais, os resultados seriam mais brandos, com menor quantidade de áreas identificadas como críticas e, consequentemente, menor evidência dos potenciais conflitos. Essa diferença metodológica destaca a importância de critérios mais conservadores na avaliação da disponibilidade hídrica, sobretudo em contextos de elevada pressão antrópica, uma vez que abordagens simplificadas podem mascarar situações de escassez local e comprometer a efetividade da gestão.

Adicionalmente, a aplicação dessa metodologia na RH-VIII demonstrou seu potencial como ferramenta de apoio à gestão, ao permitir a identificação de áreas prioritárias para intervenção, o direcionamento de ações de regularização e fiscalização, e o aprimoramento dos processos de tomada de decisão. Dessa forma, a metodologia não apenas subsidia o diagnóstico dos conflitos existentes, mas também se configura como instrumento estratégico para a prevenção de conflitos futuros, promovendo uma gestão mais integrada, transparente e orientada por evidências.

Considerações Finais

A Bacia Hidrográfica dos rios Macaé e das Ostras apresenta um cenário de conflitos pelo uso da água marcado por forte heterogeneidade espacial e pressão crescente sobre os recursos hídricos, especialmente nas regiões mais urbanizadas e industrializadas. Os principais vetores de conflito estão associados ao abastecimento público, à geração termoelétrica e, em menor escala, às atividades agropecuárias, sendo agravados por limitações institucionais, como a subnotificação de usos.

Destaca-se a necessidade de adoção de estratégias de gestão integradas e preventivas, que incluam o aprimoramento do cadastro de outorgas, o monitoramento contínuo das demandas, a promoção do uso eficiente da água e a implementação de instrumentos econômicos mais eficazes.

A mitigação dos conflitos pelo uso da água na RH-VIII depende da articulação entre diferentes atores institucionais e da consolidação de políticas públicas que conciliem desenvolvimento econômico, segurança hídrica e sustentabilidade ambiental.

Nesse sentido, a proposição de uma metodologia estruturada para análise de conflitos pelo uso da água, apresentada neste estudo, representa um avanço relevante para o planejamento e a gestão dos recursos hídricos. Ao integrar indicadores hidrológicos, setoriais e de concentração de uso em um modelo multicritério, a abordagem permite quantificar e espacializar o risco de conflito de forma sistemática e replicável. Sua aplicação na RH-VIII demonstrou capacidade de identificar áreas prioritárias para intervenção, evidenciando seu potencial como ferramenta de apoio à tomada de decisão.

Além disso, a metodologia apresenta caráter flexível, podendo ser adaptada a diferentes bacias hidrográficas e aperfeiçoada com a incorporação de novos dados e indicadores, conforme a evolução dos sistemas de informação. Dessa forma, contribui não apenas para o diagnóstico dos conflitos existentes, mas também para a prevenção de cenários críticos futuros, fortalecendo a gestão integrada e orientada por evidências dos recursos hídricos.

Agradecimentos

Os autores agradecem à RHA Engenharia e Consultoria pela oportunidade de desenvolvimento de novas ferramentas e metodologias, como a apresentada, bem como às instituições e equipes técnicas envolvidas na elaboração e disponibilização dos dados que subsidiaram este estudo, em especial aos órgãos gestores de recursos hídricos e às entidades participantes do sistema de gestão da Bacia Hidrográfica dos rios Macaé e das Ostras. Além disso, reconhecem a importância da atuação dos comitês de bacia e demais atores locais, cujo engajamento é fundamental para o avanço da gestão integrada e sustentável dos recursos hídricos.

Referências Bibliográficas

Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA). 2021**. Disponibilidade Hídrica Superficial (BHO 2017 5K).** Brasília, DF: ANA, 2021. Disponível em: https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/7ac42372-3605-44a4-bae4-4dee7af1a2f8. Acesso em: jul. 2025.

Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA). 2022**. Base Hidrográfica Ottocodificada Multiescalas 6 (BHO6).** Brasília, DF: ANA, 2022. Disponível em: https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/32e309da-a8c1-443f-90ac-0cd79ce6a33d. Acesso em: jul. 2025.

Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA). **Manual de Usos Consuntivos da Água no Brasi**l. Brasília: ANA, 2024.

ALMEIDA, Sandra Valéria. Escassez hídrica: desafios mitigatórios. 2024.

AZEVEDO, A. S. R., MARTINS, R. L. A produção agrícola de base familiar na Serra Macaense e sua relação com a conservação das águas e os modelos de desenvolvimento de Macaé. **Estudos de Administração e Sociedade**, v. 5, n. 1, p. 28-43, 2020.

FERREIRA, M. I. et al. Gestão integrada das águas e desenvolvimento local. **Macaé do caos ao conhecimento: olhares acadêmicos sobre o cenário de crise econômica**, p. 523-544, 2019.

LINK, P. Michael; SCHEFFRAN, Jürgen; IDE, Tobias. Conflict and cooperation in the water-security nexus: a global comparative analysis of river basins under climate change. **Wiley Interdisciplinary Reviews: Water**, v. 3, n. 4, p. 495-515, 2016.

RIBEIRO, Joselaine; LEMOS, Rodrigo; COSTA, Guilherme; Magalhães, Antônio; Peron, Guilherme. A abordagem de conflitos pelo uso da água na gestão de recursos hídricos–Reflexões a partir do contexto da bacia do Alto Rio das Velhas/MG. **Caminhos Da Geografia**, v. 19, n. 68, p. 343-360, 2018.

RIO DE JANEIRO (Estado). **Lei Estadual nº 10.178/2023**. Modifica a Lei Estadual nº 6.081, de 21 de novembro de 2011 que declara o município de Macaé como Capital do Petróleo no Estado do Rio de Janeiro, para declarar o município de Macaé como "Capital da Energia". Rio de Janeiro, 2023.

SAATY, T. L. A scaling method for priorities in hierarchical structures. **Journal of Mathematical Psychology**, v. 15, n. 3, p. 234-281, 1977.

TRANSFERIBILIDADE COM MODELO ESTOCÁSTICO NA SUB-BACIA DO ALTO SÃO FRANCISCO EM MINAS GERAIS

1 José Rodrigues da Silva Neto, 2 Frederico Carlos Martins de Menezes Filho
1 Universidade Federal de Viçosa – Campus Rio Paranaíba, e-mail: jose.r.neto@ufv,br; 2 Universidade Federal de Viçosa – Campus Rio Paranaíba, e-mail: Frederico.menezes@ufv.br

Palavras-chave: Séries Temporais; Generalização; SARIMA.

Resumo

O aumento da frequência de eventos climáticos extremos tem intensificado o estresse hídrico, tornando essencial o desenvolvimento de métodos eficientes para previsão de vazões, especialmente em regiões com limitação de dados. A modelagem hidrológica se apresenta como alternativa frente aos desafios da utilização de recursos hídricos, destacando-se o desenvolvimento de técnicas como a regionalização e a transferibilidade (model transferability). Nesse contexto, este estudo teve como objetivo avaliar a transferibilidade de modelos estocásticos, em especial o SARIMA, para a previsão de vazões médias mensais na sub-bacia do Alto São Francisco, Minas Geras. Foram utilizados dados de quatro estações fluviométricas sequenciais do Rio São Francisco, disponibilizados pela Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA). O período considerado para o desenvolvimento do modelo referência foi de 1959-2023. Para a transferência e avaliação das previsões nas sub-bacias a montante, considerou-se o período de 2003 a 2023. A modelagem seguiu a metodologia de Box-Jenkins, com seleção automática do modelo pelo critério de informação de Akaike (AIC). O modelo SARIMA (1,0,0) (4,1,0) [12] apresentou melhor desempenho no exutório, com NSE de 0,69 no treino e 0,60 no teste, e KGE de 0,74 e 0,67, respectivamente. A análise de transferibilidade indicou que a aplicação direta do modelo em outras estações resultou em bom desempenho, com NSE compreendendo valores de 0,62 a 0,86 e KGE superiores a 0,5, destacando-se melhores resultados na sub-bacia hidrográfica de cabeceira. Os resultados demonstram que a abordagem proposta é viável para generalização espacial em bacias hidrologicamente homogêneas, contribuindo como alternativa para previsão em áreas com escassez de dados.

Introdução

Ao longo das últimas décadas, tem-se observado um aumento na frequência e intensidade de eventos climáticos extremos, contribuindo para o agravamento do estresse hídrico em diversas regiões do mundo e afetando mais de 2 bilhões de pessoas (UNESCO, 2024). Nesse contexto, o desenvolvimento de estratégias eficientes para previsão e gestão de recursos hídricos torna-se cada vez mais necessário, especialmente diante da crescente demanda associada ao crescimento populacional e ao desenvolvimento econômico e tecnológico (ETHERAM *et al*., 2019).

O monitoramento contínuo da vazão em corpos hídricos constitui um elemento fundamental para a gestão dos recursos hídricos, uma vez que permite a caracterização do comportamento hidrológico e a avaliação das condições dos sistemas fluviais. A partir desses dados, é possível desenvolver modelos hidrológicos que auxiliam na previsão de vazões e na tomada de decisão. De modo geral, os modelos hidrológicos podem ser classificados em duas categorias principais: determinísticos e estocásticos. Os modelos determinísticos baseiam-se na representação explícita dos processos físicos da bacia hidrográfica, utilizando informações fisiográficas e climáticas para simular o comportamento hidrológico (FARIAS *et al*., 2023; ROCHA *et al*., 2023). Por outro lado, os modelos estocásticos fundamentam-se em relações estatísticas e probabilísticas entre as variáveis hidrológicas, sendo amplamente empregados na modelagem de séries temporais (MENDES JÚNIOR *et al*., 2023; MENDES *et al*., 2024; CAMINHA *et al*., 2025).

Em situações de escassez ou limitação de dados hidrológicos, técnicas de regionalização também têm sido amplamente utilizadas. Conforme definido por Tucci (2001), a regionalização consiste na transferência de informações hidrológicas — tais como variáveis, parâmetros ou funções — entre bacias com comportamento hidrológico semelhante. Diversas abordagens têm sido empregadas nesse contexto, incluindo modelos conceituais, como o SMAP (Soil Moisture Accounting Procedure) (ALEXANDRE *et al*., 2005; MIRANDA *et al*., 2017), métodos estatísticos, como regressões múltiplas (EUCLYDES *et al*., 2001), e técnicas baseadas em inteligência artificial, como redes neurais artificiais (ANN) (TARAVASO *et al*., 2018).

Mais recentemente, abordagens baseadas em aprendizado de máquina têm ampliado as possibilidades de generalização de modelos hidrológicos, destacando-se o aprendizado transferido (*transfer learning*). Essa técnica consiste na transferência de conhecimento adquirido em um domínio de origem para um domínio-alvo distinto, porém relacionado, sendo particularmente útil em cenários com disponibilidade limitada de dados (Pyo et al., 2023). Já a transferibilidade de modelos, ainda pouco explorada para modelos estocásticos como o SARIMA, consiste na transferência da estrutura otimizada e os parâmetros de um modelo treinado em um domínio de origem a um modelo em um domínio alvo (Weiss *et al*., 2016; Pyo *et al*., 2023).

Diante desse cenário, o presente trabalho tem como objetivo avaliar a transferência do modelo estocástico SARIMA, calibrado no exutório da bacia do Alto São Francisco (SF1), para diferentes seções ao longo do mesmo sistema fluvial, investigando sua capacidade de generalização espacial em regiões hidrologicamente semelhantes.

Material e Métodos

A área de estudo foi definida a partir do exutório localizado na estação fluviométrica Porto das Andorinhas (código 40100000), situada no município de Abaeté, Minas Gerais, nas coordenadas 19,28° S e 45,28° W, com altitude aproximada de 535 m (ANA, 2026). A área de drenagem associada à estação é de aproximadamente 14.000 km² e está inserida na Bacia Hidrográfica dos Afluentes do Alto São Francisco (SF1), correspondendo a cerca de 6% da área total da bacia do rio São Francisco. A região abrange 29 municípios, com população total estimada em 260,7 mil habitantes e densidade demográfica de 16,1 hab./km² (CBRH, 2026). A delimitação espacial da sub-bacia é apresentada na Figura 01.

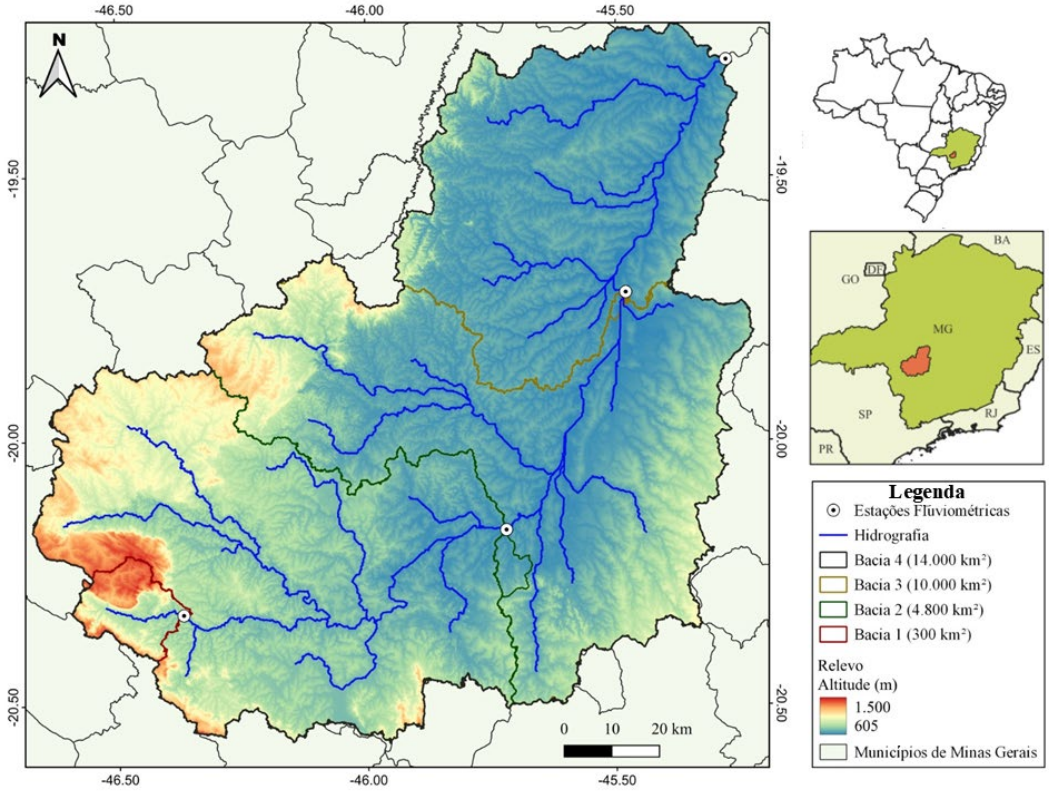


Figura 01: Mapa da Área de Estudo da Sub-bacia do Rio São Francisco.
Fonte: Autores (2026)

Os dados hidrológicos utilizados consistem em séries temporais de vazão média mensal obtidas junto à Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), por meio da plataforma Hidroweb. Foram selecionadas quatro estações fluviométricas localizadas ao longo do mesmo sistema fluvial, cujas características estão apresentadas na Tabela 01.

Código	Nome	Coordenadas Geográficas		Área de Drenagem (Km²)	Início de funcionamento
		Latitude	Longitude		
40025000	Vargem Bonita	-20,33	-46,37	299	31/05/1939
40050000	Iguatama	-20,17	-45,72	4846	30/11/1925
40070000	Ponte do Chumbo	-19,78	-45,48	10000	31/08/1965
40100000	Porto das Andorinhas	-19,28	-45,28	14000	31/07/1956

Tabela 01: Informações das estações fluviométricas utilizadas.
Fonte: ANA (2026)

As estações foram nomeadas de forma crescente da menor área até a maior, a saber: Estação 1 (Vargem Bonita); Estação 2 (Iguatama); Estação 3 (Ponte do Chumbo); Estação 4 (Porto das Andorinhas).

Inicialmente foi realizado o pré-processamento das séries, incluindo a verificação de inconsistências, identificação de valores ausentes e análise de outliers. As falhas nos dados foram preenchidas por meio da média mensal histórica da respectiva série, procedimento adotado visando manter a sazonalidade característica dos dados hidrológicos. O período de análise, utilizado para o treinamento do modelo de referência, foi definido entre janeiro de 1959 e dezembro de 2023 para a estação de Porto das Andorinhas, totalizando 780 observações mensais. Para a comparação do modelo de referência com os dados para as sub-bacias a montante, utilizou-se um modelo para cada estação no período de 2003 a 2023, resultando em 252 observações mensais.

A modelagem das séries temporais foi realizada com base na metodologia de Box e Jenkins (1976), que compreende quatro etapas: (i) identificação do modelo; (ii) estimação dos parâmetros; (iii) verificação diagnóstica; e (iv) previsão. (MACHIWAL E JHA, 2012).

Os modelos ajustados pertencem à classe SARIMA (Seasonal Autoregressive Integrated Moving Average), representados por SARIMA (p, d, q)(P, D, Q)[s], onde p e P correspondem às ordens autorregressivas, d e D às ordens de diferenciação, q e Q às ordens de médias móveis, e s representa o período sazonal (Equação 01). A inclusão da componente sazonal é justificada pela persistência de autocorrelações significativas em defasagens sazonais, mesmo após a remoção de tendências, conforme discutido por Morettin e Toloi (2018).

$$\phi(B)\,\Phi(B^S)\,(1-B^S)^D\,(1-B)^d Zt = \theta(B)\,\theta(B^S)\,\varepsilon_t \qquad (01)$$

Onde: $\phi(B)$ é operador autorregressivo (AR) não sazonal de ordem p, $\Phi(B^S)$ operador autorregressivo (AR) sazonal de ordem P, $(1-B^S)^D$ operador de diferenciação sazonal (S = sazonalidade, D = ordem), $(1-B)^d$ operador de diferenciação não sazonal (d = ordem), Zt série temporal observada, $\theta(B)$ operador de média móvel (MA) não sazonal de ordem q, $\Theta(B^S)$ operador de média móvel (MA) sazonal de ordem Q, ε_t termo de erro de ruído branco e B operador de defasagem (*backshift*), por exemplo, $By_t = y_{t-1}$.

A seleção automática dos modelos foi conduzida por meio da função auto.arima(), a qual combina testes de estacionariedade, estimação por máxima verossimilhança (MLE) e minimização do Critério de Informação de Akaike (AIC), conforme descrito por Hyndman e Athanasopoulos (2021). Essa abordagem permite identificar de forma eficiente e automatizada uma estrutura ótima do modelo. Além disso, foi gerado com o modelo de referência para a transferência direta nos dados das outras estações. Para comparação dos resultados foi modelado também diretamente para cada estação um modelo SARIMA.

A avaliação do desempenho dos modelos foi realizada por meio de métricas amplamente empregadas em hidrologia: o coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe (NASH e SUTCLIFFE, 1970) e o coeficiente de Kling-Gupta (GLUPTA *et al.*, 2009).

O coeficiente de Nash-Sutcliffe é definido pela Equação 02:

$$NSE = 1 - \left[\frac{\sum_{i=1}^{n}(Q_{i,obs}-Q_{i,sim})^2}{\sum_{i=1}^{n}(Q_{i,obs}-\overline{Q_{obs}})^2}\right] \qquad (02)$$

Onde: n é número de observações, $Q_{i,obs}$ vazão observada no mês (m³/s), $Q_{i,sim}$ vazão simulada (m³/s) e $\overline{Q_{obs}}$ vazão média observada no período (m³/s).

O NSE varia de $-\infty$ a 1, sendo que valores próximos de 1 indicam melhor desempenho do modelo, enquanto NSE igual a 0 representa desempenho equivalente ao uso da média observada. Apesar de amplamente utilizado, esse coeficiente pode apresentar limitações na avaliação de séries com forte sazonalidade ou na comparação entre diferentes bacias (KNOBEN *et al.*, 2019). A classificação dos valores de NSE adotada neste estudo é apresentada na Tabela 02.

Autores	Dazzi *et al.* (2017)	Jimeno-Saez *et al.* (2018)
Muito bom	1,00 ≥ NSE > 0,75	1,00 ≥ NSE > 0,70
Bom	0,75 > NSE ≥ 0,65	0,70 > NSE ≥ 0,50
Satisfatório	0,65 > NSE > 0,50	0,50 > NSE > 0,30
Insatisfatório	NSE ≤ 0,50	NSE ≤ 0,30

Tabela 01: Informações das estações fluviométricas utilizadas.
Fonte: Dazzi *et al.* (2017) e Jimeno-Saez *et al.* (2018)

O coeficiente de Kling-Glupta é obtido na Equação 03.

$$KGE = 1 - \sqrt{(r-1)^2 + \left(\frac{\sigma_{sim}}{\sigma_{obs}} - 1\right)^2 + \left(\frac{\mu_{sim}}{\mu_{obs}} - 1\right)^2} \qquad (5)$$

Onde: r é correlação linear entre observações e simulações, σ_{obs} desvio padrão nas observações, σ_{obs} desvio padrão nas simulações, μ_{sim} média da simulação e μ_{obs} média da observação (ou seja, equivalente a $\overline{Q_{obs}}$).

O KGE foi proposto com o objetivo de integrar diferentes aspectos do desempenho do modelo (correlação, variabilidade e viés). Assim como o NSE, seus valores variam de $-\infty$ a 1, sendo que o valor de referência para modelos base (benchmark) é aproximadamente −0,41 (DUC e SAWADA, 2023).

Resultados e Discussão

Para caracterização inicial das séries, a Tabela 03 apresenta as estatísticas descritivas das vazões médias mensais observadas nas estações do sistema fluvial da sub-bacia do Alto São Francisco, considerando o período analisado.

Estações	1	2	3	4*
Mediana (m³/s)	5,33	66,89	106,07	146,02
Média (m³/s)	7,33	102,82	161,96	222,55
Máximo (m³/s)	25,55	492,39	882,18	1549,38
Mínima (m³/s)	1,82	17,68	23,89	25,81
Desvio Padrão (m³/s)	5,00	95,30	152,60	201,02
Coeficiente de Variação (%)	68,19	92,69	94,21	90,33
Assimetria	1,44	2,09	2,02	2,02

Tabela 03: Medidas descritivas das Vazões de 2003 a 2023 e do período de 1959* a 2023.
Fonte: ANA (2026)

As vazões mínimas de todas as estações ocorreram entre setembro e outubro no ano de 2014, em decorrência de uma das maiores secas do Rio São Francisco. Conforme Barbosa e Buriti (2018) no período de 2011 a 2017 ocorreu a pior seca da história, em decorrência do fenômeno El Niño, gerando danos socioeconômicos. A estiagem foi tão grave que ocasionou a primeira seca da principal nascente do Rio São Francisco, em Minas Gerais, consoante a Articulação Semiárido Brasileiro (ASA) (2014). Já as vazões máximas ocorreram em períodos distintos para cada estação a saber para Vargem Bonita (1) em fevereiro de 2020, Iguatama (2) em janeiro de 2012, Ponte do Chumbo (3) em fevereiro de 2008, Porto das Andorinhas (4) em janeiro de 2022 e fevereiro de 1992. As ocorrências das vazões máximas coincidem com as maiores incidência de precipitação, corroborando com a homogeneidade climática e reforçando a influência das Zona de Convergência do Atlântico Sul (ZCAS) (EUCLYDES et al., 2001).

O coeficiente de variação foi próximo para as estações 2, 3 e 4, compreendendo valores entre 90 e 95%, o que demonstra a não significância do valor da média, quanto para a estão 1, a um comportamento melhor, porém com resultado ainda alto, para janelas de tempo de até 20 anos, o coeficiente de variação das estimativas é relativamente alto (VALETIM E GOMES, 2017). Além da assimetria positiva em todos os dados, demonstrando a concentração dos valores menores do que a média, ocorrendo desvios positivos muito maiores do que os negativos.

De modo geral o comportamento das medidas descritivas das vazões médias mensais é parecido nas 4 estações. Na Figura 02 apresenta-se a decomposição das séries temporais em tendência, do ano de 2014 até 2023, demonstrando a similaridade do comportamento dos dados de vazões nas estações.

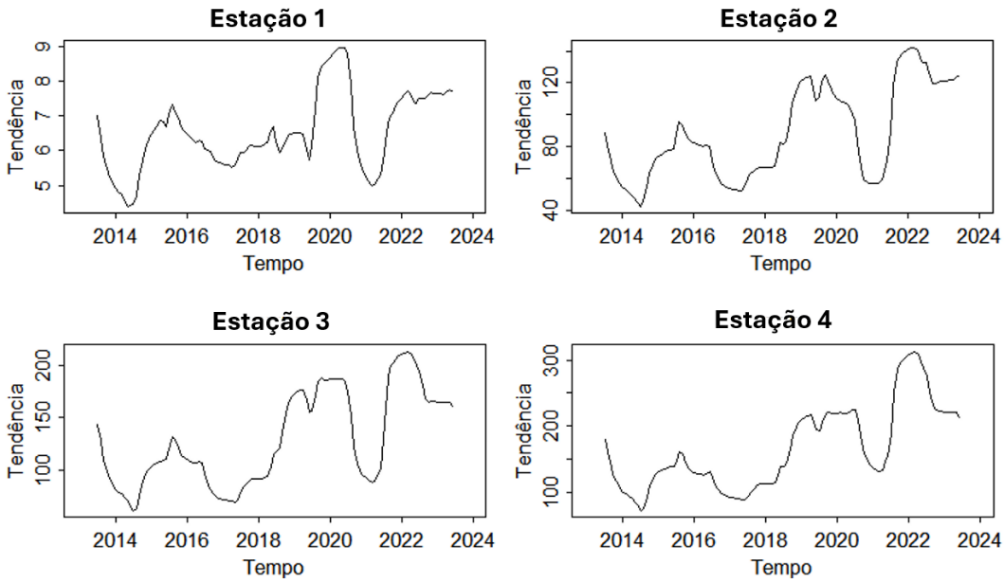


Figura 02: Gráfico de Tendência das estações de 2014 a 2023.
Fonte: Autores (2026)

Na Figura 03 apresentam-se as funções de autocorrelação amostral (FAC) e de autocorrelação parcial amostral (FACP) da série temporal de vazões médias sem diferenciação, ou seja, dos dados reais. Percebe-se a presença de autocorrelação com significância diferente de zero em defasagens múltiplas de 12, confirmando a sazonalidade. Logo, a presença do componente sazonal, bem como o comportamento senoidal e infinito no correlograma da ACF, denota um processo do tipo autorregressivo, não estacionário e sazonal.

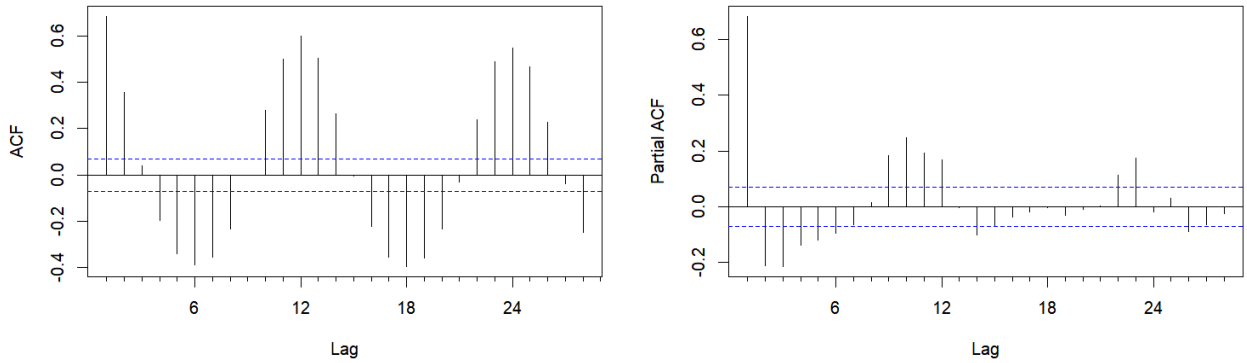


Figura 03: Funções de autocorrelação amostral (FAC) e de autocorrelação parcial amostral (FACP) para estação de referência. Fonte: Autores (2026)

Com a confirmação da sazonalidade, foi realizado a modelagem e constatou-se o melhor modelo de referência, tomando-se como base de dados a estação 4, Porta das Andorinhas, no exutório, o modelo SARIMA (1,0,0) (4,1,0) [12].

O valor do critério de AIC tendem a diminuir com a simplicidade do modelo e qualidade do ajuste, o que leva à parcimônia, o valor do modelo selecionado foi de 9494,24, sendo utilizado como critério comparativo para seleção do modelo ótimo. Ressalta-se que o AIC não possui interpretação absoluta, mas permite comparar diferentes estruturas modeladas. Por isso, constata-se que esse foi o melhor modelo em termos do AIC, já que esse critério foi utilizado para a identificação do modelo pelo auto.arima().

No teste de Shapiro-Wilk, o p-value foi inferior a 0,05, indicando que os resíduos não seguem distribuição normal, comportamento esperado para séries hidrológicas. Já o teste de Ljung-Box apresentou p-value inferior a 0,05, indicando a presença de autocorrelação nos resíduos. Esse resultado sugere que o modelo não capturou completamente a dependência temporal da série, apontando para possíveis limitações na sua especificação, mas não o invalida.

Quanto às métricas de avaliação do modelo de referência, para o período de treino, que compreende os anos de 1959 a 2022, o valor do NSE foi de 0,69 e KGE de 0,74, caracterizando o modelo com um bom ajuste. No que tange ao período de teste para o ano de 2023, os valores das métricas diminuíram para 0,60 e 0,67, respectivamente, ainda sendo classificados como bom modelo.

Após a seleção do modelo, fez-se a transferibilidade do modelo de referência para as outras sub-bacias localizadas a montante da seção de referência, representadas pelas estações 1, 2 e 3. Com isso, a Figura 04 apresenta as previsões para os horizontes de previsão analisados no ano de 2023, considerando o modelo transferido.

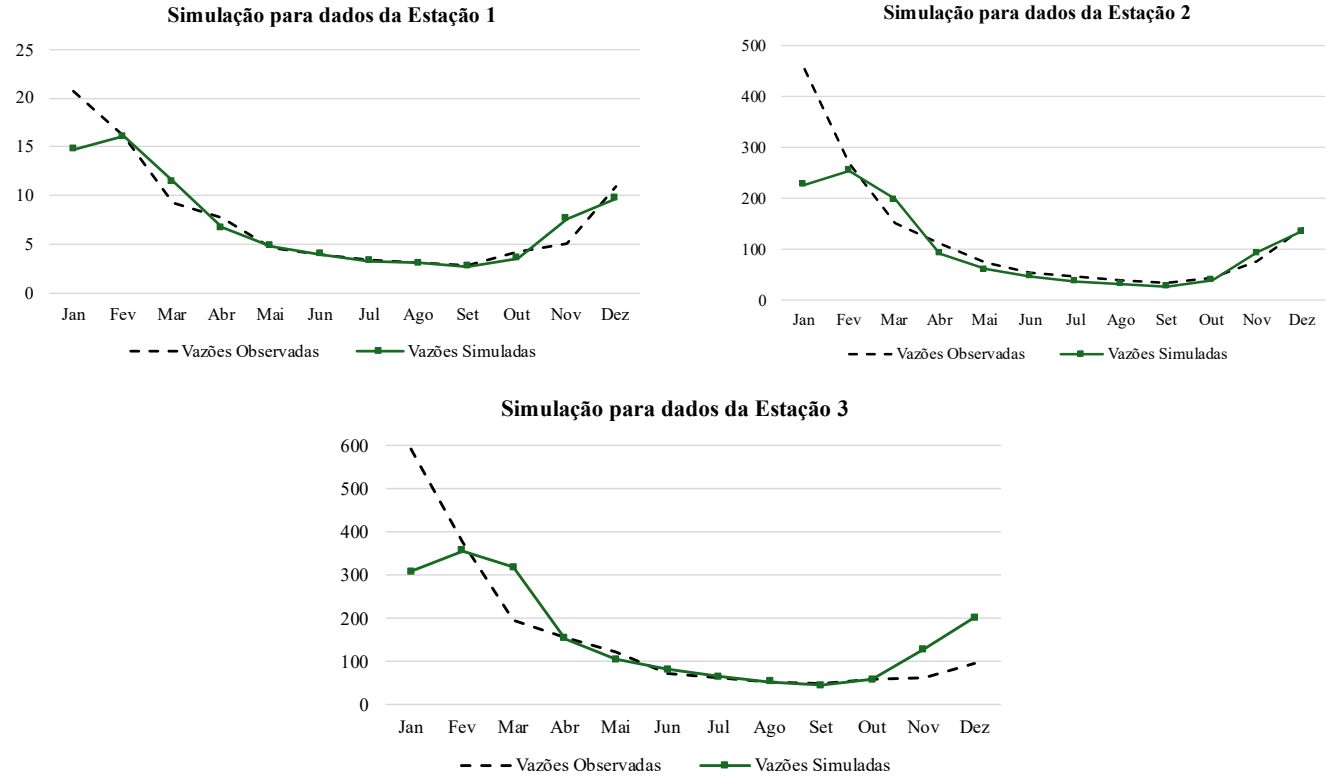


Figura 04: Gráficos das vazões médias mensais observadas e previstas para cada estação em 2023. Fonte: Autores (2026)

Como pode ser observado, com uma análise visual e preliminar pode-se perceber a existência da similaridade entre as previsões do modelo transferido de forma direta, nas três estações, já que se trata do mesmo modelo. Para a estação 1 o modelo transferido apresentou a melhor adequação, mas nos períodos de abril a outubro a simulação foi adequada em todas as estações.

Diante disso, é importante acrescentar que a transferibilidade é satisfatória no período de teste, já que estão em concordância ao verificar a literatura. Como pode-se perceber, o modelo SARIMA tendem a subestimar vazões superiores, ou, ainda superestimar vazões mínimas, principalmente em períodos de estiagem, ou seja, eventos extremos são imprevisíveis para estes modelos (COSTA *et al*.,2023 e CAMINHA *et al*., 2025).

As métricas de desempenho para o processo de transferibilidade estão apresentadas na Figura 05.

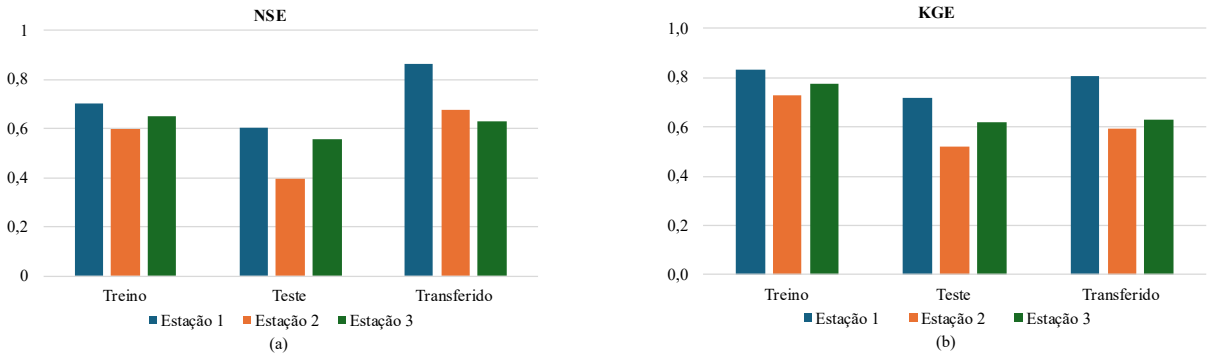


Figura 05: Métricas de desempenho da transferibilidade. Legenda: (a) Coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE); (b) Coeficiente de Kling-Glupta (KGE).
Fonte: Autores (2026)

Ao examinar o gráfico do NSE, pode-se dizer que todos os modelos apresentaram no mínimo resultados satisfatórios quanto ao NSE, tendo como pior desempenho o teste para a estação 2, superior a 0,4. Pode-se perceber que o melhor resultado para o NSE foi na transferência direta do modelo de referência para a estação 1, gerando um NSE de 0,86, classificado como muito bom.

Quando se observa o KGE, os modelos também apresentaram resultados satisfatórios e novamente com os dados estação 2, mesmo assim acima de 0,5. Para todas as estações o modelo transferido foi pior que o modelo transferido e menores até que o teste, mostrando a diferença da métrica com o NSE. Assim como para o NSE, a transferência para a estação 1 proporcionou valores elevados de KGE, ligeiramente inferior ao modelo de treino.

Para ambas as métricas a transferência do modelo melhorou o desempenho delas quando comparado ao período de teste. A estação 1, localizada na região de cabeceira da bacia, apresentou o melhor desempenho entre as estações para a transferibilidade. Esse resultado pode ser explicado pela menor complexidade hidrológica associada a áreas de drenagem reduzidas, nas quais há menor influência de processos espaciais integrados, como contribuições de múltiplos afluentes, regulações antrópicas e variabilidade climática distribuída, além de menor escala de vazões. Em contraste, em trechos mais a jusante, o escoamento refletiram a integração de diferentes processos ao longo da bacia, aumentando a heterogeneidade e dificultando a generalização de modelos, principalmente pela magnitude da grandeza de vazões.

Comentários finais

Este trabalho teve por objetivo a verificação da transferibilidade do modelo SARIMA considerando estações fluviométricas a montante da estação utilizada como referência para o modelo. Para tal, o modelo de referência, SARIMA 1,0,0) (4,1,0) [12], apresentou desempenho satisfatório, considerando as métricas NSE e KGE, com melhor desempenho para a aplicação na região de cabeceira da bacia hidrográfica em estudo. Os resultados obtidos validam a hipótese da transferência de um modelo estocástico para sub-bacias de mesmo comportamento hidrológico ou pertencentes ao mesmo curso d`água principal, possibilitando para regiões com dados escassos, realizar previsões que subsidiarão a gestão de recursos hídricos e a tomada de decisão. Como recomendações futuras, destacam-se a avaliação para sub-bacias vizinhas pertencentes à mesma região hidrológica e a avaliação da inclusão de variáveis exógenas nos modelos ARIMA para verificação da melhoria de desempenho.

Referências Bibliográficas

ALEXANDRE, A. M. B.; MARTINS, E. S.; CLARKE, R. T.; REIS JR., D. S. Regionalização de parâmetros de modelos hidrológicos. In: **SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS,** 16., 2005, João Pessoa. Anais [...]. João Pessoa: ABRH, 2005. p. 1–20.

ALMEIDA, L.; SERRA, J. C. V. Modelos hidrológicos: tipos e aplicações mais utilizados. *Revista da FAE*, v. 20, n. 1, p. 129–137, 2017.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). Hidroweb: Sistema de Informações Hidrológicas. Brasília: ANA, 2024. Disponível em: https://www.snirh.gov.br/hidroweb/. Acesso em: 29 abr. 2026.

ARTICULAÇÃO SEMIÁRIDO BRASILEIRO (ASA). Por falta de chuva, principal nascente do rio São Francisco está seca. 24 set. 2014. Disponível em: https://asabrasil.org.br/2014/09/24/por-falta-de-chuva-principal-nascente-do-rio-so-francisco-est-seca/. Acesso em: 29 abr. 2026.

BARBOSA, H. A; BURITI, C. O. *Um século de secas: por que as políticas hídricas não transformaram o semiárido brasileiro?* Portugal: Chiado, 2018. 434 p.

CAMINHA, A.R.; GUIMARÃES, L.R.; CORRÊA, F. V.; SOUZA, G.R.; SÁFADI, T. "Previsão de precipitação e vazão a partir da modelagem de séries temporais". *Revista Brasileira de Climatologia*. 36 (21), pp. 85-92. 2025

COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO FRANCISCO (CBHSF). CBH dos afluentes do Alto São Francisco (SF1 – Minas Gerais). Disponível em: https://cbhsaofrancisco.org.br/comites-de-afluentes/cbh-dos-afluentes-do-alto-sao-francisco-sf1-minas-gerais/. Acesso em: 29 abr. 2026.

COSTA, G.E.D.M.E.; MENEZES FILHO, F.C.M.D.; CANALES, F.A.; FAVA, M.C.; BRANDÃO, A.R.A.; DE PAES, R.P. Assessment of Time Series Models for Mean Discharge Modeling and Forecasting in a Sub-Basin of the Paranaíba River, Brazil. *Hydrology*, v. 10, n. 11, p. 208, 1 nov. 2023. https://doi.org/10.3390/hydrology10110208

DAZZI, S. VACONDIO, R.; MIGNOSA, P. Flood Stage Forecasting Using Machine-Learning Methods: A Case Study on the Parma River (Italy). *Revista Water*, v. 13, n. 12, p. 1612, 2021. doi: https://doi.org/10.3390/w13121612.

DUC, L.; SAWADA, Y. A signal-processing-based interpretation of the Nash–Sutcliffe efficiency. *Hydrology and Earth System Sciences*, v. 27, n. 9, p. 1827–1839, 2023. Disponível em: https://doi.org/10.5194/hess-27-1827-2023.

EHTERAM, M.; AFAN, H.A.; DIANATIKHAH, M.; AHMED, A.N.; MING FAI, C.; HOSSAIN, M.S.; ALLAWI, M.F.; ELSHAFIE, A. Assessing the predictability of an improved ANFIS model for monthly streamflow using lagged climate indices as predictors. *Water*, v. 11, p. 1130, 2019. Disponível em: https://doi.org/10.3390/w11061130.

EUCLYDES, H. P.; FERREIRA, P. A.; RUBERT, O. A. V.; SANTOS, R. M. Regionalização hidrológica na bacia do Alto São Francisco a montante da barragem de Três Marias, Minas Gerais. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 6, n. 2, p. 81-105, 2001.

FARIAS, C. W. L. A.; VIANA, J. F. S.; MIRANDA, R. Q.; SILVA, S. F.; VASCO, G.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; GALVÍNCIO, J. D. Técnica de calibração para modelagem da bacia hidrográfica do Rio São Francisco, Brasil, utilizando o SWAT. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 16, n. 3, p. 1621–1628, 2023.

GUPTA, H. V.; KLING, H.; YILMAZ, K. K.; MARTINEZ, G. F. Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving hydrological modeling. *Journal of Hydrology*, 377(1-2), 80-91. 2009. Disponível em; https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.08.003.

HYNDMAN, R. J.; ATHANASOPOULOS, G. *Forecasting: principles and practice*. Melbourne: OTexts, 2021.

JIMENO-SÁEZ, P. et al. A comparison of SWAT and ANN models for daily runoff simulation in different climatic zones of peninsular Spain. *Water*, v. 10, n. 2, p. 192, 2018. Disponível em: https://doi.org/10.3390/w10020192.

KNOBEN, W. J. M.; FREER, J. E.; WOODS, R. A. Inherent benchmark or not? Comparing Nash–Sutcliffe and Kling–Gupta efficiency scores. *Hydrology and Earth System Sciences*, v. 23, n. 10, p. 4323–4331, 2019.

MACHIWAL, D.; JHA, M. K. *Hydrologic time series analysis: theory and practice*. Dordrecht: Springer, 2012.

MENDES, J. S.; CHRISTO, E. S.; COSTA, K. A. Previsão de enchentes no Rio Doce utilizando modelo SARIMA. *Revista Tecnologia & Cultura,* Rio de Janeiro, Edição Especial, p. 85-92, 2024.

MENDES JÚNIOR, A. D.; SILVEIRA, C. S.; COSTA, J. M. F.; GONÇALVES, S. T. N. Previsões de vazões afluentes com modelos de machine learning aplicados ao reservatório de Três Marias. In: **SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS,** 25., 2023, Aracaju. *Anais [...]*. Aracaju: ABRHidro, 2023. p. 1–10.

MIRANDA, N. M.; CATALDI, M.; SILVA, F. N. R. Simulação do regime hidrológico da cabeceira do Rio São Francisco a partir da utilização dos modelos SMAP e RegCM. *Anuário do Instituto de Geociências* - UFRJ, v. 40, n. 3, p. 328-339, 2017.

MORETTIN, P. A..; TOLOI, C. M. C. *Análise de séries temporais: modelos lineares univariados*. 3. ed. São Paulo: Blucher, 2018.

NASH, J. E.; SUTCLIFFE, J. E. River flor forecasting through conceptual models: Part I. A discussion of principles. *J. Hydrol*., v. 10, n. 3, p. 282-290, Apr. 1970.

PYO, J.; PACHEPSKY, Y.; KIM, S.; ABBAS, A.; KIM, M.; KWON, Y. S.; LIGARAY, M.; CHO, K. H. Long short-term memory models of water quality in inland water environments. *Water Research X*, v. 21, 100207, 2023.

ROCHA, B. S.; MOURA M. M.; GARCIA C. S.; MACHADO B. S.; LEITOLES G.; SILVA J. M. M. Calibração do modelo HEC-HMS para as sub-bacias do Alto São Francisco. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 25., 2023. *Anais [...]*. [S.l.: s.n.], 2023.

TARASOVA, L.; MERZ, R.; DIEDERICH, C.; ROERS, C. Exploring controls on rainfall-runoff events: 2. Regional patterns and spatial controls. *Water Resources Research*, v. 54, n. 10, p. 7770-7792, 2018. Disponível em: https://doi.org/10.1029/2018WR022588.

UNESCO. *Relatório mundial das Nações Unidas sobre o desenvolvimento dos recursos hídricos 2024: água para a prosperidade e a paz*. Perúgia: UNESCO, 2024.

VALENTIM, L. R.; GOMES, J. Avaliação da sensibilidade de distribuições de probabilidades aplicadas aos estudos hidrológicos de vazões máximas. In: **SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS**, 22., 2017. *Anais [...]*. [S.l.: s.n.], 2017.

WEISS, K.; KHOSHGOFTAAR, T. M.; WANG, D. A survey of transfer learning. *Journal of Big Data*, v. 3, n. 9, 2016. Disponível em: https://doi.org/10.1186/s40537-016-0043-6.

SEGURANÇA HÍDRICA E CONFLITO DE USOS: UMA ANÁLISE DA VULNERABILIDADE DO ABASTECIMENTO HUMANO FRENTE À DEMANDA DA CAFEICULTURA NO SUDOESTE BAIANO

1 Magno Lucas Alcantara Silva, 2 Fabrissa Cotrim Pires, 3 Davi de Souza Ferreira, 4 Danyella Santos Silveira, 5 Allandelon Silva Maciel, 6 Antonio Gabriel Rocha Silva, 7 Camila Daniele Willers, 8 Carlos Amilton Silva Santos

1 Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Bahia - Campus Vitória da Conquista, e-mail: lucasalcantara2501@gmail.com; 2 Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Bahia - Campus Vitória da Conquista, e-mail: fahcotrim4@gmail.com; 3 Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Bahia - Campus Vitória da Conquista, e-mail: dsferreira0705@gmail.com; 4 Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Bahia - Campus Vitória da Conquista, e-mail: danyella2024silveira@gmail.com; 5 Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Bahia - Campus Vitória da Conquista, e-mail: allandelonmaciel45@gmail.com; 6 Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Bahia - Campus Vitória da Conquista, e-mail: gabrielpessoa541@gmail.com; 7 Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Bahia - Campus Vitória da Conquista, e-mail: camila.willers@ifba.edu.br; 8 Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Bahia - Campus Vitória da Conquista, e-mail: carlos.amilton@ifba.edu.br

Palavras-chave: Balanço Hídrico; Segurança Hídrica; Conflitos pelo Uso da Água.

Resumo

O artigo analisa a vulnerabilidade hídrica da bacia do Rio Água Fria, no sudoeste da Bahia, focando no conflito entre a demanda da cafeicultura e o abastecimento humano. Utilizando geoprocessamento (QGIS, Topodata e MapBiomas) e modelagem climatológica baseada em uma série histórica de 30 anos (1995-2025), o estudo delimitou uma área de 1.132,58 hectares de agricultura permanente que exerce pressão sobre o sistema interligado das barragens Água Fria I e II.

A aplicação do método de Thornthwaite demonstrou que a bacia opera em regime de déficit hídrico em 65% do tempo. O ano de 2019 destacou-se como o mais crítico, com um déficit volumétrico de 564.388,12 m³, volume que equivale a 10,14 dias de abastecimento pleno para a população de Vitória da Conquista. Os resultados evidenciam a necessidade de aplicação da Lei Federal nº 9.433/1997, que prioriza o consumo humano em situações de escassez, e apontam para a urgência de estratégias de gestão integrada na bacia.

Introdução

A escassez hídrica é um problema que afeta várias cidades no território brasileiro, especialmente em regiões semiáridas. De acordo com o Instituto Nacional do Semiárido (Brasil, [s.d.]) a média anual de precipitação pluviométrica em regiões semiáridas é inferior a 800 mm, deixando claro a vulnerabilidade hídrica dessas regiões, afetando nove estados nordestinos e o norte de Minas Gerais, chamando atenção para o estado da Bahia que se encontra com mais municípios na região semiárida, contando com 278 municípios.

Em dados postos pela Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (2022) 73% da água do território brasileiro é destinada para irrigação e 37,7 % destinada para uso humano e animal, deixando claro a disputa hídrica entre os setores. Ademais, a Lei Federal nº 9.433/1997 que institui sobre Política Nacional de Recursos Hídricos dispõe que a água é um recurso natural limitado e que em situação de escassez a prioridade do seu uso é destinada ao consumo humano e a saciação de animais. Contudo, a aplicação prática da lei carece sobre de indicadores que quantifiquem, em escala humana e social, o impacto dos déficits hídricos agrícolas sobre a segurança da cidade. Neste contexto, essa dinâmica de conflitos fica mais nítida no sudoeste da Bahia nas cidades de Barra do Choça e Vitória da Conquista. A relevância da produção de café é evidenciada, pois seu setor corresponde por 81,52% do valor da produção agrícola no município de Barra do Choça (Barra do Choça, 2021).

Assim sendo, essa vasta área de cultivo está inserida justamente na bacia de contribuição que alimenta o Sistema Produtor Água Fria I e II. No ponto de vista hidráulico, este a barragem de Água Fria I situa-se a montante e atua como reservatório de regularização para a Água Fria II, de onde provém a captação principal para o abastecimento de Vitória da Conquista. Essa dinâmica de conflitos é impulsionada pelas próprias características naturais da região. A bacia do Rio Água Fria, nome do curso d'água que dá nome ao sistema produtor e sustenta a vida local, possui condições geoecológicas, especialmente de solo e clima, que são altamente favoráveis às atividades agropecuárias. (Lima *et al.*, 2024). Contudo, embora a atividade seja um pilar do desenvolvimento regional, exige uma grande demanda hídrica.

Diante desse cenário, este trabalho tem como objetivo modelar o balanço hídrico climatológico da bacia do Rio Água Fria através de uma série histórica de 30 anos (1995-2025). A pesquisa buscou identificar os períodos de maior escassez e converter o volume demandado pela cafeicultura em dias de abastecimento pleno para a cidade de Vitória da Conquista, fornecendo uma base técnica para a gestão de conflitos pelo uso da água e para a garantia da segurança hídrica regional.

Material e Métodos

A área de estudo é referente a bacia hidrográfica do Rio Água Fria, localizada no município de Barra do Choça - Bahia (Figura 01), que como nos afirma Oliveira *et al.* (2008) está entre os paralelos 14º 51’ e 14º 56’ Sul e os meridianos 40º 41’ e 40º 34’ Oeste confinando com a cidade de Vitória da Conquista.

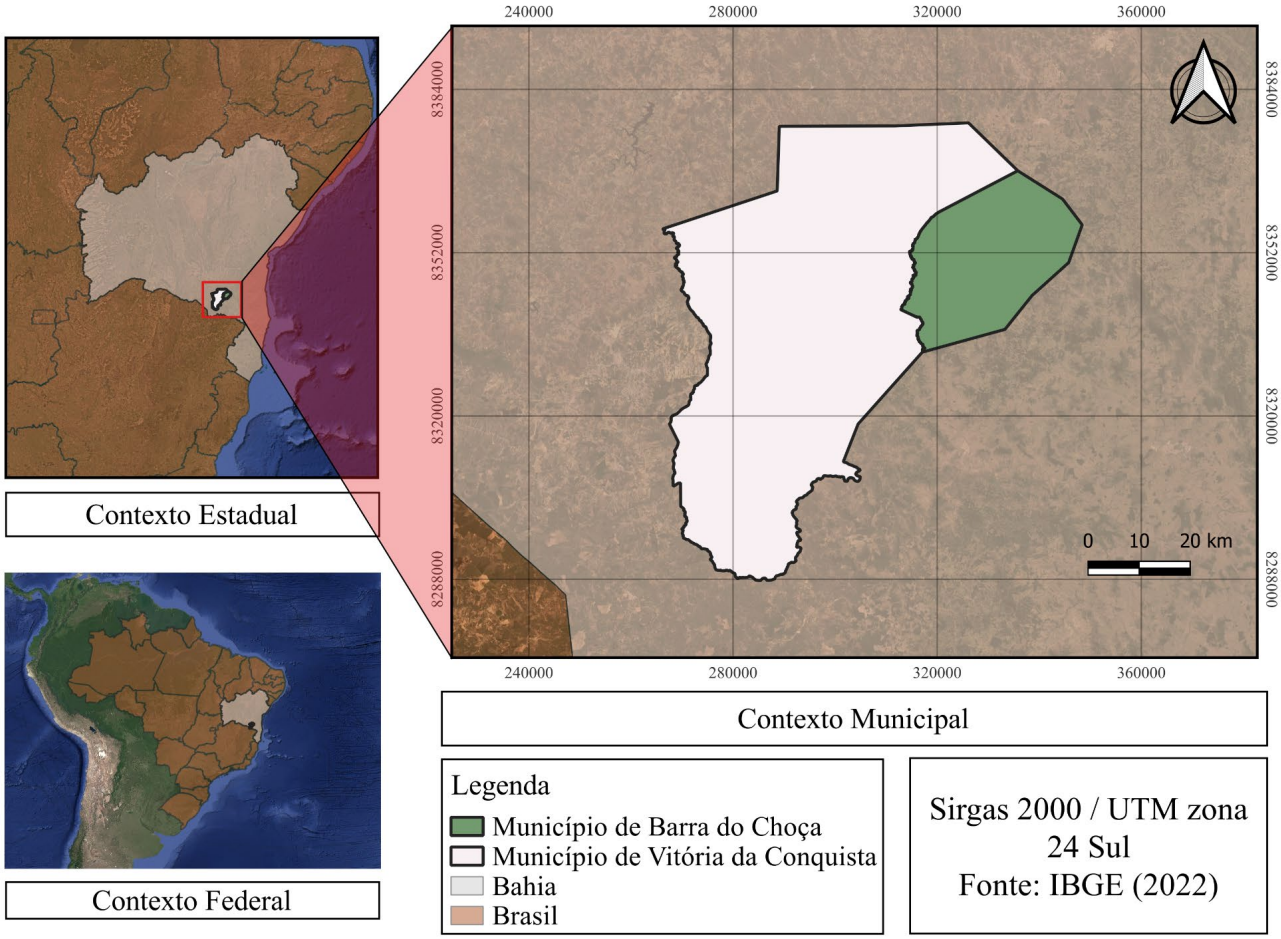


Figura 01: Mapa de localização das cidades de Barra do Choça e Vitória da Conquista.
Fonte: Autores (2026)

Para delimitação e processamento de dados geoespaciais utilizou-se o software livre QGIS 3.44.8. Para tanto, usou-se as variáveis do Topodata gerando um Modelo Digital de Elevação (MDE) segundo os dados do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (Brasil, [s.d.]) sendo proveniente do projeto SRTM, com resolução de 30 metros, processada através da ferramenta *r.watershed (GRASS)*, após o preenchimento de falhas de depressões utilizando ferramenta *Fill sinks* pela permitido a geração dos mapas de direção de fluxo, extração da rede de drenagem e para a definição da área de contribuição da bacia hidrográfica a partir do exutório da Barragem de Água Fria II. Esse procedimento permitiu a caracterização geográfica da bacia com área de 6.871 hectares. Ademais, a identificação e quantificação das áreas voltadas à cafeicultura foram realizadas a partir de dados de uso e cobertura da terra da coleção 10 (MapBiomas, 2025). Através de ferramentas do geoprocessamento, foi possível isolar a classe de agricultura permanente, permitindo o mapeamento de 1132,58 hectares de lavouras de café na bacia como apresentado na Figura 02.

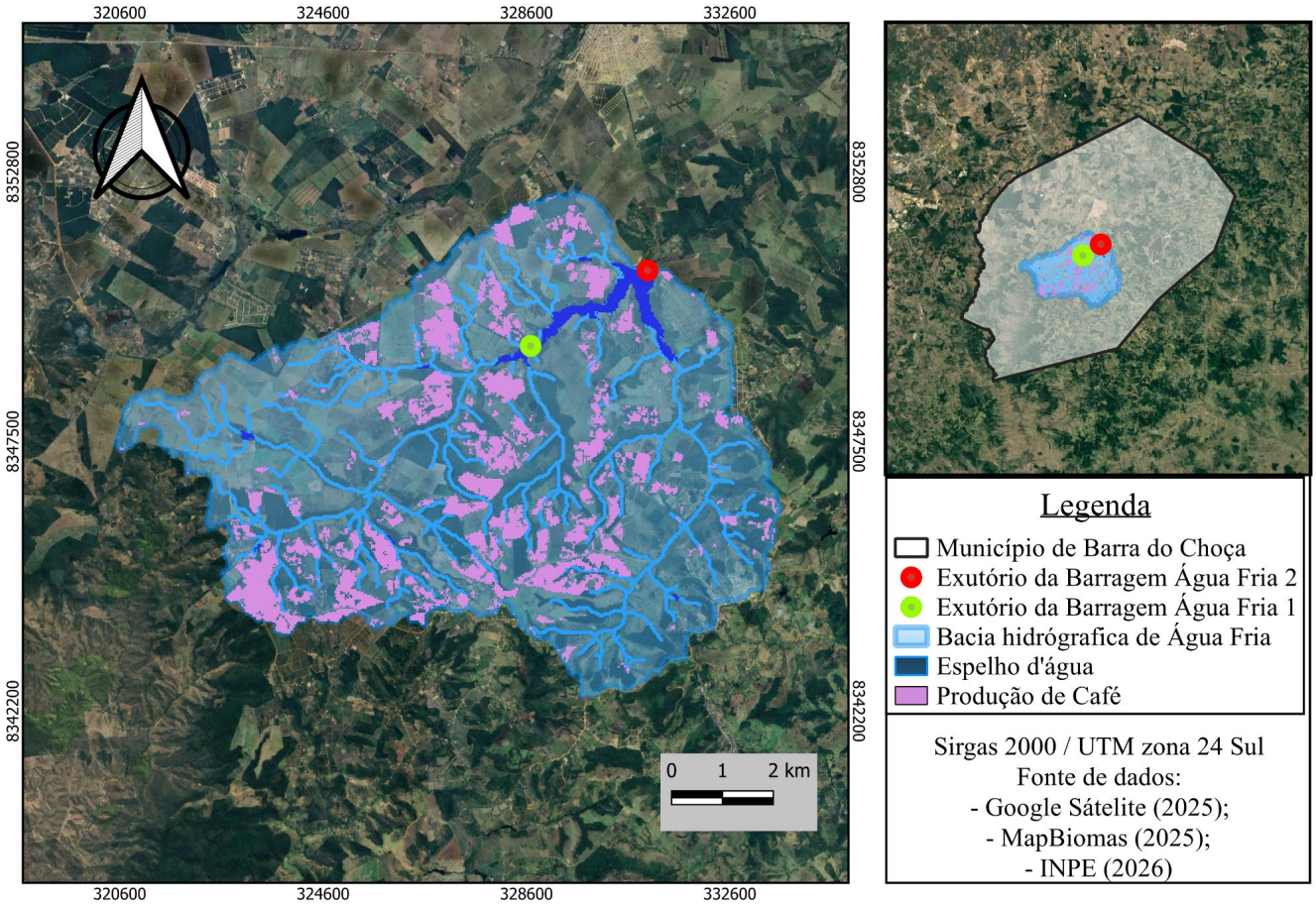


Figura 02: Mapa de uso do solo e hidrografia.
Fonte: Autores (2026)

A etapa seguinte consistiu na estruturação do modelo matemático para o cálculo do balanço hídrico, alimentado por uma série histórica de 30 anos (1995-2025), mostrada na Tabela 1, de acordo com as diretrizes da Organização Mundial De Meteorologia (Wmo, 2017) Os dados meteorológicos de precipitação e temperatura foram obtidos junto à Estação Meteorológica Convencional de Vitória da Conquista (OMM: 83344), operado pelo o Instituto Nacional de Meteorologia (Inmet, 2026). Originalmente foram coletados os dados de forma diária, passando primeiramente por uma etapa de verificação de consistência para garantir sua qualidade, foram agregados para escalas mensais e após a análise foram identificadas lacunas e inconsistências nos registros correspondentes aos anos de 2020 e 2021, procedeu-se à técnica de imputação por médias mensais históricas, que de acordo Vieira *et al.* (2018) cada mês com dado ausente ou inconsistente foi substituído pela média aritmética dos valores registrados para aquele respectivo mês ao longo de toda a série histórica de trinta anos. Esse procedimento foi adotado para garantir a continuidade temporal da série e a robustez estatística da modelagem de longo prazo.

	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
Precipitação	123,59	73,09	92,69	61,31	24,78	27,77	27,77	19,12	18,90	38,58	131,91	117,54
Temperatura	23,49	23,56	23,46	22,39	20,89	19,32	18,68	19,41	21,12	22,73	22,94	23,57

Tabela 01: Série histórica de 1995 - 2025 apresentada por meses.
Fonte: Autores (2026)

A a estimativa da evapotranspiração potencial (ET_o) mensal foi fundamentada pelo método de Thornthwaite (1948) e para o equacionamento matemático para a estimativa da ET_o usou-se os modelos matemáticos clássicos da climatologia como nos afirma Pilau *et al.* (2012), fundamentada na obtenção do índice de calor mensal (i), do índice anual (I) e do é dado pela função cúbica do índice de calor anual (a), seguindo mostradas respectivamente nas Equação (01), Equação (02) e Equação (03).

$$i = \left(\frac{T}{5}\right)^{1,514} \quad (01)$$

Onde: i é o índice de calor mensal (adimensional) e T temperatura média mensal (°C).

$$I = \sum_{n=1}^{12} \quad i \quad (02)$$

Onde: I é o índice de calor anual (adimensional) e i o índice de calor mensal (adimensional).

$$a = 6{,}75 \times 10^{-7}\, I^3 - 7{,}71 \times 10^{-5}\, I^2 + 1{,}792 \times 10^{-2}\, I + 0{,}49239 \quad (03)$$

Onde: a é a função cúbica do índice do calor anual (adimensional) e I o índice de calor anual (adimensional).

Posteriormente, para obtenção da evapotranspiração potencial corrigida usou-se o fator de correção (f) conforme a Equação (04), ajustando o cálculo em função do número de dias do mês e do fotoperíodo máximo, na qual depende da latitude da região de Barra do Choça - Ba, sendo aproximada para 14°S.

$$f = \frac{N}{12} \cdot \frac{ND}{30} \quad (04)$$

Onde: f é o fator de correção (adimensional), N o número de horas de luz na latitude considerada (horas) e ND número de dias do mês em estudo (dias).

A partir da aplicação do fator de correção (f), obteve-se a (ET_o) mostrada na Equação (05), a qual serviu de base para o cálculo da demanda hídrica da cultura.

$$ET_o = f \cdot 1{,}6 \cdot \left(\frac{10\,T}{I}\right)^a \quad (05)$$

Onde: ET_o evapotranspiração potencial (mm/mês), f o fator de correção (adimensional), T temperatura média mensal (°C), I índice de calor anual e o a é o índice de calor anual e i o índice de calor mensal.

A partir da ET_o na Equação (05), obteve-se a Evapotranspiração da Cultura do café (ET_c) mediante a multiplicação pelos coeficientes de cultura K_c (adimensional), adotou-se o valor de 0,90 para o período de repouso vegetativo e maturação (março a agosto) e 0,95 para o período de maior atividade fisiológica, compreendendo as fases de floração e expansão dos frutos (novembro a fevereiro) propostos pela FAO (Allen et al., 1998) (Bebé, 2005).

Para quantificar o balanço hídrico (BH) foi utilizado a diferença da disponibilidade pluvial e a demanda de água da cultura do café como mostrado na Equação (06). Resultados negativos na Equação (06) foram contabilizados como déficit hídrico e convertidos em volume (m^3) com base na área mapeada no software QGIS.

$$BH = P - ET_c \quad (06)$$

Onde: BH o balanço hídrico (mm/mês), P a precipitação (mm/mês) e ET_c (mm/mês) a demanda de água da cultura do café. Para o cálculo da demanda urbana, adotou-se a população de 370.879 habitantes (Ibge, 2022) e o consumo per capita de 150 L/hab/dia, conforme os parâmetros técnicos de referência da Agência Reguladora de Saneamento da Bahia (Agersa, 2022).

Resultados e Discussão

A análise da bacia, que abrange uma área de cultivo de 1.132,58 hectares, revela um desequilíbrio estrutural entre a oferta pluvial e a demanda evaporativa. Como demonstrado na Figura 03, a precipitação média mensal é superada pela demanda do cafeeiro em grande parte do ano, especialmente entre os meses de maio e setembro.

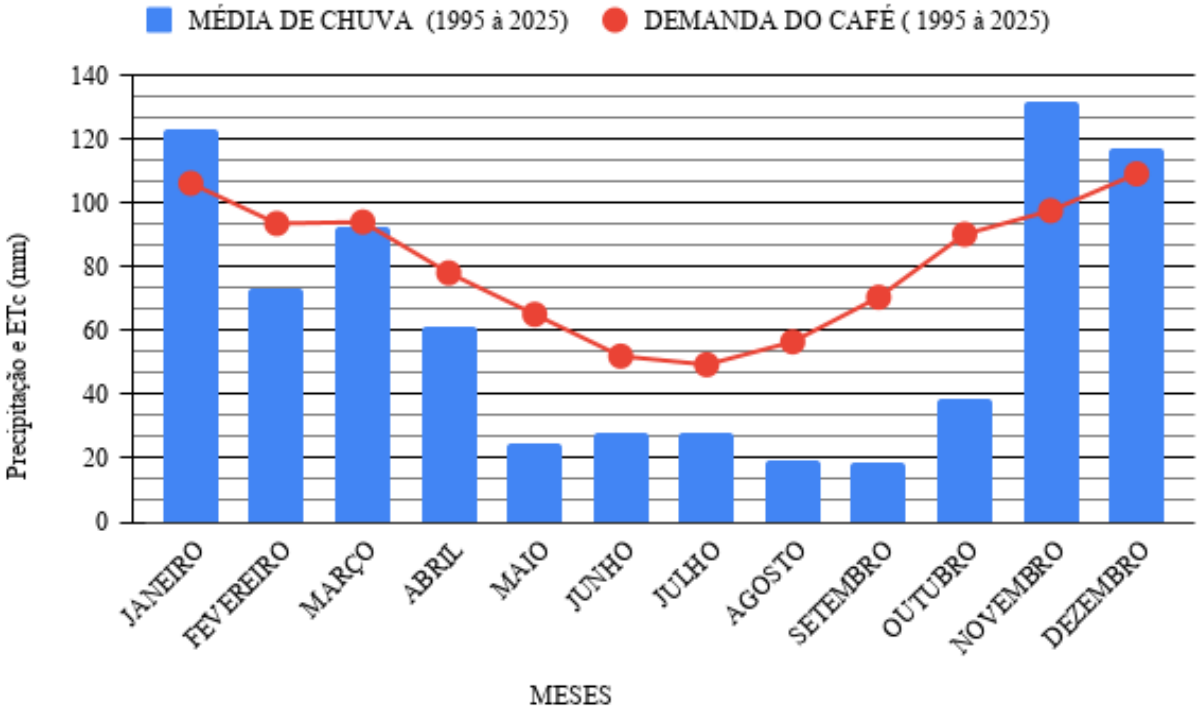


Figura 03: Balanço hídrico climatológico mensal médio da bacia do Rio Água Fria (1995-2025).
Fonte: Autores (2026)

Ademais, este cenário impõe uma pressão constante sobre o sistema de abastecimento, visto que, em aproximadamente 65% do ano, a precipitação média é insuficiente para atender ao requerimento hídrico da cultura. Dessa forma, qualquer redução no balanço hídrico da bacia de contribuição reflete diretamente na diminuição do aporte volumétrico para todo o sistema integrado de abastecimento (Água Fria I e II).

A análise da série histórica de 30 anos (Figura 4) evidencia que a bacia opera majoritariamente em regime de déficit hídrico. O ano de 2019 registrou o valor mais crítico da série recente, com um déficit volumétrico de 564.388,12 (m^3). No entanto, a análise histórica revela que este não é um evento isolado; em 1996, a região enfrentou um déficit de magnitude semelhante, o que sugere uma ciclicidade de eventos extremos que desafia a resiliência do sistema hídrico local.

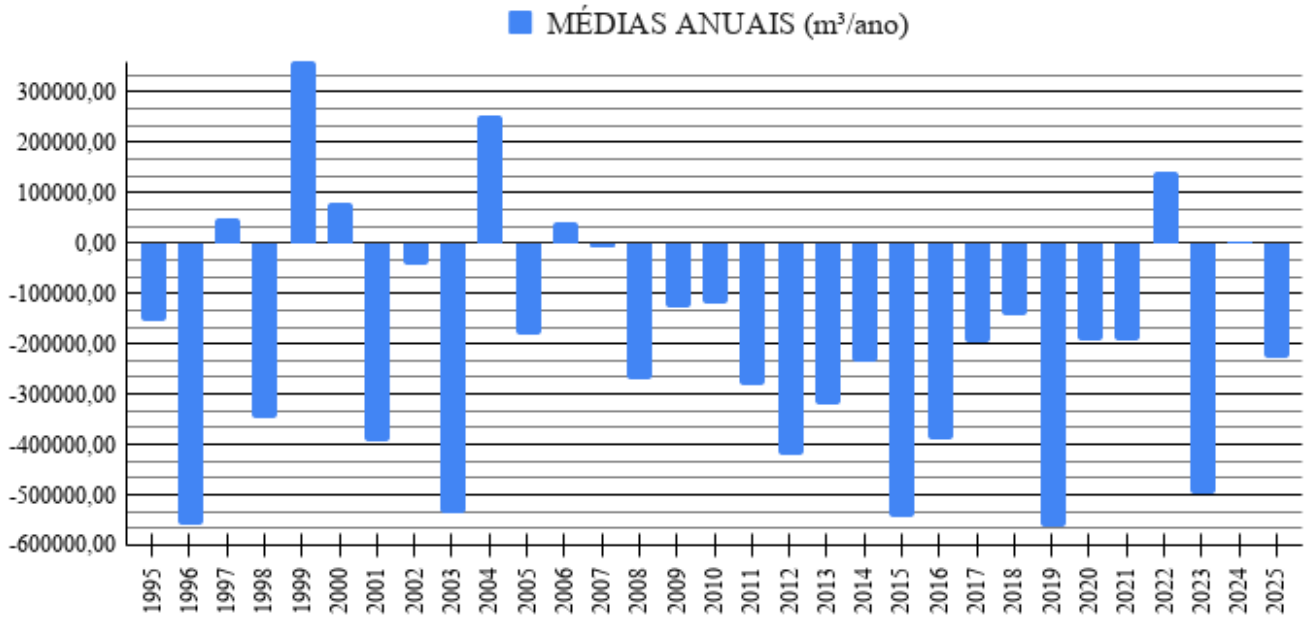


Figura 03: Série histórica do déficit hídrico volumétrico anual na área de cafeicultura da bacia do Rio Água Fria (1995-2025).
Fonte: Autores (2026)

Ao confrontar o déficit hídrico calculado para a cafeicultura com a demanda de Vitória da Conquista, os resultados revelam a magnitude da pressão competitiva sobre o recurso. Considerando os parâmetros populacionais e de consumo estabelecidos na metodologia, o déficit de 2019 representa um impacto de 10,14 dias de abastecimento pleno para a cidade. Neste cenário de competição hídrica, a Lei Federal nº 9.433/1997, em seu Artigo 1º, inciso III, estabelece que "em situações de escassez, o uso prioritário dos recursos hídricos é o consumo humano e a dessedentação de animais" (Brasil, 1997). O volume equivalente a dez dias de abastecimento urbano demandado pelo déficit da lavoura em 2019 demonstra que a gestão do sistema Água Fria requer estratégias de contingência que garanta a prioridade legal da água para a população em anos de seca extrema, mitigando o conflito com a atividade econômica predominante na bacia.

Este cenário de vulnerabilidade se torna mais crítico quando relacionado com o crescimento da cidade. O diagnóstico do novo Plano Diretor de Desenvolvimento Urbano da cidade de Vitória da Conquista (Vitória da Conquista, 2024) já aponta a segurança hídrica como um gargalo para o crescimento urbano da cidade, pois prevê a expansão das zonas de adensamento populacional. Os resultados desta modelagem indicam que o sistema Água fria I e II não possui mais margem para expansão sem um planejamento rigoroso, visto que o déficit gerado pela plantação do café em anos secos já consome aproximadamente dez dias.

Considerações Finais

Conclui-se que os resultados indicam que o balanço hídrico da bacia do Rio Água Fria expressa uma condição de vulnerabilidade socioambiental. A ocorrência de déficit hídrico em 65% do tempo evidencia a pressão contínua sobre os sistemas Água Fria I e II, especialmente diante das demandas da cafeicultura.

Em 2019, esse quadro se materializa de forma mais evidente: o déficit de 564.388,12 m³ corresponde a 10,14 dias de abastecimento pleno de Vitória da Conquista. Esse resultado explicita o conflito entre usos e reforça a necessidade de priorização do consumo humano, sobretudo em períodos de escassez.

Portanto, a segurança hídrica regional depende de uma gestão mais eficiente aliada ao planejamento e uso racional da água, buscando conciliar o abastecimento urbano com a atividade agrícola.

Referências Bibliográficas

AGERSA. Agência Reguladora de Saneamento da Bahia. **Consumo de água e indicadores de desempenho**. Salvador: AGERSA, 2022. Disponível em: https://www.agersa.ba.gov.br/wp-content/uploads/2022/11/consumo-de-agua.pdf. Acesso em: 10 abr. 2026.

ALLEN, R. et al. **FAO Irrigation and drainage paper No. 56.** Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 1998. p. 26-40.

BARRA DO CHOÇA. Prefeitura Municipal. **Barra do Choça detém 58,6% do valor da produção agrícola da microrregião de Vitória da Conquista.** Barra do Choça: Ascom, 8 out. 2021. Disponível em: https://www.barradochoca.ba.gov.br/portal/portal/viewnoticia/339. Acesso em: 2 maio 2026.

BEBÉ, F. V. et al. Associação entre cafezais e grevíleas no município de Barra do Choça, Bahia, Brasil. In: SIMPÓSIO DE PESQUISA DOS CAFÉS DO BRASIL, 4., 2005, Londrina. **Anais** [...]. Brasília, DF: Embrapa Café, 2005.

BRASIL. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA). **Usos da água**. Brasília, DF: ANA, [2022]. Disponível em: https://www.gov.br/ana/pt-br/assuntos/gestao-das-aguas/usos-da-agua. Acesso em: 2 maio 2026.

BRASIL. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). **Topodata**: banco de dados geomorfológicos do Brasil. São José dos Campos: INPE, [s.d.]. Disponível em: http://www.dsr.inpe.br/topodata/. Acesso em: 10 abr. 2026.

BRASIL. Instituto Nacional do Semiárido (INSA). **Semiárido Brasileiro**. Campina Grande: INSA, [s.d.]. Disponível em: https://www.gov.br/insa/pt-br/semiarido-brasileiro. Acesso em: 2 maio 2026.

BRASIL. **Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997**. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Brasília, DF: Presidência da República, [1997]. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9433.htm. Acesso em: 1 maio 2026.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Cidades e Estados**: Vitória da Conquista (BA). Rio de Janeiro: IBGE, 2022. Disponível em: https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/ba/vitoria-da-conquista.html. Acesso em: 10 abr. 2026.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (Brasil). **Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa (BDMEP)**. Brasília, DF, 2026. Disponível em: https://tempo.inmet.gov.br/TabelaEstacoes/A001. Acesso em: 10 abr. 2026.

LIMA, E. M. et al. Pecuária, cafeicultura e conflitos socioambientais na bacia hidrográfica do Riacho Água Fria – Barra do Choça – Bahia. **Revista Contemporânea**, [S. l.], v. 4, n. 9, p. e5785, 2024. Disponível em: https://ojs.revistacontemporanea.com/ojs/index.php/home/article/view/5785. Acesso em: 2 maio 2026.

MAPBIOMAS. **Coleção 10 de mapas anuais de cobertura e uso da terra será lançada em Brasília**. [S. l.]: MapBiomas, 1 ago. 2025. Disponível em: https://brasil.mapbiomas.org/2025/08/01/colecao-10-de-mapas-anuais-de-cobertura-e-uso-da-terra-sera-lancado-em-brasilia/. Acesso em: 10 abr. 2026.

OLIVEIRA, J. T. de et al. Evolução do uso da terra em uma bacia de captação de água do sudoeste da Bahia. **Geografia**, [S. l.], v. 33, n. 1, p. 127–140, 2008. Disponível em: https://www.periodicos.rc.biblioteca.unesp.br/index.php/ageteo/article/view/1793. Acesso em: 29 abr. 2026.

PILAU, F. G. et al. Desempenho de métodos de estimativa da evapotranspiração de referência nas localidades de Frederico Westphalen e Palmeira das Missões, RS. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 42, n. 2, p. 283-290, fev. 2012. Disponível em: https://www.scielo.br/j/cr/a/pHhPB4wXrjdKW9rDXqYZG3P/. Acesso em: 10 abr. 2026.

THORNTHWAITE, C. W. An approach toward a rational classification of climate. **Geographical Review**, v. 38, n. 1, p. 55-94, 1948.

VIEIRA, S. et al. Metodologia de imputação de dados hidrometeorológicos para análise de séries históricas para avaliação de impactos das mudanças climáticas – Bacia do Rio dos Sinos, RS, Brasil. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 23, 2018. DOI: 10.5380/abclima.v23i0.56219. Acesso em: 10 abr. 2026.

VITÓRIA DA CONQUISTA. **Lei nº 2.959, de 2024**. Institui o Plano Diretor de Desenvolvimento Urbano (PDDU) do Município de Vitória da Conquista e dá outras providências. Vitória da Conquista: Câmara Municipal, 2024. Disponível em: https://sapl.vitoriadaconquista.ba.leg.br/media/sapl/public/materialegislativa/2025/19712/a_lei_no_2.959-2024_-_institui_o_pddu.pdf. Acesso em: 2 maio 2026.

WORLD METEOROLOGICAL ORGANIZATION. **WMO Guidelines on the Calculation of Climate Normals**. Geneva: WMO, 2017. (WMO-No. 1203). Disponível em: https://library.wmo.int/records/item/55797-wmo-guidelines-on-the-calculation-of-climate-normals?offset=4. Acesso em: 10 abr. 2026.

DEFASAGEM DOS VALORES DA COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO TIETÊ

1 Vitória de Almeida Vergara Hidalgo, 2 Beatriz Silva Gonçalves Vilera, 3 Hélio César Suleiman, 4 Jefferson Nascimento de Oliveira

[1]Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", e-mail: v.hidalgo@unesp.br; [2]Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", e-mail: beatriz.vilera@unesp.br; [3]Fundação Agência da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê, e-mail: helio@fabhat.org.br, [4]Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", e-mail: jefferson.nascimento@unesp.br

Palavras-chave: Gestão de recursos hídricos; Bacia hidrográfica; Cobrança pelo uso da água.

Resumo

A cobrança pelo uso da água é um instrumento de gestão previsto na Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), com a finalidade de reconhecer o valor econômico da água, incentivar o uso racional e obter recursos financeiros para investimento em serviços e obras previstas nos planos de recursos hídricos, visando a preservação e melhoria da qualidade e quantidade da bacia hidrográfica. No Estado de São Paulo, embora a cobrança fora implementada em todas as Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHIs), observa-se a ausência de mecanismos de atualização dos valores, que vai de encontro ao praticado em bacias hidrográficas federais. Nesse contexto, o presente estudo tem como objetivo analisar a defasagem dos valores da cobrança pelo uso da água na Bacia Hidrográfica do Alto Tietê (BHAT), comparando-os com a evolução inflacionária e com os valores praticados em bacias de domínio da União. A metodologia baseou-se na análise dos decretos estaduais que regulamentaram as cobranças no Estado de São Paulo, nos instrumentos normativos federais, na avaliação da evolução temporal dos Preços Unitários Públicos (PUBs), na comparação com o Índice Nacional de Preços ao Consumidor Amplo (IPCA), além da análise comparativa com outras bacias hidrográficas brasileiras. Os resultados indicam que os valores dos PUBs na BHAT permanecem inalterados desde 2014, quando de sua implementação, resultando em uma perda de aproximadamente 50% do seu valor até 2026, situação semelhante na maioria das bacias hidrográficas estaduais em São Paulo. Conclui-se que a defasagem dos valores compromete a efetividade da cobrança, no sentido de induzir o uso racional da água. Por fim, recomenda-se ao Estado de São Paulo a implementação de mecanismos periódicos de atualização dos valores da cobrança, alinhados às diretrizes nacionais.

Introdução

A cobrança pelo uso da água é um dos instrumentos de gestão previstos na PNRH, instituída pela Lei Federal nº 9.433/1997, sendo considerada um instrumento econômico que objetiva dar ao usuário a indicação de seu real valor, incentivar o uso racional da água, bem como obter recursos financeiros para financiar ações previstas nos planos de recursos hídricos (BRASIL, 1997).

No contexto do Estado de São Paulo, a Lei Estadual nº 12.183/2005 instituiu a cobrança pela utilização dos recursos hídricos de domínio do Estado, os procedimentos para fixação dos seus limites, condicionantes e valores. A lei estabeleceu que todos os usuários que utilizam os recursos hídricos, pessoas físicas ou jurídicas, estão sujeitos à cobrança pelo uso da água, ressalvadas exceções específicas, como o uso da água para geração de energia elétrica ou abastecimento de pequenos núcleos populacionais distribuídos no meio rural (SÃO PAULO, 2005). A regulamentação da referida lei ocorreu através do Decreto Estadual nº 50.667/2006, todavia, somente os usuários urbanos e industriais foram regulamentados e estão sujeitos à cobrança (SÃO PAULO, 2006).

Sendo assim, embora as Políticas Nacional e Estadual de Recursos Hídricos, instituam a cobrança como um instrumento de gestão aplicável à todos os usuários de recursos hídricos, a implementação imparcial da cobrança no Estado de São Paulo evidencia um cenário de falta de isonomia entre os setores usuários da água (SIMA, 2022). O Estado de São Paulo é dividido em 22 UGRHIs e todas já implementaram a cobrança pelo uso da água.

A cobrança dos usuários industriais e urbanos é calculada a partir da somatória dos volumes de captação, derivação ou extração, de consumo e das cargas de poluentes lançadas nos corpos hídricos, multiplicados pelos respectivos PUBs e pelos coeficientes ponderadores. Os valores dos PUBs e coeficientes ponderadores são estabelecidos pelos Comitês de Bacias Hidrográficas (CBHs), mediante a realização de estudo de fundamentação da cobrança, realizado previamente a implantação do instrumento de gestão (SÃO PAULO, 2006).

Em 2022, o Governo de São Paulo, com o apoio do Banco Interamericano (BID), publicou o estudo denominado "Projeto de Apoio para o Fortalecimento da Capacidade de Prevenção e Gestão de Crises Hídricas no Estado de São Paulo", o qual realizou uma análise detalhada dos instrumentos de gestão de recursos hídricos implantados nas bacias hidrográficas. Para a análise da cobrança pelo uso da água, o estudo realizou uma comparação entre os valores cobrados nas bacias estaduais com os valores cobrados nas bacias federais, identificando uma defasagem entre os valores praticados no Estado frente aos valores praticados em âmbito federal. Segundo o estudo, a bacia hidrográfica federal com os valores mais baixos da cobrança pelo uso da água, cobra em média 25% a mais que os valores praticados em São Paulo (SIMA, 2022).

No contexto da BHAT, território de notória complexidade devido a baixa disponibilidade hídrica e expressiva ocupação populacional, onde a gestão dos recursos hídricos é um desafio permanente, a defasagem dos valores cobrados pelo uso da água pode provocar impactos significativos no investimento em projetos e obras voltadas para a preservação e a melhoria da qualidade e quantidade dos recursos hídricos da bacia hidrográfica.

Neste sentido, o objetivo deste trabalho é analisar a defasagem dos valores e mecanismos da cobrança pelo uso da água aplicados na bacia hidrográfica do Alto Tietê e propor melhorias ao instrumento no âmbito estadual.

Materiais e Métodos

A análise da defasagem dos valores da cobrança pelo uso da água aplicados na BHAT foi fundamentada em abordagem comparativa com outras bacias hidrográficas, considerando a evolução temporal dos mecanismos e dos valores unitários praticados.

Inicialmente, foi realizado um estudo da evolução temporal dos decretos estaduais em São Paulo, propostos pelos Comitês de Bacias, para a fixação dos mecanismos e valores a serem cobrados pelo uso dos recursos hídricos de domínio estadual. A análise da evolução temporal foi conduzida a partir do levantamento e sistematização destes instrumentos normativos e de suas respectivas atualizações, buscando identificar alterações, após a implantação da cobrança na bacia hidrográfica, nos mecanismos de cobrança, nos parâmetros considerados e nos valores unitários praticados ao longo do tempo.

Por conseguinte, visando analisar a efetividade da cobrança na BHAT em relação ao comportamento econômico brasileiro, o PUB para captação foi comparado ao Índice Nacional de Preços ao Consumidor Amplo (IPCA). A escolha do IPCA é justificada uma vez que o indicador permite avaliar a evolução real dos valores cobrados, além de ser o índice oficial de inflação do país, amplamente utilizado como referência em análises econômicas e na formulação de políticas públicas. Assim, os valores históricos dos PUBs foram atualizados conforme o IPCA, permitindo a comparação direta com a inflação.

Por fim, com base nos dados disponibilizados pelo estudo desenvolvido pelo Governo do Estado de São Paulo, intitulado como "Projeto de Apoio para o Fortalecimento da Capacidade de Prevenção e Gestão de Crises Hídricas no Estado de São Paulo", foi realizada a comparação dos valores praticados na BHAT com aqueles adotados em bacias hidrográficas de domínio da União, buscando compreender as principais diferenças entre os mecanismos de cobrança adotados na esfera estadual e federal.

Resultados e Discussão

A Tabela 01 apresenta os decretos estaduais que disciplinam os mecanismos e valores da cobrança pelo uso da água em cada bacia hidrográfica do Estado de São Paulo, bem como os PUBs aplicados.

UGRHI	Decreto Estadual nº	PUB Captação (R$/m³)	PUB Consumo (R$/m³)	PUB Lançamento (R$/kg $DBO_{5,20}$)	Atualização dos PUBs
01 - Mantiqueira	58.804/2012, retificado em 28.12.2013	0,0100	0,0200	0,0700	Não
02 - Paraíba do Sul	51.450/2006	0,0100	0,0200	0,0700	Não
03 - Litoral Norte	64.292/2019	0,0110	0,0250	0,0770	Não
04 - Pardo	58.771/2012	0,0100	0,0200	0,1000	Não
05 - PCJ	51.449/2006, revogado 61.430/2015	0,0127	0,0255	0,1274	Sim
06 - Alto Tietê	56.503/2010	0,0100	0,0200	0,1000	Não
07 - Baixada Santista	56.501/2010	0,0100	0,0200	0,1000	Não
08 - Sapucaí/Grande	58.771/2012, retificado em 14.02.2014 e 15.02.2014	0,0100	0,0200	0,1000	Não
09 - Mogi Guaçu	58.791/2012, retificado em 16.01.2014	0,0100	0,0200	0,1000	Não
10 - Tietê/Sorocaba	55.008/2009	0,0110	0,0290	0,1300	Não
11 - Ribeira de Iguape/ Litoral Sul	58.814/2012, retificado em 04.02.2014	0,0100	0,0200	0,1100	Não
12 - Baixo Pardo/ Grande	58.813/2012, retificado em 04.01.2014	0,0100	0,0200	0,1000	Não
13 - Tietê/ Jacaré	56.505/2010	0,0110	0,0210	0,1100	Não
14 - Alto Parapanema	63.262/2018	0,0090	0,0200	0,0900	Não
15 - Turvo/ Grande	61.346/2015	0,0100	0,0200	0,1000	Não
16 - Tietê/ Batalha	56.502/2010	0,0100	0,0200	0,0900	Não
17 - Médio Parapanema	61.386/2015	0,0090	0,0200	0,0900	Não
18 - São José dos Dourados	58.804/2012, retificado em 28.12.2013	0,0100	0,0200	0,1000	Não
19 - Baixo Tietê	64.305/2019, retificado em 15.08.2019	0,0120	0,0240	0,1200	Não
20 e 21 - Aguapeí/Peixe	56.504/2010	0,0100	0,0200	0,1000	Não
22 – Pontal do Parapanema	61.347/2015	0,0100	0,0200	0,0900	Não

Tabela 01 - Decretos Estaduais que disciplinam as cobranças no Estado de São Paulo e os PUBs aplicados.
Fonte: os autores (2026)

Conforme observado na Tabela 01, somente a bacia hidrográfica dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí (PCJ) realizou efetivamente o processo de revisão dos valores de cobrança.

Essa situação decorre de diversos fatores, principalmente aqueles relacionados a questões políticas, como as negociações com os usuários, e operacionais, em razão da limitada capacidade técnica dos CBHs para conduzir o processo de revisão da cobrança em conformidade com a Deliberação do Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CRH) nº 180/2015, alterada pela Deliberação CRH nº 289/2015.

Assim, embora exista previsão normativa no Estado, não há um mecanismo automático de atualização dos valores. A revisão depende da iniciativa dos próprios comitês de bacias e, na prática, apenas o PCJ reuniu condições técnicas, institucionais e políticas para conduzir esse processo.

No contexto do PCJ, em síntese, dentre as principais alterações na revisão dos valores de cobrança, destaca-se modificações nos PUBs, apresentadas na Tabela 02, sendo estas as únicas com impacto direto sobre o valor final da cobrança.

Decretos Estaduais que disciplinam a cobrança paulista na bacia hidrográfica do PCJ	Aplicação na cobrança	PUB Captação (R$/m³)	PUB Consumo (R$/m³)	PUB Lançamento (R$/kg/$DBO_{5,20}$)
Decreto Estadual nº 51.449/2006	2007 a 2015	0,0118	0,0235	0,1175
Decreto Estadual nº 61.430/2015	A partir de 2016	0,0127	0,0255	0,1274
% de aumento do PUB	7,62%		8,51%	8,42%

Tabela 02 - Alterações nos PUBs aplicados na cobrança pelo uso da água na bacia hidrográfica do PCJ.
Fonte: os autores (2026)

Conforme os dados disponíveis no Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo (SIGRH), no ano de 2015, período anterior à revisão dos PUBs, a bacia hidrográfica do PCJ arrecadou R$ 14,4 milhões com a cobrança pelo uso da água. Em 2016, já com a aplicação dos PUBs revisados, a arrecadação passou para R$ 15,7 milhões, representando um aumento de 9,02%. Esse crescimento manteve tendência ascendente até 2018, quando o montante arrecadado atingiu R$ 22,3 milhões, representando um aumento de 54,86% em relação ao período anterior à revisão dos PUBs.

Embora o valor arrecadado pela cobrança esteja sujeito a variações decorrentes de outros fatores, como o número de usuários cadastrados, os tipos de uso e os volumes de captação de água e lançamento de efluentes, os dados indicam que a elevação dos PUBs promove influência significativa na arrecadação total da cobrança pelo uso da água.

Neste sentido, para averiguar a defasagem dos PUBs aplicados na bacia hidrográfica do Alto Tietê em relação ao comportamento econômico brasileiro, o PUB para captação foi comparado ao IPCA. A Tabela 03 apresenta uma simulação do PUB de captação ajustado ao IPCA anualmente.

Ano	Valor Cobrado (R$)	IPCA	Valor Atualizado (R$)
2014	0,0100	—	0,0100
2015	0,0100	6,41%	0,0106
2016	0,0100	10,67%	0,0118
2017	0,0100	6,29%	0,0125
2018	0,0100	2,95%	0,0129
2019	0,0100	3,75%	0,0134
2020	0,0100	4,31%	0,0139
2021	0,0100	4,52%	0,0146
2022	0,0100	10,06%	0,0160
2023	0,0100	5,79%	0,0170
2024	0,0100	4,62%	0,0178
2025	0,0100	4,83%	0,0186
2026	0,0100	4,26%	0,0194

Tabela 03 - PUB captação aplicado na bacia hidrográfica do Alto Tietê ajustado ao IPCA.
Fonte: os autores (2026)

Ajustando o PUB pela variação do IPCA, observa-se que, em 2026, os valores atualizados representariam um aumento de, aproximadamente, 94% em relação ao PUB de captação fixado pelo Decreto nº 56.503/2010, evidenciando a defasagem dos valores aplicados na bacia hidrográfica do Alto Tietê quando considerados os efeitos inflacionários. Como pode ser visto na Tabela 03 e Figura 01, considerando a inflação desde 2014, o valor do PUB por metro cúbico de água captada na BHAT em 2026 deveria ser de R$ 0,0194/m³ e não R$ 0,0100, cobrado atualmente.

A Figura 01 apresenta a simulação da evolução dos valores do PUB de captação corrigidos com base no IPCA.

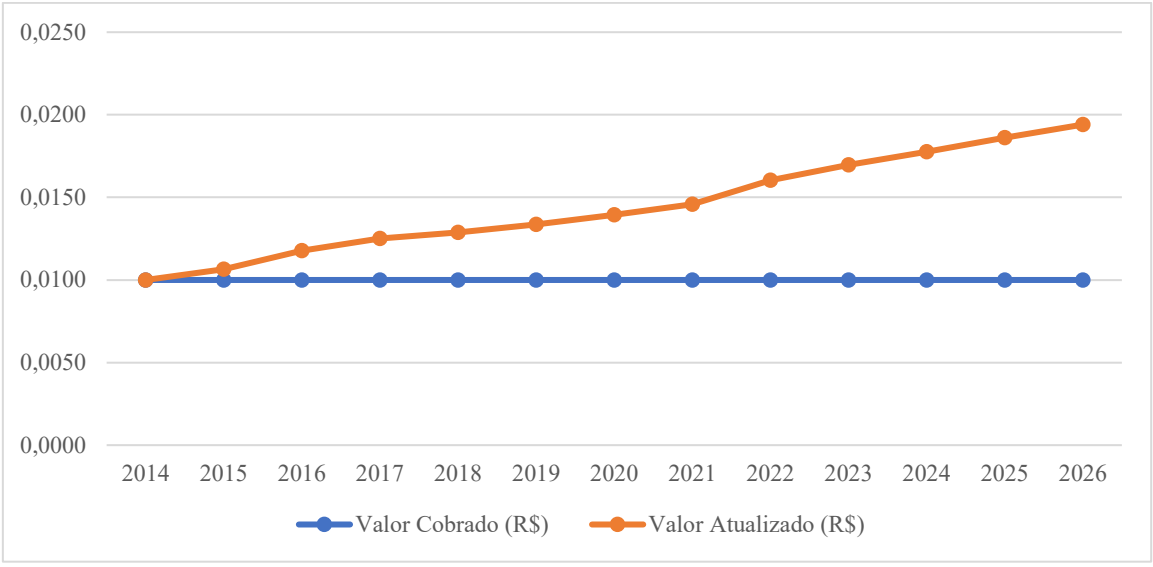


Figura 01 - Simulação do valor cobrado por metro cúbico captado de água na BHAT, com base no IPCA.
Fonte: os autores (2026)

No contexto nacional, com base nos dados disponíveis no estudo executado pelo Governo do Estado de São Paulo, intitulado "Projeto de Apoio para o Fortalecimento da Capacidade de Prevenção e Gestão de Crises Hídricas no Estado de São Paulo", foi possível identificar uma defasagem entre os valores e os mecanismos de cobrança praticados na esfera estadual paulista e aqueles adotados em bacias de domínio da União.

A Figura 02 apresenta um comparativo entre a simulação do potencial de arrecadação na BHAT e em bacias de domínio federal, estimados no referido estudo a partir da aplicação dos respectivos mecanismos e valores dos PUBs, tomando como base a cobrança do ano de 2022.

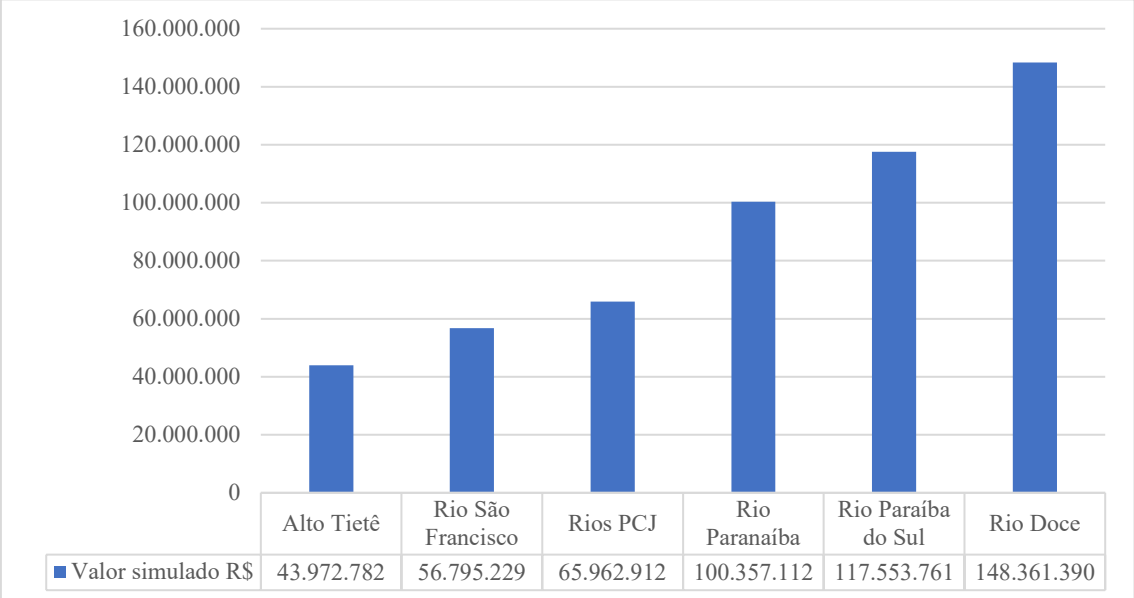


Figura 02 - Comparativo do potencial de arrecadação na BHAT com os mecanismos e valores praticados em bacias federais.
Fonte: SIMA, 2022

A Figura 02 evidencia uma diferença significativa entre o potencial de arrecadação da BHAT e das demais bacias hidrográficas federais, estimado a partir da aplicação dos mecanismos e valores adotados nas respectivas bacias. O potencial de arrecadação da bacia do Alto Tietê é inferior à metade do valor da bacia do Rio Doce, e entre 30% e 60% inferior em relação às demais bacias federais analisadas.

Essa diferença ocorre, principalmente, devido ao fato de que a legislação do Estado de São Paulo não prevê um mecanismo de atualização monetária periódica. Desta forma, os PUBs aplicados no Alto Tietê permanecem inalterados desde a

implementação da cobrança na bacia, em 2014. Em contrapartida, na cobrança pelo uso da água na esfera federal, conforme previsto no Art. 2º da Resolução CNRH nº 192/2017, os preços públicos unitários são atualizados anualmente com base na variação IPCA ou de índice que vier a sucedê-lo.

Além disso, é importante ressaltar que a cobrança pelo uso da água para o setor rural ainda não foi regulamentada no Estado de São Paulo, portanto, não existe arrecadação de valores para este setor. Apesar de a cobrança do setor rural não ser tão representativa quanto os usos urbanos e industriais, segundo SIMA (2022, p. 29), "*Ainda assim, a cobrança do setor rural é relevante para a sustentabilidade do sistema de gestão de recursos hídricos nas UGRHIs onde a arrecadação aumentaria mais de 10% do valor arrecadado atualmente...".*

Considerações Finais

Os resultados obtidos neste estudo evidenciam que a cobrança pelo uso da água na bacia hidrográfica do Alto Tietê apresenta significativa defasagem em relação à evolução inflacionária e a valores praticados em outras bacias hidrográficas brasileiras. A manutenção do valor do preço público unitário desde o início da cobrança, em 2014, sem a devida atualização monetária, resultou em uma perda expressiva do valor real do instrumento, estimada em aproximadamente 50%.

A comparação com outras bacias hidrográficas demonstra a ausência de mecanismos periódicos de atualização monetária dos valores no Estado de São Paulo, o que compromete não apenas a capacidade arrecadatória, mas também a efetividade da cobrança como instrumento de gestão de recursos hídricos, ao reduzir seu papel indutor do uso racional da água. Destaca-se que os procedimentos adotados em bacias hidrográficas federais já estabelecem a necessidade de atualização dos valores cobrados, de modo a preservar seu valor econômico ao longo do tempo.

Desta forma, recomenda-se que o Estado de São Paulo atualize sua legislação, em especial o Decreto nº 50.667/2006, de forma a prever mecanismos automáticos de correção monetária dos preços públicos unitários, bem como a regulamentação da cobrança para o setor rural, de forma a garantir isonomia e equidade entre os usuários.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Fundação Agência da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê (FABHAT), da Fundação Ezute, da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001 e da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), através do Convênio CAPES/UNESP Nº 951420/2023. Agradecemos ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - ProfÁgua pelo apoio técnico científico aportado até o momento.

Referências Bibliográficas

BRASIL. Conselho Nacional de Recursos Hídricos. **Resolução nº 192, de 19 de dezembro de 2017.** Dispõe sobre o procedimento para atualização dos preços públicos unitários cobrados pelo uso de recursos hídricos de domínio da União. Disponível em: https://www.ceivap.org.br/ligislacao/Resolucoes-CNRH/resolucao-cnrh-192.pdf. Acesso em: 30 abr. 2026.

BRASIL. **Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997.** Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos e dá outras providências. Diário Oficial da União: Brasília, DF, 8 jan. 1997. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9433.htm. Acesso em: 29 abr. 2026.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Índice Nacional de Preços ao Consumidor Amplo (IPCA).** Disponível em: https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/precos-e-custos/9256-indice-nacional-de-precos-ao-consumidor-amplo.html. Acesso em: 2 maio 2026.

SÃO PAULO (Estado). Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CRH). **Deliberação nº 180, de 14 de dezembro de 2015.** Estabelece diretrizes para a revisão dos mecanismos e valores da cobrança pelo uso dos recursos hídricos de domínio do Estado de São Paulo. São Paulo, 2015. Disponível em: https://sigrh.sp.gov.br/public/uploads/deliberation//CRH/10754/deliberacao-crh-180.pdf. Acesso em: 26 abr. 2026.

SÃO PAULO (Estado). Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CRH). **Deliberação nº 289, de 19 de dezembro de 2024.** Altera a Deliberação CRH nº 180, de 14 de dezembro de 2015, que aprova procedimentos, limites e condicionantes para revisão dos mecanismos e valores da cobrança pela utilização dos recursos hídricos de domínio do Estado de São Paulo, para os usuários urbanos e industriais. São Paulo, 2024. Disponível em: https://sigrh.sp.gov.br/public/uploads/deliberation//CRH/29017/doe_03-01-24_deliberacao-n-289-de-19-de-dezembro-de-2024.pdf. Acesso em: 26 abr. 2026.

SÃO PAULO (Estado). **Decreto nº 56.503, de 9 de dezembro de 2010.** Fixa os valores a serem cobrados pela utilização dos recursos hídricos de domínio do Estado de São Paulo na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Alto Tietê. São Paulo, 2010. Disponível em: https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/2010/decreto-56503-09.12.2010.pdf. Acesso em: 29 abr. 2026.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente (SIMA). **Projeto de apoio para o fortalecimento da capacidade de prevenção e gestão de crises hídricas no Estado de São Paulo: relatório de diagnóstico.** Responsável técnico: Companhia Brasileira de Projetos e Empreendimentos (COBRAPE). São Paulo: SEMIL, 2022. Disponível em: https://drive.usercontent.google.com/download?id=1kh3u7BW15hG_Lx1MsZh63Be77RB-8-ST. Acesso em: 29 abr. 2026.
SÃO PAULO (Estado). *Cobrança pelo uso da água*. Disponível em: https://sigrh.sp.gov.br/cobrancapelousodaagua. Acesso em: 25 abr. 2026.

SÃO PAULO (Estado). **Decreto nº 50.667, de 30 de março de 2006.** Regulamenta dispositivos da Lei nº 12.183, de 2005. Disponível em: https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/2006/decreto-50667-30.03.2006.html. Acesso em: 29 abr. 2026.

SÃO PAULO (Estado). **Lei nº 12.183, de 29 de dezembro de 2005.** Dispõe sobre a cobrança pela utilização dos recursos hídricos do domínio do Estado de São Paulo. Disponível em: https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/2005/lei-12183-29.12.2005.html. Acesso em: 30 abr. 2026.

MORFOMETRIA E CONSISTÊNCIA TEMPORAL DE DADOS PLUVIOMÉTRICOS: SUBSÍDIOS PARA O PLANEJAMENTO HIDROLÓGICO DA BACIA DO RIBEIRÃO JOÃO LEITE

1 Artur Vieira de Carvalho Costa, 2 Arquimedes Almeida Junior, 3 Nilson Clementino Ferreira, 4 Kamila Almeida dos Santos, 5 Natasha de Lima Dias Conceição

[1]Escola de Engenharia Civil e Ambiental, UFG, arturcosta@discente.ufg.br; [2] Escola de Engenharia Civil e Ambiental, UFG, arquimedes@discente.ufg.br, [3]Escola de Engenharia Civil e Ambiental, UFG, nilson.ferreira@ufg.br; [4]Escola de Engenharia Civil e Ambiental, UFG, kamila_santos@ufg.br, [5]Escola de Engenharia Civil e Ambiental, UFG, natasha@discente.ufg.br

Palavras-chave: bacia hidrográfica; caracterização morfométrica; uso e ocupação do solo.

Resumo

Este estudo investigou as características morfométricas da Bacia Hidrográfica do Ribeirão João Leite (BHRJL), crucial para o abastecimento da população de Goiânia e região metropolitana, a partir de Modelo Digital do Terreno (MDT) SRTM a bacia foi delimitada e os dados da morfometria extraídos. A análise do uso e ocupação do solo ocorreu por meio de imagem do MapBiomas. Os parâmetros calculados revelaram uma bacia alongada com rede de drenagem esparsa (Densidade de Drenagem de 0,84 km/km²) e alta sinuosidade do rio principal (1,92). Esta configuração morfológica, reforçada pela predominância de Latossolos permeáveis, demonstra baixa propensão a cheias intensas e um escoamento superficial lento e atenuado, prolongando o tempo de concentração da água. Adicionalmente, o estudo analisou a consistência temporal dos dados pluviométricos (1973–2023), confirmando sua alta correlação entre as estações. Na avaliação de métodos de imputação, o NIPALS (*Nonlinear Iterative Partial Least Squares*) foi identificado como o mais adequado para o preenchimento de falhas. A análise integrada da morfologia e a validação dessa base de dados fornecem subsídios vitais para a modelagem hidrológica futura e a gestão estratégica dos recursos hídricos da região.

1. Introdução

A morfometria quantifica o comportamento de bacias hidrográficas por meio de parâmetros como coeficiente de compacidade, fator de forma, densidade de drenagem e sinuosidade do canal principal, permitindo inferir sobre propensão a cheias, tempo de concentração e dinâmica de escoamento (SOUZA, 2019). Esses índices só fazem sentido quando interpretados junto à pedologia e ao uso do solo: Latossolos profundos e permeáveis favorecem a infiltração e reduzem a densidade de drenagem, enquanto a urbanização produz o efeito contrário (Vanzela, 2010). A caracterização morfométrica da bacia hidrográfica define como o volume precipitado interage com as características físicas da bacia. A compreensão da distribuição espacial da precipitação é importante para o planejamento estratégico da bacia hidrográfica. A precipitação, por sua vez, é a variável de entrada sem a qual nenhuma modelagem hidrológica é viável, o que torna a consistência das séries pluviométricas tão importante quanto a própria morfometria da bacia (CHOW, 1971).

A existência de estações meteorológicas e pluviométricas dentro dos territórios das bacias hidrográficas é fundamental, pois a partir das séries históricas que indica os períodos de estiagem e os de precipitação é possível compreender o comportamento climático da bacia hidrográfica e como isso influencia de forma socioeconômica a vida no território. Falhas em registros pluviométricos são problema crônico nas redes brasileiras de monitoramento, excluir as estações afetadas não é alternativa quando a rede já é escassa; é preciso preencher as lacunas com método adequado, e a escolha do estimador importa, pois falhas aleatórias e sequenciais respondem de formas distintas a cada abordagem (Fagandini et al., 2023).

A Bacia Hidrográfica do Ribeirão Anicuns (BHRA), é estratégica para o abastecimento de Goiânia e região metropolitana da capital, com uma área de 726 km², a bacia hidrográfica é protegida como Área de Proteção Ambiental (APA) desde 2002, mas nos últimos anos vem sofrendo pressão crescente da expansão urbana e da degradação da vegetação nativa (Oliveira; Ferreira, 2015). Os estudos morfométricos disponíveis foram produzidos com ferramentas hoje superadas, e as séries pluviométricas analisadas na literatura encerram-se em meados dos anos 2000 (Santos et al., 2010), deixando um hiato de quase duas décadas no diagnóstico hidrológico da bacia.

Este trabalho tem por objetivo atualizar esse diagnóstico por meio de duas frentes: (i) caracterizar morfometricamente a BHRJL com dados SRTM processados no QGIS, articulando os resultados com análise pedológica e de uso e ocupação do solo; e (ii) avaliar a consistência das séries pluviométricas de três estações da bacia para o período de 1973 a 2023 e identificar o método mais adequado para o preenchimento de falhas, com vistas a subsidiar futuras modelagens hidrológicas e a gestão dos recursos hídricos da região.

2. Metodologia

2.1 Área de estudo

A bacia hidrográfica do Ribeirão João Leite é uma área de significativa importância ambiental e hídrica no Estado de Goiás, Brasil. Geograficamente, a bacia está localizada a noroeste da cidade de Goiânia, abrangendo uma área de 726,332 km² ou 72.633,2 hectares. Ela se estende por diversos municípios, incluindo Goiânia, Teresópolis de Goiás, Goianápolis, Nerópolis,

Anápolis, Campo Limpo de Goiás e Ouro Verde de Goiás. O Ribeirão João Leite é um dos principais afluentes do rio Meia Ponte, que, por sua vez, é o manancial primordial para o abastecimento da população da capital goiana. A delimitação da bacia foi realizada no sistema de coordenadas UTM, Zona 22. A região é caracterizada por um relevo predominantemente plano e solos férteis, como latossolos, argissolos e nitossolos, o que propicia intensa atividade agropecuária (Dos Santos, 2010).

Em termos de importância, a bacia hidrográfica do Ribeirão João Leite (BHRJL) é designada como uma Área de Proteção Ambiental (APA), criada pelo Decreto nº 5.704 de 27 de dezembro de 2002 (Souza, 2019). Os objetivos dessa APA incluem a proteção dos recursos hídricos da bacia, a garantia de um uso do solo compatível com a preservação hídrica, a conciliação entre atividades econômicas e ambientais, a proteção dos remanescentes do bioma Cerrado, a melhoria da qualidade de vida da população local através de orientação para atividades econômicas, e o fomento ao turismo ecológico e educação ambiental. A barragem do Ribeirão João Leite, construída a montante de Goiânia, inclusive, inundou uma área considerável, de aproximadamente 1040 hectares, que anteriormente possuía diversos usos e áreas de proteção ambiental. A área da APA também engloba uma parte do Parque Estadual Altamiro de Moura Pacheco (PEAMP) (Oliveira, 2015).

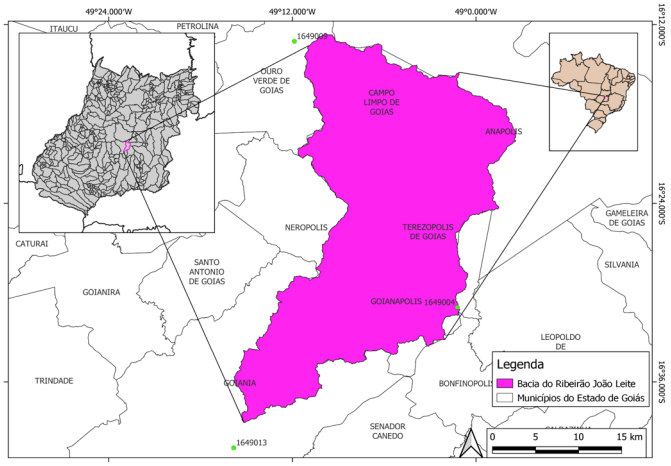


Figura 1– Localização da Área de Estudo

PRODUTO	FONTE	FORMATO
Dados de estações pluviométricas	ANA	tabela
Pedologia	IBGE	shapefile
SRTM	USGS	tiff
Mapa de uso e ocupação do solo	MAPBIOMAS	tiff

Tabela 1- Levantamento e aquisição dos dados

2.2 Caracterização morfométrica

A análise morfométrica da BHRJL compreende a avaliação de um conjunto de parâmetros quantitativos essenciais para a caracterização do seu comportamento hidrológico. Especificamente, foram determinados a área total da bacia, o comprimento do canal principal, os coeficientes de compacidade e fator de forma, a densidade de drenagem e a sinuosidade do rio principal.

Para a caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do Ribeirão João Leite, diversos parâmetros foram empregados, cada um com uma finalidade específica. A Área da Bacia foi calculada para determinar a extensão total do polígono da bacia. Comprimento do Curso D'água Principal foi obtido para medir a dimensão longitudinal do curso d'água principal (Huang, 2024). Para avaliar a forma da bacia, utilizou-se o Coeficiente de Compacidade (Kc) (Lima, 1996), que a relaciona a um círculo, e o Fator de Forma (Kf) (Horton, 1945), que correlaciona a área ao seu comprimento. A Densidade de Drenagem (Dd) foi calculada para indicar a densidade da rede de drenagem dentro da bacia (Horton, 1945). A Sinuosidade do Rio Principal (S) foi avaliada para quantificar o grau de curvas e meandros presentes no curso d'água principal (Huang, 2024). O Comprimento Total da Rede de Drenagem é soma das extensões de todos os canais de drenagem que compõem a rede de escoamento dentro da bacia (Rai, 2017). O Perímetro define a extensão do contorno que delimita a área da bacia hidrográfica (Raiol, 2022). E, finalmente, a Distância em Linha Reta do Curso D'água Principal é a distância euclidiana (em linha reta) entre a nascente e a foz do rio principal (ou entre os pontos extremos considerados) (Huang, 2024). Todos esses parâmetros morfométricos foram processados e calculados por meio das ferramentas de geoprocessamento do *software* QGIS.

Com o intuito de analisar os aspectos morfométricos da bacia hidrográfica, um arquivo de Elevação Digital SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*) foi obtido por meio da plataforma USGS (*U.S. Geological Survey*) da área que abrange o Ribeirão João Leite. Este Modelo Digital de Elevação, é uma representação numérica do relevo terrestre, essencial no geoprocessamento para a extração de dados de bacias hidrográficas. Por meio de algoritmos de análise espacial, o Arquivo de

Elevação Digital permite a delimitação da área de drenagem, a identificação dos cursos d'água, o cálculo da declividade e a geração de outros parâmetros morfométricos relevantes (Wanthong, 2024).

A análise morfométrica de bacias hidrográficas, conforme exemplificado por Santos (2009), revela a importância de indicadores como o coeficiente de compacidade, a densidade de drenagem e o fator de forma na caracterização do comportamento hidrológico. O coeficiente de compacidade, que varia de 1 a valores superiores a 1,5, indica a propensão a enchentes, com valores mais baixos associados a maior risco. A densidade de drenagem, medida em km/km², reflete a eficiência da rede de canais, classificando as bacias em alta, média e baixa densidade, com implicações diretas no escoamento superficial. O fator de forma, por sua vez, relaciona-se com a magnitude das cheias, com valores mais próximos de 1 indicando maior susceptibilidade a grandes eventos.

2.3 Análise de dados pluviométricos.

A distribuição dos postos selecionados foi obtida a partir do banco de dados da ANA utilizando a ferramenta ANA *Data Acquisition*, disponível no software QGIS. A escolha dos postos ocorreu por meio de uma análise da espacialização das estações em relação a BHRJL, sendo que apenas três estações estavam presentes na bacia e seu entorno, sendo elas as estações 01649004, 01649009 e 01649013, localizadas nos municípios de Goianápolis, Ouro Verde de Goiás e Goiânia respectivamente. A série histórica coletada para as análises foi para o período de 1973 a 2023.

Os dados obtidos dos postos pluviométricos foram organizados em dia, mês e ano e preparados de forma que houve a retirada de valores incoerentes e negativos mantendo-se os dados válidos, por meio de script no *MATLAB*. Em seguida, foram calculadas as médias mensais e anuais de precipitação para cada estação para as etapas seguintes.

2.3.1 Validação do método.

Foi desenvolvido um *dataset* de referência sem falhas (*Ground Truth*), aplicando o método PCA iterativo sem falhas, por meio da função KNN, nativa do *MATLAB* preenchendo dados antes da introdução de falhas (5 %) que foram adicionadas em seguida para comparação entre os modelos.

Foram verificados oito métodos de preenchimento, todos via *MATLAB*, sendo eles: *Simple Linear Regression with Available Records* (SLR_VAR); *Multiple Linear Regression with fixed Predictors* (MLR_FIX); *K-Nearest Neighbores Regression* (KNN_R); Ponderação Regional (PR); *Nonlinear Iterative Partial Least Squares* (NIPALS) e Média Aritmética.

Para essa comparação, foram calculadas as métricas estatísticas, selecionando o método adequado para o preenchimento, sendo elas: RMSE (Root Mean Square Error) (Hodson, 2022); MAE (Mean Absolute Error) (Matsuura; Willmott, 2005); R^2 (Coeficiente de Determinação); NSE (*Nash-Sutcliffe Efficiency*); Spearman (Coeficiente de correlação de Spearman) e Índice de Concordância de *Willmott* (d).

3. Resultados e Discussão

3.1 Caracterização Morfométrica

Os resultados da caracterização morfométrica da BHRJL são apresentados na Tabela 2, reunindo os principais parâmetros calculados a partir do processamento do modelo digital de elevação SRTM no software QGIS.

Característica Morfométrica	Resultado
Comprimento do curso d'água principal	62,550 km
Comprimento total da rede de drenagem	643,59 km
Área	726,332 km²
Perímetro	241,463 km
Coeficiente de compacidade	2,53
Fator de forma	0,04
Sinuosidade do rio principal	1,92
Distância em linha reta do curso d'água principal	32,5 km
Densidade de drenagem	0,84 km/km²

Tabela 2 – Resultados da Caracterização Morfométrica

A BHRJL apresenta as seguintes características morfométricas: o comprimento do curso d'água principal é de 62,550 km, enquanto o comprimento total da rede de drenagem atinge 643,59 km, distribuídos em uma área de 726,332 km² e um perímetro de 241,463 km. O coeficiente de compacidade, cujo valor é 2,53, indica uma forma alongada da bacia, corroborado pelo fator de forma de 0,04. A sinuosidade do rio principal, calculada pela razão entre o comprimento do curso d'água e a distância em linha reta (32,5 km), revela um valor de 1,92. A densidade de drenagem é de 0,84 km/km².

A análise do coeficiente de compacidade permite inferir a tendência da bacia hidrográfica em relação à ocorrência de enchentes. Especificamente, valores entre 1 e 1,25 sinalizam alta propensão, de 1,25 a 1,5 média propensão, e valores superiores a 1,5 indicam baixa propensão (Santos, 2009). A BHRJL apresentou coeficiente de compacidade de 2,53, o que indica uma baixa propensão a ocorrência de enchentes.

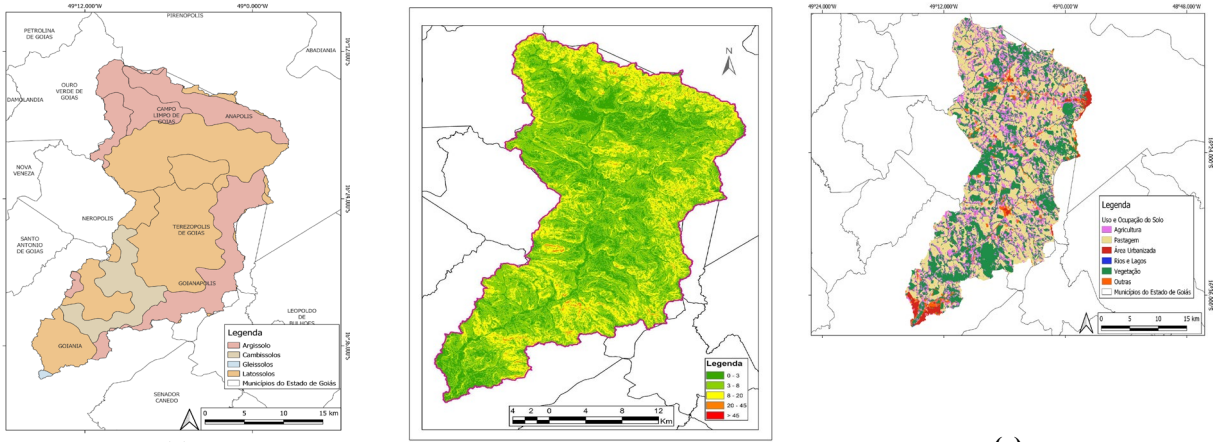
A densidade de drenagem, um indicador geomorfológico chave, quantifica a extensão da rede de canais em uma bacia hidrográfica. Valores acima de 13 km/km² caracterizam uma densidade alta, entre 5 e 13 km/km² uma densidade média, e abaixo de 5 km/km² uma densidade baixa (Santos, 2009). A BHRJL, com uma densidade de drenagem de 0,84 km/km², apresenta uma rede de drenagem relativamente esparsa. Essa baixa densidade sugere que a bacia possui uma menor quantidade de canais por unidade de área, o que pode resultar em um escoamento superficial mais lento e uma maior infiltração da água no solo. Consequentemente, a bacia tende a apresentar um menor risco de cheias rápidas e intensas, com um comportamento hidrológico caracterizado por uma resposta mais lenta aos eventos de precipitação. Além disso, a baixa densidade de drenagem pode indicar uma maior dependência do escoamento subterrâneo para a manutenção do fluxo dos rios, especialmente em períodos de seca (Soulsby, 2021).

O fator de forma, um indicador da configuração da bacia, relaciona-se com a magnitude das cheias. Bacias com fator de forma entre 1 e 0,75 apresentam maior susceptibilidade a grandes cheias, entre 0,75 e 0,5 a cheias de magnitude mediana, e abaixo de 0,5 a cheias de menor porte (Santos, 2009). A BHRJL, com um fator de forma de 0,04, caracteriza-se por um formato alongado, indicando uma baixa propensão a cheias de grande magnitude. Este valor sugere que a bacia tende a apresentar um escoamento mais distribuído ao longo do tempo, com picos de cheia menos intensos. A configuração alongada da bacia contribui para um maior tempo de concentração, retardando a resposta hidrológica aos eventos de precipitação. Consequentemente, a BHRJL deve apresentar um comportamento hidrológico que minimiza o risco de cheias repentinas e de grande volume.

A sinuosidade de um rio, expressa pelo índice que relaciona o comprimento do canal à distância em linha reta, classifica os cursos d'água em cinco categorias distintas, refletindo variações na geometria fluvial. Rios "muito retos", com índice inferior a 1,20, caracterizam-se por trajetórias lineares, minimamente curvas. A categoria "reto" (1,20-1,29) abrange cursos com predominância retilínea, apresentando suaves inflexões. A designação "divagante" (1,30-1,39) aplica-se aos rios com curvas mais frequentes e pronunciadas. Cursos "sinuosos" (1,40-1,49) exibem múltiplas curvas e meandros, indicando maior complexidade geométrica. Por fim, rios "muito sinuosos", com índice igual ou superior a 1,50, apresentam meandros extensos e bem desenvolvidos, caracterizando alta complexidade na configuração do canal (Romero, 2017). Com um índice de sinuosidade de 1,9, o rio principal da BHRJL exibe um padrão de meandros significativos, classificando-se como um rio "muito sinuoso". Essa configuração implica em um escoamento mais lento da água, visto que a trajetória alongada aumenta o tempo de percurso até a foz. A alta sinuosidade sugere uma paisagem de baixa declividade, onde o rio tem liberdade para formar curvas e meandros. A presença de meandros também indica uma maior capacidade de armazenamento de água nas margens, o que pode atenuar picos de cheias. No entanto, a complexidade do canal pode influenciar a dinâmica de sedimentos e a formação de planícies de inundação, exigindo atenção para o monitoramento e gestão dos recursos hídricos na bacia.

3.2 Características físicas e hidrográficas

A compreensão do comportamento hidrológico da BHRJL exige uma análise integrada de três dimensões físicas da bacia: a distribuição dos tipos de solo (pedologia), o relevo (declividade) e as formas de uso e ocupação do território. Cada um desses elementos condiciona, de maneira distinta e complementar, a forma como a água precipitada se distribui, infiltra e escoa pela bacia. O mapa pedológico, o mapa de declividade e o mapa de uso e ocupação do solo (Figura 2a, 2b e 2c) oferecem uma visão espacial integrada dessas três dimensões.



(a) **(b)** **(c)**

Figura 2 — Mapas de Pedologia (a), Declividade (b) e Uso e Ocupação do Solo (c)

O mapa pedológico (figura 2a) ilustra a distribuição dos tipos de solo na BHRJL com base no nível mais abrangente (Ordem dos Solos) do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS). Destacam-se como solos de maior abrangência os

Latossolos e os Argissolos, que ocupam as maiores porções da área mapeada. Em menor proporção, encontram-se os Cambissolos e os Gleissolos.

Cada tipo de solo possui características que influenciam diretamente a drenagem da água. Os Latossolos, sendo solos profundos e bem estruturados, geralmente apresentam boa drenagem interna, facilitando a infiltração da água e minimizando o escoamento superficial. Os Argissolos, por possuírem um horizonte de acúmulo de argila em profundidade (horizonte B textural), tendem a ter uma menor permeabilidade nas camadas mais profundas, o que pode restringir a drenagem vertical da água e favorecer o escoamento superficial em certas condições. Já os Cambissolos são solos menos desenvolvidos, com drenagem variável dependendo da sua textura e do substrato, mas geralmente permitem uma infiltração razoável. Por fim, os Gleissolos são caracterizados por condições de hidromorfia, indicando que são solos com drenagem muito deficiente devido ao excesso de água, frequentemente saturados e com lençol freático próximo à superfície (Embrapa Solos, 2013).
A análise integrada das características pedológicas e morfométricas da Bacia Hidrográfica do Ribeirão João Leite (BHRJL) revela uma relação intrínseca que molda seu comportamento hidrológico. A predominância de Latossolos Vermelhos e Vermelho-Amarelos, juntamente com Neossolos Quartzarênicos, conforme o mapa pedológico da bacia, é um fator determinante. Os Latossolos são solos altamente intemperizados e profundos, conhecidos por sua alta permeabilidade e friabilidade, o que favorece a infiltração da água no solo e, consequentemente, reduz o escoamento superficial (Embrapa Solos, 2013). Essa característica pedológica se alinha diretamente com a baixa densidade de drenagem observada de 0,84 km/km², que indica uma rede de drenagem esparsa e uma baixa propensão a cheias intensas, pois a água é absorvida de forma mais eficiente pelo solo em vez de formar múltiplos canais superficiais rapidamente (Pissara, 2004).

Em suma, a combinação da pedologia favorável à infiltração, dominada por Latossolos, com as características morfométricas de uma bacia alongada e com alta sinuosidade de seu curso principal, demonstra um comportamento hidrológico que minimiza o risco de cheias repentinas e de grande volume na BHRJL.

A declividade da bacia hidrográfica (figura 2b) é um fator intrínseco da sua morfometria, atuando diretamente no comportamento hidrológico da bacia. A BHRJL apresenta uma bacia cuja declividade predominante é a suave ondulada, seguida por áreas onduladas, planas e a presença da classe forte ondulada na região a montante da bacia, suas bordas e no trecho médio da bacia, próximo a jusante. Sua altitude varia entre 695 m e 1.161 m, configurando um relevo predominantemente suave que favorece o escoamento lento e a maior infiltração da água no solo. As áreas da bacia com os maiores valores de elevação estão na região da barragem de abastecimento do reservatório do João Leite, locais propícios para a construção de reservatórios.

3.3 Uso e ocupação do solo

O mapa de uso e ocupação do solo (figura 2c) ilustra as diferentes formas como a terra é utilizada e os tipos de cobertura vegetal existentes na região. Os principais tipos de uso e ocupação do solo observados são: Agricultura, Pastagem, Área Urbana, Vegetação, Rios e Lagos, e Outras. Visualmente, as categorias de Agricultura e Pastagem são as que possuem maior abrangência, indicando uma forte presença de atividades agropecuárias na bacia. A vegetação nativa também cobre uma parcela considerável da área, especialmente em porções mais preservadas. Rios e Lagos são visíveis, com um grande corpo d'água no sul da bacia, representando reservatórios ou áreas alagadas.

A rede de drenagem esparsa, a baixa propensão a cheias intensas e a alta sinuosidade do rio principal da BHRJL, podem estar diretamente justificadas pela análise do uso e ocupação do solo. A predominância de áreas de Agricultura e Pastagem, juntamente com a presença de vegetação nativa em porções consideráveis da bacia, favorece um comportamento hidrológico que minimiza a velocidade do escoamento superficial. A baixa densidade de drenagem observada sugere que a bacia possui uma menor quantidade de canais por unidade de área, resultando em um escoamento superficial mais lento e uma maior infiltração da água no solo. Este cenário é consistente com a teoria de que baixos valores de densidade de drenagem, associados a solos permeáveis como os Latossolos que predominam na bacia e geralmente apresentam boa drenagem interna, facilitam a infiltração e diminuem o escoamento superficial e o risco de erosão (Américo-Pinheiro, 2024). Além disso, a alta sinuosidade do rio principal é um indicador crucial que implica em um escoamento mais lento da água, pois a trajetória alongada aumenta o tempo de percurso até a foz, o que, por sua vez, contribui para atenuar picos de cheias e está alinhado com a baixa propensão a inundações da bacia.

Este comportamento contrasta com o de bacias sob intensa urbanização ou com solos expostos tendendo a apresentar meios morfodinâmicos fortemente instáveis, predominância da morfogênese, e problemas como impermeabilização e escoamento superficial acelerado, resultando em erosão e inundações mais frequentes (Américo-Pinheiro, 2024). No caso do BHRJL, a predominância de usos agropecuários e vegetação natural, em vez de extensas áreas urbanas, contribui para que as características morfométricas, como o formato alongado e a baixa densidade de drenagem, resultem em um maior tempo de concentração da água e uma resposta hidrológica mais lenta aos eventos de precipitação. Embora existam áreas agrícolas e de pastagem que podem apresentar riscos de erosão se as práticas de manejo não forem adequadas, a ausência de uma urbanização massiva e a manutenção de cobertura vegetal em boa parte da bacia, conforme ilustrado no mapa de uso e ocupação do solo, favorecem a infiltração e o escoamento distribuído ao longo do tempo, justificando os resultados morfométricos que indicam uma bacia com menor suscetibilidade a cheias rápidas e intensas.

Segundo Pissara (2004, p. 301), a infiltração da água das chuvas e o subsequente deflúvio influenciam de modo determinante a ação de escavamento do vale e a formação da rede de drenagem. Analisando o mapa de uso e ocupação do solo, percebe-se a predominância de áreas de Agricultura e Pastagem, juntamente com uma parcela considerável de vegetação nativa. Tais usos do solo, combinados com a predominância de Latossolos na BHRJL, que são solos conhecidos por apresentarem boa

drenagem interna e facilitarem a infiltração da água, minimizando o escoamento superficial, promovem um ambiente onde a infiltração é favorecida.

As características do relevo e do padrão de drenagem são reflexo dos processos morfogenéticos do terreno, e que locais onde a infiltração é mais dificultada resultam em maior escoamento superficial e, consequentemente, maior esculturação da rede hidrográfica. Inversamente, a prevalência de coberturas vegetais e solos permeáveis (como Latossolos), evidenciada no mapa de uso e ocupação do solo, sugere uma dinâmica de menor escoamento superficial e menor dissecação hídrica do terreno. Em ambientes onde o processo erosivo é menos intenso, o rio tem maior liberdade para desenvolver curvas e meandros extensos, caracterizando a alta sinuosidade (Pissara, 2004). Essa morfologia alongada e sinuosa da bacia contribui para um maior tempo de concentração da água e um escoamento mais distribuído ao longo do tempo, justificando a reduzida suscetibilidade a cheias rápidas e de grande volume na BHRJL, ao atenuar a resposta hidrológica da bacia aos eventos de precipitação.

3.4 Análise de Consistência dos Dados Pluviométricos

A partir dos dados das estações pluviométricas foi realizada uma análise da consistência e do desempenho dos métodos de imputação de precipitação utilizados neste estudo. A rede de correlação de Spearman ($\rho > 0.60$) (Figura 3) vincula as três estações de precipitação analisadas (01649004, 01649009 e 01649013). Apesar do maior valor de correlação estão mais distantes, com 50.83km entre as estações. Também foi verificada a possibilidade de a bacia apresentar similaridade topográfica, porém as estações estão presentes em locais oponentes, onde uma estação está localizada a montante da bacia e a outra a jusante. A estação 01649009 está presente na área que apresenta relevo suave ondulado e ondulado, enquanto a estação 01649013 em região com relevo predominante plano ondulado e ondulado.

Apesar de apresentar valores elevados, a menor correlação ocorreu entre 01649009 e 01649004 ($\rho \approx 0,84$ para o método KNN Analógico), com distância de 38 km entre elas.

As correlações foram calculadas por meio de dados imputados por distintos métodos, dessa forma, o painel comparativo (Figura 5) mostra valores elevados, variando entre 0.84 e 0,95, aproximadamente, indicando uma forte conexão monotônica nos padrões de precipitação. O maior elo observado foi entre as estações 01649013 e 01649004 ($\rho \approx 0,947$ para o método NIPALS), fazendo uma sugestão de alta semelhança nos regimes pluviométricos dessas estações.

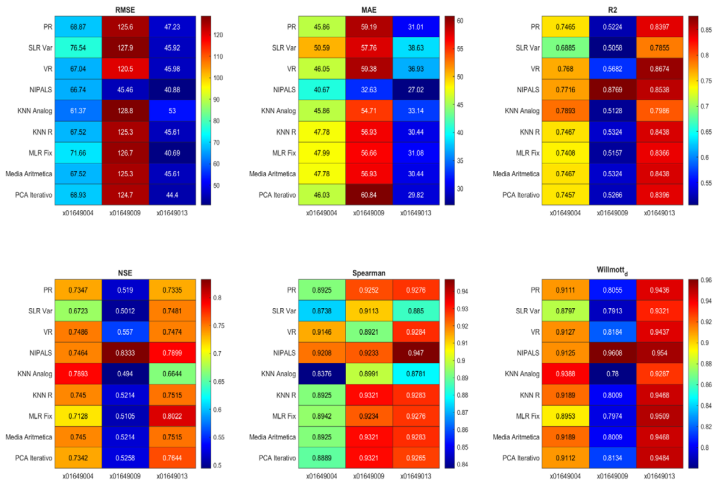


Figura 3: Painel Comparativo entre as Métricas Analisadas.

O RMSE e o MAE apresentaram padrões similares nas suas análises, com maiores erros presentes na estação 1649009 e menores na estação 01649013, apresentando uma melhor previsibilidade dos dados. Seguindo os parâmetros anteriores a estação 01649013 apresenta os melhores resultados entre as estações, indicando ser a que tem o melhor modelo ajustado, seguido pela estação 1649004.

Em estudos anteriores (Wangwongchai et al., 2023), apontaram que a investigação de correlação de Spearman permitiu apontar estações com padrões pluviométricos fortemente sincronizados, onde foram selecionadas quatro estações-alvo a partir de um conjunto maior. Da mesma forma, o presente trabalho trabalhou com poucas estações (três), que apesar do baixo número presente, os dados apresentaram alta conectividade e potencial para representar as condições da área.

Os valores de correlação (Figura 4) entre os dados imputados pelos diferentes métodos variam entre 0,84 a 0,95. Para melhor compreensão dessa análise gráficos de dispersão agregados (Figura 4) demonstram a relação entre valores previstos e observados para todos os modelos avaliados, considerando três postos agregados. Sattari et al. (2020) que estudou métodos baseados em árvores e kernels para preenchimento de dados de precipitação, utilizou gráficos para evidenciar a proximidade da linha de concordância, dessa forma, esse estudo apresentou o NIPALS mais próximo da linha de (45°), mostrando a precisão do modelo.

Diaz et al. (2021) fizeram a comparação pelo método de ponderação regional com estimativas do satélite TRMM na bacia do Rio Pajeú, em Pernambuco. Os gráficos de dispersão mostraram forte correlação, mostrando que os dados preenchidos pela ponderação regional seguem a tendência das estimativas satélites, validando os métodos, assim como nesse estudo.

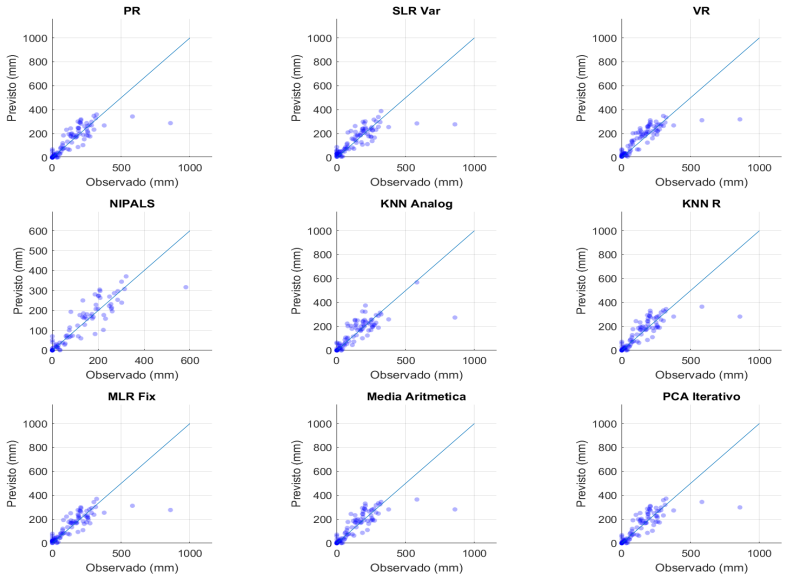


Figura 4: Observado versus previsto por método (todos os postos agregados).

O Diagrama de Taylor é uma ferramenta usada na hidrologia que consiste basicamente em um resumo de métricas estatísticas (HU et al., 2021) (Iacobellis et al.,2024). Nesse sentido, elaborou-se o Diagrama de Taylor para cada estação pluviométrica e um diagrama agregado, evidenciando que, para os dados selecionados na bacia do Ribeirão João Leite, o método que apresentou o melhor desempenho foi o NIPALS (Figura 5).

3.5 Integração dos Resultados

A caracterização morfométrica mostrou que a forma da bacia é alongada, com irregularidades em seu formato. O coeficiente de compacidade tem relação direta com a distribuição espacial da precipitação, influenciado diretamente na quantidade e distribuição das estações. Geralmente bacias mais alongadas requerem uma maior presença de estações pluviométricas, porém na BHRJL a densidade de drenagem é classificada como muito baixa, pois a quantidade de canais em relação à área total da bacia é considerada pequena.

Os resultados apresentaram bons valores de correlação entre as estações, um dos fatores que ajuda no resultado é a declividade da bacia, que se apresenta de forma predominante como suave ondulado, que permite uma melhor distribuição da chuva na área da bacia. Apenas na região próxima a estação 01649004 o relevo apresenta de forma mais intensa as classes plana, suave ondulado e ondulado.

Conclusão

A análise morfométrica da BHRJL revelou um conjunto de características que influenciam diretamente seu regime hidrológico. Os indicadores calculados sugerem que a bacia possui um formato alongado e uma rede de drenagem relativamente esparsa. Essa configuração, aliada à elevada sinuosidade do rio principal, aponta para um escoamento superficial mais lento e atenuado, com maior capacidade de armazenamento e menor propensão a cheias repentinas e intensas. Essas características morfológicas são reforçadas pela pedologia local, marcada pela predominância de Latossolos. Estes solos profundos e permeáveis favorecem a infiltração, reduzindo o escoamento superficial e alinhando-se à baixa densidade da rede de drenagem observada. Assim, a morfometria e a pedologia trabalham em conjunto para prolongar o tempo de concentração da água e mitigar a resposta hidrológica a eventos de precipitação.

Além da dinâmica hídrica intrínseca da bacia, o estudo também se debruçou sobre a qualidade dos dados pluviométricos, confirmando a alta consistência e forte correlação entre as séries históricas das estações. Na avaliação de métodos para o tratamento de falhas, foi identificado o método NIPALS (*Nonlinear Iterative Partial Least Squares*) como o mais adequado para o preenchimento de dados. Em suma, embora as características naturais da BHRJL, como sua morfologia e pedologia, minimizem o risco de inundações, a complexidade do canal e a constante ameaça da expansão urbana desordenada e da degradação da vegetação nativa exigem uma gestão cuidadosa e contínua. A validação da base de dados pluviométricos fortalece o suporte para futuras modelagens hidrológicas e para a tomada de decisões estratégicas de preservação da qualidade e quantidade da água, vitais para a segurança hídrica das cidades que dependem desse importante manancial.

Referências

AMÉRICO-PINHEIRO, J. H. P.; BENINI, S. M. (Org.). Bacias hidrográficas: fundamentos e aplicações. 1. ed. Tupã, SP: ANAP, 2018. [VERIFICAR: citar versão 2024 se existir obra diferente]

CHOW, V. Applied hydrology. [S. l.]: McGraw-Hill, 1971.

EMBRAPA SOLOS et al. Sistema brasileiro de classificação de solos. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos, v. 3, 2013.

FAGANDINI, C.; TODARO, V.; TANDA, M. G.; PEREIRA, J. L.; AZEVEDO, L.; ZANINI, A. Missing Rainfall Daily Data: A Comparison Among Gap-Filling Approaches. Mathematical Geosciences, v. 56, p. 191–217, 2024. DOI: 10.1007/s11004-023-10078-6.

HODSON, T. Root-mean-square error (RMSE) or mean absolute error (MAE): when to use them or not. Geoscientific Model Development, v. 15, n. 14, p. 5481–5489, 2022. DOI: 10.5194/gmd-15-5481-2022.

HU, Z. et al. Decompositions of Taylor diagram and DISO performance criteria. International Journal of Climatology, v. 41, p. 5726–5732, 2021. DOI: 10.1002/joc.7149.

IACOBELLIS, V. et al. A new diagram for performance evaluation of complex models. Stochastic Environmental Research and Risk Assessment, 2024. DOI: 10.1007/s00477-024-02678-3.

MAPBIOMAS. Coleção 7.0 de séries anuais da Cobertura e Uso do Solo de todo o Brasil, 2025. Disponível em: https://mapbiomas.org/colecoes-mapbiomas. Acesso em: [inserir data].

MATSUURA, K.; WILLMOTT, C. Advantages of the mean absolute error (MAE) over the root mean square error (RMSE) in assessing average model performance. Climate Research, v. 30, p. 79–82, 2005. DOI: 10.3354/CR030079.

OLIVEIRA, W. N.; FERREIRA, N. C. Avaliação multitemporal do uso e cobertura do solo da bacia hidrográfica do ribeirão João Leite utilizando imagens Landsat-5. Revista Brasileira de Ciências Ambientais, n. 38, p. 46-62, 2015.

PISSARA, T. C. T.; POLITANO, W.; FERRAUDO, A. S. Avaliação de características morfométricas na relação solo-superfície da Bacia Hidrográfica do Córrego Rico, Jaboticabal (SP). Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 28, p. 297-305, 2004.

ROMERO, V.; FORMIGA, K. T. M.; MARCUZZO, F. F. N. Estudo hidromorfológico de bacia hidrográfica urbana em Goiânia/GO. [S. l.], 2017.

SANTOS, E. H. M. dos. Comportamento hídrico na bacia hidrográfica do ribeirão João Leite, GO. [S. l.: s. n.], 2009.

SANTOS, E. H. M. dos; GRIEBELER, N. P.; OLIVEIRA, L. F. C. de. Relação entre uso do solo e comportamento hidrológico na Bacia Hidrográfica do Ribeirão João Leite. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 14, p. 826-834, 2010.

SATTARI, M. T. et al. Potential of kernel- and tree-based machine learning models to estimate missing precipitation data. Computational Fluid Mechanics Engineering Applications, v. 14, n. 1, p. 1078–1094, 2020. DOI: 10.1080/19942060.2020.1803971.

SOUZA, C. A. Mapeamento do uso do solo e ocupação e susceptibilidade erosiva na APA João Leite. [S. l.: s. n.], 2019.

SOUZA, C. F. de et al. Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do rio Ivaí-Paraná. Geoambiente On-Line, n. 29, 2017. [VERIFICAR: distinguir de Souza 2019]

SOULSBY, C. et al. A longer-term perspective on soil moisture, groundwater and stream flow response to the 2018 drought in an experimental catchment in the Scottish Highlands. Hydrological Processes, v. 35, n. 6, p. e14206, 2021.

VANZELA, L. S.; HERNANDEZ, F. B. T.; FRANCO, R. A. M. Influência do uso e ocupação do solo nos recursos hídricos do Córrego Três Barras, Marinópolis. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 14, n. 1, p. 55–64, 2010.

WANTHONG, U. et al. Utilizing digital elevation models and geographic information systems for hydrological analysis and fire prevention in Khuan Kreng peat swamp forest, Southern Thailand. International Journal of Electrical & Computer Engineering, v. 14, n. 5, 2024.

GESTÃO INTEGRADA DE RECURSOS HÍDRICOS E MONITORAMENTO DA POLUIÇÃO DIFUSA POR AGROTÓXICOS EM ÁGUAS SUPERFICIAIS: UMA ANÁLISE EM DOCUMENTOS OFICIAIS

1 Herick Rodrigues Barreto, 2 Solange Aparecida Goularte Dombroski
1Universidade Federal Rural do Semi-Árido (Ufersa), e-mail: herick.barreto@alunos.ufersa.edu.br; 2Universidade Federal Rural do Semi-Árido (Ufersa), e-mail: solangedombroski@ufersa.edu.br

Palavras-chave: Agricultura; Escoamento superficial; Plano de recursos hídricos.

Resumo

Este estudo teve como objetivo analisar a incorporação da temática do monitoramento da qualidade da água, com ênfase na poluição difusa por agrotóxicos, em planos de recursos hídricos no Brasil, abrangendo os níveis nacional, estadual e de bacias hidrográficas interfederativas. Trata-se de uma pesquisa documental, de abordagem quantitativa e caráter descritivo, baseada na análise de 42 documentos oficiais publicados entre 2004 e 2025. A metodologia envolveu busca por palavras-chave, triagem de trechos relevantes e avaliação segundo critérios estruturados relacionados ao monitoramento de agrotóxicos, suas consequências, origem da poluição, tipologia (difusa/pontual) e tipo de recursos hídricos afetados. Foram identificadas 1486 ocorrências de palavras-chave, das quais apenas 388 trechos (26,1%) foram considerados pertinentes após triagem, evidenciando baixa aderência temática. Os resultados indicaram predominância de abordagens genéricas, com ausência de informações específicas sobre monitoramento de agrotóxicos, sobretudo no tópico mais pertinente à temática, que apresentou 88,9% dos trechos com ausência de informação. Observou-se também elevada variabilidade entre os documentos, associada à falta de padronização estrutural e à ausência de diretrizes mais específicas quanto ao escopo dos planos. Conclui-se que há lacunas relevantes na incorporação do tema nos documentos analisados, o que pode comprometer o planejamento e a implementação de ações voltadas ao controle da poluição difusa por agrotóxicos. Recomenda-se o aprimoramento normativo e a definição de diretrizes mais claras para fortalecer a abordagem do tema nos planos de recursos hídricos.

Introdução

A poluição hídrica tem se configurado como uma crise global crescente, com implicações diretas para a saúde humana, o desenvolvimento econômico e a segurança alimentar, sendo a agricultura, em muitos países, a principal fonte desse problema (FAO, 2021, p. 21). Nesse contexto, o uso de fertilizantes e pesticidas, destaca-se como um dos principais fatores de poluição do ambiente aquático em áreas agrícolas (Cheng *et al.*, 2022, p. 4) e sua aplicação excessiva pode ser prejudicial à qualidade da água (Cheng *et al.*, 2022, p. 6).

Ainda segundo Cheng *et al.* (2022, p. 6), existe uma correlação negativa significativa entre atividades agropecuárias e a qualidade da água superficial, em comparação com usos do solo como florestas e áreas urbanas. A poluição não-pontual (ou difusa) agrícola é apontada por Hussain *et al.* (2025) como uma preocupação ambiental, sendo este tipo de poluição, influenciado por uma interação complexa de fatores que inclui o escoamento superficial de pesticidas.

Um estudo conduzido por Van Opstal *et al.* (2023, p. 9), que analisou a concentração de pesticidas em águas superficiais de um córrego, apontou que os pesticidas detectados estavam associados ao uso da terra, à época de aplicação dos pesticidas e à precipitação. Estes autores concluíram que é necessário propor medidas para a gestão integrada do escoamento superficial, incluindo a sistematização das terras agrícolas e a proteção dos cursos de água (Van Opstal et al., 2023, p. 9).

Quanto ao monitoramento de agrotóxicos, FAO (2021, p. 21) menciona uma preocupação relacionada a contaminantes químicos emergentes, incluindo pesticidas, fármacos veterinários e plásticos, que possuem baixa regulação ou monitoramento. Nacionalmente, em relação a rede de monitoramento das águas superficiais, Brasil (2022b, p. 140) afirma que embora esta rede seja extensa, ainda apresenta lacunas de dados em razão da falta de recursos econômicos e de equipes permanentes. Esse cenário de falta de recursos, em conjunto com a baixa regulação e monitoramento, pode revelar uma lacuna sobre a atual situação da poluição por agrotóxicos em águas superficiais no Brasil.

Sobre os documentos oficiais que discutem a temática de recursos hídricos, o plano de recursos hídricos (PRH) é um dos instrumentos de gestão de recursos hídricos definidos pela Política Nacional de Recursos Hídricos, instituída pela Lei nº 9.433/1997. Os PRH são definidos como “planos diretores que visam a fundamentar e orientar a implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e o gerenciamento dos recursos hídricos” (Brasil, 1997, art. 5º e 6º). Ainda segundo este autor, eles serão elaborados para três níveis espaciais: País, Estado e bacia hidrográfica (Brasil, 1997, art. 8º).

Nesse sentido, os planos de recursos hídricos devem ter as especificidades da bacia em consideração (em relação a aspectos hídricos, sociais, econômicos, políticos e ambientais) (ANA, 2022, p. 9). Dessa forma, o objetivo deste trabalho foi realizar uma análise documental a fim de identificar a incorporação de abordagem quanto ao monitoramento da qualidade da água e à poluição difusa por agrotóxicos nos planos de recursos hídricos, em nível nacional, estadual e de bacia hidrográfica interfederativa.

Material e Métodos

Tipo de pesquisa

Este estudo teve abordagem quantitativa, a nível de estudo descritivo, desenvolvida por meio de pesquisa documental em documentos oficiais. Na pesquisa documental, os documentos utilizados "[...] não passaram por tratamento analítico ou foram reelaborados para os objetivos da pesquisa" (Gil, 2016, p. 51) e, dentre os tipos "[...] citam-se documentos oficiais, publicações parlamentares, documentos jurídicos, fontes estatísticas e outros" (Marconi; Lakatos, 2021, p. 194-195).

Abrangência do estudo

Foram analisados 42 documentos oficiais brasileiros, publicados entre 2004 e 2025, divididos em três esferas de gestão de recursos hídricos (nacional, estadual e bacia hidrográfica interfederativa): três documentos referentes ao Plano Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), 27 planos estaduais de recursos hídricos e 12 planos de recursos hídricos de bacias hidrográficas interfederativas. Todos os documentos foram obtidos pelo endereço eletrônico dos seguintes órgãos: Secretaria Nacional de Segurança Hídrica, secretarias estaduais, comitês ou agências reguladoras responsáveis pela gestão de recursos hídricos estaduais, empresas de consultoria contratadas ou comitês de bacias hidrográficas interfederativas.

Critérios de seleção para cada um dos planos

Considerando a variabilidade nos modelos de documentos disponibilizados pelas unidades da federação e comitês de bacias hidrográficas interfederativas, para o caso de múltiplos arquivos disponibilizados dentro de um mesmo plano, adotou-se um critério de seleção pelo qual admitiu-se que o público-alvo destes documentos priorizem aqueles com possibilidade de pautar a tomada de decisão.

Assim, a prioridade para seleção de documento seguiu a ordem: documento gerencial; documento executivo; documento síntese; documento único (relatório final ou consolidado); compilação de documentos síntese de diferentes etapas do plano; compilação de documentos na integra de diferentes etapas do plano. O referido critério não foi adotado para o Plano Nacional de Recursos Hídricos. Para este, foram incluídos na análise, três documentos lançados como parte do PNRH 2022-2040: Relatório de Conjuntura 2021 (volume I); Plano de Ação (volume II); e Anexo Normativo (volume III).

O recorte temporal adotado para seleção dos documentos refere-se ao último documento publicado. O horizonte de implementação e vigência dos planos não foram avaliados.

Considerando a ausência de um documento unificado executivo, síntese, gerencial, final ou consolidado, fez-se junção de documentos para os seguintes estados: Ceará (junção dos documentos Diagnóstico; Formulação; e Planejamento), Rio Grande do Sul (junção dos Relatórios Síntese das Fases A, B e C) e Mato Grosso (junção dos documentos Apresentação; Diagnóstico; Prognóstico; Diretrizes, programas e projetos; Conclusões e recomendações). O estado do Rio de Janeiro teve o documento gerencial utilizado para análise. Os estados de Goiás, Acre, Amapá, Espírito Santo, Tocantins e as bacias do Rio Verde Grande, Rio Grande e Paranapanema tiveram o documento relatório final ou relatório consolidado analisado. Para os demais estados e bacias hidrográficas interfederativas, utilizou-se o documento executivo/síntese.

Coleta de dados

Para a coleta de dados, foram separadas três categorias principais de busca de palavras-chave: poluição difusa e pontual e termos relacionados; agrotóxico e termos relacionados; agrotóxico por tipo de ação e termos relacionados. A primeira categoria pesquisada buscou por "difus", "pontua", "escoamento", "carreamento" e "dispers". O segundo grupo de palavras, com base em Tooge (2019), buscou por "agrotóxico", "pesticida", "defensivo", "praguicida", "agroquímico", "fitossanitário" e "biocida". A última categoria incluiu, com fundamentação em União Europeia (20--), "bactericida", "herbicida", "fungicida", "inseticida", "acaricida", "nematicida", "moluscicida", "regulador de crescimento", "reguladores de crescimento", "repelente" e "rodenticida". O termo pesquisado buscou incluir palavras com ou sem diacríticos; singular e plural; feminino e masculino; e variações do radical da palavra.

A busca retornou trechos como, por exemplo, "fonte de poluição difusa", "fonte difusa", "carga difusa", "carga de origem difusa", "contribuição difusa", "fonte pontual", "fonte de poluição pontual", "carga pontual", "carga de origem pontual", "escoamento superficial", "substância carreada", "fonte dispersa", "agrotóxicos" e "herbicidas".

Triagem dos dados

A triagem dos dados foi realizada em quatro etapas: (a) identificação e tabulação de palavras-chave; (b) tabulação dos trechos contendo as palavras-chave; (c) exclusão de trechos a partir de critérios de exclusão e (d) análise e seleção de trechos de interesse.

(a) Etapa de identificação e tabulação de palavras-chave: foi realizada com o auxílio do programa de computador Adobe Acrobat Pro, versão 25.1.20813.0 (*continues release*, versão 64 bits), a partir da ferramenta "Pesquisa avançada". A ferramenta permite consultar uma palavra ou frase em um conjunto de múltiplos documentos *Portable Document Format* (PDF), simultaneamente. Os resultados da "Pesquisa Avançada" foram exportados, para cada uma das palavras, em um arquivo de armazenamento de dados tabulares, do tipo *Comma-Separated Values* (CSV), contendo informações como: nome do arquivo que retornou à ocorrência; página que a ocorrência está presente; e instância pesquisada (trecho do documento que a palavra ou frase está presente). Posteriormente, os dados obtidos por meio do Adobe Acrobat Pro foram tabulados em uma planilha eletrônica produzida no programa Microsoft Excel, versão 2604, quantificados e organizados por meio de filtros por nome do documento e número da página em ordem crescente da ocorrência da palavra-chave.

(b) Etapa de tabulação dos trechos contendo as palavras-chave: fez-se a transferência e tabulação manual, para a planilha eletrônica do Microsoft Excel, dos trechos contendo as palavras-chave identificadas na etapa anterior, em cada documento oficial.

Tabelas, quadros e gráficos pesquisáveis, que retornassem resultados pela metodologia apresentada, foram analisados e cada um foi contabilizado como um trecho (já que para os outros casos a unidade de análise foi o parágrafo).

(c) Etapa de exclusão de trechos a partir de critérios de exclusão: esta etapa ocorreu para trechos: (a) sem relação com temática "Agrotóxico, meio rural, poluição da água, poluição difusa e pontual, qualidade da água, monitoramento da qualidade da água, água superficial e subterrânea" (por exemplo, escoamento superficial, de base ou subsuperficial, quando relacionado a vazão de água, sem ligação com poluição); (b) idênticos; (c) com palavras-chave repetidas ou de mais de uma categoria no mesmo parágrafo (considerou-se apenas um trecho); (d) palavras-chave presentes em elementos pré-textuais (por exemplo, sumário) ou pós-textuais (por exemplo, referências bibliográficas).

(d) Seleção e análise de trechos de interesse: todos os trechos mantidos após a etapa (c) foram selecionados e analisados a partir dos cinco tópicos e respectivos critérios descritos no Quadro 1, os quais foram definidos com base em literatura técnico-científica sobre o tema.

Extração de informações

A extração de informações se referiu à informação admitida como de maior representatividade para esta pesquisa, por documento oficial. Assim, para extração das informações dos trechos selecionados (a partir da triagem) dos documentos oficiais, foi realizada uma análise em duas etapas: (a) inicialmente, para cada trecho selecionado por documento oficial, atribuiu-se um valor dentre os valores respectivos a cada um dos critérios especificados no Quadro 1; (b) em seguida, para cada documento oficial, identificou-se o trecho mais relevante para o tópico 1, já que este foi admitido com maior representatividade para esta pesquisa. Ainda para o tópico 1, em caso de empate entre um ou mais trechos, procedeu-se com a análise do tópico 2 e assim sucessivamente até o tópico 5.

Tópicos	Critérios utilizados para a análise		Análise realizada
Tópico 1: Monitoramento de agrotóxico ou termos relacionados e/ou agrotóxico por tipo de ação ou termos relacionados e proposições	0	Não menciona monitoramento de agrotóxico	Ausência da informação
	1	Menciona a relevância do monitoramento de agrotóxicos, mas indica ausência de dados, ações ou execução	Informação parcial, mas genérica
	2	Menciona resultados ou dados de monitoramento de agrotóxicos	Informação parcial e satisfatória
	3	Menciona ações, políticas, indicadores ou programas de monitoramento de agrotóxico	Informação específica e satisfatória
Tópico 2: Agrotóxico ou termos relacionados e/ou agrotóxico por tipo de ação ou termos relacionados e consequências	0	Não menciona agrotóxico	Ausência da informação
	1	Menciona substância relacionada a agricultura, pecuária ou meio rural (por exemplo, insumos agrícolas, substâncias orgânicas/inorgânicas), sem relacionar com agrotóxicos	Informação parcial, mas genérica
	2	Menciona agrotóxico	Informação parcial e satisfatória
	3	Menciona possíveis problemáticas decorrentes do uso de agrotóxico e/ou contextualiza possíveis consequências ambientais (por exemplo, bioacumulação, deposição em corpos hídricos, influência na qualidade da água)	Informação específica e satisfatória
Tópico 3: Origem (rural, urbana, industrial) da poluição	0	Não menciona a origem da poluição	Ausência da informação
	1	Menciona origem da poluição, mas sem relacionar com agricultura ou agrotóxicos	Informação parcial, mas não alvo
	2	Menciona poluição relacionada a agricultura, pecuária ou meio rural, sem relacionar com agrotóxicos	Informação parcial, mas genérica
	3	Menciona a relação da poluição à presença ou uso de agrotóxico ou termos relacionados e/ou agrotóxico por tipo de ação ou termos relacionados	Informação específica e satisfatória
Tópico 4: Avaliação do tipo de poluição (difusa e/ou pontual)	0	Não menciona o tipo de poluição	Ausência da informação
	1	Menciona apenas poluição oriunda de fonte pontual	Informação parcial, mas não alvo
	2	Menciona apenas poluição oriunda de fonte difusa	Informação parcial e satisfatória
	3	Menciona os dois tipos de poluição ou trata ambos de forma integrada	Informação específica e satisfatória
Tópico 5: Água superficial e/ou subterrânea	0	Não menciona água superficial e/ou subterrânea	Ausência da informação
	1	Menciona que a poluição afeta água subterrânea	Informação parcial, mas não alvo
	2	Menciona que a poluição afeta água superficial	Informação parcial e satisfatória
	3	Menciona que a poluição afeta o corpo hídrico superficial e subterrâneo	Informação específica e satisfatória

Quadro 01: Tópicos e critérios utilizados para a análise dos trechos dos documentos oficiais e extração de informações quanto ao tema de monitoramento da qualidade da água com ênfase na poluição por agrotóxicos, no âmbito da agricultura, em recursos hídricos superficiais, associada a fontes de poluição difusas
Fonte: autoria própria (2026).

Resultados e Discussão

Avaliação da ocorrência de palavras-chave

Os resultados obtidos a partir da fase de triagem dos dados estão dispostos na Tabela 01. O total de ocorrências de palavras-chave nos 42 documentos oficiais, para as três categorias analisadas, foi de 1486. Observa-se que a categoria que mais resultou ocorrências foi "Poluição difusa e pontual e termos relacionados" com 1232, seguida por "Agrotóxico e termos relacionados" (222) e "Agrotóxico por tipo de ação e termos relacionados" (32). A primeira categoria retornou resultados para todos os planos, enquanto a segunda e terceira para 73,8% e 14,3% dos planos, respectivamente. Tais observações podem indicar que a abordagem, pelos planos, relativa à poluição (difusa e/ou pontual) por agrotóxicos foi pouco específica (com a possibilidade de terem sido englobadas em categorias mais amplas), a poluição e/ou monitoramento de agrotóxicos era irrelevante para o contexto do plano, dentre outros fatores.

Abrangência dos documentos	Título do documento oficial		Características gerais dos documentos oficiais		Ocorrências absolutas das palavras-chave para as três categorias analisadas			Quantidade de trechos selecionados e analisados nos documentos
			Ano de publicação	Páginas do documento (considerando o arquivo PDF)	Poluição difusa e pontual e termos relacionados	Agrotóxico e termos relacionados	Agrotóxico por tipo de ação e termos relacionados	
Brasil	Plano Nacional de Recursos Hídricos 2022-2040	Relatório de Conjuntura 2021 (volume I)	2022	147	16	0	0	6
		Anexo Normativo (volume III)	2022	22	2	0	0	0
		Plano de Ação (volume II)	2022	108	30	0	0	4
Planos estaduais de recursos hídricos	Plano de Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos do Distrito Federal		2012	98	16	3	0	9
	Plano Estadual de Recursos Hídricos Ceará		2005	888	150	36	0	28
	Plano Estadual de Recursos Hídricos da Bahia		2004	120	18	3	0	3
	Plano Estadual de Recursos Hídricos da Paraíba		2022	232	18	12	0	8
	Plano Estadual de Recursos Hídricos de Goiás		2015	290	35	9	3	12
	Plano Estadual de Recursos Hídricos de Mato Grosso		2009	184	88	23	3	55
	Plano Estadual de Recursos Hídricos de Minas Gerais		2011	460	58	14	12	20
	Plano Estadual de Recursos Hídricos de Pernambuco		2022	112	4	1	0	1
	Plano Estruturante do Sistema de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de Roraima		2007	191	19	0	0	5
	Plano Estadual de Recursos Hídricos de Santa Catarina		2018	66	26	7	0	4
	Plano Estadual de Recursos Hídricos de São Paulo		2024	55	15	1	0	7
	Plano Estadual de Recursos Hídricos de Sergipe		2010	68	17	0	0	0
	Plano Estadual de Recursos Hídricos do Acre		2012	123	34	2	0	4
	Plano Estadual de Recursos Hídricos do Amapá		2025	1026	136	11	1	28
	Plano Estadual de Recursos Hídricos do Amazonas		2020	108	5	0	0	0
	Plano Estadual de Recursos Hídricos do Espírito Santo		2018	231	26	2	0	11
	Plano Estadual de Recursos Hídricos do Estado de Alagoas		2010	343	8	7	0	5
	Plano Estadual de Recursos Hídricos do Estado de Rondônia		2024	83	4	3	0	2
	Plano Estadual de Recursos Hídricos do Mato Grosso do Sul		2010	116	46	11	3	17
	Plano Estadual de Recursos Hídricos do Pará		2021	83	14	0	0	4
	Plano Estadual de Recursos Hídricos do Paraná		2010	57	14	7	0	2
	Plano Estadual de Recursos Hídricos do Piauí		2024	54	21	1	0	2
	Plano Estadual de Recursos Hídricos do Rio de Janeiro		2014	70	1	3	0	2
	Plano Estadual de Recursos Hídricos do Rio Grande do Norte		2022	70	5	0	0	0
	Plano Estadual de Recursos Hídricos do Rio Grande do Sul		2014	1047	65	10	0	10
	Plano Estadual de Recursos Hídricos do Tocantins		2011	211	10	2	10	2
	Plano Estadual de Recursos Hídricos Maranhão		2020	114	5	24	0	13
Planos de recursos hídricos de bacias hidrográficas interfederativas	Plano das Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí (PCJ)		2020	131	40	0	0	10
	Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Verde Grande		2016	138	18	1	0	9
	Plano de Recursos Hídricos da Região Hidrográfica do Paraguai		2018	96	35	5	0	16
	Plano de Recursos Hídricos das Bacias dos Rios Piancó-Piranhas-Açu		2018	170	35	1	0	2
	Plano de Recursos Hídricos e do Enquadramento dos Corpos Hídricos Superficiais da Bacia do Rio Paranaíba		2013	79	18	0	0	9
	Plano Decenal de Recursos Hídricos da Bacia do Rio São Francisco		2016	327	20	6	0	9
	Plano Estratégico de Recursos Hídricos da Bacia Amazônica: Afluentes da Margem Direita		2012	146	33	3	0	5
	Plano Estratégico de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica dos Rios Tocantins-Araguaia		2009	258	16	2	0	3
	Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Grande		2017	310	26	1	0	13
	Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Doce		2023	71	24	0	0	15
	Plano Integrado de Recursos Hídricos da Unidade de Gestão dos Recursos Hídricos Paranapanema		2016	354	56	10	0	31
	Plano Integrado de Recursos Hídricos do Paraíba do Sul		2021	95	5	1	0	2
Total				**8952**	**1232**	**222**	**32**	**388**
						1486		

Tabela 01: Resumo dos resultados obtidos quanto às características gerais dos documentos oficiais, ocorrência de palavras-chave buscadas e à quantidade de trechos selecionados e analisados
Fonte: autoria própria (2026)

A frequência de palavras-chave associadas à poluição (pontual e/ou difusa) e agrotóxicos variou entre os documentos, possivelmente indicando diferentes níveis de priorização quanto à temática estudada. Contudo, a comparação direta dos valores absolutos de ocorrências das palavras-chave entre planos é limitada em função da diversidade estrutural dos documentos, tanto entre diferentes esferas de gestão (que possuem propósitos distintos de atuação espacial), quanto em relação a uma mesma esfera.

Ainda sobre estrutura dos documentos, dentre as diversidades observadas, citam-se: enquanto alguns estados, como o Acre, apresentam o Plano Estadual de Recursos Hídricos em um documento único (Acre, 2012), outros disponibilizam mais de um documento. No caso do Piauí, a Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEMARH) do Governo do Piauí organizou o plano como um conjunto de produtos com propósitos distintos, mas com nomes semelhantes, o que pode dificultar a distinção entre os documentos: Plano de Trabalho e Metodologia, Síntese Executiva, Relatório Síntese, Relatório Executivo, Relatório Técnico Final, além de relatórios técnicos e parciais (Piauí ([202-])). Adicionalmente, a extensão dos documentos analisados apresentou ampla variação, entre 22 e 1047 páginas (considerando a paginação dos arquivos em formato PDF), o que pode ter influenciado a probabilidade de ocorrência de palavras-chave.

Avaliação da quantidade de trechos selecionados

Embora o número de ocorrências de palavras-chave tenha sido superior a 1400 (1486 ocorrências nos 42 documentos), somente 388 trechos (26,1% do total inicial) foram efetivamente selecionados após a aplicação do processo de triagem. Esses trechos tiveram informações extraídas a partir dos critérios de interesse estabelecidos no Quadro 1. Esse resultado evidenciou que a presença de palavras-chave relacionadas as três categorias de interesse (poluição difusa e pontual, agrotóxicos e agrotóxicos por tipo de ação) não implicou, necessariamente, na presença de abordagem do tema estudado neste artigo. Em certos casos, observou-se que os termos apareceram de forma não relacionada à temática, tendo sido inseridos em contextos diferentes ou sem relevância semântica.

Observou-se também que a quantidade de trechos variou entre documentos. Por exemplo, pelos critérios assumidos no presente trabalho (apresentados na etapa de triagem), nenhum trecho foi selecionado para o Plano Nacional de Recursos Hídricos 2022-2040 – Anexo Normativo (Brasil, 2022c) e os planos estaduais de Sergipe (Sergipe, 2010), Amazonas (Amazonas, 2020) e Rio Grande do Norte (Natal, 2022). Os referidos quatro documentos (Brasil, 2022c, Sergipe, 2010, Amazonas, 2020, Natal, 2022) representaram 9,5% do total de 42 documentos e nestes foram identificadas palavras-chave relacionadas ao tema, muito embora, a análise não permitiu a seleção de trechos. O maior número de trechos selecionados, em ordem decrescente, foi observado para o estado de Mato Grosso (55 trechos: Mato Grosso, 2009), a bacia hidrográfica Paranapanema (31 trechos: ANA, 2016) e os estados Ceará (Ceará, 2005abc) e Amapá (Amapá, 2025) (cada um com 28 trechos). Cabe ressaltar que, pelo critério de busca a partir das palavras-chave, todos os documentos retornaram alguma ocorrência, mas isso não foi fator determinante para retornarem trechos, considerando a metodologia de triagem adotada.

Resultados obtidos quanto aos critérios utilizados para análise dos trechos

A partir da pontuação atribuída (conforme critérios estabelecidos no Quadro 1) para cada trecho selecionado nos documentos analisados, a soma dos valores absolutos resultou (porcentagens representam a razão entre o número de ocorrências da pontuação e o total de trechos (388 trechos)) em:

- Para o tópico 1: critério “0” = 345 (88,9%), critério “1” = 11 (2,8%), critério “2” = 4 (1,0%) e critério “3” = 28 (7,2%);
- Para o tópico 2: critério “0” = 214 (55,2%), critério “1” = 24 (6,2%), critério “2” = 96 (24,7%) e critério “3” = 54 (13,9%);
- Para o tópico 3: critério “0” = 141 (36,3%), critério “1” = 42 (10,8%), critério “2” = 91 (23,5%) e critério “3” = 114 (29,4%);
- Para o tópico 4: critério “0” = 138 (35,6%), critério “1” = 31 (8,0%), critério “2” = 161 (41,5%) e critério “3” = 58 (14,9%) e;
- Para o tópico 5: critério “0” = 206 (53,1%), critério “1” = 18 (4,6%), critério “2” = 98 (25,3%) e critério “3” = 66 (17,0%). Nota-se que o tópico 1 apresentou a maior quantidade de atribuição de valor “0” (345 dos 388 trechos (88,9%)), indicando que os trechos selecionados não abordaram de modo específico e satisfatório o tópico “Monitoramento de agrotóxico ou termos relacionados e/ou agrotóxico por tipo de ação ou termos relacionados e proposições”. Ainda neste sentido, para os outros tópicos a porcentagem de trechos com pontuação 0 continuou acima de 35%.

Como já mencionado na metodologia, a análise realizada possibilitou a identificação da informação com maior representatividade para esta pesquisa, por documento oficial analisado, conforme apresentado na Figura 01.

A análise realizada resultou na identificação de 51 trechos (dentre os 388) caracterizados como mais representativos para os 38 documentos oficiais que possuíam trechos a serem analisados. Tal quantidade identificada (51 trechos) superior à quantidade de documentos oficiais (38 com trechos para análises) justifica-se por conta que a análise de alguns trechos resultou em empate nas pontuações atribuídas para os critérios. A título de elucidação, foram dois trechos para cada um dos seguintes documentos relativos: ao Plano nacional de recursos hídricos: relatório pleno (Brasil, 2022a), aos estados de Goiás (Goiás, 2015), Santa Catarina (Santa Catarina, 2018), Rondônia (Rondônia, 2024) e Rio Grande do Sul (Rio Grande do Sul, 2007, 2011, 2013), além da bacia hidrográfica de Paranapanema (ANA, 2016); três trechos para o Ceará (Ceará, 2005abc) e a Bacia Amazônica Afluentes da Margem Direita (ANA, 2012); e quatro trechos para a Paraíba (Paraíba, 2022).

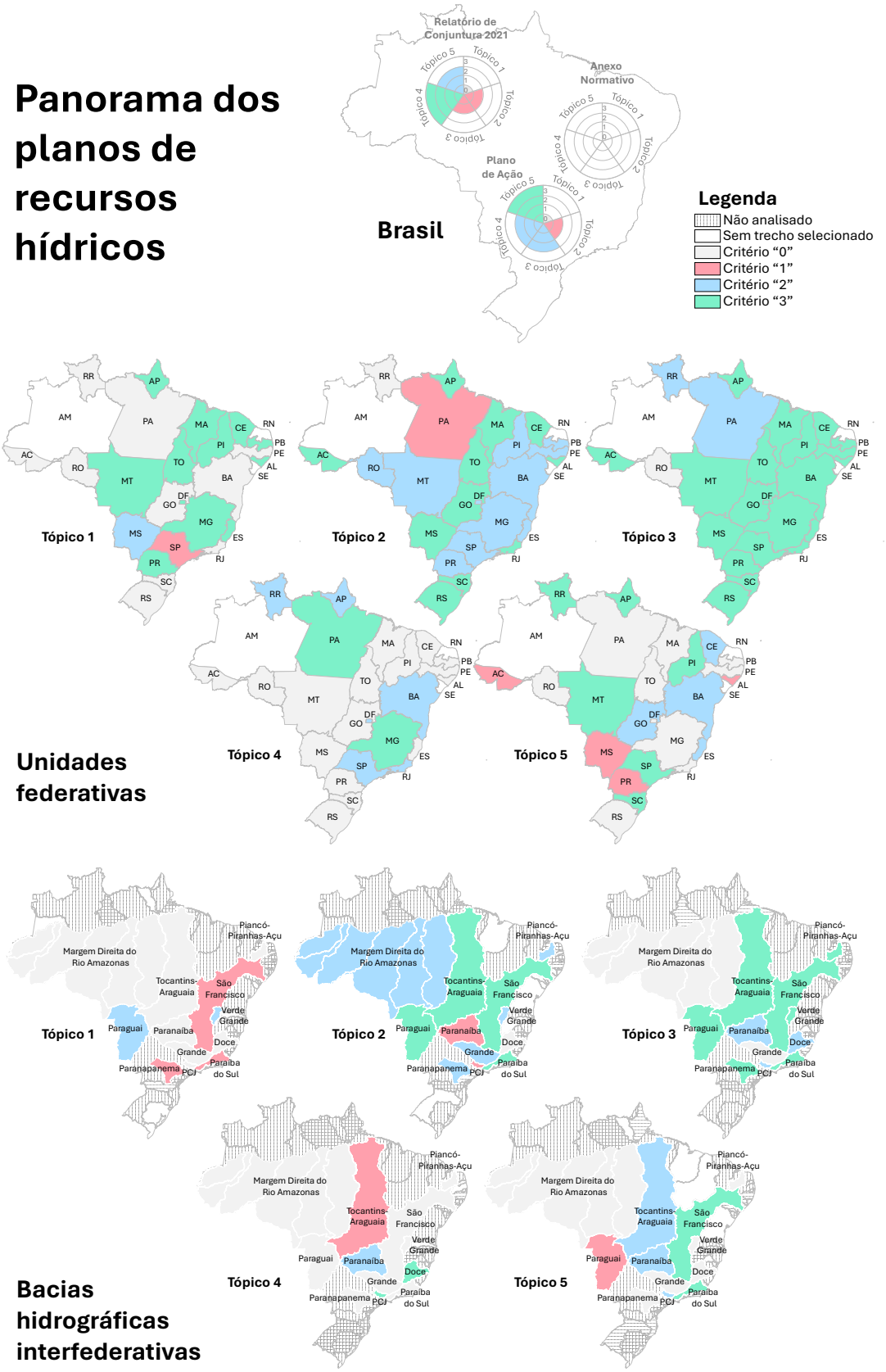


Figura 01: Resultados observados em planos de recursos hídricos quanto à existência de abordagem relacionada a monitoramento da qualidade da água com ênfase na poluição por agrotóxicos, no âmbito da agricultura, em recursos hídricos superficiais, associada a fontes de poluição difusas, para o Brasil, unidades federativas e bacias hidrográficas interfederativas
Nota: descrições respectivas aos tópicos 1 a 5 e aos critérios 0 a 3 estão especificadas no Quadro 1
Fonte: autoria própria (2026).

O estado do Amapá apresentou um trecho com os maiores valores para os tópicos de 1 a 5 (3, 3, 3, 2, 3, respectivamente) dentre os 388 trechos analisados, sendo esse disposto a seguir:

> O setor agropecuário exerce forte pressão sobre os recursos hídricos do Amapá, tanto pelo consumo de água para irrigação e dessedentação animal quanto pelo potencial de contaminação difusa por fertilizantes, agrotóxicos e resíduos orgânicos. O PERH/AP identificou áreas com intensificação das práticas agrícolas e pecuárias sem controle de uso da água ou práticas conservacionistas adequadas, o que acarreta risco de degradação dos corpos hídricos. Entre as ações propostas no plano estão a fiscalização de atividades poluidoras no meio rural, o incentivo à adoção de boas práticas agrícolas, a proteção de nascentes e a capacitação técnica de produtores e técnicos da extensão rural (Amapá; PROFILL Engenharia e Ambiente S.A, 2025, p. 955).

A abordagem presente no plano de recursos hídricos do Amapá reconhece que o setor agropecuário pode influenciar os recursos. Aborda o potencial de contaminação difusa por agrotóxicos e propõe ações de "fiscalização de atividades poluidoras no meio rural" (Amapá; PROFILL Engenharia e Ambiente S.A, 2025, p. 955), o que pode estar relacionado ao monitoramento de poluentes advindos do meio rural. Dessa forma, o trecho em questão abordou de forma satisfatória a maior parte dos critérios estudados, com exceção da menção de poluição difusa e pontual, que compreendeu apenas contaminação (poluição) difusa.

A variabilidade observada nos documentos oficiais analisados pode ser pela ausência de uma diretriz mais específica quanto à delimitação da abrangência de cada plano. De acordo com ANA (2022, p. 18), "[...] existe uma lacuna nos normativos existentes quanto a definição e delimitação do escopo de cada recorte espacial de planos de recursos hídricos", já que a Lei 9.433/97 e a Resolução CNRH 145/2012 (esta específica para bacias hidrográficas) limitam-se a definição de um conteúdo mínimo, mudanças nesse sentido visam regulamentar o objetivo e conteúdo mínimo dos planos estaduais e nacional.

Tal indefinição pode comprometer medidas de planejamento e enfretamento de problemáticas como a poluição difusa por agrotóxicos. ANA (2022, p. 77) indica ainda que é fundamental que o plano de recursos hídricos "[...] traga diretrizes e ações que provoquem consequência regulatória nos atores do SINGREH" (Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos). Com relação ao escopo dos planos de bacia interfederativas, ainda de acordo ANA (2022, p. 87), reconhece-se a relação entre os planos de recursos hídricos para diferentes níveis espaciais (nacional, estaduais e de bacias), os quais requerem escopos mais bem definidos, diminuindo redundâncias entre eles e tornando-os complementares quanto à atuação e responsabilidade.

Diretrizes mais específicas podem contribuir para uma maior uniformidade na abordagem da problemática, criando medidas comuns, compartilhadas e específicas para áreas críticas sobre monitoramento e controle de fontes difusas de poluição.

Considerações Finais

O presente trabalho identificou presença de "informação específica e satisfatória" relacionada a monitoramento de agrotóxico em corpos hídricos superficiais para 11 estados (Ceará, Paraíba, Mato Grosso, Minas Gerais, Amapá, Espírito Santo, Alagoas, Paraná, Piauí, Tocantis e Maranhão) além do Distrito Federal.

Mais estudos precisam ser realizados para avaliar como documentos oficiais tratam a temática do monitoramento da qualidade da água com ênfase na poluição por agrotóxicos, em recursos hídricos superficiais, associada a fontes de poluição difusa no âmbito da agricultura. Dentre as possibilidades de ampliação de estudos, sugere-se estudo mais aprofundado relativo à identificação, nos planos de recursos hídricos de: ações previstas de monitoramento de poluição difusa por agrotóxicos e de indicadores para acompanhamento do deste monitoramento.

Agradecimentos

Agradecimento ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo vínculo ao Programa Institucional de Bolsas de Iniciação Científica (PIBIC/CNPq), nos termos do Edital PROPPG 25/2025 – Programa de Iniciação Científica – Ufersa.

Referências Bibliográficas

ACRE. Secretaria de Estado de Meio Ambiente (SEMA). **Plano estadual de recursos hídricos do Acre**. 1. ed. Rio Branco: SEMA, 2012. 243 p. Disponível em: https://sema.ac.gov.br/wp-content/uploads/2023/05/PLERH_interativo_final.pdf. Acesso em: 27 set. 2025.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Plano estratégico de recursos hídricos da Bacia Amazônica**: Afluentes da Margem Direita. Resumo executivo. [Brasília]: ANA, 2012. Disponível em: https://biblioteca.ana.gov.br/sophia_web/Busca/Download?codigoArquivo=21665. Acesso em: 27 set. 2025.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Plano integrado de recursos hídricos da unidade de gestão dos recursos hídricos Paranapanema**: relatório final. [Brasilia]: ANA, 2016. Disponível em: https://www.paranapanema.org/wp-content/uploads/2025/02/Pirh-Paranapanema.pdf. Acesso em: 27 set. 2025.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (Brasil). **Planos de recursos hídricos**. Brasília: ANA, 2022. 89 p. Disponível em: https://www.snirh.gov.br/portal/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/ana_encarte_planos_conjuntura2020.pdf. Acesso em: 2 maio 2026.

AMAPÁ. Secretaria de Estado do Meio Ambiente; PROFILL ENGENHARIA E AMBIENTE S.A. **Plano Estadual de Recursos Hídricos do Estado do Amapá**: Documento consolidado. Macapá: SEMA; PROFILL, 2025. Disponível em: https://sigdoc.ap.gov.br/public/arquivo/98c90abb-87b4-496b-ad7d-2b9b0c86602c. Acesso em: 2 maio 2026.

AMAZONAS. Secretaria do Meio Ambiente (SEMA). **Plano estadual de recursos hídricos do Estado do Amazonas**: resumo executivo. Manaus: SEMA, 2020. Disponível em: https://pdfhost.io/v/UqxW5kzoW_PLANO_EST_DE_RECURSOS_HDRICOS_DO_AM__170820indd.pdf. Acesso em: 27 set. 2025.

BRASIL. **Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997**. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos e dá outras providências. Brasília: Presidência da República, 1997. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9433.htm. Acesso em: 2 maio 2026.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional (MDR). **Plano nacional de recursos hídricos 2022-2040**. Anexo normativo. Brasília, DF: MDR, 2022. v. 3 (Brasil, 2022c). Disponível em: https://www.gov.br/mdr/pt-br/assuntos/seguranca-hidrica/plano-nacional-de-recursos-hidricos-1/anexo_pnrh.pdf. Acesso em: 2 maio 2026.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional (MDR). **Plano nacional de recursos hídricos 2022-2040**. Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2021: relatório pleno. Brasília, DF: MDR, 2022. v. 1 (Brasil, 2022a). Disponível em: https://www.snirh.gov.br/portal/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/conjuntura_2021_pdf_final_revdirec.pdf . Acesso em: 2 maio 2026.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional (MDR). **Plano nacional de recursos hídricos 2022-2040**. plano de ação: estratégia para a implementação do PNRH 2022-2040. Brasília, DF: MDR, 2022. v. 2 (Brasil, 2022b). Disponível em: https://www.gov.br/mdr/pt-br/assuntos/seguranca-hidrica/plano-nacional-de-recursos-hidricos-1/pnrh_2022_para_baixar_e_imprimir.pdf . Acesso em: 2 maio 2026.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH). **Resolução CNRH nº 145, de 12 de dezembro de 2012**. Estabelece diretrizes para a elaboração de Planos de Recursos Hídricos de Bacias Hidrográficas e dá outras providências. [Brasília]: CNRH, 2012. Disponível em: http://www.ceivap.org.br/ligislacao/Resolucoes-CNRH/Resolucao-CNRH%20145.pdf. Acesso em: 2 maio 2026.

CEARÁ. Secretaria dos Recursos Hídricos (SRH). **Plano estadual de recursos hídricos do estado do Ceará**: diagnóstico. Fortaleza: SRH, 2005. v. 1. (Ceará, 2005a). Disponível em: https://www.srh.ce.gov.br/planerh/. Acesso em: 27 set. 2025.

CEARÁ. Secretaria dos Recursos Hídricos (SRH). **Plano estadual de recursos hídricos do estado do Ceará**: formulação. Fortaleza: SRH, 2005. v. 2. (Ceará, 2005b). Disponível em: https://www.srh.ce.gov.br/planerh/. Acesso em: 27 set. 2025.

CEARÁ. Secretaria dos Recursos Hídricos (SRH). **Plano estadual de recursos hídricos do estado do Ceará**: planejamento. Fortaleza: SRH, 2005. v. 3. (Ceará, 2005c). Disponível em: https://www.srh.ce.gov.br/planerh/. Acesso em: 27 set. 2025.

CHENG, C.; ZHANG, F.; SHI, J.; KUNG, H. T. What is the relationship between land use and surface water quality? A review and prospects from remote sensing perspective. **Springer Science and Business Media Deutschland GmbH**, [s. l.], v. 29, n. 38, p. 56887–56907, 2022. DOI: https://doi.org/10.1007/s11356-022-21348-x. Disponível em: https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-022-21348-x. Acesso em: 2 maio 2026.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO). **The state of the world's land and water resources for food and agriculture**: Systems at breaking point. Synthesis report. Roma: FAO, 2021. DOI: https://doi.org/10.4060/cb7654en. Disponível em: https://openknowledge.fao.org/bitstreams/ecb51a59-ac4d-407a-80de-c7d6c3e15fcc/download. Acesso em: 2 maio 2026.

GIL, A. C. Métodos e técnicas de pesquisa social. 6. ed. São Paulo, SP: Atlas, 2016.

HUSSAIN, F.; AHMED, S.; ZAIGHAM, S. M.; NAQVI, A.; AWAIS, M.; ZHANG, Y.; ZHANG, H.; RAGHAVAN, V.; ZANG, Y.; ZHAO, G.; HU, J. Agricultural Non-Point Source Pollution: Comprehensive Analysis of Sources and Assessment Methods. Agriculture, [*N.p.*], 15, 531, 2025. DOI: https://doi.org/10.3390/agriculture. Disponível em: https://www.mdpi.com/2077-0472/15/5/531. Acesso em: 3 maio 2026.

MARCONI, M. A.; LAKATOS, E. M. Fundamentos de metodologia científica. 9. ed. São Paulo: Atlas, 2021. 354 p.
MATO GROSSO. Secretaria de Estado de Meio Ambiente (SEMA). **Plano estadual de recursos hídricos**. Cuiabá: KCM

Editora, 2009. Disponível em: http://www.sema.mt.gov.br/site/index.php/unidades-administrativas/recursos-hidricos/category/401-plano-estadual-de-recursos-h%C3%Addricos. Acesso em: 27 set. 2025.

PARAÍBA. Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba (AESA). **Plano estadual de recursos hídricos da Paraíba**: relatório executivo. João Pessoa: AESA, 2022. Disponível em: https://www.aesa.pb.gov.br/assets/uploads/2024/10/Relatorio-Executivo-Final-do-PERH.pdf. Acesso em: 27 set. 2025.

PIAUÍ. Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEMARH). **Plano Estadual de Recursos Hídricos**. [Teresina]: SEMARH, [202-]. Disponível em: https://www.semarh.pi.gov.br/recursos-hidricos/plano-estadual. Acesso em: 2 maio 2026.

RIO GRANDE DO NORTE. Secretaria do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos (SEMARH). **Plano estadual de recursos hídricos do Rio grande do Norte**: resumo executivo. Natal: SEMARH, 2022. Disponível em: https://cloud.cotic.rn.gov.br/index.php/s/nSgktZBiHZTNMKH/download?path=%2FPlano%20Estadual%20de%20Recursos%20H%C3%ADdricos&files=19%20PERH%20RN%20Resumi%20Executivo%20Encarte.pdf&downloadStartSecret=wxg18deycbs. Acesso em: 27 set. 2025.

RIO GRANDE DO SUL. Secretaria Estadual do Meio Ambiente (SEMA). **Plano estadual de recursos hídricos do Rio Grande do Sul**: relatório síntese da fase A. [Porto Alegre]: SEMA, 2007. Disponível em: https://rsgovbr-my.sharepoint.com/:b:/g/personal/raiza-schuster_sema_rs_gov_br/Eap4qqpazMBLk3tEd9T7qkgBy2nXE1wGXHAQ5W2R5cHczA?e=ldSo5u. Acesso em: 27 set. 2025.

RIO GRANDE DO SUL. Secretaria Estadual do Meio Ambiente (SEMA). **Plano estadual de recursos hídricos do Rio Grande do Sul**: relatório síntese da fase B. [Porto Alegre]: SEMA, 2011. Disponível em: https://rsgovbr-my.sharepoint.com/:b:/g/personal/raiza-schuster_sema_rs_gov_br/EXlCtdAN441FsMt11iL_25kBfeXgtMbNBhctV6cehxbtkA?e=OoMNZ1. Acesso em: 27 set. 2025.

RIO GRANDE DO SUL. Secretaria Estadual do Meio Ambiente (SEMA). **Plano estadual de recursos hídricos do Rio Grande do Sul**: relatório síntese da fase C. [Porto Alegre]: SEMA, 2013. Disponível em: https://rsgovbr-my.sharepoint.com/:b:/g/personal/raiza-schuster_sema_rs_gov_br/Eeshxj4FI1ZMs8OonGZi8iQBbp1qm72BDbj-TAij2ai7EQ?e=ML7NcM. Acesso em: 27 set. 2025.

RONDÔNIA. Secretaria de Estado do Desenvolvimento Ambiental (SEDAM). **Plano estadual de recursos hídricos do estado de Rondônia**: resumo executivo. [Porto Velho]: SEDAM, 2024. Disponível em: https://www.sedam.ro.gov.br/ext-files/produtos-sedam/PERH/RESUMO-EXECUTIVO-1.pdf. Acesso em: 27 set. 2025.

SANTA CATARINA. Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável (SDS). **Plano estadual de recursos hídricos de Santa Catarina**: documento síntese. [Florianópolis]: SDS, 2018. Disponível em: https://www.aguas.sc.gov.br/jsmallfib_top/DHRI/Plano%20Estadual/Documento%20Sintese/documento_sintese_do_plano_2018-03-15.pdf. Acesso em: 27 set. 2025.

SERGIPE. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos (SEMARH). **Plano estadual de recursos hídricos de Sergipe**: sumário executivo. Aracaju: SEMARH, 2010. Disponível em: https://drive.google.com/file/d/130BzhmUc-HTb4lY3MxnvwIE3uG-Vuj6e/view?usp=sharing. Acesso em: 27 set. 2025.

TOOGE, R. Quem criou o termo 'agrotóxico' e por que não 'pesticida' ou 'defensivo agrícola'. **G1**, 7 de out. de 2019.

Disponível em: https://g1.globo.com/economia/agronegocios/noticia/2019/10/07/quem-criou-o-termo-agrotoxico-e-por-que-nao-pesticida-ou-defensivo-agricola.ghtml. Acesso em: 2 maio 2026.

UNIÃO EUROPEIA. Comissão Europeia. Direção-Geral da Saúde e Segurança Alimentar. **Pesticides**. [*s.l.*]: Comissão Europeia, [20--]. Disponível em: https://food.ec.europa.eu/plants/pesticides_en. Acesso em: 2 maio 2026.

VAN OPSTAL, N. V.; GABIOUD, E. A.; SEEHAUS, M. S.; PIGHINI, R. J.; REPETTI, M. R.; WILSON, M. G.; WINGEYER, A. B.; CUATRIN, A. L.; REGALDO, L. M.; GAGNETEN, A. M.; SASAL, M. C. Spatial distribution of pesticides in surface water of the Estacas stream (Argentine Espinal region) associated with crop production. **Environmental Science and Pollution Research**, [*N.p.*], v. 30, n. 15, p. 43573–43585, 1 mar. 2023. DOI: https://doi.org/10.1007/s11356-023-25373-2. Disponível em: https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-023-25373-2. Acesso em: 3 maio 2026.

PROPOSTA DE OFICINA SOBRE CADASTRO DE USUÁRIOS DE ÁGUA NO SISTEMA DE OUTORGA DO ESTADO DE SANTA CATARINA (SIOUT-SC)

1Ana Carla da Silva, 2Camila da Silva, 3Caroline Brocardo, 4Cristiane Gonçalves Lamberty, 5Gisele Victor Batista, 6Rogério Simões, 7João Marcos Bosi Mendonça de Moura

1 Universidade do Estado de Santa Catarina (Udesc), e-mail: ana.silva2026@edu.udesc.br; 2 Universidade do Estado de Santa Catarina (Udesc), e-mail: camila.silva1989@edu.udesc.br; 3 Universidade do Estado de Santa Catarina (Udesc), e-mail: caroline.brocardo@edu.udesc.br; 4 Universidade do Estado de Santa Catarina (Udesc), e-mail: cristiane.lamberty@edu.udesc.br; 5 Universidade do Estado de Santa Catarina (Udesc), e-mail: gisele.batista@udesc.br; 6 Universidade do Estado de Santa Catarina (Udesc), e-mail: rogerio.simoes@udesc.br; 7 Universidade do Estado de Santa Catarina (Udesc), e-mail: joao.moura@udesc.br.

Palavras-chave: Educação ambiental; Gestão de recursos hídricos; Outorga.

Resumo

O presente trabalho teve como objetivo realizar uma oficina voltada à orientação sobre o cadastro de usuários de água no Sistema de Outorga do Estado de Santa Catarina (SIOUT-SC). Esse cadastro constitui instrumento amplamente utilizado como comprovação documental em diferentes contextos, incluindo processos de financiamento rural, solicitações de ligação de energia elétrica em áreas rurais e procedimentos de licenciamento ambiental para atividades que demandam o uso de recursos hídricos. Diante de sua relevância e da necessidade de ampliar o acesso à informação qualificada, optou-se pela realização de uma oficina online, em formato síncrono, que contou com a participação de aproximadamente cinquenta participantes, entre profissionais técnicos e usuários de recursos hídricos. Destaca-se, ainda, a presença do Gerente de Saneamento e Gestão de Recursos Hídricos da Secretaria de Estado do Meio Ambiente e da Economia Verde de Santa Catarina (SEMAE), contribuindo para o fortalecimento institucional da atividade. A oficina foi estruturada com base em uma abordagem didática acessível, utilizando linguagem simples e elementos lúdicos, de modo a facilitar a compreensão clara e objetiva de todas as etapas do processo de cadastro no sistema. Com duração aproximada de uma hora, a atividade contemplou, ao final, um momento de interação, no qual foram apresentadas, discutidas e esclarecidas dúvidas levantadas pelos participantes ao longo da exposição, favorecendo a consolidação do aprendizado.

Introdução

A Lei Federal nº 9.433/1997 instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos e por meio dela criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Conforme o artigo 5º da referida lei, foram estabelecidos cinco instrumentos fundamentais para a gestão dos recursos hídricos no Brasil, dentre os quais podemos citar os Planos de Recursos Hídricos, o enquadramento dos corpos de água em classes segundo seus usos preponderantes, a outorga dos direitos de uso dos recursos hídricos, a cobrança pelo uso da água e o sistema de informações sobre recursos hídricos (Brasil, 1997).

A outorga de usuários de água é um instrumento que visa a obtenção de um documento que autoriza a captação ou até o lançamento de efluentes em cursos d'água, em quantidade e qualidade de modo a garantir os princípios fundamentais da política nacional, que incluem que a água é um bem de uso comum e um direito de todos. Para obtenção da outorga de direito de uso dos recursos hídricos, é necessário a realização do cadastro de uso da água que consiste em uma etapa preliminar e, em alguns casos, pode até dispensar a outorga. Portanto, dada sua relevância no processo de obtenção da outorga, torna-se primordial realizar um cadastro com informações precisas e tecnicamente fundamentadas.

No Estado de Santa Catarina, a outorga de direito de uso dos recursos hídricos é regulamentada pela Lei Estadual nº 9.748/1994, que institui a Política Estadual de Recursos Hídricos, e pelo Decreto nº 4.778/2006, que disciplina, além da captação de água superficial, a outorga para perfuração de poços e captação de água subterrânea (Santa Catarina, 1994; 2006).

Algumas atividades são dispensadas de outorga em Santa Catarina, conforme determinado na legislação estadual, dentre as quais pode-se citar a construção de bueiros, a canalização e retificação de rios e demais cursos d'água superficiais, drenagem e rebaixamento de nível d'água, construção de pontes e passagens molhadas, dragagem, limpeza e desassoreamento de rios e cursos d'água, proteção de leito ou margens de corpos hídricos (Santa Catarina, 1994; 2006).

De acordo com a Portaria SDS nº 35/2006, são considerados usos insignificantes as captações superficiais com vazões máximas inferiores a 1,0 m³/s. Já a Resolução CERH nº 02, de 14 de agosto de 2014, e a Resolução CERH nº 29, de 14 de novembro de 2018, estabelecem que são também considerados insignificantes os usos de água subterrânea cuja captação não ultrapasse 5 m³ por dia, estando, nesses casos, isentos da necessidade de outorga. Ressalta-se, no entanto, que tanto nos casos de dispensa de outorga quanto nos de uso insignificante, é obrigatório o cadastro no Sistema de Outorga de Santa Catarina (SIOUT-SC), que, a depender das informações fará uma confirmação se o uso pretendido é de fato, dispensado ou de outorga ou de uso insignificante.

O cadastro é realizado de forma online, por meio do site www.cadastro.aguas.sc.gov.br, no qual o usuário ou técnico responsável deve efetuar login ou se cadastrar, fornecendo informações de identificação pessoal, contato e endereço para correspondência. Após o acesso ao sistema, deve-se selecionar a opção "Cadastro de Usos de Água" e, em seguida, "Cadastrar Novo

Usuário de Água", sendo necessário informar dados como: identificação do usuário, localização da intervenção, anexação de documentos obrigatórios — como o Cadastro Ambiental Rural (CAR), quando aplicável, e declaração de uso e ocupação do solo —, além de informações sobre a intervenção e a captação, incluindo coordenadas geográficas, vazão pretendida e finalidade do uso.

Diante da importância da realização do cadastro de usuários de água — procedimento essencial e balizador de um dos instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos —, este trabalho teve como objetivo principal relatar a proposta de uma oficina online síncrona, voltada a orientar usuários, profissionais responsáveis técnicos e a população em geral na realização do cadastro por meio do Sistema de Outorga de Água de Santa Catarina. Como objetivos específicos, buscou-se fornecer informações sobre a importância do cadastro e da outorga de direito de uso dos recursos hídricos, discutir o status de obtenção da outorga e esclarecer as diferentes situações em que o cadastro de usuários de água pode ser utilizado.

Para além de seu caráter operacional, a proposta é compreendida à luz do conceito de governança da água, entendido como o conjunto interdependente de processos, instituições e instrumentos que orientam a tomada de decisão sobre o uso e a gestão dos recursos hídricos (Jansen, Vieira; Henkes, 2020). Nessa perspectiva, o cadastro de usuários constitui uma base estratégica de dados que subsidia uma gestão baseada em evidências, permitindo maior transparência, rastreabilidade e eficiência na alocação da água. Ao estruturar informações sobre usos, demandas e regularização, o SIOUT-SC deixa de ser apenas uma ferramenta administrativa e passa a integrar uma infraestrutura de dados fundamental para o planejamento e a gestão no âmbito das bacias hidrográficas, fortalecendo a capacidade institucional de resposta frente a conflitos de uso, eventos extremos e desafios associados às mudanças climáticas.

Metodologia

A elaboração da oficina consistiu em três etapas bem definidas:

a) Definição da temática, justificada pela importância da realização do cadastro de usuários de água frente à Política Nacional de Recursos Hídricos;

b) Elaboração da oficina por meio da utilização do Software Power Point e o site online do SIOUT-SC, para permitir a organização e transferência de conhecimento;

c) Divulgação da oficina, nos meios de comunicação disponíveis, para chegar ao máximo de participantes com a disponibilização do Link da oficina do software Microsoft Teams.

A equipe responsável pela elaboração e apresentação da Oficina foi composta por alunas do Mestrado Profissional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (ProfÁgua): Ana Carla da Silva, Engenheira Sanitarista atuante na Companhia Águas de Joinville e com experiência em licenciamento ambiental e cadastro de usuários de água; Caroline Brocardo, Contadora e Pesquisadora na Universidade do Contestado (UnC); Camila da Silva, Engenheira Ambiental e Analista Ambiental no Setor de Licenciamento Ambiental do Consórcio Intermunicipal do Médio Vale do Itajaí (CIMVI) e Cristiane Lamberty, Engenheira Sanitarista e Ambiental, também Analista Ambiental no Setor de Licenciamento Ambiental do CIMVI.

Para a construção da Oficina, foi realizada uma simulação de cadastro no SIOUT/SC, cujo passo a passo foi registrado com o objetivo de demonstrar aos participantes todas as informações necessárias para a correta inserção dos dados no sistema. As bases teóricas e legais da Oficina foram fundamentadas na legislação vigente, anteriormente mencionada, incluindo a Política Nacional de Recursos Hídricos, a Política Estadual de Recursos Hídricos e o Decreto Estadual que regulamenta a outorga no estado de Santa Catarina. Para a apresentação, foi realizado o uso da plataforma Microsoft Office Teams e o Microsoft Office Power Point.

A divulgação da Oficina foi realizada de forma online, por meio de publicações na rede social Instagram do Consórcio Intermunicipal do Médio Vale do Itajaí (CIMVI) e nos perfis pessoais das mestrandas na mesma plataforma. Observou-se também que a Secretaria de Agricultura do Município de Rio dos Cedros promoveu a divulgação da atividade por meio de sua conta institucional no Instagram. Além disso, foram enviados convites por meio do aplicativo WhatsApp e para o e-mail das secretarias de meio ambiente de municípios do Vale do Itajaí. Foi disponibilizado também um formulário para preenchimento pelos participantes, com o fim de servir como lista de presença e emissão do certificado, através do Software Google Formulário.

Resultados e discussão

A oficina foi aberta com a apresentação da equipe e com conteúdo introdutório que abordou a legislação pertinente ao tema, enfatizando-se a importância do cadastro de usuários que realizam captação de água, bem como para aqueles que realizam o lançamento de efluentes tratados em corpos hídricos. A iniciativa contou com a participação de aproximadamente 50 pessoas, sendo técnicos da área ambiental, produtores rurais, servidores públicos e estudantes. A atividade teve duração aproximada de 1 hora e 30 minutos (Figura 01).

Durante a apresentação, foi esclarecido que o Cadastro de Usuários de Água tem como finalidade reunir informações sobre os usuários, os diferentes usos e as interferências sobre os recursos hídricos, como captações e lançamentos. Esse cadastro é essencial para a identificação dos usos dos recursos hídricos, servindo como base para a aplicação dos instrumentos de gestão previstos na Política Nacional de Recursos Hídricos, como a outorga, a cobrança pelo uso, o enquadramento dos corpos d'água em classes e os planos de bacia hidrográfica. Ou seja, o cadastro é fundamental para oferecer suporte à tomada de decisão de diferentes agentes envolvidos na governança dos recursos hídricos. Destacou-se ainda a necessidade de considerar os usos múltiplos da água, abrangendo os diversos setores que dela dependem, como a agricultura, a indústria e o consumo humano. O cadastro configura-se, portanto, como uma etapa fundamental da gestão dos recursos hídricos, contribuindo para a promoção do uso sustentável da água e para a garantia de sua disponibilidade e qualidade para as gerações presentes e futuras.

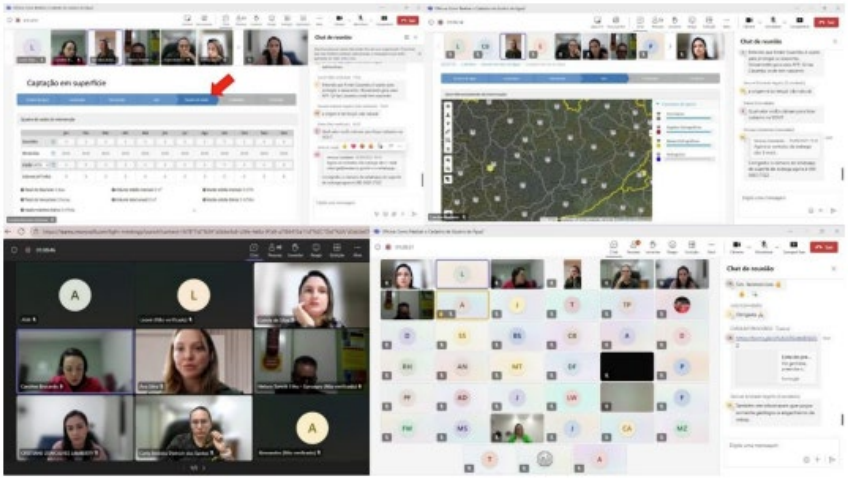


Figura 01: Oficina "Como realizar o cadastro de usuário de águas".
Fonte: Autores (2025).

Após uma breve introdução ao tema, as palestrantes demonstraram as etapas para realização do cadastro de usuário de água no SIOUT-SC. São eles:

1) Cadastro do Usuário no Sistema

Inicialmente, foi apresentado o SIOUT-SC, plataforma oficial destinada ao registro, análise e acompanhamento dos pedidos de regularização de uso de recursos hídricos no estado (Figura 02). O sistema está integrado ao portal de Cadastro de Usuários de Água de Santa Catarina <www.cadastro.aguas.sc.gov.br>), no qual o interessado deve realizar, previamente, seu cadastro como pessoa física ou jurídica, mediante o preenchimento de informações pessoais ou do empreendimento, bem como dados de contato. Destacou-se a importância da indicação de um responsável técnico para a condução do cadastro. Ressalta-se que atividades como a perfuração de poços devem ser acompanhadas por profissional legalmente habilitado, a exemplo de geólogo, engenheiro de minas ou outro profissional com atribuição técnica compatível, conforme a legislação vigente.



Figura 02: Apresentação do Sistema Integrado de Outorga de Santa Catarina.
Fonte: Autores (2025).

2) Cadastro de Usos da Água

Após a criação do cadastro do usuário, é necessário registrar cada uso da água de forma individualizada no sistema, uma vez que diferentes usos são analisados separadamente (Figura 03).

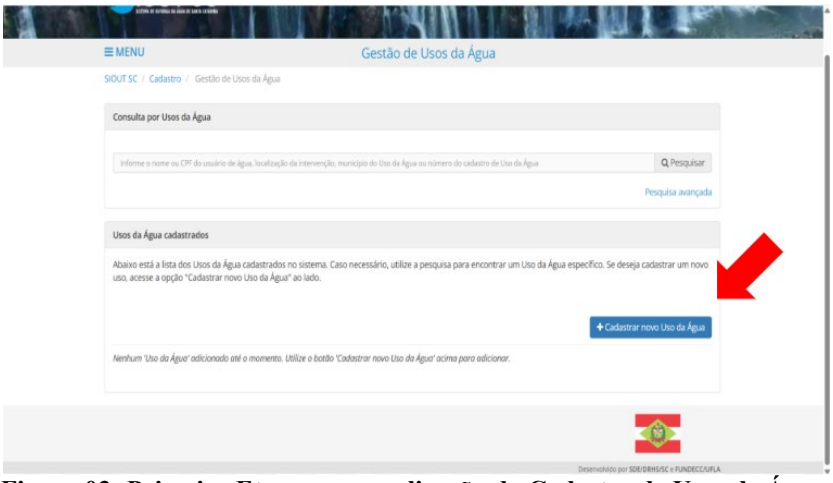


Figura 03: Primeira Etapa para realização do Cadastro de Usos de Água.
Fonte: Autores (2025).

Foram detalhados os procedimentos para o correto preenchimento das informações, incluindo a documentação exigida e as orientações para sua obtenção. As etapas foram apresentadas na plataforma (Figura 04) e compreendem os seguintes aspectos:

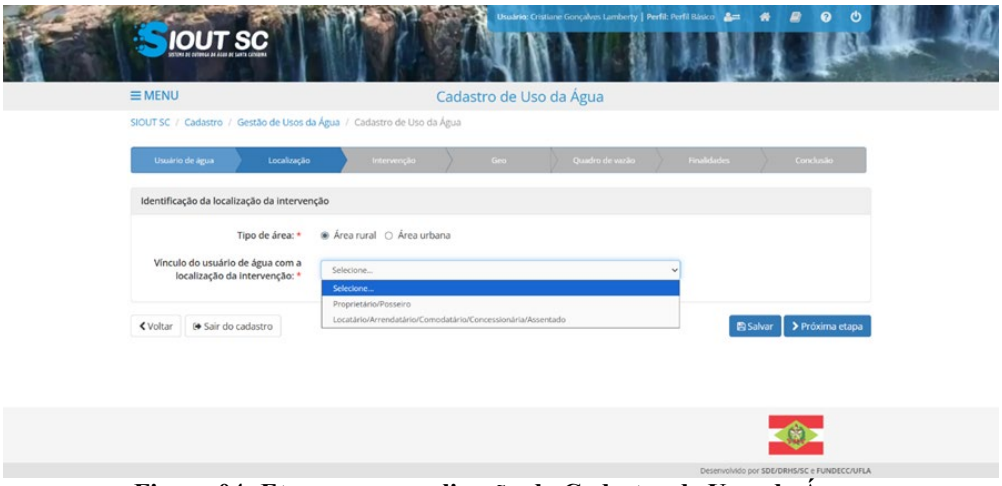


Figura 04: Etapas para realização do Cadastro de Usos de Água.
Fonte: Autores (2025).

a) Localização

Nesta etapa, deve-se informar a localização do imóvel, indicando se se trata de área urbana ou rural, neste último caso, podendo ser exigido o Cadastro Ambiental Rural (CAR). Também devem ser apresentados documentos que comprovem a posse ou autorização de uso do imóvel, a área total e informações sobre a existência de atendimento por rede pública de abastecimento, além de outros documentos relacionados ao uso e ocupação do solo.

b) Intervenção

São cadastrados os tipos de intervenção associados ao uso da água, tais como captação superficial, captação subterrânea, barramentos e lançamentos, destacando-se suas especificidades técnicas. Devem ser informadas a finalidade do uso, o volume captado e a frequência de utilização (horas por dia e dias por mês). Dependendo da intervenção, podem ser exigidos dados complementares, como potência da bomba, características da tubulação, vazão máxima instantânea e volume diário pretendido. Essas informações subsidiam a análise de consistência do cadastro e a verificação da disponibilidade hídrica, conforme critérios técnicos estabelecidos pelos comitês de bacia hidrográfica e/ou órgão gestor.

c) Georreferenciamento

Quando aplicável, deve-se inserir a localização geográfica da intervenção, incluindo pontos de captação e, se necessário, arquivos vetoriais (polígonos).

d) Quadro de Vazões

Nesta etapa, são informadas as vazões ao longo do ano, especialmente nos casos em que há variação sazonal ou operacional do uso da água.

e) Finalidades

Devem ser especificadas as finalidades do uso da água e suas respectivas demandas hídricas, tais como abastecimento público, irrigação, uso industrial, dessedentação animal e aquicultura, acompanhadas de descrição adequada das atividades desenvolvidas.

f) Finalização do Cadastro (Figura 05)

Ao final, o usuário deve declarar a veracidade das informações prestadas, bem como sua ciência quanto às penalidades previstas na legislação vigente. Após o envio, o cadastro é submetido à análise técnica no SIOUT-SC, cabendo ao usuário acompanhar sua tramitação na plataforma, onde poderá verificar o status da solicitação, sujeito a deferimento, indeferimento ou solicitação de complementação de informações.

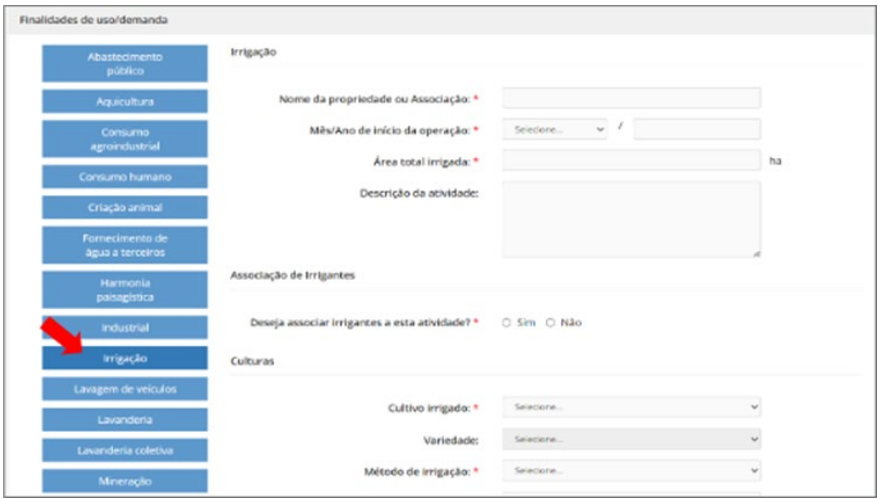
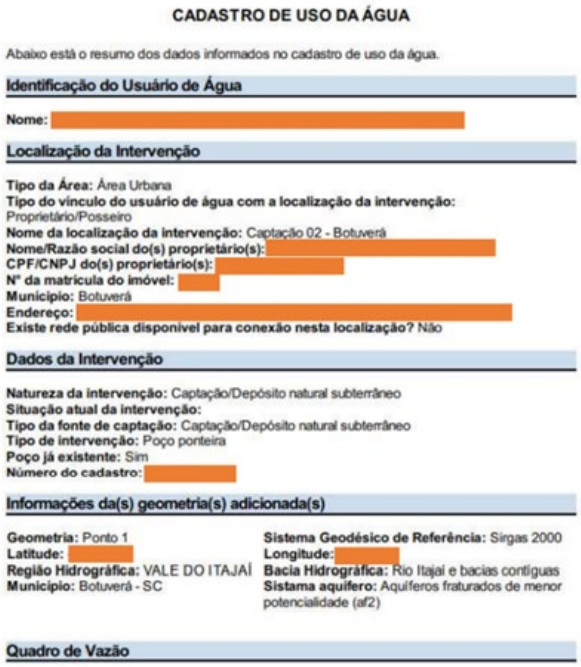


Figura 05: Tipos de finalidades de uso e demandas.
Fonte: Autores (2025).

1) Considerações Finais

Por fim, foi demonstrado como o cadastro finalizado é apresentado no sistema, evidenciando sua estrutura e sua validade como documento comprobatório da regularização do uso da água. O documento gerado consolida informações do usuário, da localização da intervenção, da natureza do uso e das vazões declaradas (Figura 06).



CADASTRO DE USO DA ÁGUA

Abaixo está o resumo dos dados informados no cadastro de uso da água.

Identificação do Usuário de Água

Nome: [redacted]

Localização da Intervenção

Tipo da Área: Área Urbana
Tipo do vínculo do usuário de água com a localização da intervenção: Proprietário/Posseiro
Nome da localização da intervenção: Captação 02 - Botuverá
Nome/Razão social do(s) proprietário(s): [redacted]
CPF/CNPJ do(s) proprietário(s): [redacted]
Nº da matrícula do imóvel: [redacted]
Município: Botuverá
Endereço: [redacted]
Existe rede pública disponível para conexão nesta localização? Não

Dados da Intervenção

Natureza da intervenção: Captação/Depósito natural subterrâneo
Situação atual da intervenção:
Tipo da fonte de captação: Captação/Depósito natural subterrâneo
Tipo de intervenção: Poço ponteira
Poço já existente: Sim
Número do cadastro: [redacted]

Informações da(s) geometria(s) adicionada(s)

Geometria: Ponto 1
Latitude: [redacted]
Região Hidrográfica: VALE DO ITAJAÍ
Município: Botuverá - SC
Sistema Geodésico de Referência: Sirgas 2000
Longitude: [redacted]
Bacia Hidrográfica: Rio Itajaí e bacias contíguas
Sistema aquífero: Aquíferos fraturados de menor potencialidade (af2)

Quadro de Vazão

Figura 06: Documento final do Cadastro de Uso de Água.
Fonte: Autores (2025).

Ressaltou-se que esse registro pode ser utilizado como instrumento de apoio em processos de licenciamento ambiental, além de constituir requisito frequentemente exigido para acesso a linhas de financiamento e programas governamentais vinculados a atividades produtivas dependentes de recursos hídricos. Nesse sentido, a oficina contribui para fortalecer a percepção de que o cadastro, além de gratuito, representa importante instrumento para a gestão sustentável dos recursos hídricos, contribuindo para o controle dos usos da água, o planejamento ambiental, a segurança jurídica dos usuários e o fortalecimento das políticas públicas voltadas à conservação e à distribuição justa da água em todo o território.

Por último, foram apresentadas as formas de consulta aos cadastros já realizados, tanto no sistema estadual quanto no Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH), disponibilizado pela Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), que integra dados em âmbito nacional (Figura 07). Essa etapa evidenciou que o cadastro de usuários de água ultrapassa sua função individual de regularização, constituindo-se como um elemento central para a governança hídrica. Ao possibilitar o acesso, a integração e a transparência das informações sobre usos da água, esses sistemas fortalecem a gestão baseada em evidências, permitindo que gestores públicos, comitês de bacia e demais atores tomem decisões mais informadas e alinhadas à realidade dos territórios. Além disso, a consolidação desses dados em plataformas como o SNIRH contribui para o monitoramento dos usos, a identificação de conflitos e o planejamento de ações em escala local, regional e nacional, reforçando o papel do cadastro como infraestrutura essencial para a gestão integrada e sustentável dos recursos hídricos.

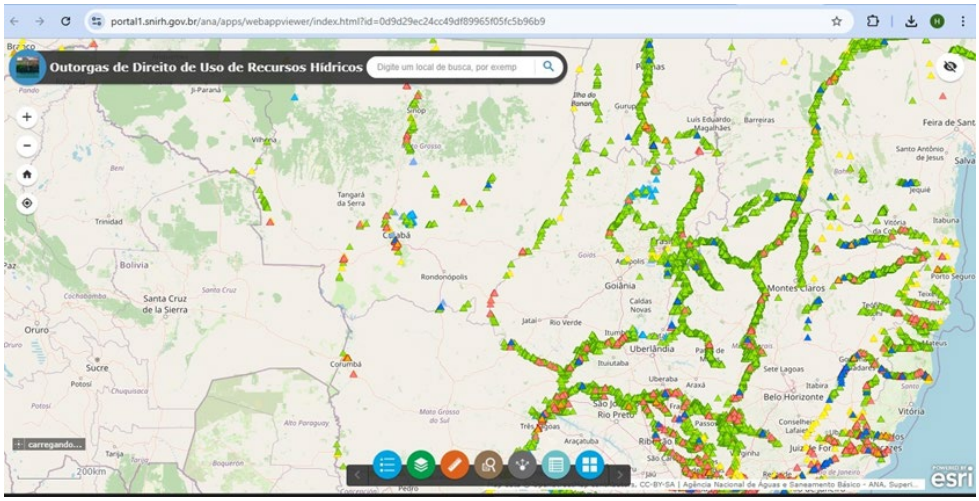


Figura 07: Apresentação do Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH). Fonte: Autores (2025).

Durante a realização da oficina surgiram dúvidas relacionados ao funcionamento do sistema, especialmente no que se refere à recuperação de senha e à dificuldade de contato com secretaria de estado responsável pelo sistema. Na ocasião, um servidor público contribuiu compartilhando os dados de contato para suporte ao cadastro e a outorga no estado de Santa Catarina, sendo estes: outorga@semae.sc.gov.br e telefone/whatsapp (48)3665-7522. Por fim, foi informado que o Sistema SIOUT-SC permite, por meio de sua plataforma online, a consulta pública de todos os cadastros realizados, promovendo transparência e acesso à informação, inclusive para uso em pesquisas científicas.

Embora não tenha sido conduzida uma avaliação formal para mensurar os efeitos da oficina, sua concepção partiu do pressuposto de contribuir para o aumento da compreensão do processo de outorga, a redução de incertezas técnicas e a superação de barreiras operacionais associadas ao uso do sistema. Entre as principais dificuldades identificadas, destacaram-se aspectos relacionados ao acesso (como recuperação de senha), à comunicação institucional e à navegação na plataforma. Nesse contexto, a proposta buscou não apenas orientar quanto aos procedimentos, mas também ressignificar o entendimento do cadastro, de uma obrigação burocrática para um instrumento estratégico de gestão dos recursos hídricos. Assim, a intenção foi de que os participantes saíssem da atividade com uma percepção mais qualificada sobre o papel do cadastro no suporte à tomada de decisão, à transparência e à governança da água.

Considerações finais

A oficina atingiu seus objetivos ao orientar usuários, profissionais responsáveis técnicos e a população em geral na realização do cadastro de usuários de água por meio do Sistema de Outorga de Água de Santa Catarina. Essa iniciativa poderia ser realizada com maior frequência pelo órgão gestor de recursos hídricos do estado, a fim de ampliar a adesão dos usuários e garantir que o cadastro seja efetuado de maneira adequada. A sensibilização quanto à sua importância é fundamental para expandir a base de informações sobre os usos da água e subsidiar políticas públicas voltadas à sua preservação e ao uso sustentável.

Além disso, o fortalecimento e a ampliação dos cadastros de usuários de água possuem implicações diretas na gestão de riscos hídricos, no planejamento em escala de bacias hidrográficas e nos processos de alocação de água. Ao consolidar dados sobre demandas, usos e regularização, o cadastro contribui para a identificação de áreas mais suscetíveis a escassez ou conflitos pelo uso da água, especialmente em contextos de eventos extremos. Esses dados são essenciais para o planejamento integrado, permitindo

maior precisão na definição de prioridades, na concessão de outorgas e na implementação de instrumentos de gestão. Dessa forma, o cadastro deixa de ser apenas um requisito administrativo e se consolida como uma ferramenta estratégica para a governança hídrica, com valor prático e institucional na promoção de uma gestão mais eficiente, equitativa e resiliente dos recursos hídricos.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC), do Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (ProfÁgua), da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) e do Grupo de Trabalho de Educação Ambiental da Região Hidrográfica 07 de Santa Catarina (GTEA RH07SC). Agradecemos ao Consórcio Intermunicipal do Médio Vale do Itajaí – CIMVI pelo reconhecimento da relevância do tema abordado na oficina e pelo apoio na sua divulgação por meio de seu perfil institucional no Instagram.

Referências bibliográficas

BRASIL. **Lei nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997**. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos. Diário Oficial da União, Brasília, 1997.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005.** Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasil, 18 mar. 2005. Disponível em: http://pnqa.ana.gov.br/Publicacao/RESOLUCAO_CONAMA_n_357.pdf. Acesso em: 18 jun. 2024.

JANSEN, Giane Roberta; VIEIRA, Rafaela; HENKES, Jairo Afonso. Governança da gestão de risco de desastres: Método de análise com base na reflexão teórico-conceitual. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, v. 9, n. 4, p. 484-510, 2020.

NAÇÕES UNIDAS BRASIL. **Objetivos de Desenvolvimento Sustentável / Água potável e saneamento. 2022**. Disponível em: https://brasil.un.org/pt-br/sdgs/6. Acesso em: 01 jul. 2024.

SANTA CATARINA. Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CERH). **Resolução nº 29, de 14 de novembro de 2018**. Altera a Resolução CERH nº 02, de 14 de agosto de 2014, que dispõe sobre o uso das águas subterrâneas no Estado de Santa Catarina.

SANTA CATARINA. **Decreto nº 4.778, de 11 de outubro de 2006.** Regulamenta a outorga de direito de uso de recursos hídricos, de domínio do Estado, de que trata a Lei Estadual nº 9.748, de 30 de novembro de 1994, e estabelece outras providências. Florianópolis: Governo do Estado de Santa Catarina, 2006.

SANTA CATARINA. Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável. **Plano Estadual de Recursos Hídricos de Santa Catarina – PERH/SC**. Florianópolis: SDE, 2018.

INTEGRAÇÃO ENTRE A POLÍTICA DE PROTEÇÃO E DEFESA CIVIL E A POLÍTICA NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS: ANÁLISE DAS CAPACIDADES LOCAIS PARA A GESTÃO DE RISCOS E DESASTRES

1 José Eduardo do Rosário, 2 Marino Luiz Eyerkaufer, 3 João Marcos Bosi Mendonça de Moura
1 Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC), e-mail: eduardorosario456@gmail.com; 2 Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC), e-mail: marino.luiz@udesc.br; 3 Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC), e-mail: joao.moura@udesc.br

Palavras-chave: PNPDEC; PNRH; Alto Vale do Itajaí-SC.

Resumo

O estudo analisa a integração entre a Política Nacional de Proteção e Defesa Civil (PNPDEC) e a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), considerando as capacidades municipais (locais) para a gestão de riscos e desastres no Alto Vale do Itajaí-SC. A pesquisa baseou-se na aplicação de questionário estruturado junto aos órgãos municipais, com 19 respostas obtidas, visando identificar a inserção dessas políticas no planejamento territorial e na gestão de riscos. Os resultados evidenciam fragilidades na articulação entre PNPDEC e PNRH, especialmente quanto à incorporação de instrumentos de gestão hídrica e à interação com comitês de bacia. Contudo, observam-se iniciativas pontuais de integração, sobretudo em monitoramento e planejamento territorial. Conclui-se que a efetiva integração ainda é limitada, demandando maior articulação institucional, compartilhamento de dados e fortalecimento da governança para ampliar as capacidades locais na gestão de riscos e desastres.

Introdução

Na ciência política, políticas públicas são compreendidas como respostas do Estado a problemas de natureza coletiva, por meio de iniciativas voltadas ao atendimento de demandas sociais. Diante da limitação de recursos frente à multiplicidade dessas demandas, torna-se necessário estabelecer prioridades na atuação estatal (SCHMIDT, 2019).

No âmbito da gestão hídrica, a PNRH estabelece um modelo descentralizado e participativo, estruturado na gestão por bacias hidrográficas e compartilhado entre União, Estados e Municípios. A política institui o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos e seus principais instrumentos, como planos de recursos hídricos, enquadramento dos corpos d'água, outorga, cobrança pelo uso e o Sistema Nacional de Informações, assegurando ainda a participação social (BRASIL, 1997).

De forma complementar, a PNPDEC, instituída pela Lei nº 12.608/2012, orienta a gestão de riscos e desastres (GRD) a partir dos eixos de prevenção, mitigação, preparação, resposta e recuperação. Nesse arranjo, os municípios assumem papel central, sendo responsáveis pela execução das ações de defesa civil no território e pela elaboração dos planos de contingência (BRASIL, 2012). Além disso, a política destaca a necessidade de integração da gestão de riscos com outras políticas setoriais, especialmente aquelas relacionadas ao ordenamento territorial e ao desenvolvimento urbano (RODRIGUES, 2020).

A integração entre políticas públicas constitui elemento essencial para a efetividade da GRD, exigindo abordagens interdisciplinares e intersetoriais. Nesse sentido, a adoção da bacia hidrográfica como unidade de planejamento favorece a articulação entre áreas como meio ambiente, recursos hídricos, saúde, infraestrutura, mudanças climáticas e planejamento urbano (FONSECA *et al.*, 2022). Conforme destacado por Gambardella (2024), a coerência entre diferentes setores governamentais é condição fundamental para evitar lacunas, sobreposições e respostas fragmentadas na redução de riscos de desastres.

Apesar do reconhecimento normativo dessa necessidade, a efetividade da integração entre políticas ainda é limitada. Relatórios internacionais indicam que poucos países conseguem articular, de forma consistente, políticas que atuem sobre as causas estruturais dos riscos, como a gestão hídrica, o ordenamento territorial e a adaptação às mudanças climáticas (UNDRR, 2021; FONSECA *et al.*, 2022). Esse cenário é agravado pelo aumento da frequência e intensidade de eventos climáticos extremos, como inundações e secas, ampliando os desafios para a gestão de seus impactos socioambientais (MUÑOZ *et al.*, 2025).

No contexto de Santa Catarina, o Plano Estadual de Recursos Hídricos identifica a bacia do Vale do Itajaí como a mais suscetível a desastres hidrológicos, especialmente inundações, evidenciando a relevância regional da temática (FAPESC, 2018). Tal cenário reforça a necessidade de fortalecimento das capacidades locais e da integração entre políticas públicas. Diante desse contexto, o presente estudo tem como objetivo analisar as possibilidades de integração entre a PNPDEC e a PNRH, considerando as capacidades locais para a gestão de riscos e desastres no Alto Vale do Itajaí-SC.

A relevância do estudo reside na ainda limitada produção científica sobre a integração entre PNPDEC e PNRH. Ao incorporar dados empíricos oriundos de gestores públicos em contexto de elevada exposição a eventos extremos, o trabalho contribui tanto para o avanço teórico quanto para o aprimoramento prático da governança da gestão de riscos e desastres, promovendo maior articulação institucional e potencializando ações integradas com impacto social duradouro.

Integração de Políticas Públicas

A PNPDEC instituída pela Lei Federal nº 12.608/2012, representa um marco na institucionalização da gestão de riscos e desastres no Brasil ao estabelecer diretrizes que superam abordagens estritamente reativas, incorporando dimensões preventivas, mitigadoras e de planejamento integrado (ASSUMPÇÃO, 2016). A criação do Sistema Nacional de Proteção e

Defesa Civil (SINPDEC) e do Conselho Nacional de Proteção e Defesa Civil (CONPDEC) consolidou uma arquitetura institucional orientada à articulação federativa e intersetorial, abrangendo ações de prevenção, mitigação, preparação, resposta e recuperação. Essa política adota uma perspectiva sistêmica ao se integrar com áreas como ordenamento territorial, desenvolvimento urbano, saúde, meio ambiente, mudanças climáticas, gestão de recursos hídricos, infraestrutura, educação, ciência e tecnologia, com vistas à promoção do desenvolvimento sustentável (ASSUMPÇÃO, 2016).

No plano normativo, a PNPDEC introduz diretrizes que vinculam a redução de riscos de desastres ao planejamento territorial, especialmente ao estabelecer, em seu art. 4º, a necessidade de integração com políticas setoriais e instrumentos urbanísticos, como o Plano Diretor Municipal. Tal integração busca fomentar cidades resilientes, disciplinar o uso e ocupação do solo urbano e rural, proteger recursos naturais e reduzir a ocupação de áreas vulneráveis (RODRIGUES, 2020). Ademais, a legislação reforça a obrigatoriedade do planejamento urbano em municípios situados em áreas suscetíveis a desastres, consolidando a incorporação da gestão de riscos como elemento estruturante das políticas urbanas. A distribuição de competências entre os entes federativos evidencia o protagonismo municipal, uma vez que cabe aos municípios a execução direta das ações, incluindo o mapeamento de riscos, elaboração de planos de contingência, operação de sistemas de alerta e gestão de emergências (BRASIL, 2012). Essa centralidade territorial reforça a necessidade de fortalecimento das capacidades institucionais locais.

A efetividade da PNPDEC depende, contudo, da consolidação de mecanismos de governança intersetorial, uma vez que a fragmentação entre políticas públicas compromete a eficácia das ações de redução de riscos. Nesse sentido, a integração com instrumentos como o Plano Diretor Municipal revela-se fundamental, conforme destacado por Saleme (2018), ao evidenciar a relação intrínseca entre gestão de riscos e planejamento territorial. Instrumentos operacionais, como mapeamentos de risco, planos de contingência e sistemas de informação, a exemplo do Sistema Integrado de Informações sobre Desastres (S2ID), qualificam a tomada de decisão e fortalecem a gestão pública, especialmente no nível local.

Paralelamente, a PNRH, instituída pela Lei nº 9.433/1997, introduziu um paradigma inovador na gestão das águas ao adotar a bacia hidrográfica como unidade territorial de planejamento e ao promover a descentralização e a participação social por meio do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH). A PNRH estabeleceu instrumentos como a outorga, a cobrança pelo uso da água, o enquadramento dos corpos hídricos e os sistemas de informação, configurando um modelo de governança mais integrado e participativo (BRAGA; DOMINGUES, 2008). Seus objetivos incluem assegurar a disponibilidade hídrica em padrões adequados e promover a prevenção de eventos hidrológicos críticos, evidenciando sua interface direta com a gestão de riscos de desastres (BRASIL, 1997).

Embora a dominialidade dos recursos hídricos seja atribuída à União, aos Estados e ao Distrito Federal, os municípios desempenham papel estratégico na integração das políticas territoriais, especialmente no que se refere ao uso e ocupação do solo e à articulação com os comitês de bacia hidrográfica (NICOLLIER *et al.*, 2023). A literatura destaca que a ausência de domínio direto sobre os recursos hídricos pode limitar a atuação municipal, mas não reduz sua relevância na promoção da segurança hídrica, sobretudo diante de desafios como mudanças climáticas, crescimento populacional e pressões antrópicas (MEDEIROS *et al.,* 2023). Nesse contexto, a integração entre gestão hídrica e políticas ambientais e urbanas torna-se essencial para a prevenção de desastres e a sustentabilidade dos territórios.

Dulac e Kobiyama (2017) destacam como interfaces centrais entre essas políticas a gestão integrada, a promoção da segurança hídrica e a articulação com setores como educação, meio ambiente e uso do solo (FONSECA *et al.,* 2022). A integração entre gestão de riscos e planejamento urbano é particularmente relevante em contextos de crescimento desordenado, nos quais a expansão urbana intensifica a exposição a riscos ambientais. Nesse sentido, a harmonização entre a PNPDEC e os instrumentos urbanísticos, como o Plano Diretor Municipal, constitui estratégia fundamental para incorporar a variável ambiental e a redução de riscos na gestão territorial (RODRIGUES, 2020). De forma complementar, os Planos de Recursos Hídricos, elaborados no âmbito das bacias hidrográficas, devem dialogar com os planos diretores municipais, garantindo coerência entre as escalas de planejamento e fortalecendo mecanismos de controle social e institucional.

Outras possibilidades de integração incluem a articulação da PNPDEC com a Política Nacional de Educação Ambiental (PNEA), especialmente no que se refere à promoção de uma cultura de prevenção e resiliência. Estudos apontam que a inserção da educação ambiental em diferentes níveis de ensino pode contribuir para a redução de riscos de desastres, sobretudo em áreas vulneráveis, ao promover conscientização e capacitação da população (SILVA; KOBIYAMA; VANELLI, 2021). Essa interface reforça o caráter transversal da gestão de riscos, que demanda ações educativas, institucionais e comunitárias articuladas.

Adicionalmente, o Plano Nacional de Proteção e Defesa Civil (PN-PDC), formulado em 2025, amplia a perspectiva de integração ao propor a incorporação da gestão de riscos de desastres nas agendas estratégicas de diversas políticas públicas, incluindo meio ambiente, desenvolvimento regional, mudanças climáticas, habitação, saneamento e saúde (BRASIL, 2025). Essa abordagem sistêmica reconhece que a complexidade dos desastres exige respostas coordenadas e integradas, capazes de fortalecer a capacidade adaptativa dos territórios frente às mudanças climáticas e aos eventos extremos.

Material e Métodos

O estudo abrange os municípios do Alto Vale do Itajaí-SC, que estão inseridos na bacia hidrográfica do Rio Itajaí-Açú, região reconhecida com alta suscetibilidade a eventos hidrológicos extremos. Adotou-se uma abordagem quantitativa e descritiva, pautada em dados primários, fundamentada na análise das capacidades municipais relacionadas à gestão de riscos e desastres e na identificação de interfaces entre a PNPDEC e a PNRH.

Para o processo de coleta de dados, houve a estruturação de um formulário, composto por questões objetivas e discursivas. Após pré-teste, foi encaminhado por e-mail aos gabinetes e aos responsáveis pelos órgãos públicos de proteção e

defesa civil dos municípios integrantes do Alto Vale do Itajaí (28). Foram obtidas 19 respostas, que foram sistematizadas e analisadas de forma a evidenciar padrões, lacunas e potencialidades no âmbito municipal.

Resultados e Discussão

Estrutura administrativa dos órgãos de proteção e defesa civil e aplicações da PNPDEC em âmbito local

Os dados revelam que a gestão local de riscos e desastres no Alto Vale do Itajaí é conduzida predominantemente por coordenadores municipais de proteção e defesa civil, perfil identificado na maioria das respostas, seguida por diretores e agentes de proteção e defesa civil. Em alguns casos, o preenchimento do formulário teve o apoio de profissionais técnicos de outras áreas da municipalidade, como engenheiros civis, agrônomos e engenheiros florestais, o que demonstra uma preocupação com a fundamentação técnica das ações.

Quanto à estrutura organizacional, a Coordenadoria é a forma mais comum de formalização dos órgãos de proteção e defesa civil na região, correspondendo à 89% das estruturas organizacionais. Identificou-se, no entanto, avanços em relação a estruturas mais robustas em alguns municípios, que descrevem a estrutura administrativa em formato de diretoria (11%, aproximadamente). Nenhum dos municípios entrevistados possui secretaria municipal.

Sobre a integração das ações de proteção e defesa civil no planejamento municipal, os resultados mostram que esta articulação ocorre de forma variada, como em ações de controle dos fatores urbanísticos, paisagísticos e de desenvolvimento urbano por meio de ações articuladas no desenvolvimento e implementação dos planos diretores municipais, análises de viabilidade para novos processos construtivos e respeito prévio ao mapeamento de áreas de risco. Ao serem questionados se o órgão de proteção e defesa civil municipal faz parte das ações municipais ao que diz respeito à formulação, atualização e revisão do plano diretor enquanto instrumento de planejamento urbano, 63% responderam que participam de alguma ação, enquanto 37% municípios não participam de nenhuma atividade relacionada ao plano diretor. Dentre as formas de participação, 26% responderam que o processo de planejamento urbano respeita os mapeamentos de riscos que existem dentro do território, o que não necessariamente demonstra uma atuação efetiva por parte do órgão de proteção e defesa civil, mas sim uma consulta a produtos técnicos disponibilizados aos demais setores. Já 37% municípios descreveram que possuem uma ação mais participativa, por meio do planejamento das políticas públicas de ordenamento territorial.

Quanto à formalização das estruturas municipais de GRD, a totalidade dos municípios possuem ato normativo que institui um sistema municipal de proteção e defesa civil. A maioria 78%, conta com orçamento específico por meio de fundo municipal, mas apenas 43% mantêm conselhos municipais ativos, enquanto 52% possuem essa estrutura de forma inativa. No planejamento, destaca-se que 95% possuem Planos de Contingência (PLAMCON) para eventos geológicos e hidrológicos, mas há uma carência quase total (95%) de planos para eventos de estiagem e seca. Além disso, nenhum município concluiu seu Plano Municipal de Redução de Riscos (PMRR), embora 21% estejam em fase de elaboração. A participação comunitária é dos pontos mais frágeis ao analisarmos os dados, visto que 85% dos entrevistados carecem de uma estrutura composta por Núcleos Comunitários de Proteção e Defesa Civil (NUPDEC's).

A estruturação do Grupo de Ações Coordenadas (GRAC), ocorre majoritariamente de maneira formalizada, totalizando 42% das respostas, enquanto 22% possuem estrutura informal. Dos entrevistados, 31% alegaram não possuir tal organização administrativa em seus municípios. Em termos de prontidão e qualificação, 79% das prefeituras possuem protocolos sistematizados para a decretação de situações de emergência ou calamidade pública, e a capacitação periódica de profissionais que atuam diretamente na GRD é realizada por 58% dos municípios pesquisados.

A respeito da estruturação profissional das equipes que integram as instituições de proteção e defesa civil nos municípios entrevistados, 32% municípios descreveram que não possuem equipe específica, ou ao menos uma pessoa que desempenha apenas a função de direção, coordenação ou secretaria de proteção e defesa civil em âmbito municipal. Estruturas que são formadas apenas por cargos comissionados representam 32%, enquanto os que possuem apenas cargos efetivos, totalizam 21%. Municípios que possuem tanto cargos efetivos quanto comissionados, representam a minoria, com um total de 15% respondentes.

Os dados revelam que, embora mais de 70% dos municípios tenham as áreas de risco regulamentadas no plano diretor municipal, apenas uma pequena porcentagem participa ativamente das ações de planejamento, análise e discussão aprofundada sobre o planejamento municipal. A instrumentalização do plano diretor é destacada nos estudos de Fonseca et al (2022), ao destacar a força de lei deste instrumento e a sobreposição dele sobre outros planos, como o PMRR e o Plano Municipal de Saneamento Básico. Além disso, as principais interfaces de integração destacadas no plano diretor possuem relação com a gestão territorial e as políticas de uso e ocupação de solo.

Rodrigues (2020) destacou o aumento expressivo dos desastres em frequência e severidade e o papel reacionista das políticas públicas de gestão de riscos e desastres, ao destacar que este gerenciamento, no contexto nacional historicamente priorizou as ações de resposta, de modo que tanto o processo legislativo quanto as políticas públicas apresentaram características tipicamente reativas, o que potencializa as vulnerabilidades das comunidades mais expostas. A pesquisa enfatiza estas informações, ao mostrar muitos municípios que possuem Planos de Contingência para eventos geológicos e hidrológicos, os principais desastres da região, mas poucos esforços efetivos para uma ação de prevenção pautada em um planejamento municipal ordenado e focado em redução de riscos, como demonstrado pelo baixo número de municípios que possuem ou estão elaborando o PMRR.

Nesse contexto, Liberato (2016), ao analisar dados apresentados pela Confederação Nacional dos Municípios (CNM), destaca a insuficiência de incentivos por parte da União e dos Estados para apoiar os municípios nas ações de prevenção de desastres naturais. O autor aponta que entre 2005 e 2014 foram registradas mais de 20 mil decretações de situações de anormalidade no Brasil, sendo aproximadamente 70% relacionadas a eventos de seca e cerca de 30% a inundações, evidenciando

a predominância de desastres associados à dinâmica hídrica. Além disso, ressalta que houve priorização de recursos para ações emergenciais, com cerca de 98% dos investimentos destinados à resposta e reconstrução, enquanto apenas 2% foram aplicados em medidas preventivas no período analisado.

Os resultados obtidos no Alto Vale do Itajaí validam os estudos realizados por Nicollier et al. (2023), evidenciando que a informalidade na comunicação de dados hidrológicos e a carência de PMRRs são reflexos de uma estrutura administrativa que ainda prioriza a resposta em detrimento da prevenção e integração territorial via bacia hidrográfica, conforme preconizado pela Lei 12.608/2012 e pela PNRH.

Ao abordar as atribuições municipais previstas na PNPDEC, os municípios foram questionados se cumprem, ou não, cada um dos dispositivos legais relacionados ao gerenciamento de riscos e desastres. Os dados obtidos indicam uma forte inclinação para ações de resposta em detrimento da prevenção integrada. Enquanto 95% dos municípios identificam suas áreas de risco e 89% utilizam sistemas oficiais como o Sistema Integrado de Informações Sobre Desastres (S2ID), apenas 37% incorporam a proteção e defesa civil de forma intersetorial no planejamento territorial. A fiscalização das áreas de risco ocorre em pouco mais da metade dos municípios (53%), e a existência de protocolos próprios de alerta e alarme sonoro é realidade em apenas 26% dos casos. O monitoramento preventivo das condições hidrometeorológicas é realizado por 63% e a coordenação de abrigos provisórios é uma realidade para 84% deles. O envolvimento social também é limitado, onde somente 42% dos municípios realizam exercícios simulados de forma recorrente, 37% orientam frequentemente a população sobre medidas de segurança em situações de anormalidade e apenas 21% estimulam a participação de voluntários e entidades civis no processo de GRD, sendo que a capacitação de radioamadores para atuação integrada é praticada por apenas 16% dos municípios.

A participação ativa dos órgãos de proteção e defesa civil nas fases de desenvolvimento, aplicação e avaliação das políticas públicas municipais é fundamental, o que é corroborado por Rodrigues (2019), ao afirmar que mesmo com a instituição da PNPDEC e a obrigatoriedade do plano diretor em municípios cadastrados como suscetíveis a movimentos gravitacionais de massa e inundações, as ocupações irregulares existem, o que deve servir de justificativa para que as fiscalizações em áreas de risco ocorram de maneira efetiva.

Integração da PNRH na gestão de riscos e desastres

A interface entre a gestão de recursos hídricos e a proteção e defesa civil, aplicadas principalmente por meio de suas respectivas políticas públicas em nível federal, ainda enfrenta desafios de implementação prática nos municípios. Embora a maioria dos municípios utilize informações hidrológicas para realizar ações preventivas, preparatórias e de resposta, como informações de acumulados de precipitação e nível dos corpos hídricos da região, o compartilhamento desses dados ocorre frequentemente de forma informal, via aplicativos de mensagens como WhatsApp e redes sociais, conforme a maioria das respostas apresentadas pelos municípios.

Um ponto crítico identificado é a baixa articulação municipal com os Comitês de Bacia Hidrográfica. Enquanto alguns municípios mantêm certo grau de representação ou diálogo estratégico com estas instituições, outros relatam que essa articulação é inexistente ou os planos de recursos hídricos são pouco abordados na formulação de políticas locais. No âmbito da integração entre a PNRH e a PNPDEC, a pesquisa aponta que, 84% dos municípios afirmam que possuem certo grau de articulação com os comitês de bacia hidrográfica, onde apenas 32% destes consideram efetivamente os planos de recursos hídricos da sua respectiva unidade de referência (bacia hidrográfica) no desenvolvimento das políticas públicas de GRD.

Os pesquisados apontam como principais dificuldades para a integração das políticas de PNPDEC e PNRH: falhas institucionais, como falta de pessoal capacitado e uma equipe multidisciplinar, a baixa visibilidade dos órgãos de defesa civil perante os governantes locais, o que caracteriza o esforço em ações reativas, sem caráter estratégico e focado em gestão de riscos e a burocracia excessiva; dificuldades financeiras, como a ausência de orçamento específico e altos custos para implementação de ações efetivas de gestão hídrica em nível municipal; e as dificuldades de caráter técnico e cultural, como a dificuldade em conciliar a preservação ambiental com o crescimento urbano desordenado, principalmente em grandes centros urbanos e a falta de uma consciência de pertencimento por parte da população e dos gestores públicos sobre a dinâmica natural das bacias hidrográficas.

O compartilhamento de informações hidrológicas entre setores municipais é frequente (79%), e em 53% dos casos esses dados subsidiam instrumentos como o PMRR e o PLAMCON. Além disso, 63% dos municípios declararam possuir Plano Municipal de Saneamento Básico. Todavia, instrumentos de controle mais específicos da gestão hídrica ainda são pouco explorados localmente, considerando que apenas 11% dos municípios possuem programas de aproveitamento de águas pluviais ou realizam o controle sobre usos consuntivos e não consuntivos da água. A proteção de margens de Áreas de Preservação Permanente (APP's) e mananciais é realizada por 58% dos municípios, e 53% já executam o licenciamento ambiental em nível municipal. Por fim, as ações educativas integrando a GRD e a gestão das águas alcançam 42% da população nas localidades pesquisadas.

Os municípios também foram questionados quanto à incorporação dos instrumentos de gestão de recursos hídricos, como a cobrança pelo uso da água, a outorga, os sistemas de informações, o enquadramento dos corpos hídricos e os planos de recursos hídricos, no âmbito municipal, especialmente nas ações de gestão de riscos e desastres e no planejamento territorial. Os resultados evidenciam que 74% declararam não incorporar esses instrumentos no planejamento das políticas públicas municipais, revelando uma lacuna significativa na integração entre as agendas. Por outro lado, 26% afirmaram realizar essa incorporação, ainda que de forma heterogênea. As respostas indicam diferentes estratégias de integração, como o uso de sistemas de informação para subsidiar a tomada de decisões diante de eventos climáticos extremos, incluindo o monitoramento de níveis de rios, reservatórios e índices pluviométricos.

Outro ponto de convergência identificado refere-se à utilização desses instrumentos como base para a formulação de políticas públicas municipais alinhadas às diretrizes estabelecidas em nível Estadual, especialmente por meio dos planos de recursos hídricos. Além disso, destacou-se a incorporação de ações de fiscalização em áreas de risco, articuladas às políticas de ordenamento territorial e ao controle de ocupações em Áreas de Preservação Permanente (APPs). No que se refere ao compartilhamento de informações hidrológicas provenientes de fontes confiáveis de monitoramento, 79% informaram realizar ampla divulgação entre os diferentes setores da administração municipal, o que contribui para o fortalecimento da articulação intersetorial e da governança na gestão de riscos e desastres. Dentre esses, 47% dos municípios relataram que o compartilhamento ocorre, principalmente, por meio de reuniões que envolvem os diversos atores do ciclo de proteção e defesa civil (prevenção, mitigação, preparação, resposta e recuperação), configurando-se como a principal estratégia adotada. Outras formas mencionadas incluem a utilização de sites institucionais e redes sociais.

Por fim, 21% dos municípios informaram não promover a divulgação dessas informações para além do órgão de proteção e defesa civil, o que pode limitar a integração entre setores e comprometer a efetividade das ações de gestão de riscos e desastres.

Os resultados obtidos no Alto Vale do Itajaí corroboram a tese da falha do município na governança hídrica, termo utilizado por Nicollier et al (2023), para descrever a fragilidade institucional local e a carência de políticas municipais específicas para a gestão de recursos hídricos. Ainda, os municípios brasileiros ocupam uma posição de participação apenas indireta no Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH), o que frequentemente faz com que os processos decisórios fundamentais não passem pelos gestores municipais. Como aponta Fonseca et al. (2022), embora seja no território municipal onde as demandas e os impactos dos desastres hidrológicos efetivamente se materializam, a gestão hídrica ainda é gerida em instâncias superiores, e não há nem uma regulamentação legal efetiva das atribuições municipais quando se trata da implementação da PNRH.

A constatação de que 74% dos municípios pesquisados não incorporam instrumentos da PNRH em seu planejamento territorial reforça a percepção de um distanciamento administrativo e operacional entre a gestão de recursos hídricos e de gestão de riscos e desastres. Esse cenário de baixa integração é agravado pelo fato de que instrumentos como os planos diretores e os planos de bacia hidrográfica ainda são produzidos de forma independente, o que compromete a eficiência da gestão pública, conforme advertem Grangeiro, Ribeiro e Miranda (2020). Como ressaltado por Rodrigues (2020), a superação deste vazio legal e institucional exige que o planejamento urbano incorpore obrigatoriamente as diretrizes dos planos de recursos hídricos, migrando de uma cultura pautada em resposta a eventos de desastre, para uma governança de riscos integrada, preventiva e com foco no planejamento e ordenamento territorial.

A baixa articulação identificada entre os municípios do Alto Vale do Itajaí e os Comitês de Bacia Hidrográfica (CBH's) revela uma divergência com políticas públicas importantes, visto que tanto a PNRH quanto a PNPDEC estabelecem a bacia hidrográfica como a unidade territorial fundamental para o planejamento e execução de suas ações. Fonseca e Kobiyama (2022) apontam que a bacia hidrográfica deveria funcionar como uma base para a intersetorialidade, permitindo que o zoneamento urbano e as políticas de recursos hídricos convergissem para reduzir os riscos de desastres no território municipal. Entretanto, a participação municipal no SINGREH ainda é majoritariamente indireta e, ainda vinculado aos estudos de Nicollier et al (2023), a fraca atuação dos municípios nos comitês compromete a eficácia e a visibilidade municipal nestas instâncias que possuem poder de decisão, mantendo a gestão das águas e as ações de proteção e defesa civil isoladas e desarticuladas do contexto regional da bacia hidrográfica.

Conforme preconizado pelo Plano Nacional de Proteção e Defesa Civil (2025-2035), a superação desse cenário exige que o planejamento municipal incorpore a dinâmica da bacia hidrográfica para além da resposta imediata, promovendo uma governança que reconheça a interdependência entre o uso do solo local e a segurança hídrica regional, com um olhar mais abrangente.

Considerações Finais

A análise realizada evidencia que, embora a PNPDC e a PNRH possuam objetivos convergentes no que se refere à gestão de riscos, à prevenção de desastres e ao uso sustentável dos recursos naturais, ainda existem lacunas significativas no que diz respeito à sua efetiva integração no âmbito federativo, especialmente na esfera municipal.

Observou-se que a ausência de mecanismos operacionais claros dificulta a articulação entre os instrumentos das duas políticas, comprometendo a eficiência das ações de planejamento, prevenção e resposta a desastres. Nesse contexto, os municípios assumem papel central, uma vez que são responsáveis pela execução direta de grande parte das ações previstas, mas frequentemente enfrentam limitações técnicas, financeiras e estruturais.

Além disso, os dados analisados indicam que o cumprimento das atribuições legais previstas na PNPDEC ocorre de forma heterogênea, revelando desigualdades na capacidade de gestão de riscos entre os entes municipais. Tal cenário reforça a necessidade de fortalecimento institucional, capacitação técnica e ampliação do apoio por parte dos Estados e da União.

Diante disso, torna-se imprescindível avançar na construção de instrumentos integrados de governança, que promovam a articulação entre gestão de recursos hídricos e proteção e defesa civil, especialmente por meio do compartilhamento de informações, planejamento conjunto e adoção de abordagens preventivas baseadas no território. A integração entre planos, sistemas de informação e instâncias decisórias pode contribuir significativamente para a redução de vulnerabilidades e o aumento da resiliência das comunidades.

Por fim, destaca-se que a consolidação de uma gestão integrada depende não apenas de ajustes normativos, mas também de mudanças na cultura institucional e no fortalecimento da cooperação entre os entes federativos. Investir em políticas públicas intersetoriais e territorialmente articuladas é um caminho fundamental para enfrentar, de forma mais eficaz, os desafios relacionados aos riscos hidrológicos e aos desastres no Brasil. Futuras pesquisas podem abordar instrumentos formais de gestão de riscos para avaliar os potenciais de integração de políticas tratadas neste estudo na prática, a exemplo dos planos municipais de redução de riscos e desastres, ainda desconhecidos pelos respondentes.

Referências Bibliográficas

ASSUMPÇÃO, Rafaela Facchetti et al. Possíveis contribuições da integração das políticas públicas brasileiras à redução de desastres. *Saúde em Debate*, Rio de Janeiro, v. 41, n. especial 2, p. 39-49, jun. 2017. Disponível em: <Brasil - Possíveis contribuições da integração das políticas públicas brasileiras à redução de desastres Possíveis contribuições da integração das políticas públicas brasileiras à redução de desastres> Acesso em: 10 abr. 2026.

BRAGA, Benedito P. F.; DOMINGUES, A. F**.** Gestão de Recursos Hídricos no Brasil. In: *SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE SAVANAS TROPICAIS, 2.; SIMPÓSIO NACIONAL DO CERRADO*, 9., 2008, Brasília. Anais... Brasília, 2008**.** Disponível em: <https://livrozilla.com/doc/909758/gest%C3%A3o-de-recursos-h%C3%ADdricos-no-brasil-por-b.p.f.-braga-e-> Acesso em 02 mai. 2026.

BRASIL. Lei n° 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1° da Lei n° 8.001, de 13 de março de 1990. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, 9 jan. 1997. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9433.htm> Acesso em 10 abr. 2026.

BRASIL. Lei n° 12.608, de 10 de abril de 2012. Institui a Política Nacional de Proteção e Defesa Civil – PNPDEC; dispõe sobre o Sistema Nacional de Proteção e Defesa Civil – SINPDEC e o Conselho Nacional de Proteção e Defesa Civil – CONPDEC; autoriza a criação de sistema de informações e monitoramento de desastres; e dá outras providências. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, 11 abr. 2012. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12608.htm> Acesso em 10 abr. 2026.

BRASIL. Ministério da Integração e do Desenvolvimento Regional. *Plano Nacional de Proteção e Defesa Civil – PN-PDC 2025-2035.* Brasília: MIDR/Sedec, 2025. Disponível em: <https://www.gov.br/mdr/pt-br/assuntos/protecao-e-defesa-civil/pn-pdc> Acesso em 10 abr. 2026.

DULAC, Vinicius Ferreira; KOBIYAMA, Masato. Interfaces entre políticas relacionadas a estratégias para redução de riscos de desastres: recursos hídricos, proteção e defesa civil e saneamento. *REGA - Revista de Gestão de Água da América Latina,* Porto Alegre, v. 14, e9, 2017. DOI: 10.21168/rega.v14e10.

FONSECA, Claudi Ariane Gomes; KOBIYAMA, Masato. A integração das políticas públicas PNPDEC, PNRH, LDNSB por meio dos seus instrumentos na redução dos riscos de desastres hidrológicos com ênfase no nível municipal. *Revista Geonorte.* Manaus, AM. Vol. 13, n. 41 (jan./jun. 2022), p. 60-82, 2022. DOI:10.21170/geonorte.2022.V.13.N.41.60.82.

GAMBARDELLA, Alice Dianezi. Intersetorialidade na governança: caminho para aumento da eficiência nas ações de redução de riscos de desastres (RRD). *Convergências: Famílias e Políticas Públicas*, v. 4, n. 1, p. 1–12, 2024. DOI:10.34024/c.2024.4.18956.

GRANGEIRO, Ester Luiz de Araújo; RIBEIRO, Márcia Maria Rios; MIRANDA, Lívia Izabel Bezerra de. Integração de políticas públicas no Brasil: o caso dos setores de recursos hídricos, urbano e saneamento. *Cadernos Metrópole*, São Paulo, v. 22, n. 48, p. 417–434, maio/ago. 2020. DOI: https://doi.org/10.1590/2236-9996.2020-4804.

LIBERATO, Johnny Amorim. *Gastos em proteção e defesa civil para prevenção de desastres naturais versus resposta e reconstrução no Brasil*. Revista Técnica CNM, Brasília, p. 37-52, 2016. Disponível em< https://cnm.org.br/storage/biblioteca/Gastos%20em%20prote%C3%A7%C3%A3o%20e%20defesa%20civil%20para%20preven%C3%A7%C3%A3o%20de%20desastres%20naturais.pdf> Acesso em 15 abr. 2026.

MEDEIROS, Katharine Taveira de Brito; LUCENA, Mycarla Míria Araújo de. Gestão dos recursos hídricos: uma revisão sob a perspectiva dos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável. *Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental*, Palhoça, v. 12, p. 1–14, 2023. Disponível em < https://www.researchgate.net/publication/372479585_GESTAO_DOS_RECURSOS_HIDRICOS_UMA_REVISAO_SOB_A_PERSPECTIVA_DOS_OBJETIVOS_DO_DESENVOLVIMENTO_SUSTENTAVEL_GESTION_DE_LOS_RECURSOS_HIDRICOS_UNA_REVISION_DESDE_LA_PERSPECTIVA_DE_LOS_OBJETIVOS_DE_DESARROLL> Acesso em 20 abr. 2026.

MUÑOZ, Echart et al. *Atlas da Justiça Climática na América Latina e no Caribe.* Ciudad Autónoma de Buenos Aires: CLACSO; Madri: GeoEcos; Rio de Janeiro: Observatório Interdisciplinar das Mudanças Climáticas, 2025. Disponível em < https://climaesociedade.org/publicacao/atlas-da-justica-climatica-na-america-latina-e-no-caribe/> Acesso em 25 abr. 2026.

NICOLLIER, Valérie; KIPERSTOK, Asher; BERNARDES, Marcos Eduardo Cordeiro. A governança da água no Brasil: qual o papel dos municípios? *Estudos Avançados*, São Paulo, v. 37, n. 109, p. 279–302, 2023. DOI: https://doi.org/10.1590/s0103-4014.2023.37109.017.

RODRIGUES, Maria Rita. Da resposta à prevenção: interfaces entre a gestão de risco de desastres e o planejamento urbano. *GeoUERJ,* Rio de Janeiro, n. 36, e348404, 2020. DOI**:** https://doi.org/10.12957/geouerj.2020.48404.

SALEME, Edson Ricardo; BONAVIDES, Renata Soares. A Política Nacional de Proteção e Defesa Civil–PNPDEC nas cidades brasileiras. *Revista de Direito Urbanístico*, Cidade e Alteridade, v. 4, n. 2, p. 85, 2018. DOI: https://doi.org/10.26668/IndexLawJournals/2525-989X/2018.v4i2.4884.

SANTA CATARINA. *Documento Síntese do Plano Estadual de Recursos Hídricos***.** Florianópolis: Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável; Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Estado de Santa Catarina – FAPESC, 2018. Disponível em: <https://www.aguas.sc.gov.br/base-documental/plano-estadulal-biblioteca> Acesso em 15 abr. 2026.

SCHMIDT, João Pedro. Para estudar políticas públicas: aspectos conceituais, metodológicos e abordagens teóricas. *Revista do Direito*, Santa Cruz do Sul, v. 3, n. 56, jan. 2019. ISSN 1982-9957. DOI: https://doi.org/10.17058/rdunisc.v3i56.12688.

SILVA, Amanda Regina Coutinho da; KOBIYAMA, Masato; VANELLI, Franciele Maria. Interfaces entre a política nacional de proteção e defesa civil e a política nacional de educação ambiental. *Ciência e Natura,* Santa Maria, v. 43, e60, p. 1-32, 2021. DOI: https://doi.org/10.5902/2179460X43612.

UNDRR – Escritório das Nações Unidas para a Redução do Risco de Desastres. *Regional Assessment Report on Disaster Risk in Latin America and the Caribbean: challenges in disaster risk reduction and progress towards the Sendai Framework targets.* Panamá: UNDRR, 2021. Disponível em: <https://www.undrr.org/RAR24LAC> Acesso em: 01 mai. 2026.

AVALIAÇÃO DA ATUAÇÃO DO COMITÊ DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DO LITORAL NORTE DO ESTADO DA PARAÍBA

1 Hugo Morais de Alcântara, 2 Antônio Carlos Leão Silva, 3 Léia Lobo de Souza Carvalho, 4 João Severo Filho, 5 Christiano Morais de Sousa, 6 Ellen de Morais Brito, 7 Fabrícia Torreão Araújo de Alcântara, 8 Maria Beatriz Torreão Morais de Alcântara

[1] Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Desenvolvimento Sustentável do Semiárido, ProfÁgua, e-mail: hugo.morais@professor.ufcg.edu.br; [2] Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Desenvolvimento Sustentável do Semiárido - Mestrando ProfÁgua, e-mail:antonio.leao@estudante.ufcg.edu.br; [3] Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Mestre ProfÁgua - UFCG, e-mail: leiatapirape@gmail.com; [4] Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Desenvolvimento Sustentável do Semiárido - Mestrando ProfÁgua, e-mail: jsevfilho@gmail.com; [5] Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Desenvolvimento Sustentável do Semiárido - Mestrando ProfÁgua, e-mail: christianobiologo@gmail.com; [6] Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Desenvolvimento Sustentável do Semiárido - Mestranda ProfÁgua, e-mail: ellen.morais@estudante.ufcg.edu.br; [7] Secretaria de Educação do Estado da Paraíba, e-mail:torreaoalcantara@yahoo.com.br; [8] Administradora, e-mail: mabi.torreao@gmail.com;

Palavras-chave: Instrumentos de Gestão de Recursos Hídricos; Gestão Participativa; Áreas Protegidas.

Resumo

O uso e ocupação do solo não planejado, o crescimento desordenado das cidades e o aumento da poluição difusa favorecem a geração de impactos ambientais negativos, principalmente na região Nordeste do Brasil, que possui altas taxas de evapotranspiração e elevada irregularidade espacial e temporal da precipitação pluviométrica, o que favorece o risco da insegurança hídrica e causa severos problemas socio-hidrológicos. Objetivou-se avaliar a atuação do Comitê das Bacias Hidrográficas do Litoral Norte (CBH-LN), no Estado da Paraíba, no período de 2012 a 2022, conforme as tomadas de decisões de seus membros e do desenvolvimento de ações nas bacias hidrográficas para minimizar os impactos socio-hidrológicos, em períodos de escassez hídrica. A região de competência do CBH-LN é composta pelas áreas das bacias hidrográficas dos rios Camaratuba, Mamanguape e Miriri, localizadas na região do Litoral Norte do Estado da Paraíba, com área de 4.597,1 km², correspondente a 8,1% da extensão territorial do Estado, possui 489.068 habitantes, aproximadamente 14% da população total da Paraíba. A metodologia baseou-se em pesquisa e análise qualitativa dos registros documentais das atas aprovadas em reuniões do CBH-LN, utilizadas como fonte primária de informações sobre ações, discussões e decisões ocorridas no período avaliado. Foi possível observar o aumento da eficiência da gestão dos recursos hídricos na área de estudo, a partir do ano de 2021, em decorrência das tomadas de decisões dos membros do CBH-LN, para o uso dos recursos financeiros originados pela cobrança de uso da água bruta, instituída pela Lei Estadual nº 6.308/1996 e regulamentada pelo Decreto Estadual nº 33.613/2012. Com a necessidade de aprimorar o uso dos recursos financeiros destinados ao Fundo Estadual de Recursos Hídricos do Estado da Paraíba (FERH-PB), originados pela cobrança de uso da água bruta, foram apresentadas propostas pelos membros do CBH-LN, que contemplassem a efetivação das câmeras técnicas setoriais, a elaboração e/ou atualização dos planos de bacias hidrográficas e de recursos hídricos do Estado da Paraíba, a atualização do cadastro de usuários que utilizam os recursos hídricos sem obtenção das devidas licenças ambientais e de outorga do direito de uso da água bruta, do enquadramento dos corpos hídricos em classes preponderantes e a necessidade de criação de um novo sistema de informações sobre os recursos hídricos. De acordo com os resultados obtidos após análises documentais das atas das reuniões do CBH-LN, foi possível identificar a evolução das discussões durante as plenárias, com maior participação e envolvimento dos atores sociais, como os representantes de setores produtivos, da sociedade civil e dos municípios, que cobraram da Agência Executiva de Gestão de Recursos Hídricos do Estado da Paraíba (AESA-PB), maior transparência no uso dos recursos arrecadados pela cobrança de uso da água bruta, aplicação dos recursos para o monitoramento qualiquantitativo da água e no desenvolvimento de um sistema de informações sobre os recursos hídricos, robusto e acessível aos usuários de água, pois não há agências de bacias atuando no estado da Paraíba. Também houve atenção dispendida pelos membros do CBH-LN para a implementação de estratégias e ações vinculadas a Educação Ambiental, ao planejamento de medidas de conservação da água, bem como para garantir a segurança de barragens e a quantificação dos volumes disponíveis em reservatórios superficiais devido ao assoreamento, com sugestão de realização de novos levantamentos batimétricos nos maiores reservatórios de acumulação superficial. Embora o CBH-LN tenha implementado várias estratégias para a melhoria da gestão de recursos hídricos, ainda existem desafios para a implementação efetiva de alguns dos instrumentos de gestão de recursos hídricos, como a ampliação do cadastro de usuários, a outorga do direito de uso da água bruta e o enquadramento em classes de usos preponderantes no Estado da Paraíba. Foi possível identificar a atenção dispendida pelos membros do CBH-LN para a implementação de estratégias de ação vinculadas a Educação Ambiental e ao planejamento de medidas de conservação da água, para a garantia da segurança de barragens e quantificação dos volumes disponíveis em reservatórios superficiais devido ao assoreamento, por meio de batimetrias. Há necessidade de fortalecer a capacitação dos membros do CBH-LN, pois contribuem significativamente com a gestão e governança dos recursos hídricos por meio das representações dos usuários de água, da sociedade civil organizada e dos governos federal, estadual e municipal.

Introdução

No Brasil, a insegurança hídrica tem ocorrido de forma recorrente, incluindo as regiões Nordeste, Norte e Sudeste, afetando ecossistemas e a população. Entre as regiões afetadas, o Nordeste destaca-se por possuir clima predominante seco semiárido, com ocorrência de precipitações pluviométricas intensas e de grande irregularidade espacial e temporal, o que limita a disponibilidade da água superficial. No Sudeste, a gestão inadequada, o alto índice de urbanização e industrialização geram sérios problemas associados a qualidade da água, aos conflitos pela disponibilidade reduzida e demandas crescentes e, no Sul, existem demandas crescentes do volume de água para a irrigação de cultivos de arroz, milho e soja. No período de 2013 a 2016, 48 milhões de pessoas foram atingidas por estiagens e secas, com registro de 4.824 eventos de secas, mas no ano de 2016, os impactos da seca sobre a população foram os mais críticos, com elevado risco de desabastecimento por ausência de água para atender ao abastecimento humano e a dessedentação animal (MATTIUZI; MARQUES, 2019). A escassez hídrica tem sido observada em todas as regiões do Brasil, ocorrendo em períodos distintos, mas com efeitos severos para a manutenção das atividades produtivas, do abastecimento para consumo humano e a dessedentação animal, com baixos níveis de segurança hídrica, que tem sido associada com frequência às mudanças climáticas (LEMOS et al., 2020).

As mudanças climáticas intensificam os riscos à disponibilidade hídrica em todas as regiões do Brasil e em zonas secas, semiáridas e subúmidas em todo o mundo, sendo necessária à sua incorporação na Gestão de Recursos Hídricos, o que exige o aprimoramento da Governança dos Recursos Hídricos, com foco na redução das vulnerabilidades sociais, econômicas e hidrológicas (DIAS; TEIXEIRA; PESSOA, 2025). A capacidade adaptativa da população tem sido frequentemente relacionada aos impactos das mudanças climáticas, incluindo a intensificação e severidade das secas, mas há necessidade de considerar interrelações amplas de gestão e da governança dos recursos hídricos, com fortalecimento da participação social junto aos comitês de bacias hidrográficas e conselhos de recursos hídricos. As decisões e atividades desenvolvidas pelos comitês de bacias têm impactos significativos sobre a gestão dos recursos naturais disponíveis na bacia hidrográfica, bem como sobre as comunidades que dependem destes recursos para obtenção de renda (TOFU; WOLKA, 2023).

Objetivou-se avaliar a atuação do Comitê das Bacias Hidrográficas do Litoral Norte (CBH-LN), Estado da Paraíba, no período de 2012 a 2022, vinculado às decisões e ações desenvolvidas nas bacias hidrográficas para minimizar os impactos ambientais negativos, em períodos de escassez hídrica, considerando o uso dos instrumentos de gestão de recursos hídricos, como o enquadramento dos corpos de água, a outorga do direito do uso da água, o plano de recursos hídricos e o sistema de informações sobre recursos hídricos, para subsidiar decisões e aplicar os recursos obtidos pela cobrança de uso da água bruta.

Material e Métodos

O trabalho foi desenvolvido com base em pesquisa e análise qualitativa dos registros documentais de atas aprovadas em reuniões ordinárias do CBH-LN, obtidas no site da Agência Executiva de Gestão de Águas do Estado da Paraíba (AESA-PB) (http://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website/comite-de-bacias/litoral-norte/), estando disponíveis duas atas do ano de 2012, três atas dos anos de 2013, 2014, 2015 e 2016 e quatro atas em cada ano, para o período de 2017 a 2022, além duas atas de reuniões extraordinárias, uma do ano de 2014 e outra de 2020 (AESA, 2024). Essas atas serviram como fonte primária de informações sobre as ações, discussões e as tomadas de decisões ocorridas durante as reuniões do CBH-LN.

Após a análise documental foram extraídas as informações relevantes de acordo com os objetivos propostos neste trabalho, o que envolveu a identificação e avaliação das menções sobre a implementação e eficácia dos instrumentos de gestão de recursos hídricos, das ações e decisões dos membros do CBH-LN, quando as bacias hidrográficas foram sujeitas a eventos críticos de escassez hídrica e quais estratégias implementadas favoreceram a resiliência e sustentabilidade dos recursos hídricos no período de 2012 a 2022. A análise da frequência das menções nas atas das reuniões subsidiou a identificação dos usos dos instrumentos de gestão de recursos hídricos e como o CBH-LN gerenciou os conflitos, de acordo com os eventos críticos de escassez, conforme a identificação das medidas discutidas e implementadas.

A região de competência do Comitê das Bacias Hidrográficas do Litoral Norte (CBH-LN) é composta por áreas geográficas das bacias dos rios Camaratuba, Mamanguape e Miriri, com 4.597,1 km², o que representa 8,1% da extensão territorial do estado, possui 489.068 habitantes, cerca de 14% da população total da Paraíba (AESA, 2004). As principais correntes fluviais que nomeiam essas bacias são os rios Mamanguape, Miriri e Camaratuba. Estas bacias hidrográficas são notáveis por vários conflitos associados à degradação ambiental, incluindo a eliminação de florestas ribeirinhas, assoreamento dos principais rios, monocultura de cana-de-açúcar e a existência de olarias nas margens dos rios (AESA, 2004).

Entre as bacias que compõem a região de atuação do CBH-LN (Figura 1), destaca-se a bacia hidrográfica do rio Mamanguape, localizada no extremo oriental do Estado da Paraíba, entre as latitudes 6°41’57’’ e 7°15’58’’ Sul e longitudes 34°54’37’’ e 36° Oeste. Faz fronteira ao Norte com a bacia do rio Curimataú, a Oeste com as bacias hidrográficas do rio Curimataú e do rio Paraíba, ao Sul com a bacia do rio Paraíba e a Leste com o Oceano Atlântico. O seu principal curso d'água é o Mamanguape, que apresenta um regime intermitente, originando-se na microrregião do Agreste da Borborema e desagua no Oceano Atlântico, no município de Rio Tinto, PB. Essa bacia recebe contribuições de outros cursos d'água, como os rios Guariba, Guandu, Araçagi, Saquaiba e o riacho Bloqueio.

A bacia hidrográfica do rio Mamanguape possui área de 3.525,00 km^2, possui clima quente e úmido (Aw’i), com chuvas no outono e inverno, segundo a classificação de Köppen-Geiger, o período seco na região próxima ao Oceano Atlântico dura apenas dois meses, mas pode chegar a quatro meses à medida que a bacia se estende para o interior no estado da Paraíba. No período analisado o total da precipitação pluviométrica anual variou de 700 mm a 1600 mm, sendo maio o mês mais chuvoso e outubro o mais seco. A evapotranspiração anual variou de 1100 mm a 1600 mm, a umidade relativa do ar variou de 80% a 85%, a insolação solar diária variou de 7 h a 8 h, de janeiro a julho, e de 8 h a 9 h, de agosto a dezembro. A velocidade do vento variou

de 2,5 m/s a 3,5 m/s. A vegetação nativa predominante na área de estudo é composta por florestas Caducifólia, Subcaducifólia e Subperenifólia, isto é, Floresta Atlântica e ecossistemas associados, como restingas, cerrados e manguezais. As altitudes não excedem 200 metros, pois localiza-se na Depressão Sublitorânea, uma região de baixa altitude, com uma superfície de colinas e um relevo classificado como suavemente ondulado e ondulado, drenado por rios intermitentes e perenes, com vales abertos e não muito profundos. Os solos são compostos pelos tipos podzólico vermelho amarelo equivalente eutrófico, luvissolo crômico eutrófico, litólico eutrófico, planossolo solódico, terra roxa estruturada eutrófica e afloramentos rochosos. A litologia exibe uma predominância de terrenos sedimentares, de areias que pertencem ao grupo das barreiras, além de mangues e terrenos afetados pelas marés. Também pode-se observar ocorrências de arenitos e calcários do grupo Paraíba (AESA, 2004).

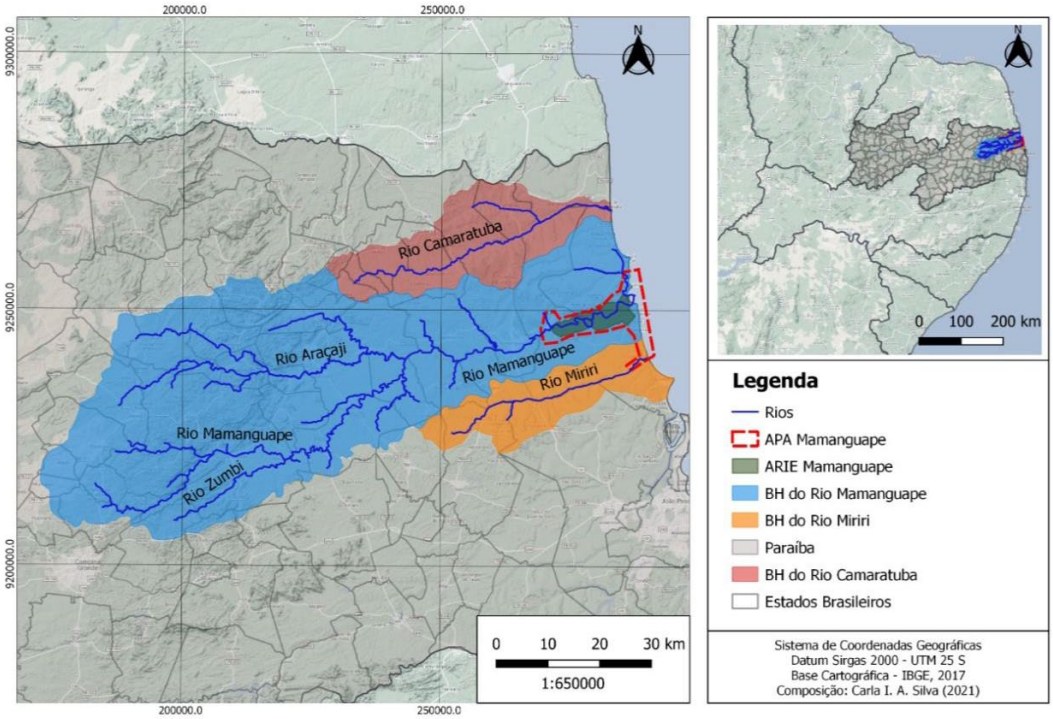


Figura 1: Localização das bacias hidrográficas que compõem o Comitê das Bacias Hidrográficas do Litoral Norte. Fonte: de autoria própria

Na área da bacia, encontram-se totalmente ou parcialmente os municípios de Alagoa Grande, Alagoa Nova, Alagoinha, Algodão de Jandaíra, Araçagi, Arara, Areia, Areial, Baía da Traição, Bananeiras, Belém, Capim, Casserengue, Cuité de Mamanguape, Cuitegi, Curral de Cima, Duas Estradas, Esperança, Guarabira, Itapororoca, Juarez Távora, Lagoa de Dentro, Lagoa Seca, Mamanguape, Marcação, Mari, Massaranduba, Montadas, Mulungu, Pilões, Pilõezinhos, Pirpirituba, Puxinanã, Remígio, Rio Tinto, São Sebastião de Lagoa de Roça, Serraria, Serra da Raiz, Serra Redonda, Sertãozinho e Solânea (AESA, 2004).

A área de influência dos comitês de bacias hidrográficas estaduais do Estado da Paraíba foi determinada pela Resolução nº 3/2003 (CERH-PB, 2003), do Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CERH-PB). O Comitê das Bacias Hidrográficas do Litoral Norte (CBH-LN) foi estabelecido pelo Decreto Estadual n° 27.561/2006 (PARAÍBA, 2006), teve sua primeira composição em 2007, com a previsão de 4 reuniões ordinárias anuais. De acordo com o seu regulamento interno, o Comitê das Bacias Hidrográficas do Litoral Norte (CBH-LN) é composto por 26 membros titulares e seus respectivos suplentes, possui responsabilidades e competências para ação em prol da descentralização e integração das políticas públicas, deve fomentar a gestão descentralizada, participativa e integrada dos recursos hídricos, incentivar a participação dos usuários e propor a proteção dos recursos hídricos e do meio ambiente, além de sugerir a realização de acordos entre entidades integrantes das bacias hidrográficas do Litoral Norte e entidades públicas e privadas.

Resultados e Discussão

Após realização de análise dos conteúdos descritos nas atas produzidas por meio das reuniões ordinárias e extraordinárias do CBH-LN, ocorridas no período de 2012 a 2022, identificaram-se os principais temas discutidos nos registros das atas no período de 2018 a 2022, tendo como referência a bacia hidrográfica do rio Mamanguape e a implementação de ações com potencial aumento da eficácia dos instrumentos de gestão de recursos hídricos implementados, mas que necessitam de ajustes e ampliação de aplicação aos usuários do CBH-LN (Figura 2).

A composição do CBH-LN, possui 30,8% de representação da sociedade civil e 30,8% de membros do Poder Público, o que atende aos quantitativos determinados pela Resolução CNRH nº. 05/2000 (BRASIL, 2000), de no mínimo 20% de vagas para a sociedade civil e até 40% para representantes estatais. Quanto aos usuários, que deveriam possuir 40% dos assentos, passou a possuir 38,5% dos assentos, haja vista a necessidade de inclusão da Fundação Nacional dos Povos Indígenas (FUNAI), por conter áreas indígenas em sua área de atuação, sendo aumentado o número total de participantes de 25 para 26, quando da

formação do CBH-LN. Destaca-se que o regimento interno do CBH-LN entende por usuário o indivíduo, grupos, entidades públicas e privadas e coletividades que utilizam recursos hídricos e possam comprovar por meio da outorga.

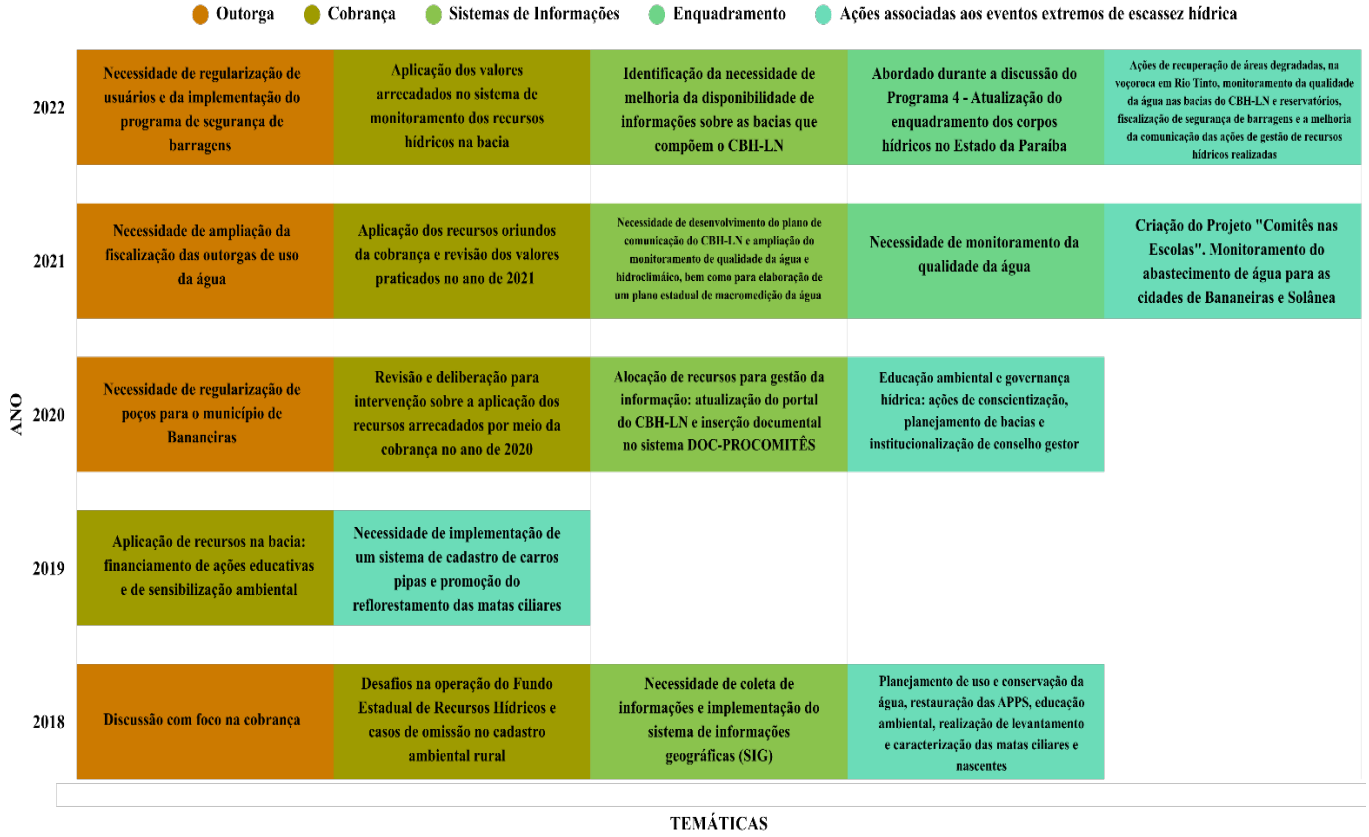


Figura 2: Principais temas registrados em atas após reuniões do CBH-LN no período de 2018 a 2022. Fonte: de autoria própria

Cada discussão transcrita por meio das atas registradas após as reuniões favoreceu a obtenção de uma percepção geral de como a implementação dos instrumentos de gestão de recursos hídricos foi analisada pelos membros do CBH-LN e quais foram as respostas aos eventos críticos durante o período analisado, considerando as estratégias de resiliência e sustentabilidade adotadas para a conservação dos recursos hídricos na bacia hidrográfica do rio Mamanguape. Destaca-se que as omissões observadas nas atas analisadas, não necessariamente indicam que o tópico em questão não foi abordado, mas sim que foi discutido de maneira indireta durante a reunião, registrados como “não mencionado explicitamente”.

A análise do registro das atas de quatro reuniões do CBH-LN, no ano de 2018, permitiu identificar uma série de discussões e ações estratégicas, em torno da outorga e cobrança pelo uso da água bruta, que deveriam favorecer a gestão dos recursos hídricos. Houve registro na ata da primeira reunião do CBH-LN, deste ano, sobre a dificuldade enfrentada para a operação do Fundo Estadual de Recursos Hídricos (FERH-PB), ressaltando-se a necessidade de aplicação dos recursos arrecadados em ações a favor das bacias hidrográficas. A ausência de apresentação da documentação do Cadastro Ambiental Rural (CAR), por alguns proprietários e produtores rurais, dificultam a implementação da outorga do uso da água bruta pela AESA-PB, apesar de continuarem usando água de nascentes e reservatórios superficiais. Não houve menção explícita ao enquadramento dos corpos de água no ano de 2018. Diversas estratégias para a resiliência e sustentabilidade dos recursos hídricos na bacia foram mencionadas, como a necessidade de desenvolvimento de um sistema de informações dos recursos hídricos disponíveis que favoreça a elaboração dos planos de bacias hidrográficas para aumentar a resiliência aos eventos extremos de escassez hídrica, a restauração das Áreas de Proteção Permanente (APPs), implementação de um plano de aplicação dos recursos da cobrança pelo uso da água bruta, desenvolvimento de ações de Educação Ambiental, o levantamento e caracterização de matas ciliares e nascentes (Atas das 1ª, 2ª e 3ª reuniões). Apesar das discussões realizadas reconhecerem essas fragilidades por três reuniões consecutivas do CBH-LN, a implementação das ações não foi completamente definida, como por exemplo, a ampliação da cobrança pelo uso de água bruta e da outorga de direito de uso da água bruta.

O registro das atas das reuniões ocorridas no ano de 2019 permitiu identificar ações consistentes do CBH-LN, principalmente em relação à ampliação da cobrança pelo uso da água bruta e aplicação dos recursos arrecadados para ações de sensibilização da população em geral, como a elaboração de um vídeo sobre o uso racional da água e a criação de um kit denominado “Comitês nas Escolas”, distribuído e divulgado em escolas dos municípios que fazem parte da área territorial das bacias hidrográficas que compõem do CBH-LN. No entanto, a ausência de menções explícitas sobre a necessidade de mecanismos de controle para a gestão dos eventos críticos de escassez hídrica e de enquadramento dos corpos d'água em classes de usos preponderantes, na área da bacia do rio Mamanguape, sugeriu que há urgência na implementação deste instrumento de

gestão de recursos hídricos. A implementação de um sistema para cadastramento e regularização dos usuários e empreendimentos é essencial para o fortalecimento da gestão dos recursos hídricos no Estado da Paraíba. Sem a implementação adequada destas ações, as outorgas concedidas pela AESA-PB, que apoia o CBH-LN como secretaria executiva, podem não representar de fato o volume total retirado de água para usos múltiplos, pois diversos usuários continuam operando de forma irregular, mesmo podendo ser considerados como de uso insignificante (Ata da 3ª Reunião).

As estratégias implementadas pelo Comitê para melhorar a resiliência e sustentabilidade dos recursos hídricos na bacia são amplas e variadas, indo desde a implementação de um sistema de cadastramento para carros-pipas até a promoção do reflorestamento e recuperação das matas ciliares (Ata 1ª Reunião). O planejamento estratégico aprovado pelo Comitê também indicou a disposição de melhorar a gestão de recursos hídricos em longo prazo (Ata 4ª Reunião). Houve menção de resolução de conflitos entre usuários de recursos hídricos no município de Bananeiras, na região da Lagoa do Matias, como resposta aos eventos críticos vinculados a insegurança hídrica devido ao longos período de estiagem vivenciado no período de 2012 a 2019.

Embora o Comitê esteja fazendo esforços significativos para implementar instrumentos de gestão de recursos hídricos e estratégias de resiliência, ainda há como melhorar a sua atuação por meio de um plano de ação para minimizar os eventos extremos de seca, com a implementação do enquadramento dos corpos d'água em classes para o benefício dos usuários de água da bacia do rio Mamanguape e demais bacias que compõem o CBH-LN.

Com base na análise das atas das reuniões do CBH-LN realizadas em 2020, foi possível identificar que as discussões e deliberações abordaram questões relativas aos instrumentos de gestão dos recursos hídricos, apesar de não necessariamente atenderem a todos os temas necessários para a efetiva implementação desses instrumentos. Durante a 1ª reunião do ano de 2020, foi sugerida a revisão da deliberação sobre a cobrança pelo uso de água bruta no Plano de Trabalho de 2020. Durante a 2ª reunião do CBH-LN, com a intervenção da gerente de Cobrança da AESA-PB, que atua como agência executiva auxiliando os comitês de bacias do Estado da Paraíba, houve nova tentativa de deliberação sobre a aplicação dos recursos arrecadados por meio da cobrança de uso da água bruta. O caso do município de Bananeiras voltou a ser discutido nesta reunião, mas agora sobre a necessidade de regularização dos poços perfurados, não regularizados, pois a retirada de água para usos múltiplos continuava a ocorrer. Foi sugerida a realização de ações de capacitação dos secretários de agricultura e de meio ambiente dos municípios que possuem área territorial, parcial ou total, na bacia hidrográfica do rio Mamanguape, com objetivo de que possam auxiliar na instrução dos usuários de água para solicitar a outorga de uso da água bruta por meio do site da AESA-PB. O sistema de informações sobre recursos hídricos foi mencionado em todas as reuniões do ano de 2020, de forma direta ou indireta, com avaliação dos membros do CBH-LN sobre a necessidade de atualização de informações no portal deste comitê de bacia e na inserção da documentação no sistema DOC-PROCOMITÊS. O enquadramento dos corpos d'água não foi discutido explicitamente em nenhuma das reuniões do ano de 2020. Relativamente às ações e respostas do CBH-LN durante crises hídricas e estratégias para melhorar a resiliência e sustentabilidade dos recursos hídricos, não foram explicitamente detalhadas nas atas das reuniões ocorridas no ano de 2020. A importância da implantação da Educação Ambiental e da comunicação para aumentar a consciência sobre a necessidade do uso racional dos recursos hídricos voltou a ser abordada durante das reuniões ocorridas no ano de 2020. Também se discutiu a implementação de Planos de Bacias e a formação de um Conselho Gestor para a Área de Proteção Ambiental (APA) do Roncador. Apesar das discussões tratarem de temas de grande relevância, as ações para que ocorram uma mudança para o fortalecimento do sistema de gestão de recursos hídricos não foram detalhadas, nem deliberadas pelos membros do CBH-LN, principalmente nos momentos críticos de ocorrência de eventos extremos, o que potencializam a insegurança hídrica e a sustentabilidade dos recursos hídricos.

Durante a primeira reunião do CBH-LN, no ano de 2021, foi evidenciado, por meio do membros da sociedade civil organizada, o projeto denominado “Comitês nas Escolas”, que teve como objetivo a sensibilização dos membros de comunidades escolares sobre questões associadas a criação dos comitês, sua composição, o que faz e como contribui para a implementação dos instrumentos de gestão de recursos hídricos em uma bacia hidrográfica, bem como a necessidade de maior monitoramento e fiscalização do abastecimento de água para os municípios de Bananeiras e Solânea. Também se ressaltou a necessidade de realização de avaliação das conservação das matas ciliares e nascentes, com possível ação de recomposição da vegetação nestas áreas. A questão da cobrança pelo uso da água bruta voltou a ser abordada durante a 2ª reunião do CBH-LN, com nova discussão sobre a aplicação dos recursos provenientes deste instrumento de gestão, conforme pode ser conferido nas linhas 33-38 da ata desta reunião, evidenciando a necessidade de um novo encontro com representantes da AESA-PB, para que se apresente o montante arrecadado nos anos de 2020 e 2021, com definição do planejamento da aplicação desses recursos ainda no ano de 2021. Também foi mencionado a necessidade de criação do Plano de Comunicação do comitê, que deve incluir a divulgação de informações atualizadas sobre os recursos hídricos disponíveis das bacias que integram o CBH-LN. Foi possível identificar que há necessidade de maior transparência sobre o quantitativo dos valores arrecadados e disponíveis no FERH-PB para aplicação nas bacias do CBH-LN. Durante a 3ª reunião do CBH-LN, do ano de 2021, o tema foi debatido com a apresentação e discussão sobre a revisão da cobrança pelo uso da água bruta (item 5 da pauta) e houve menção ao Programa nº 6, que trata do “Sistema de Fiscalização do Uso da Água”, cujas metas incluem a fiscalização das irregularidades do uso da água bruta no Estado da Paraíba, para que os usuários não outorgados possam ser inseridos no sistema atual de gestão de recursos hídricos. Nesta reunião ouve a deliberação para a implantação de sistema de monitoramento hidroclimático e da qualidade da água, bem como a elaboração do Plano Estadual de Macromedição de Água Bruta, o que implicou na necessidade provimento de um sistema de informações eficiente a ser disponibilizado por meio da AESA-PB, mas com necessidade de investimentos para esse fim.

No que diz respeito ao enquadramento dos corpos d'água e outorga de direito de uso dos recursos hídricos, embora não tenham sido explicitamente mencionados nas atas, verificou-se que ocorreram inferências durante as discussões. Ações como

monitoramento da qualidade da água foram mencionadas em diferentes momentos, pois são etapas fundamentais para o enquadramento dos corpos d'água em classes, conforme seus usos preponderantes. Durante a 4ª reunião do CBH-LN, um representante da sociedade civil organizada propôs várias ações, incluindo o monitoramento efetivo da qualidade e quantidade da água nos mananciais e açudes das bacias hidrográficas integrantes do CBH-LN, como a necessidade de atualização das relações Cota x Área x Volume dos principais açudes, por meio de batimetrias, para avaliar o assoreamento dos reservatórios superficiais e favorecer a realização de estudos de disponibilidade hídrica, com apresentações dos resultados por meio de oficinas ou reuniões com a participação de comunidades locais. Essas propostas foram bem recebidas pelo plenário, pois são ações que visam aprimorar a resiliência dos recursos hídricos frente a possíveis situações de insegurança hídrica.

Por meio da análise das atas das reuniões de 2021, do CBH-LN, foi possível evidenciar uma série de estratégias e ações voltadas para a melhoria da resiliência e sustentabilidade dos recursos hídricos. Destacaram-se o desenvolvimento do Plano de Comunicação do CBH-LN, a efetivação das Câmaras Técnicas, a elaboração e/ou atualização de planos de bacias hidrográficas e o acompanhamento da aplicação dos recursos do Fundo Estadual de Recursos Hídricos do Estado da Paraíba (FERH-PB), bem como o maior engajamento e envolvimento nas discussões e direcionamentos de ações para uma gestão e governança de recursos hídricos eficiente e eficaz, sendo possível perceber maior preocupação com a resiliência aos eventos extremos e sustentabilidade do uso da água na bacia hidrográfica do rio Mamanguape.

Na primeira reunião de 2022, o monitoramento dos recursos oriundos da cobrança pelo uso da água bruta foi um dos temas debatidos, evidenciando a importância deste instrumento de gestão para o desenvolvimento de ações em prol das bacias hidrográficas que compõem o CBH-LN. Embora a outorga de direito de uso dos recursos hídricos não tenha sido especificamente discutida nessa reunião, houve menção deste tema durante a segunda reunião, com ênfase sobre a necessidade de regularização de usuários que utilizam os recursos hídricos sem as devidas licenças e outorgas. O enquadramento dos corpos hídricos em classes foi citado apenas durante a terceira reunião do CBH-LN, quando se comentou sobre a necessidade de informações no Programa 4, que trata da atualização do enquadramento dos corpos hídricos no Estado da Paraíba e no Programa 7, quando se discutiu a importância do monitoramento associado a segurança de barragens durante os períodos de estiagem prolongadas. Durante as demais reuniões do CBH-LN, o enquadramento dos corpos hídricos em classes continuou sem discussão pela plenária, parecendo não haver disponibilidade da AESA-PB em implementar de fato esse instrumento de gestão. Embora não tenha sido explicitamente mencionado a necessidade de criação de um novo "Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos" no Estado da Paraíba, durante a terceira reunião do CBH-LN, no ano de 2022, ocorreram discussões sobre a necessidade de melhorar a disponibilidade das informações para o público em geral, por meio de uma "aba" ou “link” no site da AESA-PB.

Embora não tenham ocorrido referências diretas aos eventos extremos climáticos, como secas e inundações, que possam gerar a insegurança hídrica, algumas ações e estratégias foram discutidas durante as reuniões do CBH-LN, no ano de 2022, que visavam melhorar a resiliência e sustentabilidade dos recursos hídricos. Foram mencionadas ações de recuperação de áreas degradadas, como na voçoroca no município de Rio Tinto - PB, o monitoramento da qualidade da água em trechos de bacias hidrográficas e em reservatórios, a fiscalização da segurança das barragens e a promoção de boa comunicação sobre os instrumentos de gestão dos recursos hídricos que estão sendo acompanhados pelo CBH-LN. As discussões destacam a importância da cobrança pelo uso de água bruta, do uso dos recursos disponíveis no Fundo Estadual de Recursos Hídricos em benefício das bacias hidrográficas, da ampliação da implementação outorga de direito de uso da água, dos sistemas de informação eficientes e do enquadramento adequado dos corpos d'água em classes de uso nas bacias do CBH-LN. Ressalta-se que as bacias sob atuação do CBH-LN não possuem Planos de Bacias, instrumento de planejamento que deve ser aprovado pelo comitê, que deve também acompanhar as ações de implementação.

No conjunto das Dimensões das Capacidades Estatais buscou-se informação quanto a capacidade operacional do órgão envolvido na gestão dos recursos hídricos. Apesar da presença da Agência Executiva de Gestão de Recursos Hídricos no Estado da Paraíba (AESA-PB) atuando como secretaria executiva e de apoio ao Comitê de Bacias do Litoral Norte, nas atas da 2ª reunião do ano de 2017, 1ª e 4ª reuniões de 2018 do CBH-LN, foram relatados o pequeno número de profissionais vinculados a essa agência para o atendimento das demandas.

Em atenção à Dimensão das Relações Intergovernamentais foi averiguada a participação e integração entre CBH-LN e setores das políticas públicas afins à gestão dos recursos hídricos. A AESA-PB faz parte do SINGREH e possui como uma de suas finalidades a execução da Política Estadual de Recursos Hídricos do Estado da Paraíba. No período de 2015 a 2018, esteve presente como membro titular do CBH-LN. Como não há agências de bacias, a AESA-PB atua como secretaria executiva e sua presença é importante para interação direta entre o CBH-LN e sua secretaria, haja vista que atua no assessoramento técnico, possibilitando a cobrança de demandas sob sua responsabilidade, por vezes evidenciadas nas atas das reuniões.

O Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), órgão gestor da Área de Proteção Ambiental (APA) e Área de Relevante Interesse Ecológico (ARIE) ocupou assento titular em uma das vagas para o poder público federal e o Departamento Nacional de Obras Contra Secas (DNOCS), era seu suplente no Comitê das Bacias Hidrográficas do Litoral Norte (CBH-LN). Por tratar-se de área com presença indígena, a Fundação Nacional dos Povos Indígenas (FUNAI) estava presente na composição e possuía assento como titular de forma permanente, como previsto na legislação. Em se tratando da presença de municípios, dos 51 que fazem parte geograficamente das bacias, estavam presentes no Comitê: Marcação, Mataraca, Serraria e Solânea como titulares e Santa Rita, como suplente. Dentre outras instâncias de participação em que o CBH-LN atuava, estava o Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CERH-PB), a Comissão Interinstitucional de Educação Ambiental do Estado da Paraíba e os Conselhos Gestores da APA e ARIE do rio Mamanguape e a sua Câmara Técnica de Recursos Hídricos, criada em 2015.

Na Interação Estado-Sociedade foram identificadas ações e projetos voltados para a gestão da água, promovidos por Organizações Não Governamentais (ONGs), academia e usuários. As ações de maior relevância foram a criação em 2014, de Grupo de Apoio Técnico ao CBH-LN, por meio de projeto um de extensão do Instituto Federal da Paraíba, campus de João Pessoa - PB (IFPB), que apoiou o comitê em ações de preparação e execução de reuniões (COSTA; SOUZA; SARAIVA, 2022). A realização de projeto de consultoria jurídica pela Universidade Federal da Paraíba (UFPB), campus de João Pessoa - PB, foi citado em ata da 2ª reunião do Comitê no ano de 2016. O projeto "Observando Rios", da organização não governamental SOS Mata Atlântica, foi registrado em ata da 2ª reunião do CBH-LN, no ano de 2017, teve como meta o mapeamento das situações dos Planos de Saneamento Básico (PSB) dos municípios localizados nas bacias hidrográficas do Litoral Norte do Estado da Paraíba, idealizado por representante da Associação Brasileira de Recursos Hídricos (ABRHidro) e professora da Universidade Estadual da Paraíba (UEPB). O projeto de monitoramento da qualidade da água do estuário da barra do rio Mamanguape, envolveu o ICMBio, o Conselho Gestor da APA e ARIE do rio Mamanguape, o IFPB e a UFPB. Foi possível identificar que a maioria dos projetos citados, constavam nas atas de reuniões do CBH-LN, porém sem identificação de planejamento para monitorar os resultados dessas atividades e projetos.

A participação dos diversos atores nos colegiados é essencial para a sua existência e a capacitação para qualificação de seus membros, deve ser considerada fundamental para uma boa atuação durante seus mandatos. Em 2016, o CBH-LN aprovou planejamento estratégico de ações com a previsão da criação de uma câmara técnica para fomentar a capacitação dos seus membros. No período entre 2015 e 2018, foi possível identificar por meio das atas, a realização de uma capacitação.

No ano de 2017, o CBH-LN juntamente com o Comitê da Bacia Hidrográfica do Litoral Sul (CBH-LS) e o Comitê da Bacia Hidrográfica do rio Paraíba (CBH-PB), aderiram ao Programa Nacional de Fortalecimento dos Comitês de Bacias Hidrográficas (PROCOMITÊS) da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico, que visa o fortalecimento da gestão participativa e a efetividade dos comitês de bacias, de forma que o cumprimento das metas pactuadas resultou em premiação financeira que foi utilizado para beneficiar o aprimoramento dos CBHs em um período de 5 anos (ANA, 2017; ANA, 2026), o que coincide com o período de 2018 a 2022, onde foi possível identificar os maiores avanços nas propostas de ações no CBH-LN.

Os comitês das bacias hidrográficas existentes e em funcionamento, no Estado da Paraíba foram classificados como Nível 5, pelo PROCOMITÊS, pois estão em nível mais avançado de gestão, haja vista que possuem cobrança pelo uso da água bruta aprovada e implementada. Por meio da Resolução nº 23/2019, o Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Estado da Paraíba, comprovou o cumprimento das metas estabelecidas no contrato nº 67/2017/ANAPROCOMITÊS, no primeiro ano de certificação, que ocorreu apenas em 2019, o que também ocorreu nos anos subsequentes até o ano de 2025.

A participação no colegiado dos Comitês de Bacias Hidrográficas no Estado da Paraíba é realizada por meio de eleições que são convocadas por edital, sendo acessível nos endereços da AESA10 e do Portal dos Comitês de Bacias Hidrográficas da Paraíba11. A plenária do comitê vota em sua diretoria, escolhendo entre os seus membros, aqueles que ocuparão os respectivos cargos. A decisão quanto à representação do CBH-LN em outros fóruns e atividades foram resolvidas através de decisão da plenária, evidenciadas em pelo menos duas situações, registradas em atas, uma para participação no Encontro Nacional de Comitês de Bacias (ENCOB) e outra para eleger o representante que foi indicado para atuar no Conselho Gestor da APA e da ARIE do rio Mamanguape. Dessa forma, o CBH-LN fez cumprir seu direito legal de participar do Conselho Gestor das Unidades de Conservação Federais em sua área de atuação. Pode-se então, considerar a existência de um formato democrático de eleição no âmbito do Comitê das Bacias Hidrográficas do Litoral Norte (CBH-LN).

Considerações Finais

De acordo com os resultados obtidos por meio das análises das atas das reuniões do CBH-LN, no período de 2012 a 2022, foi possível observar a evolução das discussões nas plenárias deste comitê, com maior participação e envolvimento dos diversos atores sociais, que cobraram da AESA-PB maior transparência no uso dos recursos arrecadados pela cobrança de uso da água bruta, destinados ao Fundo Estadual de Recursos Hídricos do Estado da Paraíba, maior aplicação dos recursos para o monitoramento quantitativo e qualitativo da água bruta e no desenvolvimento de um sistema de informações sobre os recursos hídricos no Estado da Paraíba, mais robusto e acessível aos usuários de água.

Embora o CBH-LN tenha implementado várias estratégias para a gestão de recursos hídricos, ainda existem desafios para a implementação efetiva de alguns dos instrumentos de gestão de recursos hídricos, como a ampliação do cadastro de usuários, a outorga do direito de uso da água bruta e o enquadramento dos corpos hídricos em classes de usos preponderantes.

Foi possível identificar a atenção dispendida pelos membros do CBH-LN para a implementação de estratégias de ação vinculadas a Educação Ambiental e ao planejamento de medidas de conservação da água, para a garantia da segurança de barragens e quantificação dos volumes disponíveis em reservatórios superficiais devido ao assoreamento, por meio de batimetrias.

A adesão ao programa PROCOMITÊS, a partir do ano de 2017, favoreceu o fortalecimento da gestão participativa e a efetividade dos comitês de bacias no Estado da Paraíba, onde o cumprimento das metas pactuadas resultou em premiação financeira e beneficiou o aprimoramento dos CBHs, conforme comprovado nos registros das atas do CBH-LN, no período de 2018 a 2022.

Há necessidade de fortalecer a capacitação dos membros do CBH-LN, pois contribuem significativamente com a gestão e governança dos recursos hídricos por meio da representação dos usuários da água, da sociedade civil organizada e dos governos federal, estadual e municipal.

Deve-se fornecer maior atenção aos eventos climáticos extremos que favorecem a insegurança hídrica, com necessidade de elaboração de um plano de ação emergencial em situações de escassez hídrica para todas as bacias que integram o CBH-LN.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001 e da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) através do Convênio CAPES/UNESP Nº. 951420/2023. Os autores agradecem ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - ProfÁgua pelo apoio técnico científico aportado até o momento, e ao Centro de Desenvolvimento Sustentável do Semiárido, campus de Sumé da Universidade Federal de Campina Grande.

Referências Bibliográficas

AESA. Agência Executiva de Gestão de Recursos Hídricos do Estado da Paraíba. Proposta de Instituição do Comitê das Bacias Hidrográficas do Litoral Norte. Resolução nº 1, de 31 de agosto de 2003, do Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Estado da Paraíba. João Pessoa, PB: AESA, 2004. Disponível em: <http://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website/wp-content/uploads/2019/01/Proposta-de-Criação-do-CBH-LN.pdf>. Acesso em 02 de agosto de 2023.

ANA. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. Conjuntura Recursos Hídricos no Brasil 2017. Relatório Pleno. Brasília, DF: ANA, 2017. Disponível em: <https://www.snirh.gov.br/portal/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/conj2017_rel-1.pdf>. Acesso em: 31 mar. 2021.

Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (Brasil). Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2025: relatório síntese / Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. Brasília: ANA, 2026. 55 p.: il. Disponível em: https://biblioteca.ana.gov.br/sophia_web/VisualizadorPdf?codigoArquivo=176327&tipoMidia=0. Acesso em 23 de abril de 2026.

BRASIL. Conselho Nacional de Recursos Hídricos. Resolução nº 5, de 10 de abril de 2000. Estabelece diretrizes para a formação e funcionamento dos Comitês de Bacia Hidrográfica. Brasília, 2000. Disponível em: https://www.paranapanema.org/wp-content/uploads/2019/07/RESOLU%C3%87%C3%83O-CNRH-N%C2%BA-005-Estabelece-diretrizes-para-a-forma%C3%A7%C3%A3o-e-funcionamento-dos-Comit%C3%AAs-de-Bacia-Hidrogr%C3%A1fica..pdf

CERH-PB. Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Estado da Paraíba. Áreas de atuação dos comitês de bacias hidrográficas em rios de domínio do Estado da Paraíba. Resolução nº 03, de 05 de novembro de 2003. João Pessoa: CERH-PB, 2003. Disponível em: https://www.aesa.pb.gov.br/assets/uploads/2024/09/Resolucao-No-03-de-05-de-novembro-de-2003-CERH.pdf

COSTA, M. L. M.; DA FONSÊCA, R. X.. Análise da efetividade de planos relacionados aos comitês das bacias hidrográficas do Litoral Norte da Paraíba. ***Revista Práxis: saberes da extensão***, João Pessoa, v. 10, n. 20, p. 55-65, 2022.

DIAS, E. M. S.; TEIXEIRA, R. L. P.; PESSOA, Z. S. Mudanças climáticas e capacidade adaptativa na gestão hídrica do seminárido do Rio Grande do Norte. ***Ambiente & Sociedade***, São Paulo, v.28, p.1-22, 2025. http://dx.doi.org/10.1590/1809-4422asoc01972vu28L4AO

LEMOS, M. C.; PUGA, B. P.; FORMIGA-JHONSSON, R. M.; SEIGERMAN, C. K. Building on adaptative capacity to extreme events in Brazil: water reform, participation, and climate information across four river basins. ***Reg. Eviron. Chang***., v. 20, n. 2, 2020. https://doi.org/10.1007/s10113-020-01636-3

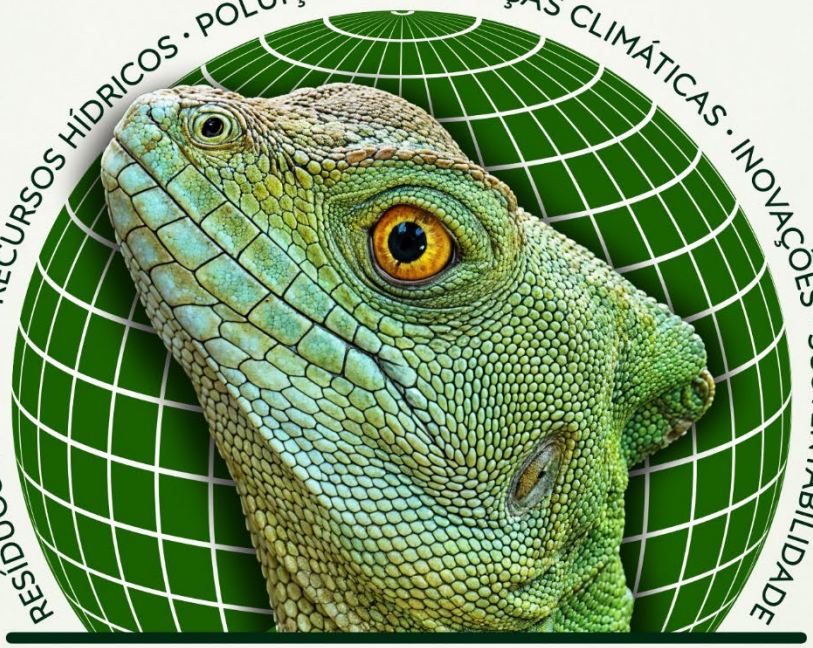
MATTIUZI, C. D. P.; MARQUES, G. F. Gestão integrada dos recursos hídricos: avaliação dos benefícios do uso conjunto de águas superficiais e subterrâneas em uma região no sul do Brasil. ***Águas Subterrâneas***, v.33, n.4, p.340-353, 2019. https://doi.org/10.14295/ras.v33i4.29542

PARAÍBA. Governo do Estado da Paraíba. Institui o Comitê das Bacias Hidrográficas do Litoral Norte e dá outras providências. Decreto nº. 27.561, de 04 de setembro de 2006. João Pessoa: Governo do Estado da Paraíba, 2006. Disponível em: https://www.aesa.pb.gov.br/assets/uploads/2026/02/DECRETO-No-27561-de-04-de-setembro-de-2006-%E2%80%93-Institui-o-Comite-das-Bacias-Hidrograficas-do-Litoral-Norte.pdf

TOFU, D. A.; WOLKA, K. Evaluating adaptation efforts of food-aid-reliant smallholder farmers in the drought-prone area. ***Environmental and Sustainability Indicators***, v.19., p.1-14, 2023. https://doi.org/10.1016/j.indic.2023.100276

ÁREA TEMÁTICA 27

RECURSOS HÍDRICOS: QUALIDADE DA ÁGUA



5° CONGRESSO INTERNACIONAL DE

ENGENHARIA AMBIENTAL

AVALIAÇÃO COMPARATIVA DA BALNEABILIDADE DAS PRAIAS DE FORTALEZA (CE): ANÁLISE TEMPORAL DOS RESULTADOS DE COLIFORMES TERMOTOLERANTES E ENTEROCOCOS E IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS CRÍTICAS

1Edilson Holanda Costa Filho, 2Liliane Farias Guedes Lira, 3Louise de Souza Medeiros, 4Iole Santiago de Oliveira, 5Andrea Limaverde de Araújo, 6Ulisses Costa de Oliveira, 7Bárbara Fernandes Higgins, 8Ana Paula Lima dos Reis

1 Superintendência Estadual do Meio Ambiente, e-mail: edilson.holanda@semace.ce.gov.br; 2 Superintendência Estadual do Meio Ambiente, e-mail: liliane.farias@semace.ce.gov.br; 3 Superintendência Estadual do Meio Ambiente, e-mail: louise.souza@semace.ce.gov.br; 4 Superintendência Estadual do Meio Ambiente, e-mail: iole.santiago@semace.ce.gov.br; 5 Superintendência Estadual do Meio Ambiente, e-mail: andrea.limaverde@semace.ce.gov.br; 6 Superintendência Estadual do Meio Ambiente, e-mail: ulisses.costa@semace.ce.gov.br; 7 Superintendência Estadual do Meio Ambiente, e-mail: barbara.fernandes@semace.ce.gov.br; 7 Superintendência Estadual do Meio Ambiente, e-mail: paula.lima@semace.ce.gov.br

Palavras-chave: Balneabilidade; Enterococos; Coliformes termotolerantes.

Resumo

A Superintendência Estadual do Meio Ambiente (Semace) é o órgão responsável pelo monitoramento e divulgação semanal do boletim de balneabilidade das praias de Fortaleza, conforme os critérios estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 274/2000. O presente estudo teve como objetivo realizar uma análise comparativa dos resultados das análises microbiológicas da qualidade das águas marinhas em 33 pontos de amostragem distribuídos ao longo do litoral da capital cearense, no período compreendido entre 2015 e 2025. Entre 2015 e 2019, o parâmetro utilizado para avaliação da balneabilidade foi o Número Mais Provável (NMP) de coliformes termotolerantes, enquanto, entre 2020 e 2025, passou-se a adotar o NMP de enterococos, em conformidade com a Resolução CONAMA nº 274/2000. As amostras foram coletadas e analisadas semanalmente, e os resultados classificaram as águas nas categorias própria e imprópria para recreação de contato primário. A análise comparativa permitiu identificar pontos que se mantêm impróprios de forma recorrente, independentemente da sazonalidade, sugerindo a existência de fontes contínuas de poluição fecal. Esses resultados subsidiarão ações de fiscalização ambiental e comunicação aos órgãos competentes, visando à mitigação das fontes de contaminação e à proteção da saúde pública e dos ecossistemas costeiros. O estudo reforça a importância do monitoramento sistemático e da integração de séries históricas para o aprimoramento da gestão ambiental e o fortalecimento das políticas públicas voltadas à qualidade das águas recreacionais do litoral de Fortaleza.

Introdução

A balneabilidade constitui um indicador fundamental da qualidade ambiental e da saúde pública, referindo-se à aptidão das águas destinadas à recreação de contato primário — como banho, natação e mergulho — para uso seguro pela população. Essa classificação traduz as condições sanitárias do corpo hídrico, estando fortemente associada à presença de contaminantes de origem fecal, e tem implicações diretas sobre a segurança dos usuários, a gestão do litoral e a economia local em cidades costeiras como Fortaleza (CE). O monitoramento contínuo da balneabilidade, por meio de programas regulares de amostragem e análise, é, portanto, uma ferramenta estratégica para o planejamento urbano, a gestão ambiental costeira e a mitigação de riscos à saúde humana (SILVA; LIMA; BARROS, 2024).

Conforme Santiago *et al* (2024), a baixa qualidade da água do mar é uma preocupação ambiental e um problema de saúde pública. Essas águas estão sujeitas a diversas fontes de poluição, incluindo o descarte inadequado de esgoto nas praias e o escoamento de águas pluviais. Existem evidências que comprovam a correlação entre a baixa qualidade das águas marinhas e uma série de doenças entre os banhistas, incluindo infecções gastrointestinais, respiratórias, de pele, de ouvido e oculares, representando um impacto significativo na saúde da população. Esse cenário é crítico em países como o Brasil, onde a cobertura de coleta de esgoto gira em torno de 55,8%, dos quais apenas 51,2% são tratados (SNIS, 2021).

Vários estudos constataram que a chuva afeta negativamente a qualidade bacteriana da água das praias. Isso ocorre devido ao aumento do escoamento de águas pluviais, com fezes de animais e outras fontes bacterianas depositadas no solo entre as precipitações. Também pode resultar da entrada de esgoto sanitário resultante de vazamentos na infraestrutura de coleta de esgoto (ACKERMAN, D.; WEISBERG, S. B., 2003; MARQUES *et al.*, 2024).

A avaliação da balneabilidade, conforme estabelecido pela Resolução CONAMA nº 274/2000, baseia-se na quantificação de microrganismos indicadores de contaminação fecal, expressa por número de unidades por 100 mL. A norma prevê o uso de indicadores microbiológicos tais como coliformes termotolerantes (NMP) e enterococos, além de alternativas como *Escherichia* coli. Esses indicadores são empregados para classificar as águas em categorias de condição sanitária própria ou imprópria, utilizando limites e critérios de recorrência definidos no texto normativo. Esta classificação é estabelecida de acordo com as densidades de coliformes termotolerantes, *E.* coli e Enterococcus, medidas em cinco semanas consecutivas de amostragem. A água é considerada imprópria para recreação de contato primário quando, na última amostragem, os valores de

coliformes termotolerantes forem superiores a 2.500/100 mL ou > 2.000/100 mL de Escherichia coli ou > 400 Enterococos/100 mL (BRASIL, 2000). Especificamente sobre a categoria própria, o art. 2º, §1º da Resolução CONAMA nº 274/2000 subdivide a categoria própria em 3 subcategorias, sendo considerada satisfatória quando em 80% ou mais de um conjunto de amostras obtidas em cada uma das cinco semanas anteriores, colhidas no mesmo local, houver, no máximo 1.000 coliformes fecais (termotolerantes) ou 800 *Escherichia coli* ou 100 enterococos por 100 mililitros.

Os coliformes termotolerantes e os enterococos apresentam diferenças ecológicas e comportamentais que afetam sua sensibilidade como indicadores em ambientes marinhos: os coliformes termotolerantes, historicamente amplamente usados, sinalizam contaminação fecal recente, enquanto os enterococos — por sua maior resistência a salinidade e a condições ambientais adversas — frequentemente se mostram mais estáveis e específicos em águas costeiras (MOURA; ARAÚJO; PEREIRA, 2023; SOARES; NASCIMENTO; GOMES, 2023; SANTIAGO *et al*., 2024).

A utilização conjunta ou a escolha entre esses indicadores deve considerar as características locais do ambiente, os objetivos de monitoramento e as limitantes metodológicas dos ensaios, razão pela qual a Resolução admite ambos como parâmetros válidos para a avaliação da balneabilidade.

Especificamente sobre os Enterococos, esse grupo de bactérias representa um bom indicador de poluição fecal em ecossistemas aquáticos naturais e um grande interesse para a avaliação da qualidade da água por várias razões: (1) Essas bactérias sobrevivem mais que os coliformes, (2) estão intimamente relacionadas aos riscos à saúde associados ao banho no ambiente aquático e (3) sua multiplicação é inibida em águas poluídas (SANTIAGO *et al*., 2024). A Agência de Proteção Ambiental Americana relata a importância da avaliação de Enterococos em amostras de água doce ou marinha e a relação direta entre a densidade deste microrganismo e o risco de doenças gastrointestinais associadas ao uso recreativo destas águas (US EPA, 2009; US EPA, 2012; WHO, 2003).

Diante desse quadro, o presente estudo propõe uma análise comparativa dos resultados de balneabilidade obtidos pela Superintendência Estadual do Meio Ambiente (Semace) em 33 pontos de amostragem ao longo do litoral de Fortaleza, contemplando séries históricas que englobam períodos nos quais foram utilizadas as diferentes abordagens indicadoras (coliformes termotolerantes e enterococos). O objetivo é identificar pontos com recorrente condição de impropriedade para banho, independentemente da sazonalidade, e caracterizar padrões espaciais e temporais de contaminação fecal. Os achados visam subsidiar ações de fiscalização, orientar intervenções de saneamento e fortalecer a tomada de decisão na gestão costeira, contribuindo para a proteção dos usuários das praias e para a conservação dos ecossistemas litorâneos.

Material e Método

As campanhas de monitoramento foram conduzidas pela Superintendência Estadual do Meio Ambiente (Semace), abrangendo 33 pontos de amostragem distribuídos ao longo do litoral de Fortaleza. As coletas de água foram realizadas semanalmente, seguindo protocolos institucionais padronizados e as diretrizes estabelecidas pela Resolução CONAMA nº 274/2000, garantindo representatividade espacial e temporal das condições de balneabilidade.

As análises microbiológicas das amostras foram realizadas no Laboratório de Qualidade da Água da Semace, utilizando metodologias reconhecidas internacionalmente, conforme o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater e procedimentos normativos da legislação ambiental vigente. Os parâmetros avaliados incluíram coliformes termotolerantes, para o período de 2015 a 2019, e enterococos, para o período de 2020 a 2025.

Determinação de Coliformes Termotolerantes

As análises de coliformes termotolerantes foram realizadas pelo método dos tubos múltiplos, conforme descrito no método 9221 E2 do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA; AWWA; WEF, 2017).

Princípio

Os coliformes termotolerantes apresentam a capacidade de fermentar lactose, produzindo gás, quando incubados à temperatura de 45ºC em banho maria por 24 horas. O resultado positivo é observado através da formação da bolha de gás ou efervescência no tubo de Duhran.

Procedimento

1. Fez-se a antissepsia da bancada com álcool 70%
2. Separou-se todo o material a ser utilizado, incluindo água de diluição, pipetas e o meio de cultura A1 esterilizado (15 tubos por amostra);
3. Numerou-se os tubos de ensaio de acordo com o número da amostra e da diluição (1mL e 0,1 mL e 0,01 mL);
4. Fez-se a antissepsia das luvas com álcool 70%;
5. Agitou-se a amostra 25 vezes;
6. Abriu-se e flambou-se a boca do frasco da amostra na chama do bico de Bunsen;
7. Retirou-se uma pipeta esterilizada do estojo e flambou-se no bico de Bunsen;
8. Retirou-se a tampa e flambou-se a boca do tubo de ensaio contendo meio de cultura esterilizado e um tubo de Durhan invertido;
9. Com o uso da pipeta, transferiu-se 1mL da amostra para o tubo de ensaio;
10. Flambou-se novamente a boca do tubo de ensaio, recolocou-se a tampa e homogenizou-se o tubo contendo o inóculo;

11. Repetiu-se o procedimento nos outros 4 tubos reservados para a amostra bruta;
12. Flambou-se a boca de um frasco de água de diluição e transferiu-se para ele 10 mL da amostra bruta, homogenizando a solução (esta é a primeira diluição);
13. Repetiu-se os procedimentos dos itens 8 a 10 para os 5 tubos reservados para a diluição 10^{-1};
14. Flambou-se a boca de outro frasco de água de diluição e transferiu-se para ele 10 mL da primeira diluição;
15. Repetiu-se os procedimentos dos itens 8 a 10 para os 5 tubos de ensaio reservados para a diluição 10^{-2};
16. Levou-se as amostras inoculadas para a estufa incubadora a 35±0,5 ºC por 3 horas;
17. Após o período citado levou-se as amostras ao banho-maria a 44,5±0,2 ºC por 21± 2 horas;
18. Realizou-se a leitura contabilizando o número de tubos em que se observou formação de gás ou eferverscência no tubo de Durhan;
19. Utilizou-se a tabela 9221:IV do livro Standard Methods para obter o Número Mais Provável (NMP) de coliformes termotolerantes/100mL de amostra.

Preparo da Água de Diluição

As amostras podem conter diferentes quantidades de microrganismos, podendo oscilar de zero até bilhões. Os métodos de contagem microbianos devem ser capazes de contar qualquer nível de contaminação. Para isso, a estratégia utilizada é diluir a amostra para diluir também a quantidade de microrganismos. Desta forma, em alguma diluição será possível realizar a contagem.

Os solutos adicionados à água tem objetivo de manter a isotonia entre o citoplasma celular e o diluente. Desta forma, evita-se a osmose entre estes dois meios e mantêm-se a integridade do microrganismo.

Procedimento

Preparo de 1L da solução estoque A

1. Utilizando um becker plástico, pesou-se 34 g de Fosfato dipotássico;
2. Mediu-se numa proveta 500 mL de água destilada;
3. Dispensou-se parte da água no becker de 1L contendo uma barra magnética;
4. Colocou-se o reagente na água, sob agitação, até completa dissolução;
5. Lavou-se o recipiente em que foi pesado o reagente com parte da água destilada da proveta para obter todo o material restante;
6. Completou-se o volume para um litro com água destilada;
7. Colocou-se em um frasco com tampa de rosca;
8. Rotulou-se e armazenou-se na geladeira.

Preparo de 1L da solução estoque B

1. Utilizando o becker plástico pesou-se 81,1g de Cloreto de Magnésio;
2. Mediu-se numa proveta 1L de água destilada;
3. Dispensou-se parte da água no becker de 1L contendo uma barra magnética;
4. Colocou-se o reagente na água, sob agitação;
5. Lavou-se o recipiente em que foi pesado o reagente com a água destilada da proveta para obter todo o material restante;
6. Aguardou-se até a completa dissolução;
7. Colocou-se em um frasco com tampa de rosca;
8. Rotulou-se e armazenou-se na geladeira.

Preparo de 1L da água de diluição

1. Mediu-se numa proveta 1L de água destilada e adicionou-se parte dela em um balão de 1L;
2. Adicionou-se 1,25 mL da solução-estoque A e 5 mL da solução-estoque B à água destilada;
3. Dispensou-se o restante da água destilada no balão;
4. Homogeneizou-se sob agitação;
5. Utilizando uma proveta de 100 mL, colocou-se 94 mL em frascos com tampa de rosca;
6. Esterilizou-se em autoclave a 121ºC, durante 15 minutos;
7. Após esterilização o volume final em cada frasco deve ser de 90 mL;
8. Verificou-se o pH final, que deve ser de 7,2 ±0,1 (a água utilizada para esse fim deve ser descartada);
9. Armazenou-se a temperatura ambiente, com validade de 6 meses.

Preparo do Meio de Cultura

O meio de cultura A1 pode ser usado para isolar diretamente coliformes termotolerantes de água do mar. Este meio não requer enriquecimento prévio em meio presuntivo para a recuperação ideal de coliformes termotolerantes.

Procedimento

Utilizando o becker de 250 mL pesou-se 31,5g de meio de cultura comercial para obter meio simples, ou 63g para obter meio duplo;
Mediu-se em uma proveta 1L de água destilada;
Dispensou-se parte da água em um becker de 1L contendo uma barra magnética;
Colocou-se o meio de cultura em pó na água, sob agitação e aquecimento;
Lavou-se o recipiente em que foi pesado o meio de cultura com parte da água destilada da proveta para obter todo o meio restante;
Colocou-se o restante da água no becker de 1L;
Aguardou-se a dissolução do meio de cultura;
Após a dissolução estar completa, desligou-se a agitação e o aquecimento;
Dispensou-se 10 mL de meio de cultura liquefeito em cada tubo de ensaio contendo um tubo de Durhan invertido;
Tampou-se os tubos com tampa de inox;
Autoclavou-se o material por 10 minutos a 121ºC;
Observou-se se ficaram bolhas nos tubos de Durhan;
Descartou-se os tubos em que ficaram bolhas.

Determinação de Enterococos

As análises de enterococos foram realizadas seguindo o método 9230 C do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA; AWWA; WEF, 2017).

Para a detecção de enterococos, as amostras de água do mar foram inicialmente submetidas a uma diluição de 1:10, adicionando-se 10 mL de amostra a 90 mL de água destilada esterilizada. Essa etapa é necessária porque a salinidade elevada da água marinha pode inibir o crescimento dos enterococos no meio de cultura; a diluição reduz a concentração de sais, permitindo o desenvolvimento adequado dos microrganismos e assegurando maior precisão analítica.

Após a diluição, foi adicionado ao frasco um sachê contendo o substrato enzimático para enterococos (Enterolert®). A amostra homogeneizada foi então distribuída em uma cartela contendo 49 cavidades grandes e 48 cavidades pequenas (sistema quanti-tray/2000®), configurando um sistema de quantificação baseado em múltiplas reações enzimáticas. O Quanti-Tray/2000 baseia-se no mesmo modelo estatístico que a diluição seriada tradicional de 15 tubos. Com o Quanti-Tray/2000, a amostra é automaticamente dividida em porções corretas, quando vedada pelo Quanti-Tray Sealer PLUS. O sistema Quanti-Tray não requer o uso de tubos de ensaio, tubos de Durham ou quaisquer diluições. Ao distribuir automaticamente a amostra em 97 poços de 2 tamanhos diferentes, o Quanti-Tray/2000 proporciona um intervalo de contagem de 1–2.419, com um limite de confiança 95% melhor do que a diluição seriada em 15 tubos.

As cartelas foram incubadas em estufa bacteriológica a 41 °C por 24 horas, temperatura seletiva que favorece o crescimento de enterococos e inibe microrganismos não-alvo. Após o período de incubação, realizou-se a leitura em câmara de luz ultravioleta 365nm, identificando-se as cavidades que apresentaram mudança para coloração azul fluorescente, indicativa de resultado positivo. Quanto maior o número de cavidades fluorescentes, maior a estimativa do NMP de enterococos por 100 mL, conforme as tabelas fornecidas pelo fabricante do kit analítico.

Critérios de Classificação e Análise dos Dados

Para o presente estudo, empregaram-se como referência os limites de classificação satisfatória previstos na Resolução CONAMA nº 274/2000. Assim, foram considerados fora do padrão recomendado:

- valores superiores a 1.000 coliformes termotolerantes por 100 mL;
- valores superiores a 100 enterococos por 100 mL.

Após a organização dos resultados, calculou-se, para cada um dos 33 pontos de amostragem, a quantidade de vezes em que os limites foram excedidos. Em seguida, foi determinado o percentual de excedência, obtido pela relação entre o número de excedências e o total de amostras disponíveis para cada ponto.

Com base nesses percentuais, os pontos foram classificados segundo o seguinte critério:

- Crítico: percentual de excedência superior a 60%;
- Ruim: percentual de excedência superior a 40%;
- Regular: percentual de excedência superior a 20%;
- Boa: percentual de excedência inferior ou igual a 20%.

Essa classificação permitiu identificar trechos prioritários para ações de fiscalização, investigação de fontes de contaminação e planejamento de intervenções ambientais.

Resultados e Discussão

O monitoramento contemplou 33 pontos de amostragem distribuídos ao longo do litoral de Fortaleza, classificados conforme sua localização setorial: Leste (L), Centro (C) e Oeste (O). A Tabela 1 apresenta a nomenclatura dos pontos, o número total de amostras analisadas em cada local, entre 2015 e 2025 e o percentual de excedência em relação aos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 274/2000 para coliformes termotolerantes e enterococos.

Os percentuais de excedência refletem a proporção de amostras que ultrapassaram os limites de 1.000 coliformes termotolerantes por 100 mL e 100 enterococos por 100 mL. Com base nesses percentuais construiu-se a Tabela 01 e as Figuras 01 e 02. A diferença na quantidade de amostras por ponto deve-se ao fato de que, em algumas campanhas, alguns pontos não foram

possíveis de serem acessados ou foram incluídos posteriormente, como é o caso dos pontos 32L, 67L e 69C, últimos pontos incluídos no monitoramento.

Tabela 01: Classificação dos pontos de amostragem, de acordo com os resultados de balneabilidade entre 2015 e 2025

Ponto	Setor	Endereço	Coordenadas UTM	Nº Amostras	Excedência (%)	Classificação
1L	Leste	P. do Futuro - Praia do Caça e Pesca. Na altura da rua Germiniano Jurema (Trecho entre o Posto dos Bombeiros 08 até a foz do Rio Cocó)	562570.0/9583574.0	336	22%	Regular
2L	Leste	P. do Futuro - Na altura da Capela de Santa Terezinha. Próximo ao Posto Guarda-vidas 09 (Trecho entre os postos dos Bombeiros 07 e 08)	562300.0/9584014.0	455	18%	Boa
3L	Leste	P. do Futuro - Na altura da rua Embratel. Próximo ao Posto Guarda-vidas 08 (Trecho entre os Postos dos Bombeiros 06 e 07)	561942.0/9584520.0	406	15%	Boa
4L	Leste	P. do Futuro - Na altura da rua Francisco Montenegro. Próximo ao Posto Guarda-vidas 06 (Trecho entre o Posto dos Bombeiros 06 até a Praça 31 de Março)	561702.0/9585168.0	407	15%	Boa
5L	Leste	P. do Futuro - Na altura da rua Antônio Atualpa Rodrigues (Entre a Praça da Paz, antiga 31 de Março, e o posto dos Bombeiros 04)	561309.0/9585906.0	455	12%	Boa
6L	Leste	P. do Futuro - Na altura da av. Carlos Jereissati (Trecho entre os Postos dos Bombeiros 03 e 04)	561055.0/9586404.0	406	14%	Boa
7L	Leste	P. do Futuro - Na altura da rua Gerôncio Brígido Neto. Próximo ao Posto Guarda-vidas 01 (Trecho entre os Postos dos Bombeiros 02 e 03)	560693.0/9587142.0	406	14%	Boa
8L	Leste	P. do Futuro - Na altura da rua Clóvis Mota. Em frente ao Clube dos Oficiais da Polícia e Bombeiro Militares (Trecho entre os postos dos Bombeiros 01 e 02)	560004.0/9588003.0	456	13%	Boa
9L	Leste	P. do Futuro - Na altura da Areninha Praia do Futuro I (Trecho entre a rua Ismael Pordeus até o Posto dos Bombeiros 01)	559972.0/9588568.0	407	24%	Regular
10L	Leste	P. do Futuro - Na altura da rua Ismael Pordeus (Entre o Farol até a rua Ismael Pordeus)	559799.0/9588892.0	407	28%	Regular
11L	Leste	P. do Titanzinho - Praia do Titanzinho (Farol)	559165.0/9590078.0	457	52%	Ruim

12C	Centro	P. do Mucuripe - Porto dos Botes. Na altura da rua Interna (Trecho entre a Praia dos Botes e o Farol)	558220.0/9589022.0	406	80%	Crítica
13C	Centro	P. do Mucuripe - Ao lado do Mercado dos Peixes do Mucuripe (Trecho entre o Monumento do Jangadeiro até a Praia dos Botes)	557828.0/9588734.0	406	65%	Crítica
14C	Centro	P. do Mucuripe - Na altura da Estátua Iracema do Mucuripe (Trecho entre a foz do Riacho Maceió e o Monumento dos Jangadeiros)	557307.0/9588534.0	407	52%	Ruim
15C	Centro	P. do Mucuripe - Na altura do Jardim Japonês e da Arena Beira Mar (Trecho entre a Volta da Jurema e a foz do Riacho Maceió)	556567.0/9588330.0	455	27%	Regular
16C	Centro	P. do Meireles - Na altura da av. Desembargador Moreira. Próximo à Feirinha da Beira Mar (Trecho entre Espigão da Desembargador Moreira até a Volta da Jurema)	556067.0/9588246.0	374	17%	Boa
17C	Centro	P. do Meireles - Na altura da rua José Vilar. Próximo ao Posto Guarda-vidas 06 (Trecho entre a rua José Vilar e o Espigão da Desembargador Moreira)	555422.0/9588381.0	395	10%	Boa
18C	Centro	P. do Meireles - Na altura da av. Rui Barbosa. No Aterro (Trecho entre espigão da Rui Barbosa e a rua José Vilar)	554999.0/9588644.0	442	17%	Boa
19C	Centro	P. de Iracema - Na altura da Estátua de Iracema Guardiã. No Aterrinho (Trecho entre os Espigões da rua João Cordeiro e Av. Rui Barbosa)	554519.0/9588800.0	402	10%	Boa
20C	Centro	P. de Iracema - Na altura da av. Almirante Tamandaré. Próximo à Ponte Metálica (Trecho entre o Aquário e o espigão da rua João Cordeiro)	553398.0/9589081.0	457	5%	Boa
22O	Oeste	P. da Leste Oeste - Próximo à Igreja de Santa Edwiges (Trecho entre a Rua Padre Mororó até a Av. Alberto Nepomuceno)	552091.0/9588928.0	409	36%	Regular
23O	Oeste	P. do Pirambu - Praia da Leste. Na altura da av. Filomeno Gomes (Trecho entre a avenida Philomeno Gomes e a rua Padre Mororó)	550836.0/9589438.0	457	8%	Boa
24O	Oeste	P. do Pirambu - Praia da Formosa. Na altura do Posto de Saúde Guiomar Arruda (Trecho entre a Rua Jacinto Matos até a Av. Philomeno	550570.0/9589614.0	409	40%	Regular

		Gomes)				
25O	Oeste	P. da Colônia - Ao final da av. Pasteur. Próximo à Estação Elevatória Arpoador, da Cagece (Trecho entre a Av. Pasteur até a Rua Jacinto Matos)	549045.0/9590352.0	404	60%	Ruim
26O	Oeste	P. da Colônia - Praia do "L". Na altura da rua Dr. Theberge (No Arpoador Porto da Fazenda, final da Vila do Mar)	548607.0/9590492.0	372	73%	Crítica
27O	Oeste	P. Barra do Ceará - Praia do Coqueirinho. Próximo ao Projeto 4 varas (Horta) (Trecho entre a Rua Seis Companheiros até a Rua Francisco Calaça)	547548.0/9591020.0	408	62%	Crítica
28O	Oeste	P. Barra do Ceará - Praia das Goiabeiras. Na altura da rua Coqueiro Verde (Trecho entre a Rua Lagoa do Abaeté até a Rua Seis Companheiros)	547054.0/9591368.0	408	94%	Crítica
29O	Oeste	P. Barra do Ceará - Na altura da rua Bom Jesus (Trecho entre a rua das Goiabeiras e a rua Lagoa do Abaeté)	546702.0/9591581.0	460	53%	Ruim
30O	Oeste	P. Barra do Ceará - Praia da Barra do Ceará. Na altura da rua Rita das Goiabeiras (Trecho entre a foz do Rio Ceará e a rua das Goiabeiras)	546187.0/9591754.0	460	45%	Ruim
31O	Oeste	P. Barra do Ceará - Foz do Rio Ceará (Barra do Ceará)	545929.0/9591612.0	453	67%	Crítica
32L	Leste	P. da Abreulândia - Na altura da rua Teófilo Ramos (Barraca da Tia Dodó)	565547.0/9578874.0	196	3%	Boa
67L	Leste	P. da Sabiaguaba - Na altura da rua Sabiaguaba (Ao final da Rua Sabiaguaba)	563254.0/9582389.0	208	9%	Boa
69C	Centro	P. de Iracema - Praia dos Crush. Na altura do Centro Cultural Belchior (Praia dos Crush)	554082.0/9588978.0	126	21%	Regular

A partir da Tabela 01 pode-se fazer os seguintes comentários:

Setor Leste (L)

Predominam pontos classificados como bons, indicando melhor qualidade da água na maior parte da orla leste. Exceções incluem os pontos 9L e 10L (regulares) e 11L que apresentou condição ruim, mostrando áreas críticas pontuais.

Setor Centro (C)

Apresenta alguns pontos comprometidos. Os pontos 12C, 13C e 14C formam um corredor de alta frequência de impropriedade.

Setor Oeste (O)

É o setor que apresenta a maior quantidade de pontos críticos e ruins. Os pontos 25O, 26O, 27O, 28O, 29O, 30O e 31O constituem a área de pior balneabilidade de todo o litoral, atingindo até 94% de excedência. Já o ponto 23O permanece com desempenho bom, indicando influência de fontes de poluição localizadas.

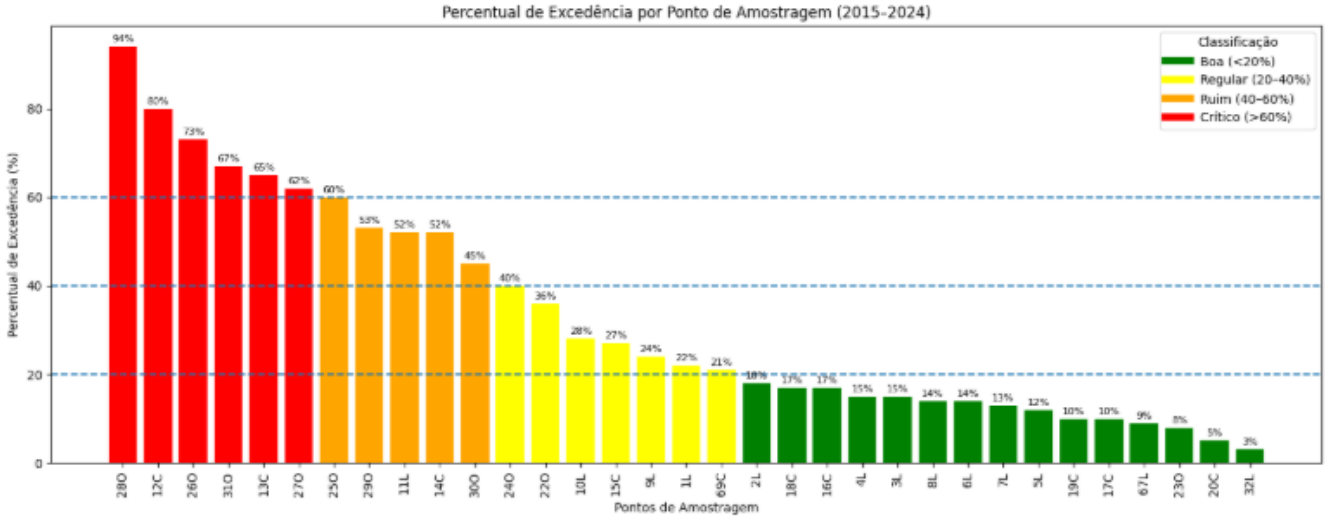


Figura 01: Percentual de excedência ordenado por ponto de amostragem

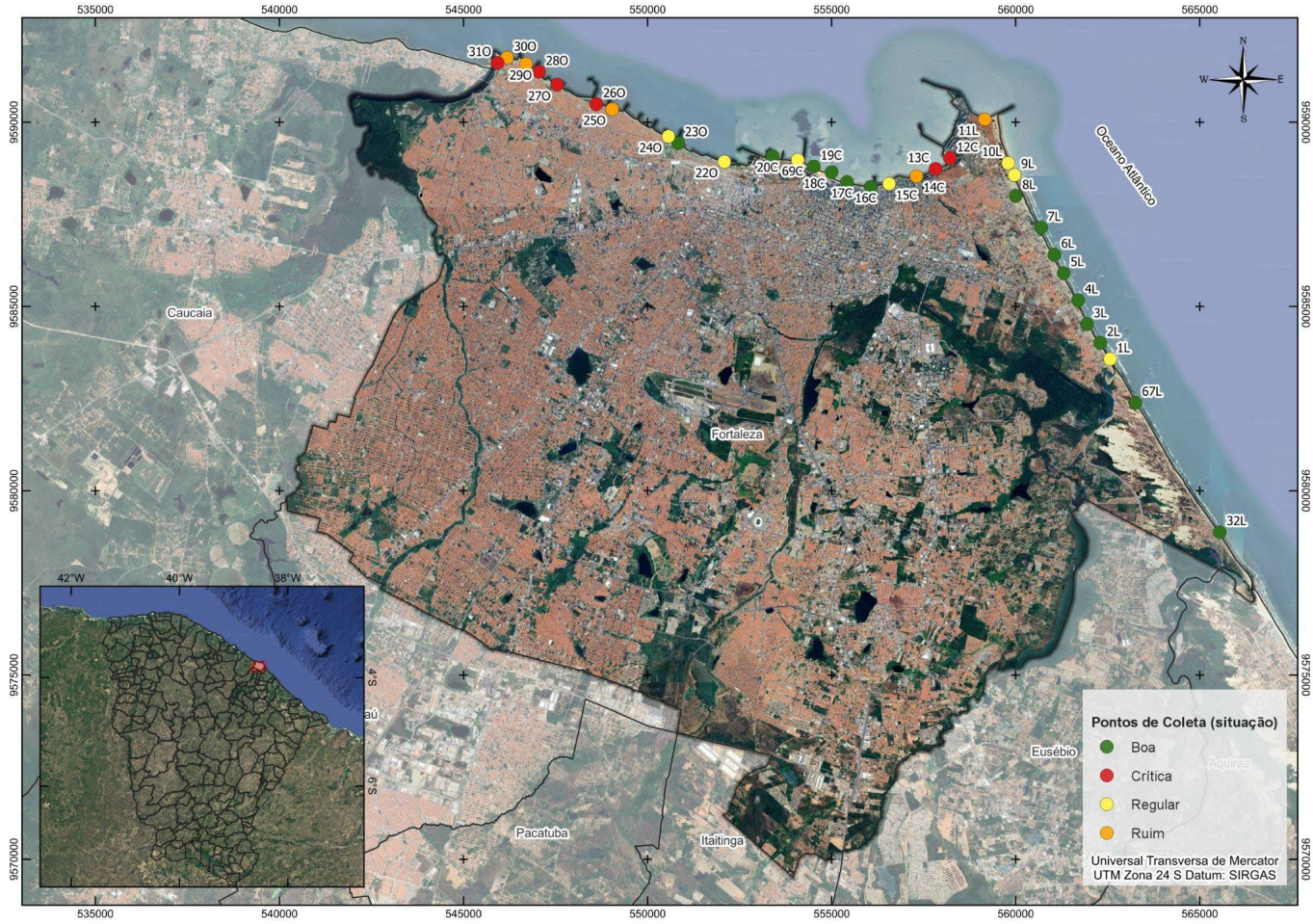


Figura 02: Mapa de localização dos pontos de amostragem da balneabilidade das praias de Fortaleza/CE

Conclusão

Os resultados do monitoramento de balneabilidade ao longo dos 33 pontos distribuídos no litoral de Fortaleza revelam um padrão espacial heterogêneo de qualidade da água. O setor Leste apresenta, de modo geral, o melhor desempenho, com a maioria dos pontos classificada como boa, embora ocorram áreas pontuais com condições regulares e um ponto com classificação ruim. O setor Oeste concentra os maiores percentuais de excedência, destacando-se como a área mais crítica.

Essa distribuição evidencia a influência de fontes de poluição fixas e recorrentes, típicas de regiões densamente urbanizadas e com maior pressão por saneamento. Os pontos mais críticos apresentam forte associação com áreas de descarga

de efluentes, drenagem urbana, ocupação irregular e falhas estruturais no sistema de esgotamento sanitário. Em contraste, áreas com classificação boa tendem a ocorrer em trechos mais afastados das zonas densamente povoadas ou com melhor infraestrutura de saneamento.

A análise conjunta dos percentuais de excedência permite identificar trechos prioritários para intervenção, especialmente nas regiões central e oeste da costa. Esses resultados fornecem suporte técnico para ações de saneamento, fiscalização e planejamento costeiro, contribuindo para a melhoria das condições ambientais e para a proteção da saúde dos usuários das praias de Fortaleza.

Referências Bibliográficas

ACKERMAN, Drew; WEISBERG, Stephen B. Relationship between rainfall and beach bacterial concentrations on Santa Monica Bay beaches. Journal of water and health, v. 1, n. 2, p. 85-89, 2003.

APHA; AWWA; WEF. Standard methods for the examination of water and wastewater. 23. ed. Washington, DC: APHA, 2017.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 274, de 29 de novembro de 2000. Estabelece critérios para a balneabilidade de águas doces, salobras e salinas destinadas à recreação de contato primário. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, n. 18, p. 70-71, 25 jan. 2001. Disponível em: https://portalpnqa.ana.gov.br/Publicacao/Resolu%C3%A7%C3%A3o_Conama_274_Balneabilidade.pdf. Acesso em: 24 out. 2025.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. SNIS 2021: diagnóstico temático: serviços de água e esgoto: ano de referência 2020. Brasília, DF: MDR, 2021. Disponível em: www.gov.br. Acesso em: 24 out. 2025.

MARQUES, Eudson Almeida Teixeira; CARVALHO, Eloise Rubens; COSTA, Gabriela Maia; RIOS, Louise Rodrigues Da Costa Sales; GONDIM, Sofia Bezerra De Menezes. Balneabilidade das praias de Fortaleza: padrões de poluição e necessidade de políticas públicas de saneamento. Revista FT, [S. l.], v. 29, ed. 140, 2024. DOI: 10.69849/revistaft/cl10202411161402.

MOURA, T. F.; ARAÚJO, G. L.; PEREIRA, C. S. Indicadores microbiológicos de contaminação fecal em águas recreacionais: uma revisão. Revista Saúde e Ambiente, v. 25, n. 1, p. 112-128, 2023. Disponível em: https://revistas.saudeambiente.br/article/view/2023fecal. Acesso em: 24 out. 2025.

SANTIAGO, Giovanna Silva et al. Antimicrobial resistance characterization of Enterococcus faecium, Enterococcus faecalis and Enterococcus hirae isolated from marine coastal recreational waters in the State of São Paulo, Brazil. Journal of Water and Health, v. 22, n. 9, p. 1628-1640, 2024.

SILVA, M. C.; LIMA, A. R.; BARROS, D. J. Avaliação microbiológica da balneabilidade das praias urbanas de Fortaleza (CE) entre 2015 e 2024. Revista Brasileira de Meio Ambiente e Sustentabilidade, v. 6, n. 2, p. 45-60, 2024. DOI: 10.1234/rbmas.v6n2.2024. Disponível em: https://rbmas.journals.br/article/view/2024. Acesso em: 24 out. 2025.

SOARES, L. P.; NASCIMENTO, R. F.; GOMES, V. A. Monitoramento de enterococos em praias urbanas do Nordeste: tendências e desafios. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 28, n. 3, p. 1-15, 2023. DOI: 10.1016/rbrh.2023.103. Disponível em: https://rbrh.org.br/article/view/enterococos2023. Acesso em: 24 out. 2025.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Method 1600: Enterococci in Water by Membrane Filtration Using Membrane-Enterococcus Indoxyl-b-D-glucoside Agar (mEI). Washington, DC: EPA, 2009. 42 p. (EPA 821-R-09-016).

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Recreational Water Quality Criteria. Washington, DC: Health and Ecological Criteria Division, 2012. 42 p.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. Guidelines for safe recreational water environments: coastal and fresh waters. Geneva: WHO, 2003. v. 1. Disponível em: www.who.int. Acesso em: 31 dez. 2025.

MONITORAMENTO ESTRATÉGICO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS MARINHAS DO LITORAL DO ESTADO DO CEARÁ: EVOLUÇÃO ENTRE 2020 E 2025

1Edilson Holanda Costa Filho, 2Liliane Farias Guedes Lira, 3Louise de Souza Medeiros, 4Lincoln Davi Mendes de Oliveira, 5Andrea Limaverde de Araújo, 6Ulisses Costa de Oliveira, 7Bárbara Fernandes Higgins, 8Ana Paula Lima dos Reis

1 Superintendência Estadual do Meio Ambiente, e-mail: edilson.holanda@semace.ce.gov.br; 2 Superintendência Estadual do Meio Ambiente, e-mail: liliane.farias@semace.ce.gov.br; 3 Superintendência Estadual do Meio Ambiente, e-mail: louise.souza@semace.ce.gov.br; 4 Superintendência Estadual do Meio Ambiente, e-mail: lincoln.davi@semace.ce.gov.br; 5 Superintendência Estadual do Meio Ambiente, e-mail: andrea.limaverde@semace.ce.gov.br; 6 Superintendência Estadual do Meio Ambiente, e-mail: ulisses.costa@semace.ce.gov.br; 7 Superintendência Estadual do Meio Ambiente, e-mail: barbara.fernandes@semace.ce.gov.br; 7 Superintendência Estadual do Meio Ambiente, e-mail: paula.lima@semace.ce.gov.br

Palavras-chave: Gestão costeira; Semace; Enterococos.

Resumo

A manutenção da qualidade das águas costeiras é fundamental para a saúde pública, a preservação dos ecossistemas marinhos e a sustentabilidade econômica do turismo no Nordeste brasileiro. Este trabalho apresenta uma análise crítica da evolução temporal dos indicadores de qualidade das águas marinhas no litoral do Estado do Ceará entre os anos de 2020 e 2025, tendo como objetivo verificar a qualidade microbiológica de águas marinhas a partir de um programa de monitoramento mensal, avaliando a percentagem de excedência de microrganismos indicadores e a classificação dos pontos amostrais ao longo de diferentes períodos do ano. A metodologia consistiu no processamento de laudos de análises mensais efetuadas em 35 pontos estratégicos, abrangendo praias da Região Metropolitana de Fortaleza e dos litorais Leste e Oeste do estado. Foram avaliados parâmetros microbiológicos, com foco na densidade de enterecocos, conforme os critérios da Resolução CONAMA nº 274/2000. Os dados foram organizados em trimestres, permitindo a comparação sazonal entre os pontos de monitoramento. Os resultados evidenciaram variações significativas na qualidade da água ao longo do ano, com maiores percentuais de excedência concentrados no primeiro trimestre e melhores condições observadas no período correspondente à estação seca. A análise comparativa indicou que a consolidação anual dos dados tende a atenuar episódios pontuais de degradação, reforçando a importância da abordagem sazonal para a identificação de períodos críticos. Conclui-se que o monitoramento mensal, aliado à análise temporal segmentada, constitui uma ferramenta relevante para a compreensão da dinâmica microbiológica de águas marinhas e para o aprimoramento das estratégias de gestão costeira.

Introdução

A qualidade microbiológica de águas marinhas em áreas costeiras constitui um elemento central para a gestão ambiental e a proteção da saúde pública devido à sua influência sobre o uso recreativo dos ambientes aquáticos e os serviços ecossistêmicos. Diversos estudos recentes ressaltam a correlação entre a presença de microrganismos indicadores — como enterococos e coliformes — e fatores antrópicos e hidrológicos, incluindo o escoamento superficial, descargas de águas residuais e eventos hidrometeorológicos extremos (SANTIAGO *et al*., 2024).

A interpretação de dados de monitoramento microbiológico deve considerar a variabilidade temporal intrínseca às zonas costeiras, especialmente quando as coletas são realizadas em periodicidade mensal. As condições climáticas sazonais, por exemplo, influenciam diretamente o transporte e a dispersão de contaminantes, podendo alterar significativamente os perfis microbiológicos ao longo do ano. Essa variabilidade torna-se especialmente relevante em regiões tropicais e subtropicais, onde episódios de chuva intensa e mudanças abruptas de uso do solo contribuem para flutuações na qualidade da água.

Vários estudos constataram que a chuva afeta negativamente a qualidade bacteriana da água das praias. Isso ocorre devido ao aumento do escoamento de águas pluviais, com fezes de animais e outras fontes bacterianas depositadas no solo entre as precipitações. Também pode resultar da entrada de esgoto sanitário resultante de vazamentos na infraestrutura de coleta de esgoto (ACKERMAN, D.; WEISBERG, S. B., 2003; MARQUES *et al.*, 2024).

Estudos recentes têm destacado a importância de abordagens robustas para avaliação da qualidade microbiológica em ambientes costeiros e portuários, enfatizando a necessidade de análises que transcendam médias anuais e incorporem noções de sazonalidade e dinâmica hidrológica (MCLELLAN; HARTSHORN; GRAY, 2024). Essas abordagens fornecem melhores subsídios para a avaliação de risco e para estratégias de gestão de recursos hídricos e de planejamento sanitário.

A avaliação da qualidade de águas marinhas, conforme estabelecido pela Resolução CONAMA nº 274/2000, baseia-se na quantificação de microrganismos indicadores de contaminação fecal, expressa por número de unidades por 100 mL. A norma prevê o uso de indicadores microbiológicos tais como coliformes termotolerantes (NMP) e enterococos, além de alternativas como *Escherichia* coli. Esses indicadores são empregados para classificar as águas em categorias de condição sanitária própria ou imprópria, utilizando limites e critérios de recorrência definidos no texto normativo (BRASIL, 2000).

Os coliformes termotolerantes e os enterococos apresentam diferenças ecológicas e comportamentais que afetam sua sensibilidade como indicadores em ambientes marinhos: os coliformes termotolerantes, historicamente amplamente usados,

sinalizam contaminação fecal recente, enquanto os enterococos — por sua maior resistência a salinidade e a condições ambientais adversas — frequentemente se mostram mais estáveis e específicos em águas costeiras (MOURA; ARAÚJO; PEREIRA, 2023; SOARES; NASCIMENTO; GOMES, 2023; SANTIAGO *et al*., 2024).

A utilização conjunta ou a escolha entre esses indicadores deve considerar as características locais do ambiente, os objetivos de monitoramento e as limitantes metodológicas dos ensaios, razão pela qual a Resolução admite ambos como parâmetros válidos para a avaliação da balneabilidade.

Especificamente sobre os Enterococos, esse grupo de bactérias representa um bom indicador de poluição fecal em ecossistemas aquáticos naturais e um grande interesse para a avaliação da qualidade da água por várias razões: (1) Essas bactérias sobrevivem mais que os coliformes, (2) estão intimamente relacionadas aos riscos à saúde associados ao banho no ambiente aquático e (3) sua multiplicação é inibida em águas poluídas (SANTIAGO *et al*., 2024). A Agência de Proteção Ambiental Americana relata a importância da avaliação de Enterococos em amostras de água doce ou marinha e a relação direta entre a densidade deste microrganismo e o risco de doenças gastrointestinais associadas ao uso recreativo destas águas (US EPA, 2009; US EPA, 2012; WHO, 2003).

No presente trabalho, foi realizado o monitoramento mensal de água marinha em múltiplos pontos de coleta, com ênfase na análise da percentagem de excedência de microrganismos indicadores e das classificações atribuídas em distintos trimestres do ano. A análise busca identificar padrões de variação sazonal, discutir os fatores ambientais e antrópicos associados a essas variações e fornecer subsídios para a gestão costeira e para futuras ações de monitoramento ambiental.

Material e Método

As campanhas de monitoramento foram conduzidas pela Superintendência Estadual do Meio Ambiente (Semace), abrangendo 35 pontos de amostragem distribuídos ao longo do litoral do Ceará. As coletas de água foram realizadas mensalmente, seguindo protocolos institucionais padronizados e as diretrizes estabelecidas pela Resolução CONAMA nº 274/2000, garantindo representatividade espacial e temporal.

As análises microbiológicas das amostras foram realizadas no Laboratório de Qualidade da Água da Semace, utilizando metodologias reconhecidas internacionalmente, conforme o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater e procedimentos normativos da legislação ambiental vigente. O parâmetro avaliado foi enterococos, para o período de 2020 a 2025.

As análises de enterococos foram realizadas seguindo o método 9230 C do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA; AWWA; WEF, 2017).

Para a detecção de enterococos, as amostras de água do mar foram inicialmente submetidas a uma diluição de 1:10, adicionando-se 10 mL de amostra a 90 mL de água destilada esterilizada. Essa etapa é necessária porque a salinidade elevada da água marinha pode inibir o crescimento dos enterococos no meio de cultura; a diluição reduz a concentração de sais, permitindo o desenvolvimento adequado dos microrganismos e assegurando maior precisão analítica.

Após a diluição, foi adicionado ao frasco um sachê contendo o substrato enzimático para enterococos (Enterolert®). A amostra homogeneizada foi então distribuída em uma cartela contendo 49 cavidades grandes e 48 cavidades pequenas (sistema quanti-tray/2000®), configurando um sistema de quantificação baseado em múltiplas reações enzimáticas. O Quanti-Tray/2000 baseia-se no mesmo modelo estatístico que a diluição seriada tradicional de 15 tubos. Com o Quanti-Tray/2000, a amostra é automaticamente dividida em porções corretas, quando vedada pelo Quanti-Tray Sealer PLUS. O sistema Quanti-Tray não requer o uso de tubos de ensaio, tubos de Durham ou quaisquer diluições. Ao distribuir automaticamente a amostra em 97 poços de 2 tamanhos diferentes, o Quanti-Tray/2000 proporciona um intervalo de contagem de 1–2.419, com um limite de confiança 95% melhor do que a diluição seriada em 15 tubos.

As cartelas foram incubadas em estufa bacteriológica a 41 °C por 24 horas, temperatura seletiva que favorece o crescimento de enterococos e inibe microrganismos não-alvo. Após o período de incubação, realizou-se a leitura em câmara de luz ultravioleta 365nm, identificando-se as cavidades que apresentaram mudança para coloração azul fluorescente, indicativa de resultado positivo. Quanto maior o número de cavidades fluorescentes, maior a estimativa do NMP de enterococos por 100 mL, conforme as tabelas fornecidas pelo fabricante do kit analítico.

Critérios de Classificação e Análise dos Dados

Para o presente estudo, empregaram-se como referência os limites de classificação satisfatória previstos na Resolução CONAMA nº 274/2000. Assim, foram considerados fora do padrão recomendado valores superiores a 100 enterococos por 100 mL.

Após a organização dos resultados, calculou-se, para cada um dos 35 pontos de amostragem, a quantidade de vezes em que o limite foi excedido. Em seguida, foi determinado o percentual de excedência, obtido pela relação entre o número de excedências e o total de amostras disponíveis para cada ponto.

Com base nesses percentuais, os pontos foram classificados segundo o seguinte critério:

Crítico: percentual de excedência superior a 60%;

- Ruim: percentual de excedência superior a 40%;
- Regular: percentual de excedência superior a 20%;
- Boa: percentual de excedência inferior ou igual a 20%.

Essa classificação permitiu identificar trechos prioritários para ações de fiscalização, investigação de fontes de contaminação e planejamento de intervenções ambientais.

Resultados e Discussão

O monitoramento contemplou 35 pontos de amostragem distribuídos ao longo do litoral do Ceará, classificados conforme sua localização setorial: Leste (LE) e Oeste (OE). A Tabela 1 apresenta a nomenclatura dos pontos com seus endereços e o número total de amostras analisadas em cada local, entre 2020 e 2025.

A Tabela 2 apresenta a classificação de cada ponto de amostragem, de acordo com o percentual de excedência, considerando o período total de monitoramento (2020-2025) e a classificação por período do ano, dividido em 4 períodos de 3 meses, cada.

Os percentuais de excedência refletem a proporção de amostras que ultrapassaram o limite de 100 enterococos por 100 mL, de acordo com a Resolução CONAMA nº 274/2000.

A diferença na quantidade de amostras por ponto deve-se ao fato de que, em algumas campanhas, alguns pontos não foram possíveis de serem acessados ou foram incluídos posteriormente, como é o caso dos pontos 68LE, último ponto incluído no monitoramento.

Tabela 01: Nomenclatura, endereço e quantidade de amostras coletadas nos pontos de amostragem entre 2020 e 2025

Ponto	Endereço	Coordenadas UTM	Nº Amostras
33LE	Porto das Dunas (Aquiraz)	568984/9573491	43
34LE	Prainha (Aquiraz)	572566/9568880	43
35LE	Presídio (Aquiraz)	576466/9565422	43
36LE	Iguape (Aquiraz)	578573/9564336	43
37LE	Barro Preto (Aquiraz)	580932/9563694	43
38LE	Batoque (Aquiraz)	585615/9557768	43
39LE	Barra Nova (Cascavel)	594328/9546646	43
40LE	Tabubinha (Beberibe)	597248/9542620	43
41LE	Morro Branco Velho (Beberibe)	598698/9540930	43
42LE	Praia das Fontes (Beberibe)	602067/9537774	43
43LE	Canto Verde (Beberibe)	618758/9522606	43
44LE	Pontal de Maceió (Fortim)	635020/9513412	43
45LE	Canoa Quebrada (Aracati)	644533/9499546	43
46LE	Majorlândia (Aracati)	647530/9496526	43
47LE	Quixaba (Aracati)	649294/9494598	43
48LE	Redonda (Icapuí)	669314/9485942	43
49OE	Icaraí (Caucaia)	536602/9594418	42
50OE	Tabuba (Caucaia)	534069/9596779	42
51OE	Cumbuco (Caucaia)	530293/9599326	42
52OE	Lagamar do Cauípe (Caucaia)	524495/9603320	42
53OE	Pecém (São Gonçalo do Amarante)	518928/9607904	42
54OE	Taíba (São Gonçalo do Amarante)	511576/9612496	42
55OE	Paracuru	496671/9623594	42
56OE	Lagoinha (Paraipaba)	484315/9630296	42
57OE	Flecheiras (Trairi)	469853/9644110	42
58OE	Mundaú (Trairi)	458550/9648614	42
59OE	Baleia (Itapipoca)	451145/9652119	42
60OE	Icaraí de Amontada (Amontada)	428187/9665892	42
61OE	Almofala (Itarema)	408623/9675982	42
62OE	Arpoeiras (Acaraú)	379396/9686982	42
63OE	Jericoacoara (Jijoca de Jericoacoara)	331236/9690838	42
64OE	Camocim - Próximo a travessia das balsas	294870/9680592	42
65OE	Bitupitá (Barroquinha)	247191/9680276	45
66OE	Cruz - Praia do Preá	342736/9689042	42
68LE	Porto das Dunas - Na altura da rua Antonio Alencar (Aquiraz)	567571/9575591	32

Tabela 02: Classificação dos pontos de amostragem, de acordo com os resultados de monitoramento entre 2020 e 2025 e de acordo com a época do ano

Ponto	Período total	Janeiro - Março	Abril - Junho	Julho - Setembro	Outubro - Dezembro
33LE	Boa	Boa	Boa	Boa	Boa
34LE	Boa	Boa	Boa	Boa	Boa
35LE	Boa	Boa	Boa	Boa	Boa
36LE	Boa	Boa	Boa	Boa	Boa
37LE	Boa	Boa	Boa	Boa	Boa
38LE	Boa	Boa	Boa	Boa	Boa
39LE	Boa	Boa	Boa	Boa	Boa
40LE	Boa	Boa	Boa	Boa	Boa
41LE	Boa	Regular	Boa	Boa	Boa
42LE	Boa	Boa	Boa	Boa	Boa
43LE	Boa	Boa	Boa	Boa	Boa
44LE	Boa	Regular	Boa	Boa	Boa
45LE	Boa	Regular	Regular	Boa	Boa
46LE	Boa	Boa	Boa	Boa	Boa
47LE	Boa	Boa	Boa	Boa	Boa
48LE	Boa	Boa	Boa	Regular	Boa
49OE	Boa	Boa	Boa	Boa	Boa
50OE	Boa	Boa	Boa	Boa	Boa
51OE	Boa	Regular	Boa	Boa	Boa
52OE	Boa	Boa	Boa	Boa	Boa
53OE	Boa	Boa	Boa	Boa	Boa
54OE	Ruim	Crítica	Crítica	Regular	Boa
55OE	Boa	Boa	Regular	Regular	Boa
56OE	Boa	Boa	Boa	Boa	Boa
57OE	Boa	Regular	Boa	Boa	Boa
58OE	Boa	Boa	Regular	Boa	Boa
59OE	Boa	Boa	Boa	Boa	Boa
60OE	Boa	Boa	Boa	Boa	Boa
61OE	Boa	Boa	Boa	Boa	Boa
62OE	Boa	Boa	Boa	Boa	Boa
63OE	Boa	Regular	Boa	Boa	Boa
64OE	Regular	Ruim	Regular	Regular	Boa
65OE	Regular	Boa	Boa	Boa	Boa
66OE	Boa	Regular	Boa	Boa	Boa
68LE	Boa	Boa	Boa	Boa	Boa

De forma geral, a coluna do período total na Tabela 02 indica que a maioria dos pontos apresenta um baixo percentual de excedência, resultando predominantemente em classificação “Boa” no consolidado anual. Isso ocorre porque o cálculo anual dilui episódios pontuais de contaminação ao longo de um número maior de amostras, reduzindo o peso relativo de excedências isoladas. Assim, a classificação anual representa uma condição média anual, adequada para fins regulatórios e comparativos globais, mas que pode mascarar variações sazonais relevantes, especialmente em regiões costeiras sujeitas a fortes influências climáticas e antrópicas.

No período de janeiro a março, observa-se, em vários pontos, um percentual de excedência mais elevada em comparação aos demais trimestres. Em alguns casos, essa elevação resulta em piora da classificação em relação ao Resumo anual ou a outros períodos. Uma provável explicação para essa variação é o início do período chuvoso em grande parte do litoral nordestino, com aumento do escoamento superficial e carreamento de esgotos não tratados, ligações clandestinas e resíduos difusos, maior instabilidade dos sistemas de drenagem urbana e possíveis extravasamentos de redes de esgoto durante eventos de chuva intensa. Este trimestre costuma representar o pior cenário sanitário do ano para a balneabilidade.

No período de abril a junho, observa-se uma tendência de redução do percentual de excedência em relação ao primeiro trimestre. A classificação tende a melhorar ou se estabilizar, aproximando-se do resultado do Resumo anual. Possíveis explicações são a transição do período chuvoso para condições mais secas, menor frequência de eventos extremos de precipitação e redução do aporte difuso de contaminantes de origem continental.

O trimestre de julho e setembro e de outubro a dezembro, em geral, apresenta os menores percentuais de excedência. A classificação dos pontos costuma ser igual ou melhor do que a observada no resumo anual devido, principalmente, a predominância da estação seca, menor contribuição de escoamento superficial, maior diluição e dispersão dos contaminantes no meio aquático e, em algumas regiões, menor pressão turística comparada ao verão.

Ao comparar ponto a ponto, observa-se pontos estáveis como sendo aqueles que mantêm classificação “Boa” em todos os trimestres, indicando menor influência de fontes pontuais de poluição ou melhor infraestrutura de saneamento. A maioria desses pontos são do Litoral Leste.

Já os pontos sazonais são aqueles que apresentam piora no primeiro semestre, evidenciando forte dependência de fatores climáticos, sobretudo precipitação. A maioria desses pontos encontram-se no Litoral Oeste.

Há também pontos críticos, que são aqueles que apresentam mudanças mais frequentes de classificação ao longo do ano, sugerindo vulnerabilidade a cargas pontuais próximas, influência de drenagens pluviais, rios urbanos ou canais de maré e/ou menor capacidade de autodepuração local.

Conclusão

Os resultados evidenciam que a qualidade microbiológica das águas marinhas monitoradas apresenta marcada variabilidade sazonal, com diferenças significativas entre os períodos do ano. A análise trimestral demonstrou que os maiores percentuais de excedência e as classificações menos favoráveis concentram-se, de modo geral, no primeiro trimestre, enquanto os melhores resultados ocorrem predominantemente no período correspondente à estação seca.

A comparação entre os resultados trimestrais e o consolidado anual indica que a avaliação baseada exclusivamente em médias anuais tende a suavizar episódios pontuais de degradação da qualidade da água, podendo subestimar riscos temporários associados a condições hidrometeorológicas desfavoráveis. Nesse sentido, a análise sazonal mostrou-se fundamental para a identificação de períodos críticos e de pontos mais sensíveis à influência de cargas microbiológicas de origem continental.

As variações observadas estão fortemente associadas à dinâmica do regime de chuvas, ao escoamento superficial urbano e à proximidade de fontes potenciais de contaminação, como canais de drenagem e cursos d'água afluentes. Pontos que apresentaram maior estabilidade ao longo do ano indicam menor vulnerabilidade local, enquanto aqueles com mudanças frequentes de classificação demandam atenção prioritária por parte da gestão ambiental, tais como o ponto 54OE, na Praia da Taíba, e o ponto 64OE, na Praia de Camocim - Próximo a travessia das balsas.

Conclui-se que programas de monitoramento mensal de águas marinhas, quando analisados sob a perspectiva sazonal, fornecem informações relevantes para o entendimento da dinâmica da qualidade microbiológica em ambientes costeiros. Essa abordagem contribui para o aprimoramento das estratégias de gestão, fiscalização e planejamento do saneamento, além de reforçar a importância da consideração da variabilidade temporal na interpretação dos resultados de monitoramento ambiental.

Referências Bibliográficas

ACKERMAN, Drew; WEISBERG, Stephen B. Relationship between rainfall and beach bacterial concentrations on Santa Monica Bay beaches. Journal of water and health, v. 1, n. 2, p. 85-89, 2003.

APHA; AWWA; WEF. Standard methods for the examination of water and wastewater. 23. ed. Washington, DC: APHA, 2017.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 274, de 29 de novembro de 2000. Estabelece critérios para a balneabilidade de águas doces, salobras e salinas destinadas à recreação de contato primário. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, n. 18, p. 70-71, 25 jan. 2001. Disponível em: https://portalpnqa.ana.gov.br/Publicacao/Resolu%C3%A7%C3%A3o_Conama_274_Balneabilidade.pdf. Acesso em: 24 out. 2025.

MOURA, T. F.; ARAÚJO, G. L.; PEREIRA, C. S. Indicadores microbiológicos de contaminação fecal em águas recreacionais: uma revisão. Revista Saúde e Ambiente, v. 25, n. 1, p. 112-128, 2023. Disponível em: https://revistas.saudeambiente.br/article/view/2023fecal. Acesso em: 24 out. 2025.

SANTIAGO, Giovanna Silva et al. Antimicrobial resistance characterization of Enterococcus faecium, Enterococcus faecalis and Enterococcus hirae isolated from marine coastal recreational waters in the State of São Paulo, Brazil. Journal of Water and Health, v. 22, n. 9, p. 1628-1640, 2024.

SOARES, L. P.; NASCIMENTO, R. F.; GOMES, V. A. Monitoramento de enterococos em praias urbanas do Nordeste: tendências e desafios. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 28, n. 3, p. 1-15, 2023. DOI: 10.1016/rbrh.2023.103. Disponível em: https://rbrh.org.br/article/view/enterococos2023. Acesso em: 24 out. 2025.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Method 1600: Enterococci in Water by Membrane Filtration Using Membrane-Enterococcus Indoxyl-b-D-glucoside Agar (mEI). Washington, DC: EPA, 2009. 42 p. (EPA 821-R-09-016).

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Recreational Water Quality Criteria. Washington, DC: Health and Ecological Criteria Division, 2012. 42 p.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. Guidelines for safe recreational water environments: coastal and fresh waters. Geneva: WHO, 2003. v. 1. Disponível em: www.who.int. Acesso em: 31 dez. 2025.

ECOBARREIRAS FITORREMEDIADORAS: UMA ESTRATÉGIA DUPLA PARA COMBATE AO LIXO E REVITALIZAÇÃO PAISAGÍSTICA DO RIACHO DO CAVOUCO, RECIFE - PE

Caroline Oliveira Resende, Raiane Soares da Silva, Thaís Lopes Silva, João Victor Lima D'Albuquerque, Luana Mikelly dos Santos Azevedo, Willamys Soares Caitano da Silva, Micaella Raíssa Falcão de Moura, Anna Elis Paz Soares

1 Universidade de Pernambuco, e-mail: cor@poli.br; 2Universidade de Pernambuco e-mail: rss7@poli.br; 3Universidade de Pernambuco, e-mail: tls4@poli.br; 4 Universidade de Pernambuco, e-mail: jvld@poli.br; 5Universidade de Pernambuco, e-mail: lmsa2@poli.br; 6Universidade de Pernambuco, e-mail: wscs@poli.br,7 Universidade de Pernambuco, e-mail: micaella.raissa@upe.br, 8Universidade de Pernambuco, e-mail: anna.soares@poli.br

Palavras-chave: Soluções Baseadas na Natureza; Fitorremediação; Revitalização de canais urbanos;

Resumo

O acelerado crescimento urbano e o descarte inadequado de resíduos sólidos intensificam a degradação ambiental dos sistemas de drenagem na cidade do Recife, Pernambuco, em especial no Riacho do Cavouco, reconhecido por sua relevância para a macrodrenagem da cidade. Este artigo apresenta uma abordagem inovadora para recuperação hídrica e paisagística: as Ecobarreiras Fitorremediadoras. Integrando barreiras mecânicas para retenção de resíduos com módulos vegetados dedicados à fitorremediação, o estudo examina, por meio de pesquisa experimental e qualitativa fundamentada em revisão bibliográfica, observações de campo e modelagem conceitual, a viabilidade e o impacto dessa solução híbrida. Os resultados simulados revelam expressivo potencial de redução de resíduos sólidos e poluentes dissolvidos, além de ganhos paisagísticos e educativos, evidenciando o papel estratégico das soluções baseadas na natureza para revitalização de canais urbanos. Por seus resultados e replicabilidade, especialmente em ambientes urbanos sujeitos a pressão antrópica, as ecobarreiras despontam como alternativa sustentável e flexível, desde que associadas a gestão integrada e educação ambiental contínua, transformando desafios em oportunidades para cidades mais resilientes e ambientalmente saudáveis.

Introdução

O crescimento urbano desordenado e o descarte inadequado de resíduos sólidos são fatores que comprometem significativamente os sistemas de micro e macrodrenagem das cidades brasileiras, especialmente em regiões de relevo plana e alta densidade populacional, como é o caso do Recife. A capital pernambucana possui mais de 130 km de canais artificiais e naturais, fundamentais para o escoamento das águas pluviais, mas que sofrem com o acúmulo de lixo, o assoreamento e o extravasamento recorrente em períodos chuvosos (SANTOS, 2023).

Entre esses corpos hídricos da cidade, destaca-se o Riacho do Cavouco, localizado na Zona Oeste do Recife, cuja nascente situa-se no campus da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE) e cujo curso atravessa bairros como Várzea, Cidade Universitária, Engenho do Meio, Cordeiro e Iputinga, até desaguar no Rio Capibaribe. Em diversos trechos, especialmente nas áreas mais urbanizadas, o riacho apresenta grandes segmentos canalizados e com margens revestidas, resultado de intervenções de drenagem e obras para contenção de cheias, o que modificou substancialmente sua morfologia natural. Segundo Cometti (2019), o riacho apresenta índices de conservação ambiental variando de regular a péssimo, com valores críticos de oxigênio dissolvido e elevadas cargas orgânicas e de sólidos suspensos, consequência direta do lançamento de efluentes domésticos, resíduos sólidos e ocupações irregulares em suas margens.

Diante desse cenário, tem-se buscado integrar Soluções Baseadas na Natureza (SbN) aos sistemas de drenagem urbana, associando infraestrutura ecológica à melhoria da qualidade da água. Nessa perspectiva, a fitorremediação, conforme Mendes e Pina (2023), é um processo que utiliza espécies vegetais para absorver e transformar poluentes, configurando-se como uma alternativa sustentável para o tratamento de corpos hídricos urbanos.

Inspirado nesse conceito, Américo (2023) propôs a implantação de ilhas flutuantes fitorremediadoras no Riacho do Cavouco. Essas estruturas, compostas por módulos flutuantes de ecossistemas vegetados, utilizam materiais recicláveis e substratos naturais que favorecem a fixação de microrganismos e o desenvolvimento de raízes, promovendo filtragem biológica, oxigenação da água e retenção de nutrientes e metais pesados. As ilhas, além de funcionarem como filtros naturais, também possuem potencial paisagístico e educativo, ao transformar o Riacho em um espaço de convívio e aprendizado ambiental dentro do campus da UFPE.

Essa proposta representa uma evolução das ecobarreiras móveis estudadas por Santos (2023), que apresentaram alto desempenho na retenção de resíduos sólidos flutuantes, mas com limitações quanto à captação de partículas finas e dissolvidas. A junção entre as duas abordagens (barreiras de contenção e módulos vegetados fitorremediadores) dá origem às Ecobarreiras Fitorremediadoras (EF): um sistema híbrido que combina retenção mecânica e tratamento biológico, com potencial para mitigar a poluição e melhorar a transparência da água.

Considerando o exposto, o presente artigo propõe a avaliação do desempenho hidrossanitário e ambiental dessas estruturas híbridas, aplicadas ao Riacho do Cavouco, Recife–PE. A estratégia visa atuar como uma solução de dupla função:

hidráulica-sanitária, ao conter resíduos sólidos e partículas em suspensão, e ambiental, ao favorecer processos de depuração natural e recuperação da qualidade da água.

Cabe ressaltar, contudo, que o desempenho desse dispositivo pode ser afetado pela ocorrência simultânea de chuvas intensas e marés altas, condição típica da cidade e que, segundo Silva Junior et al. (2020), tende a agravar os alagamentos e comprometer a eficiência dos sistemas de drenagem. Sendo assim, este trabalho apresenta uma proposta inicial, consciente de suas limitações diante das dinâmicas hidrológicas locais, mas com potencial para aprimoramentos e detalhamentos técnicos em trabalhos futuros.

Metodologia

Tipo de Abordagem da Pesquisa

A pesquisa adotará uma abordagem aplicada e exploratória, com caráter teórico, fundamentada nos princípios das Soluções Baseadas na Natureza (SbN) e no Desenho Urbano Sensível à Água (WSUD). O estudo propõe avaliar a eficiência hidrossanitária e ambiental de um sistema híbrido denominado Ecobarreira Fitorremediadoras (EF), que combina a retenção física de resíduos sólidos com a fitorremediação da água, aplicando o modelo no Riacho do Cavouco, Recife–PE.

O processo metodológico de análise foi estruturado em cinco fases sequenciais, abrangendo desde a delimitação e instalação dos módulos até a avaliação qualitativa e análise comparativa dos dados obtidos, conforme ilustrado na Figura 01.

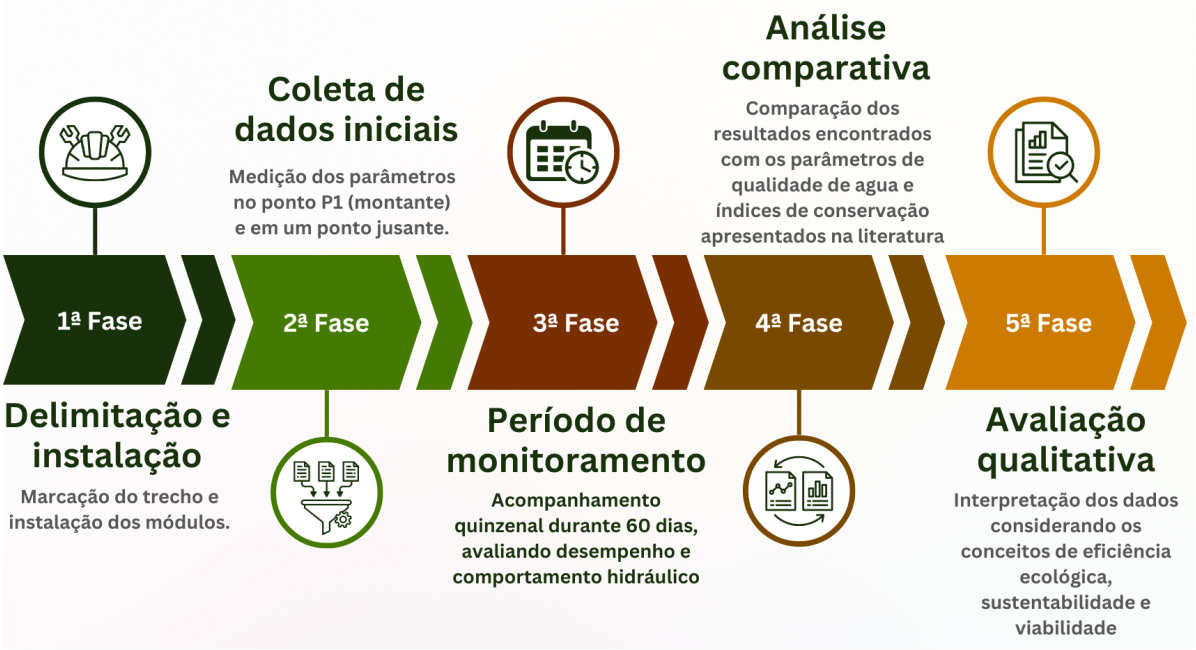


Figura 01: Fluxograma.
Fonte: Elaborado pelos Autores

Contextualização da Área de Estudo

O Riacho do Cavouco é um corpo hídrico urbano de aproximadamente 6 km de extensão, localizado na Zona Oeste do Recife, atuando como um dos principais afluentes do Rio Capibaribe. Sua nascente situa-se no Campus da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), percorrendo áreas densamente urbanizadas dos bairros da Várzea, Cidade Universitária, Engenho do Meio e Cordeiro, até desaguar no Capibaribe.

A condição ambiental do Cavouco varia entre regular e péssima, com índices de conservação ambiental (ÍCARU) inferiores a 5, indicando forte pressão antrópica, lançamento de efluentes domésticos e baixa cobertura vegetal ripária (Cometti, 2019).

O ponto de intervenção selecionado neste estudo corresponde ao Trecho C-D (Figura 02) definido no TCC de Ricardo Henrique Barbosa Américo (2023), localizado entre a Avenida dos Reitores e a área do Centro de Tecnologia e Geociências da UFPE.

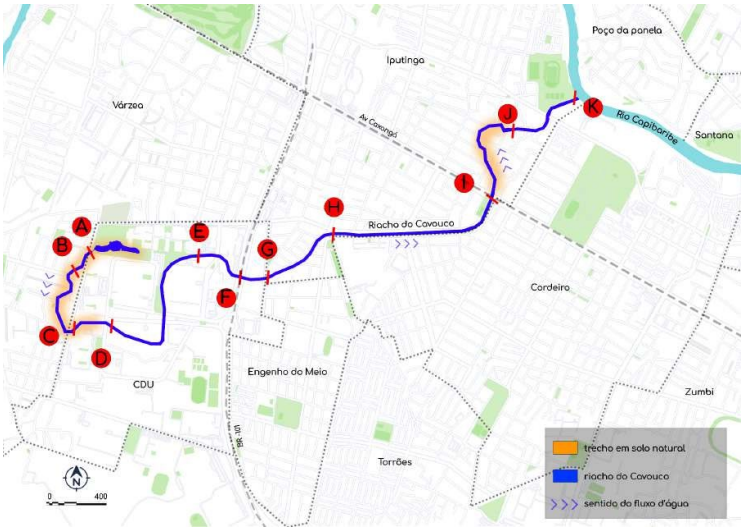


Figura 02: Estudos de concepção para gestão em manejo de águas pluviais e drenagem urbana do Recife - Riacho do Cavouco, Percurso do Riacho Cavouco da nascente até a foz.
Fonte: AMÉRICO (2023)

O entorno natural da área de estudo, com destaque para a vegetação ripária, pode ser visualizado na Figura 03.



Figura 03: Arborização do trecho CAC/CTG, às voltas do Riacho do Cavouco.
Fonte: Acervo pessoal

As principais características morfológicas e ambientais do Riacho do Cavouco, no trecho C-D, estão sintetizadas no Quadro 01, facilitando a compreensão do diagnóstico local.

Trecho C-D do Riacho do Cavouco	
Formato da Calha	IRREGULAR
Extensão	270 m
Profundidade	4,00 m
Ocupação das Margens	SOLO NATURAL
Revestimento das Margens	SOLO NATURAL
Vegetação presente	ARBÓREA
Passivo a inundações?	NÃO

Quadro 01: Características do Riacho do Cavouco no trecho C - D.
Fonte: EMLURB (2016 apud AMÉRICO, 2023)

Para caracterizar o ambiente hídrico, foram utilizados os dados do Ponto P1 do mesmo estudo (AMÉRICO, 2023), com alguns parâmetros de condutividade = 1501 µS/cm, OD = 8,69 mg/L, DQO = 28 mg/L, Alumínio = 0,67 mg/L e Ferro = 085 mg/L, apresentaram valores anômalos. Os pontos exatos de coleta das amostras de água ao longo do Cavouco são apresentados na Figura 04, permitindo identificar o posicionamento dos parâmetros de análise ambiental.

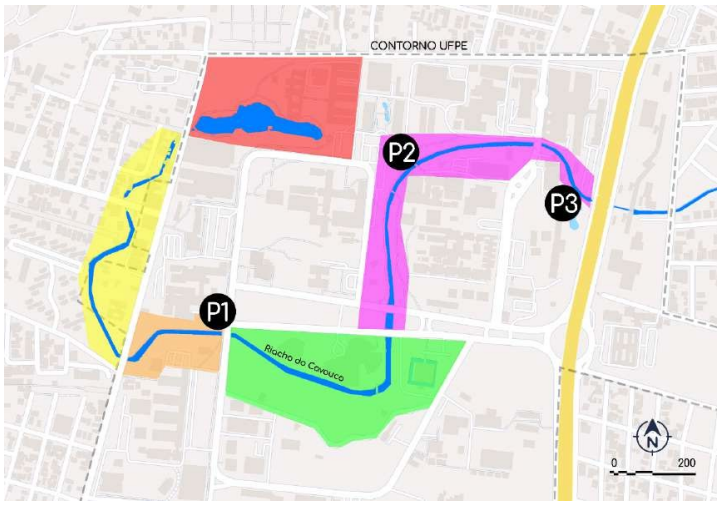


Figura 04: Pontos de coleta de amostras da água do Cavouco.
Fonte: Américo (2023)

O estudo será conduzido no ponto PC1 do Riacho do Cavouco, afluente do Rio Capibaribe, que atravessa o campus da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). O Riacho apresenta forte degradação ambiental em decorrência da urbanização desordenada e da deficiência de coleta e tratamento de esgoto.

Ecobarreiras móveis de contenção

As ecobarreiras móveis são dispositivos flutuantes instalados transversalmente à calha dos canais, compostos por tubos de PVC ou PEAD de alta flutuabilidade e redes sintéticas para retenção de resíduos sólidos flutuantes. Seu objetivo é conter materiais macroscópicos (como plásticos, isopor, vegetação e detritos) evitando que alcancem os sistemas de macrodrenagem ou os cursos principais.

Na pesquisa de Santos (2023), essas estruturas foram testadas nos canais do Jordão, Setúbal e Vasco da Gama, demonstrando eficiência de até 80% na interceptação de resíduos flutuantes e redução de 35% nos pontos críticos de alagamento. As ecobarreiras apresentam ainda vantagens de baixo custo de fabricação, mobilidade e facilidade de limpeza.

Apesar dos resultados positivos, as ecobarreiras tradicionais apresentam limitações: atuam apenas na contenção física, sem promover tratamento da água ou redução da carga orgânica dissolvida. Assim, tornam-se eficazes na gestão de resíduos sólidos, mas insuficientes na melhoria qualitativa da massa líquida.

Ilhas flutuantes fitorremediadoras

As ilhas flutuantes fitorremediadoras são módulos de ecossistemas flutuantes desenvolvidos a partir de estruturas leves e sustentáveis, como garrafas PET, tubos de PVC e substratos vegetais, que sustentam plantas aquáticas e palustres com elevado potencial de fitorremediação.

Segundo Américo (2023), as espécies selecionadas como Eichhornia crassipes (aguapé), Typha domingensis (taboa), Cyperus giganteus (papiro) e Canna indica (lírio-do-brejo), atuam na absorção de metais pesados, compostos nitrogenados e fósforo, promovendo oxigenação superficial e filtração biológica da água.

Os testes conduzidos no Riacho do Cavouco demonstraram reduções médias de 38% na DBO, 42% na turbidez e 30% nos nutrientes dissolvidos após o primeiro mês de implantação experimental. Além do desempenho técnico, o autor enfatiza o caráter paisagístico e educativo dessas estruturas, por transformarem o Riacho em um espaço de contemplação e aprendizado ambiental dentro do campus universitário.

Integração: Ecobarreira Fitorremediadoras

A proposta metodológica deste artigo consiste na integração das duas soluções anteriores, resultando em um sistema híbrido e multifuncional, denominado Ecobarreira Fitorremediadora. Essa estrutura busca associar retenção mecânica (barreira física) e tratamento biológico (fitorremediação), superando as limitações identificadas nas abordagens isoladas.

Design, modelagem e componentes

Para a modelagem das ilhas flutuantes, foi utilizado o software SketchUp, empregado na elaboração do desenho tridimensional das estruturas. Cada ilha foi representada por uma caixa com dimensões de 16 × 6 × 3 cm, contendo uma camada

de areia destinada a auxiliar na fixação e sobrevivência das espécies vegetais. Essa camada é recoberta por uma malha de aço, cuja função é conter os grãos de areia e evitar sua dispersão provocada pela ação da água. Nas extremidades da estrutura, foram inseridas estacas de contenção que, em suas porções inferiores, possuem um dispositivo flutuador. Essa configuração possibilita que as ilhas permaneçam estáveis em uma posição específica, mantendo simultaneamente sua capacidade de flutuação. A composição estrutural e a função de cada componente da Ecobarreira Fitorremediadora estão devidamente descritas no Quadro 02, que serve como referência para montagem e replicação do sistema.

Ecobarreira Fitorremediadora			
Componente	**Material / Estrutura**	**Função Principal**	**Observações Técnicas**
Sistema Flutuante	Tubos de PVC, bóias recicláveis (PET, PEAD) e madeira tratada	Proporcionar flutuabilidade e sustentação estrutural à barreira	Estrutura leve, modular e de fácil montagem; garante estabilidade e empuxo uniforme.
Sistema de Plantas e Raízes	Substrato de fibra de coco e manta geotêxtil com plantas aquáticas (Typha, Cyperus)	Promover fitorremediação e biofiltração por meio das raízes submersas	As raízes atuam na absorção de nutrientes, metais e matéria orgânica; favorecem oxigenação e habitat aquático.
Malha de retenção	Rede sintética com abertura de 10 mm	Interceptar resíduos sólidos flutuantes (plásticos, folhas, detritos)	Instalada a montante da barreira; evita obstruções e reduz a carga de resíduos.
Ancoragem lateral	Cabos de aço revestidos e estacas metálicas fixadas nas margens	Garantir estabilidade da estrutura e evitar deslocamento durante variações de fluxo	Permite ajuste de tensão; resistente à corrosão e ao arrasto hidráulico.
Sistema de drenagem interna	Riacho inferior sob o módulo radicular	Permitir passagem contínua da lâmina d'água sob o biofiltro	Mantém o fluxo, evita represamento e auxilia na deposição de sedimentos finos.

Quadro 02: Design da Ecobarreira Fitorremediadora.
Fonte: Elaborado pelos Autores.

Esse conjunto atua de forma passiva, aproveitando o fluxo natural da água para promover deposição de sedimentos, biofiltração e oxigenação superficial. Os materiais recicláveis e de baixo custo foram priorizados, garantindo viabilidade técnica e econômica para futuras aplicações em outros canais urbanos.

Quantificação orçamentária e materiais

.Para viabilizar a construção do protótipo da Ecobarreira Fitorremediadora, procedeu-se a um levantamento quantitativo detalhado dos materiais necessários à implantação do sistema. A cotação de preços dos insumos foi realizada com base em consulta a bancos de dados de referência para orçamentos de engenharia, dentre os quais se destacam, o Sistema de Custos Referenciais de Obras (SICRO) e a Secretaria de Estado de Obras Públicas (SEDOP). Além disso, foram pesquisados valores em plataformas de mercado eletrônico, especialmente o "Mercado Livre", a fim de garantir maior representatividade dos preços praticados e ampliar as opções de fornecedores.

Cada material foi analisado quanto à sua função na estrutura, disponibilidade comercial e adequação técnica, priorizando alternativas sustentáveis, acessíveis e de simples aquisição. O orçamento quantitativo elaborado permitiu estimar com rigor a viabilidade econômica da solução proposta, constituindo subsídio fundamental tanto para o planejamento da execução experimental quanto para possíveis replicações do modelo em diferentes contextos urbanos.

Procedimentos e análise qualitativa

O sistema é analisado sob três dimensões integradas: As dimensões de análise e os indicadores de avaliação esperados da intervenção estão consolidados na Figura 05, permitindo acompanhar os resultados sanitários, hidráulicos e ecológicos obtidos no experimento.

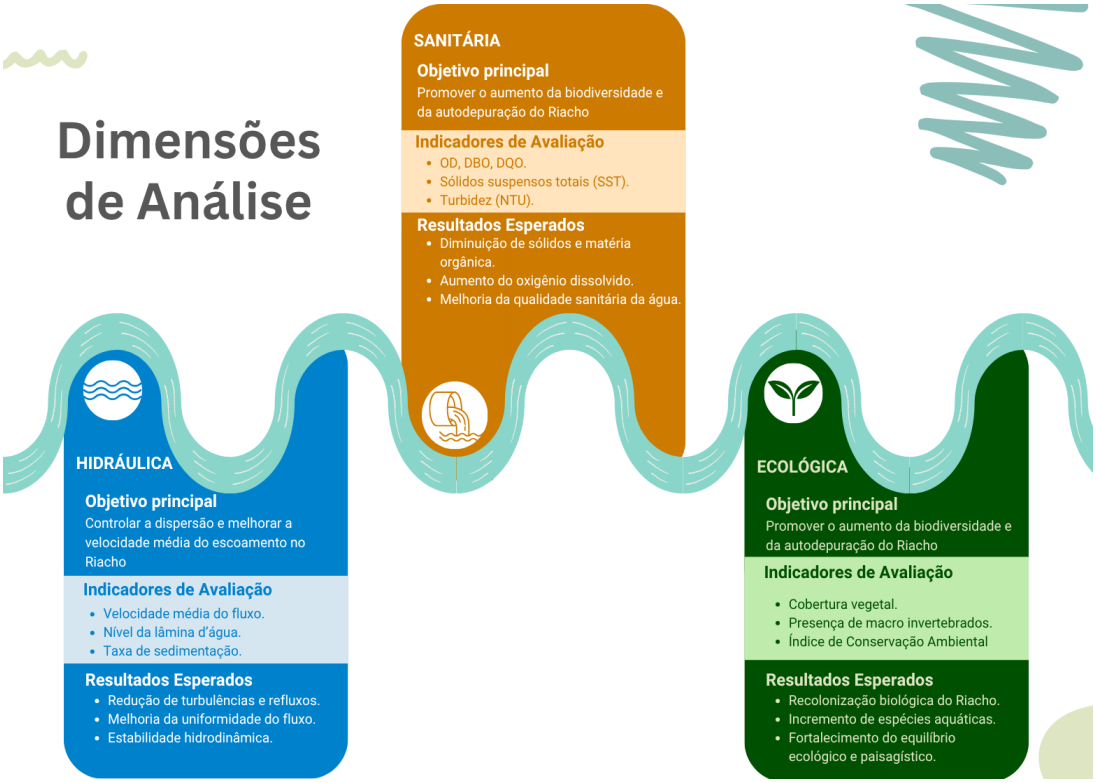


Figura 05: Dimensões de análise da Ecobarreira Fitorremediadora.
Fonte: Elaborado pelos Autores

Com base nas observações, espera-se que o sistema híbrido contribua para o aumento do oxigênio dissolvido, a redução de carga orgânica e o restabelecimento gradual da qualidade ambiental no Riacho do Cavouco, podendo servir de modelo para replicação em outros canais urbanos da cidade.

Resultados e Discussões

Resultados Ecológicos das ilhas flutuantes

Além de contribuírem para a filtragem e a melhoria da qualidade da água, as ilhas flutuantes também desempenham um papel ecológico essencial. Elas funcionam como abrigo e área de suporte para diversas espécies da fauna aquática e terrestre, promovendo o equilíbrio e a biodiversidade do ecossistema local. Na Figura 06 abaixo, é possível observar o resultado da modelagem tridimensional das ilhas flutuantes, evidenciando o arranjo estrutural adotado para o protótipo das ecobarreiras.

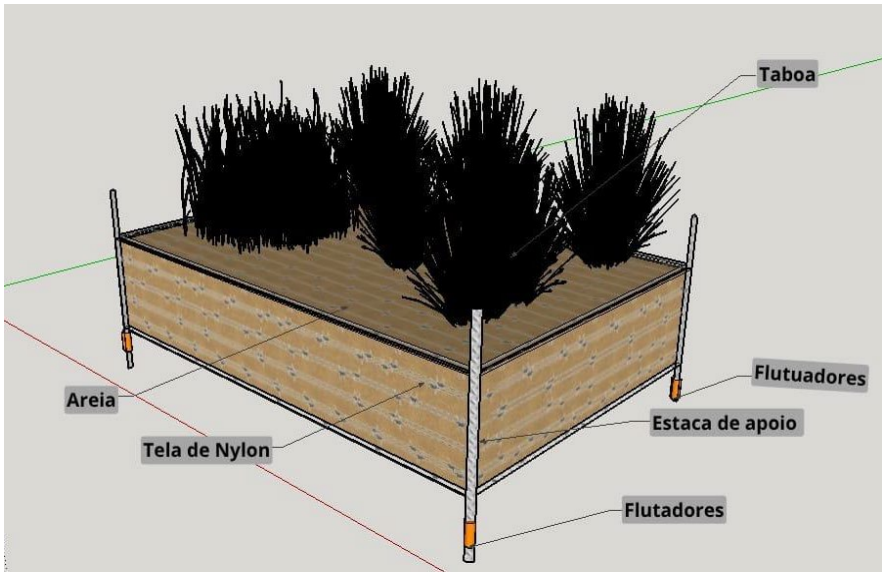


Figura 06: Ilha Flutuante com dimensões de 16 × 6 × 3 m.
Fonte: Elaborado pelos Autores

. **Resultados Orçamentários e Viabilidade Econômica**

O protótipo da Ecobarreira Fitorremediadora foi orçado em R$ 19.569,65, conforme apresentado no Quadro 03. A análise do orçamento revela uma distribuição concentrada de custos, onde os flutuadores para tubos PEAD correspondem a 98,6% do investimento total. Os demais materiais (bambu, nylon, aço, areia, manta geotêxtil e plantas fitorremediadoras) representam apenas 1,4% do custo, evidenciando que a viabilidade econômica e a replicabilidade da solução residem não apenas no baixo custo global, mas principalmente na acessibilidade dos materiais complementares.

Os resultados demonstram que as Ecobarreiras Fitorremediadoras constituem alternativa economicamente viável para órgãos públicos municipais, especialmente em comparação com sistemas convencionais de tratamento de água, posicionando-se como instrumento estratégico para revitalização de canais urbanos com investimento acessível.

INSUMO	QUANTIDADE	UNIDADE	VALOR UNITÁRIO	TOTAL
FLUTUADORES PARA TUBO PEAD	4	UND.	R$ 4.822,93	R$ 19.291,72
RIPAS DE BAMBU	16	UND.	R$ 4,04	R$ 64,60
TELA DE NYLON	1	M²	R$ 4,90	R$ 4,90
CABO DE AÇO	20	METRO	R$ 1,22	R$ 24,40
AREIA	1	M³	R$ 150,00	R$ 150,00
ELODEA	5	UND.	R$ 6,00	R$ 30,00
MANTA GEOTÊXTIL	0,96	M²	R$ 4,20	R$ 4,03
			TOTAL DOS INSUMOS	**R$ 19.569,65**

Quadro 03: Orçamento quantitativo para Protótipo da Ecobarreira Fitorremediadora.
Fonte: Elaborado pelos Autores

Manutenção e Limpeza Periódica

A retirada regular dos resíduos sólidos a montante das Ecobarreiras Fitorremediadoras é essencial. O acúmulo de lixo interfere diretamente na eficiência de retenção das ecobarreiras e pode provocar transbordamentos, além de reduzir o desempenho dos módulos vegetados de fitorremediação. Programas municipais, como a "Ação Inverno" da Prefeitura do Recife, exemplificam ações que devem ser contínuas, com intervenções preventivas, sobretudo antes e durante o período chuvoso, evitando assim danos ao sistema. O diagrama apresentado na figura 07, mostra a divisão das ações de cada órgão.

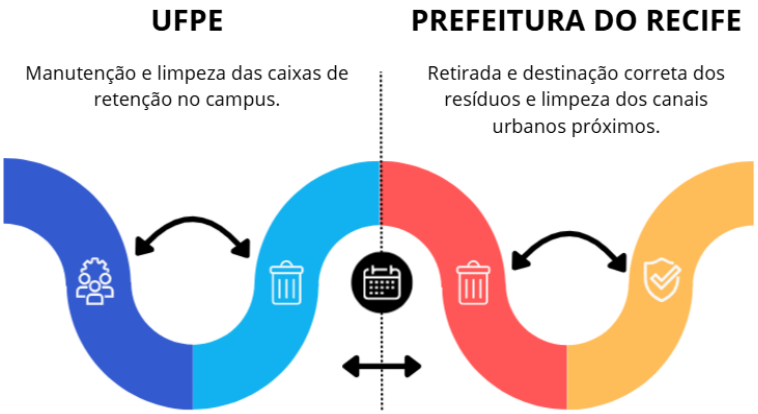


Figura 07: Diagrama de Responsabilidades UFPE e Prefeitura do Recife na Limpeza e Manutenção dos Canais
Fonte: Elaborado pelos Autores

Desafios e Entraves Encontrados

Os desafios e entraves encontrados são diversos, iniciando pelo descarte inadequado de lixo pela população. Mesmo com a retirada periódica, o lançamento contínuo desses resíduos compromete a durabilidade e o desempenho das ecobarreiras, exigindo campanhas de educação ambiental integradas às ações de manutenção programada. O assoreamento recorrente, pela deposição de sedimentos e matéria orgânica, afeta a calha dos canais e reduz sua capacidade hidráulica, demandando dragagens

frequentes com altos custos operacionais e riscos à fauna aquática local. Outros fatores como vegetação invasora, árvores caídas e mato excessivo dificultam o escoamento e elevam o risco de obstruções, tornando o manejo técnico regular indispensável. Ademais, há limitações técnicas e institucionais, pois a articulação entre diferentes órgãos públicos é frequentemente dificultada por sobreposições de jurisdição, como em trechos municipais e universitários. Por fim, eventos extremos (chuvas intensas e marés altas) podem comprometer significativamente a eficiência do modelo, exigindo manutenção emergencial e adaptações técnicas contínuas.

Considerações finais

A implantação das Ecobarreiras Fitorremediadoras no Riacho do Cavouco destaca-se como uma alternativa inovadora de baixo custo e elevada eficácia para recuperação hídrica, reunindo métodos de contenção de resíduos e tratamento biológico. O orçamento detalhado do projeto ressalta a viabilidade da proposta, que pode ser replicada em outros canais urbanos do Recife e de cidades brasileiras, fortalecendo a sustentabilidade das ações ambientais.

O estudo apresenta a proposta de um protótipo de Ecobarreira Fitorremediadora, desenvolvido com base em materiais recicláveis e plantas aquáticas, cujo funcionamento e desempenho técnico foram avaliados por meio de modelagem e análise experimental. Embora o protótipo ainda não tenha sido aplicado em campo, os resultados obtidos indicam elevado potencial de retenção de resíduos e melhoria da qualidade da água, servindo de referência para futuras validações e possíveis adaptações a diferentes cenários urbanos.

Porém, desafios como o descarte inadequado de resíduos pela população e o rápido assoreamento do Riacho exigem atenção contínua. A eficiência da solução proposta demanda manutenção e gestão integrada entre UFPE e a Prefeitura do Recife, bem como adaptações técnicas para lidar com eventos climáticos e variações hidrológicas. O estudo permanece aberto a futuras validações e aprofundamentos, servindo como modelo para outras iniciativas de revitalização de corpos hídricos urbanos. Dessa forma, a proposta se consolida como instrumento sustentável, aplicável e capaz de orientar políticas públicas voltadas para a recuperação ambiental.

Agradecimentos

Gostaríamos de expressar nossa profunda gratidão à Profª. Dra. Micaella Raíssa Falcão de Moura, à Profª. Dra. Anna Elis Paz Soares, ao Prof. Dr. Jaime Joaquim da Silva Pereira Cabral, ao Prof. Dr. Pedro Eugênio Silva de Oliveira e à Profª. Dra. Simone Rosa da Silva. O incentivo contínuo, as valiosas contribuições acadêmicas e técnicas desses professores foram cruciais para o desenvolvimento e aprimoramento desta pesquisa, oferecendo orientações inestimáveis que nortearam todo o projeto. Gostaríamos de agradecer também ao Engenheiro Pedro de Sá Menezes Junior, pela gentileza em ceder um dos materiais usados em nosso protótipo.

Referências Bibliográficas

AMÉRICO, Ricardo Henrique Barbosa. Proposta de requalificação do Cavouco utilizando o processo de fitorremediação. Recife: Universidade Federal de Pernambuco, 2023.

COMETTI, José Luís Said. Sistema para avaliação da conservação ambiental de canais urbanos baseado em regras difusas. Recife: Universidade Federal de Pernambuco, 2019. p. 80–103.

MENDES, Maria Estela Ribeiro; PINA, Sílvia Aparecida Mikami Gonçalves. Soluções baseadas na natureza para gestão de águas urbanas: aplicação de jardins filtrantes, jardins de chuva e biovaletas. Revista Foco, Curitiba, v. 16, n. 3, p. 1–44, 2023.

SANTOS, Cíntia Rafaela Lima dos. Implantação de dispositivos móveis para retenção de resíduos sólidos nos sistemas de micro e macrodrenagem da cidade do Recife-PE. Recife: Universidade de Pernambuco, 2023.

SILVA JUNIOR, J. A. et al. Análise de eventos críticos de drenagem em áreas costeiras do Recife–PE. Recife: UFPE, 2020.

SEGURANÇA HÍDRICA: USO DE TESTES RÁPIDOS E CASEIROS COMO INDICATIVO DE QUALIDADE DE ÁGUA EM POÇOS ARTESIANOS

1 Maria Eduarda Oliveira dos Santos, 2 Maria Eduarda Santos Magalhães, 3 Keila Cristina de Albuquerque Brito, 4 Anna Julia da Silva Lapa, 5 Micaella Raissa Falcão de Moura, 6 Anna Elis Paz Soares, 7 Simone Rosa da Silva

1 Universidade de Pernambuco, meos1@poli.br; 2 Universidade de Pernambuco, mesm1@poli.br; 3 Universidade de Pernambuco, kcab@poli.br; 4 Universidade de Pernambuco, ajsl@poli.br; 5 Universidade de Pernambuco, micaella.raissa@upe.br; 6 Universidade de Pernambuco, anna.soares@poli.br; 7 Universidade de Pernambuco, simonerosa@poli.br.

Palavras-chave: Segurança Hídrica; poços artesianos; ciência cidadã.

Resumo

A Segurança Hídrica é um desafio crescente, sobretudo em locais onde o abastecimento público é precário e a água subterrânea se torna essencial para o consumo humano. Neste contexto, o presente artigo apresenta o desenvolvimento e a aplicação de um kit de testes rápidos e caseiros como ferramenta de avaliação preliminar da qualidade da água de poços artesianos, enfatizando a democratização do acesso ao conhecimento científico, combinando praticidade técnica e contribuição social. O estudo, realizado na Escola Politécnica de Pernambuco (POLI/UPE), analisou quatro parâmetros: pH, turbidez, dureza e teor de cloro residual. Os resultados indicaram pH neutro, baixa turbidez e cloro adequado, embora a dureza tenha se mostrado elevada, sugerindo análises complementares. O projeto incorpora princípios da ciência cidadã, estimulando a participação popular no monitoramento da água e na promoção da saúde ambiental, conforme experiências relatadas em projetos nacionais de observação hidrológica (Ribeiro *et al*., 2020).

Introdução

A Segurança Hídrica (SH) — garantia de disponibilidade e acesso sustentável à água em quantidade e qualidade adequadas para atender às necessidades humanas — representa um dos maiores desafios contemporâneos, tendo em vista que o acesso à água ainda é desigual e vilipendiado para uma parcela significativa da população brasileira. Apesar do território concentrar cerca de 12% da água doce disponível no planeta, sua distribuição heterogênea entre as regiões compromete o abastecimento regular e seguro para a população. De acordo com o Instituto Trata Brasil (2025), aproximadamente 16,9% dos brasileiros ainda não têm acesso à água potável, enquanto 44,8% carecem de coleta de esgoto, configurando um quadro de vulnerabilidade hídrica e sanitária que impacta o Brasil.

Nesse contexto, o uso da água subterrânea representa uma importante alternativa para o abastecimento de água, sobretudo para a população de baixa renda e rural, onde o abastecimento público é frequentemente precário. Estima-se que cerca da metade da população mundial utiliza água subterrânea como principal fonte de abastecimento, demonstrando a relevância desse método de captação no cenário global (García-Ávila *et al*., 2025). No entanto, a qualidade dessa água pode ser frequentemente comprometida por fatores antrópicos e naturais, como infiltrações provenientes de fossas sépticas, descarte inadequado de resíduos sólidos e variações geológicas que facilitam a contaminação por metais e microrganismos (Araújo; Hipólito; Waichman, 2013). A verificação da potabilidade da água torna-se, portanto, uma etapa essencial para garantir a Segurança Hídrica. Estudos recentes demonstram que métodos rápidos e de baixo custo, baseados em metodologias simplificadas e tecnologias equivalentes e claras, podem representar soluções eficazes para avaliações preliminares da qualidade de águas subterrâneas (Wang *et al*., 2025).

Considerando o exposto, o presente trabalho tem como objetivo desenvolver um kit de testagem rápida, seguro e eficiente, que visa analisar indicadores de segurança hídrica em águas de poços artesianos, a fim de garantir confiabilidade para o uso dessas águas. Através de um estudo de caso em um poço artesiano na Escola Politécnica de Pernambuco, na cidade do Recife-PE, foi possível testar a eficiência e praticidade do kit. Usando parâmetros pré-estabelecidos por agências de saúde e saneamento básico para a qualidade, avaliaram-se os indicadores de pH, turbidez, cloro residual e dureza, determinantes para segurança do consumo humano. Embora não tenha sido possível determinar com exatidão os níveis de potabilidade, em razão da necessidade de análises físico-químicas e microbiológicas complementares, realizadas com equipamentos e técnicas laboratoriais específicas, os resultados obtidos representam uma contribuição relevante para o uso e armazenamento doméstico seguro da água de poço, bem como para a prevenção de doenças, servindo como um alerta para o manuseio correto dos mananciais subterrâneos. Além disso, foi elaborada uma cartilha digital contendo instruções detalhadas para a realização dos testes, além dos próximos passos a serem seguidos de acordo com os resultados apresentados, reforçando a importância da segurança hídrica para a saúde e bem-estar da população.

Materiais e Métodos

De acordo com Feitosa *et al.* (2008, p.15), "em países em desenvolvimento, como o Brasil, a extração de águas subterrâneas por poços representa, muitas vezes, a alternativa mais barata e viável para o abastecimento das populações de baixa

renda, pois pode ser utilizada sem grandes investimentos em transporte ou tratamento prévio, especialmente quando captada de forma adequada.". Com o intuito de promover a ciência cidadã, ou seja, aproximar a população do conhecimento de forma prática e acessível, e possibilitar a avaliação da qualidade da água em comunidades, este estudo desenvolveu e aplicou um kit de testes rápidos, de fácil execução e baixo custo, composto por quatro (4) medições: pH, turbidez, dureza e teor de cloro. Para a execução dos testes, foi coletada uma amostra de água do poço artesiano da Faculdade de Engenharia da UPE, a Escola Politécnica de Pernambuco, que possui 45 metros de profundidade e é responsável pelo abastecimento diário da edificação. Foi possível comparar os resultados com análises previamente existentes da água da instituição, a fim de garantir a confiabilidade do estudo. A figura 1 mostra a



Figura 1: Fluxograma detalhado da metodologia.
Fonte: As autoras (2025)

O teste rápido de pH foi realizado por meio de uma solução natural de repolho roxo, reconhecida pela sua capacidade de apresentar alterações de cor conforme a basicidade ou a acidez do meio em que se encontra. (Silva; Silva; Llamoca-Zárate, 2023). A solução foi preparada a partir de folhas de repolho roxo trituradas e misturadas com água, formando um extrato posteriormente coado. Ao ser adicionado à amostra de água a ser testada, observou-se a alteração de cor indicativa do pH: tons de vermelho e rosa correspondem a meios ácidos; em meios básicos as cores variam de tons de azul a verde; já quando a solução é neutra, as cores apresentadas são tons de roxo, que é o resultado esperado na água destinada ao consumo humano.

A turbidez, parâmetro que expressa o grau de transparência da água, relaciona-se à presença de partículas em suspensão ou substâncias coloidais, sendo medida a partir da intensidade luminosa que atravessa a água (SANTOS, 2014). O teste visual de turbidez consistiu na comparação com um padrão de cores; A ficha com o padrão é inserida dentro da amostra e, após ser colocada em repouso, observa-se o quanto é possível ver do padrão: quanto menor a visibilidade do padrão, maior o nível de turbidez. De acordo com a Fundação Nacional de Saúde (FUNASA), a turbidez é um indicador relevante no processo de tratamento da água, em níveis elevados podem dificultar a desinfecção, já que as partículas em suspensão podem proteger microrganismos do contato direto com os desinfetantes. É um indicador sanitário e padrão de aceitação da água de consumo humano.

A dureza da água pode ser definida como a concentração de minerais dissolvidos, principalmente o cálcio e o magnésio. Segundo a FUNASA (2014), águas de elevada dureza reduzem a formação de espuma, o que implica em um maior consumo de sabões e xampus; tendo em vista essa característica, o teste realizado consistiu em observar o tempo para formação de espuma. Com um pequeno pedaço de sabão neutro em um recipiente com a água a ser testada, após ser tampado e agitado por alguns segundos, percebe-se a quantidade de espuma produzida e obtendo dois possíveis resultados: água “mole” (boa), que produz muita espuma rapidamente; e água “dura” (ruim), que produz pouca espuma. Segundo a World Health Organization (WHO) a ingestão de cálcio e magnésio em excesso podem causar vários problemas à saúde, como: aumento do risco de cálculos renais e alterações no funcionamento do intestino.

A cloração é um processo importante de desinfecção de microrganismos patogênicos, sendo muito utilizado em diversos países, como o Brasil, no tratamento de água por conta do baixo custo e eficiência comprovada; contudo, seu excesso pode ser prejudicial à saúde humana. Altas concentrações de cloro podem levar a problemas de gosto e odor ou subprodutos de desinfecção que são prejudiciais à saúde humana (BLOKKER *et al*., 2014). O teste consistiu em uma titulação com iodo e solução de amido de milho; após o recolhimento da amostra de água, adiciona-se 3 gotas de iodo, homogeneizou-se e adicionamos a solução de amido de milho, é necessário aguardar alguns minutos até a solução se estabilizar. Os testes podem apontar três possíveis casos; amostras muito cloradas: titulação transparente, em amostras com cloro dentro dos parâmetros adequados: um tom claro de roxo e no caso de ausência ou níveis muito baixos de cloro: um tom forte de roxo.

Os testes foram compilados na produção de material informativo sobre o uso dos mananciais subterrâneos, com o objetivo de promover bem-estar e aprendizado para aqueles que dependem do uso das mesmas. O fácil acesso aos materiais necessários para realização dessas análises também serve para democratizar a ciência, principalmente nas comunidades mais

carentes, trazendo os princípios de ciência cidadã. Para Ribeiro *et al.* (2020), a ascensão de tecnologias acessíveis possibilita uma maior participação de novos atores no processo do monitoramento hidrológico, gerando participação da sociedade civil, trazendo consigo a geração de conhecimentos por parte dos atores envolvidos e facilidade na coleta de dados em locais de difícil acesso, que antes eram obtidas com uma menor frequência, beneficiando a população, assim como a comunidade científica.

Resultados e discussões

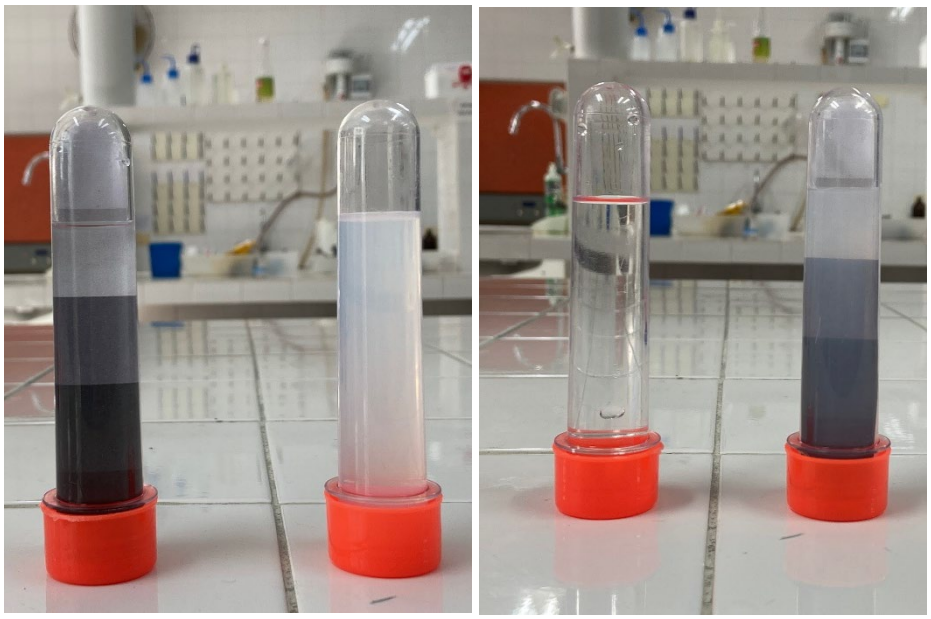
Para a realização dos testes, foi coletada uma amostra de água diretamente do poço artesiano da Escola Politécnica de Pernambuco (POLI/UPE), localizado no bairro da Madalena, em Recife (PE), com o objetivo de comparar os resultados obtidos com análises laboratoriais anteriores realizados pela universidade e, assim, trazer maior confiabilidade para o kit proposto. O primeiro teste realizado foi o de pH. Foram apresentadas amostras de referência ácida e básica (vinagre e água sanitária, respectivamente) para facilitar a interpretação dos resultados.



Figura 2: Água sanitária, água do poço e vinagre após inserção do extrato de repolho roxo, respectivamente.
Fonte: As autoras (2025)

O resultado indicativo desse ensaio revelou um padrão neutro de pH, como demonstra a Figura 2, considerado ideal para o consumo humano. Esse resultado confirma a eficiência do extrato natural de repolho roxo como indicador acessível de pH, revelando seu potencial uso doméstico e comunitário.

O segundo ensaio foi o de turbidez, realizado com a mesma amostra. De natureza visual, esse teste tem como objetivo principal avaliar a transparência da água após a inserção do padrão de cores: quanto menor a visibilidade do padrão, maior a turbidez, indicando a presença de partículas em suspensão.



Figuras 3 e 4: Comparação de visualização do padrão de cores com a amostra do poço e amostra turva, respectivamente.
Fonte: As autoras (2025)

Este teste, ilustrado nas Figuras 3 e 4, indicou elevada transparência da água analisada, sugerindo ausência de substâncias coloidais ou partículas presentes na amostra.

A avaliação da dureza da água foi o terceiro ensaio realizado, comparando o comportamento da amostra do poço com uma amostra de água mineral, após agitação com sabão neutro.



Figura 5: Formação de espuma da amostra do poço e da água mineral, respectivamente.
Fonte: As autoras (2025)

O teste indicou características de água dura, ou seja, com presença significativa de sais de cálcio e magnésio. A fim de descartar riscos à saúde, recomenda-se a realização de análises complementares.

Por fim, foi aplicado o teste para detecção de cloro residual, utilizando uma solução de iodo e amido de milho em 3 (três) amostras, a fim de demonstrar a variação do padrão de cores apresentado em diferentes concentrações de cloro. Para isso, a água destilada foi escolhida como amostra sem cloro e a água sanitária como amostra com alto teor de cloro. A Portaria de Consolidação nº 5, Anexo XX (atualizada pela Portaria GM/MS nº 888/2021) estabelece que a água potável deve conter entre 0,2 mg/L e 5,0 mg/L de cloro residual livre.



Figura 6: Teor de cloro após inserção da solução de iodo e amido de milho na água destilada, amostra do poço e água sanitária, respectivamente.
Fonte: As autoras (2025)

O resultado obtido indicou baixa concentração de cloro na amostra estudada (tendo em vista que quanto mais transparente, maior a presença de cloro), o que não representa risco à potabilidade da água. Em resumo, a Figura 7 resume os resultados encontrados pelo kit proposto nesse estudo.



Figura 7: Tabela com resumo dos resultados obtidos pelos experimentos.
Fonte: As autoras (2025)

Com a finalização dos testes e a verificação da viabilidade dos mesmos, a última etapa deste projeto consistiu em elaborar uma cartilha digital, representada pelas Figuras 8 e 9, com todas as informações necessárias para a elaboração desses testes de forma caseira e de baixo custo, precauções importantes, além de instruções detalhadas de como analisar os resultados e um vídeo demonstrativo do passo a passo de cada experimento. Essa iniciativa reforça a importância da popularização da ciência e da educação, aproximando a comunidade e contribuindo para a promoção de Saúde Pública e Segurança Hídrica, fundamentais para um mundo mais sustentável.



Figuras 8 e 9: Cartilha digital.
Fonte: As autoras (2025)

Comentários finais

A aplicação de testes rápidos e caseiros para análise da qualidade de águas subterrâneas, conforme demonstrado neste artigo, revelou-se uma ferramenta acessível e de grande potencial para fortalecer a segurança hídrica local. A partir da elaboração e validação do kit experimental, composto por ensaios de pH, turbidez, dureza e cloro residual, foi possível constatar que a simplicidade metodológica não compromete a relevância dos resultados; ao contrário, amplia as possibilidades de monitoramento contínuo em comunidades com menor infraestrutura técnica.

O kit desenvolvido mostrou-se não apenas uma alternativa prática de avaliação da qualidade da água, mas também uma estratégia educativa de grande alcance. Ao viabilizar a execução dos testes de forma prática e segura, o projeto estimula o manejo sustentável da água subterrânea e favorece a compreensão dos parâmetros que definem sua qualidade. A cartilha digital, elaborada como complemento do trabalho, reforça essa proposta ao oferecer instruções detalhadas, linguagem acessível e aplicabilidade em diferentes contextos sociais, promovendo a autonomia da população quanto ao cuidado com os recursos hídricos.

Sob a ótica da ciência cidadã, conforme discutido por Ribeiro *et al.* (2020), a inserção da população no processo de coleta e interpretação de dados ambientais representa um avanço na democratização do conhecimento científico e na gestão

participativa da água. Nesse sentido, o kit proposto dialoga com essa perspectiva, ao aproximar a ciência do cotidiano e transformar o cidadão em agente ativo na preservação e vigilância da qualidade da água que consome.

Portanto, este estudo reforça o potencial do kit como uma tecnologia social de baixo custo, com valor médio de R$30, de amplo alcance educativo, capaz de promover contribuição à segurança hídrica, estimular a conscientização ambiental e consolidar práticas participativas voltadas ao uso sustentável da água.

Referências Bibliográficas

ARAÚJO, Claudio Fernandez; HIPÓLITO, Janayna Roriz; WATCHMAN, Andrea Viviana. Avaliação da qualidade da água de poço. **Revista do Instituto Adolfo Lutz**, [S. l.], v. 72, n. 1, p. 53–58, 2013. DOI: 10.18241/0073-98552013721542. Disponível em: https://periodicos.saude.sp.gov.br/RIAL/article/view/32895. Acesso em: 2 nov. 2025.

Blokker, E. J. M; Vreeburg, J. H. G; Speight, V. Residual Chlorine In The Extremities Of The Drinking Water Distribution System: The Influence Of Stochastic Water Demands. **Procedia Engineering**, V. 70, P. 172-180, 2014. Doi: 10.1016/J.Proeng.2014.02.020. Disponível em: Https://Www.Sciencedirect.Com/Science/Article/Pii/S1877705814000228. Acesso em: 3 Nov. 2025.

Feitosa, Fernando A. C.; Manoel filho, João; Feitosa, Edilton carneiro; Demétrio, J. geilson a. (Org.). **Hidrogeologia: Conceitos E Aplicações**. 3. Ed. Rev. E Ampl. Rio De Janeiro: Cprm, 2008. Isbn 978-85-7499-061-3. Disponível em: https://Rigeo.Sgb.Gov.Br/Bitstream/Doc/14818/3/Livro_hidrogeologia_conceitos.Pdf. Acesso em: 25 Out. 2025.

Fundação Nacional de Saúde. **Manual Prático de Análise de Água**: Manual de Bolso. Brasília: Funasa, 2009.

Fundação Nacional De Saúde. **Manual De Controle Da Qualidade Da Água Para Técnicos Que Trabalham Em Etas**. Brasília: Funasa, 2014.

García Ávila, Fausto F. *et al.* Exploring groundwater quality through key parameters and management tools for its conservation and recovery. **Environmental and Sustainability Indicators**, v. 27, 2025. Doi: https://doi.org/10.1016/j.indic.2025.100767. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2665972725001886. Acesso em 20 Out. 2025.

Instituto Trata Brasil. Ranking do saneamento 2025. São Paulo: Instituto Trata Brasil, 2025. Disponível em: https://tratabrasil.org.br/ranking-do-saneamento-2025. Acesso Em: 20 Out. 2025.

Ministério da Saúde. Portaria De Consolidação Gm/Ms Nº 5, De 2017. Anexo Xx: Procedimentos De Controle E De Vigilância Da Qualidade Da Água Para Consumo Humano, Com As Alterações Da Portaria Nº 888/2021. Brasília, Df, 2017.

Ribeiro, Rafaela Vieira *Et Al.* Monitoramento Hidrológico E Ciência Cidadã: A Experiência De Pernambuco No Projeto Gdh – (Ana/Apac). Encontro Nacional De Gerenciamento De Dados Hidrológicos, 2., 2020, Virtual. Anais [...] São Paulo: **Associação Brasileira De Recursos Hídricos**, 2020. Disponível Em: Https://Anais.Abrhidro.Org.Br/Job.Php?Job=7324. Acesso Em: 06 Nov. 2025.

Silva, Glacy G. da; Silva, Alisson Plácido Da; Llamoca-zárate, Rómulo M. Eficiência Da Solução Erx (Extrato Do Repolho Roxo - Brassica Oleracea), Como Indicador De Ph Para Aula Prática. **Anais Ix Conedu**. Congresso Nacional De Educação, 2023. Disponível em: https: Https://Editorarealize.Com.Br/Artigo/Visualizar/98308. Acesso Em: 2 Nov. 2025.

Souza Santos, Renata. Saúde e Qualidade da Água: Análises Microbiológicas e Físico-Químicas em Água Subterrâneas. **Revista Contexto & Saúde**, [S. l.], v. 13, n. 24-25, p. 46–53, 2014. Doi: 10.21527/2176-7114.2013.24-25.46-53. Disponível em: https://revistas.unijui.edu.br/index.php/contextoesaude/article/view/2877. Acesso Em: 2 Nov. 2025.

WANG, Xiaoyun *et al*. Development of a rapid and cost-effective groundwater quality assessment model based on hybrid ensemble learning. **Ecological Indicators**, v. 178, p. 113894, 2025. Doi: 10.1016/J.Ecolind.2025.113894. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X25008246. Acesso em: 27 Out. 2025.

World Health Organization. **Hardness In Drinking-Water**: Background Document For Development Of Who Guidelines For Drinking-Water Quality. Geneva: World Health Organization, 2011. Disponível em: https://iris.who.int/handle/10665/70168. Acesso em: 6 Nov. 2025.

AVALIAÇÃO QUALITATIVA PRELIMINAR DA EFICIÊNCIA DE UM SISTEMA DE FILTRAÇÃO EM MARGEM INSTALADO NO RIO BEBERIBE, REGIÃO METROPOLITANA DO RECIFE-PE

1João Lucas Alves Callou de Sá, 2Edilberto Mariano da Silva, 3Leonardo César da Silva, 4Geisa Maria de Sousa, 5Clayne Katiane Costa Silva, 6Mario Takayuki Kato, 7Anderson Luiz Ribeiro de Paiva

1 UFPE, e-mail: joao.callou@ufpe.br 2 UFPE, e-mail:edilberto.mariano@ufpe.br; 3 UFPE, e-mail: leonardocesar.silva@ufpe.br; 4 geisa.maria@ufpe.br; 5 UFPE, clayne.silva@ufpe.br; 6 UFPE, kato@ufpe.br; 7 UFPE, e-mail: anderson.paiva@ufpe.br

Palavras-chave: águas superficiais e subterrâneas; pré-tratamento de água; qualidade das águas.

Resumo

A Filtração em Margem (FM) é uma técnica baseada na natureza, na qual a água superficial induz a recarga de um aquífero adjacente e é captada por poços próximos ao corpo hídrico, promovendo a atenuação de sólidos, microrganismos e parte da matéria orgânica ao longo do percurso subterrâneo. Este estudo avaliou qualitativamente a eficiência de um sistema piloto de FM no rio Beberibe (Recife – Olinda, PE), comparando amostras do rio e de um poço de produção em operação (P1) coletadas em 20/07/2025. Foram analisados parâmetros físico-químicos e microbiológicos associados ao Índice de Qualidade da Água (IQA), bem como o alquilbenzeno linear sulfonado (LAS). Observou-se melhora expressiva de parâmetros relacionados a sólidos e de indicadores microbiológicos, com atenuação relevante de LAS, enquanto os compostos nitrogenados permaneceram elevados, indicando influência antrópica no entorno e/ou limitações de remoção. Conclui-se que a FM apresenta potencial como pré-tratamento, mas exige controle de fontes e monitoramento contínuo.

Introdução

A preocupação crescente com a qualidade das águas superficiais, acentuada pela ocupação urbana intensa e desordenada, combinada ao descarte inadequado de efluentes diversos, vem impulsionando o desenvolvimento e a implementação de alternativas tecnológicas voltadas à captação e ao tratamento de água. Essas pressões, por sua vez, estimulam o aumento da vulnerabilidade hídrica, demandando soluções sustentáveis e resilientes integradas, em conformidade com a abordagem do "One Water", o qual propõe a gestão conjunta de abastecimento, esgotamento sanitário e obras pluviais como um componente único do sistema hídrico urbano (Pokhrel *et al*., 2022).

Nesse cenário, a Filtração em Margem (FM) emerge como uma técnica promissora, empregando processos naturais de infiltração e filtração do solo para a captura de água subterrânea de melhor qualidade e a redução da presença de poluentes (Freitas, 2018; Bertrand *et al*., 2022). Assim, a FM baseia-se na passagem da água superficial por sedimentos hiporreicos, onde ocorrem processos físicos, químicos e biológicos, responsáveis pela remoção de partículas, matéria orgânica e contaminantes emergentes.

A partir disso, estudos em regiões urbanas tropicais, incluindo a cidade do Recife (PE), mostram que as características hidrogeológicas locais favorecem a eficiência da FM, o que resulta em uma melhoria significativa da qualidade da água subterrânea captada, tornando-a uma alternativa sustentável aos meios tradicionais de tratamento (Bertrand *et al*., 2022; Kondor *et al*., 2024).

A eficácia da FM depende de fatores como o tempo de residência da água no solo, a textura dos sedimentos e as condições redox, sendo identificados como variáveis que influenciam os mecanismos de remoção de contaminantes. Em tempos mais recentes, algumas revisões destacam que sob condições adequadas, a FM atinge taxas consideráveis de remoção de substâncias prioritárias, reforçando seu papel como um complemento eficaz na proteção dos recursos hídricos (Gao *et al*., 2025).

Por fim, além dos benefícios ambientais, esse método promove a redução de produtos químicos e a demanda energética de estações de tratamento convencionais. Ademais, em áreas vulneráveis ou com baixa infraestrutura, essa técnica pode ser integrada com tecnologias sustentáveis como o bombeamento fotovoltaico, por exemplo, oferecendo uma solução resiliente e de baixo impacto para o abastecimento público de água potável (Handl *et al*., 2023).

Portanto, considerando a complexidade e a relevância dessa técnica, este estudo tem como objetivo avaliar a efetividade de um sistema de filtração em margem localizado na divisa entre os municípios de Recife e Olinda, em Pernambuco, associado ao Rio Beberibe. A avaliação foi realizada por meio da análise da qualidade da água, utilizando o Índice de Qualidade da Água (IQA) como parâmetro central.

Materiais e métodos

Área de estudo

A pesquisa foi conduzida no projeto piloto de Filtração em Margem, na Estação Elevatória (EE) de Caixa d'Água em Olinda, às margens do rio Beberibe. A área dispõe de uma estrutura composta por quatro poços de observação e quatro poços de produção. Dentre os poços de produção, apenas o Poço 01 (P1) encontra-se em operação até o presente momento e está localizado a aproximadamente 20 metros do rio Beberibe. Na Figura 1, é possível visualizar a área correspondente à estação elevatória, o trecho do rio Beberibe, bem como o processo de urbanização observado na área da antiga Rádio Olinda.

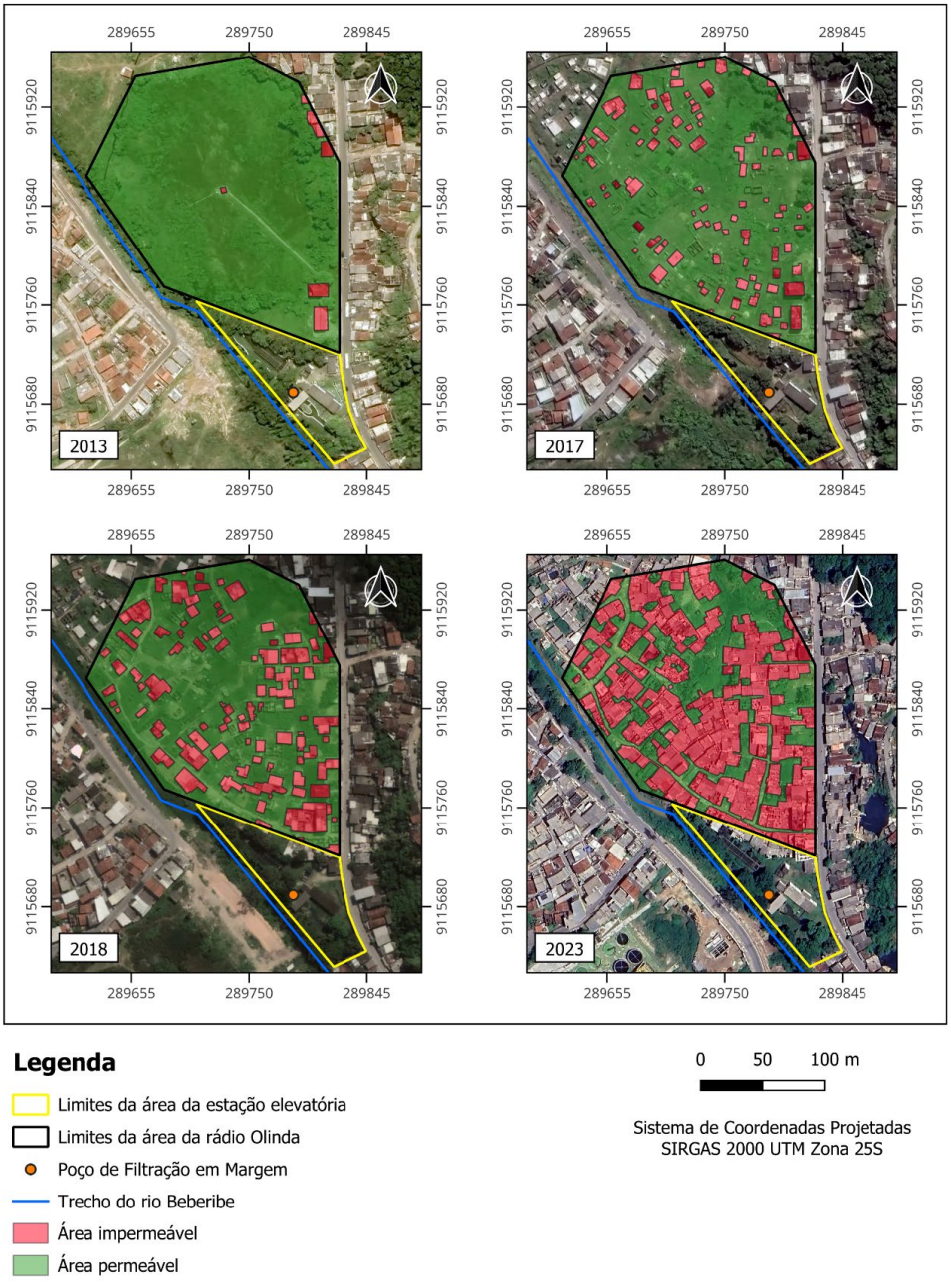


Figura 1. Localização da EE Caixa d'Água e do sistema de FM
Fonte: Cruz *et al.* (2025).

Coleta e parâmetros analisados

Para análise qualitativa da água, foram coletadas amostras de água do poço de produção em operação (P1) e do rio Beberibe, próximo a EE, em 20 de julho de 2025, visando comparar a água superficial e a água captada após o percurso subterrâneo associado à Filtração em Margem. A campanha contemplou variáveis físico-químicas e microbiológicas empregadas no Índice de Qualidade da Água (IQA): turbidez, temperatura, oxigênio dissolvido, pH, DBO_5, nitrogênio total, fósforo total, sólidos totais e coliformes termotolerantes, além de alquilbenzeno linear sulfonado (LAS) como indicador de influência de esgoto doméstico. As análises foram realizadas no Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA) e no Laboratório de Biologia Molecular e Tecnologia Ambiental (LABIOTA), ambos da UFPE.

O IQA foi utilizado como ferramenta integrativa, calculado por produtório ponderado conforme metodologia adotada pela CETESB (2007), resultando em valores entre 0 e 100. Considerando que as análises microbiológicas incluíram coliformes totais e *Escherichia coli*, aplicou-se o fator de correção de 1,25 sobre *E. coli* para equivalência a coliformes termotolerantes (Hachich *et al*., 2008). Para discussão e enquadramento, os resultados também foram comparados à Portaria GM/MS nº 888/2021 (potabilidade) e à Resolução CONAMA nº 357/2005 (Classe 2) (Brasil, 2005), quando aplicável. A Tabela 1 apresenta os parâmetros analisados, o método analítico e as respectivas referências metodológicas.

Parâmetro	Método analítico	Referência
pH	Potenciométrico	APHA (2017)
Oxigênio dissolvido (OD)	Potenciométrico	APHA (2017)
Temperatura	Potenciométrico	APHA (2017)
Condutividade elétrica	Potenciométrico	APHA (2017)
Potencial de Oxirredução (ORP)	Potenciométrico	APHA (2017)
Alcalinidade Total	Titulométrico	APHA (2017)
Turbidez	Espectrofotométrico	APHA (2017)
Cor aparente	Espectrofotométrico	APHA (2017)
Nitrito	Cromatografia de íons	
Nitrato	Cromatografia de íons	
Cloreto	Cromatografia de íons	
Sulfato	Cromatografia de íons	
Fosfato	Cromatografia de íons	
Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)	Titulométrico	APHA (2017)
Sólidos Totais	Gravimétrico	APHA (2017)
Dureza Total	Titulométrico	APHA (2017)
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5)	OxiTop	APHA (2017)
Fósforo Total	Molibdato-Vanadato	APHA (2017)
Coliformes totais	Colilert®	IDEXX (2025)
Coliformes termotolerantes	Colilert®	IDEXX (2025)
LAS	Cromatografia (HPLC)	Silva *et al*. (201)

Tabela 1. Parâmetros físico-químicos e biológicos analisados
Fonte: Os autores (2025).

Resultados e discussão

Os resultados das análises físico-químicas e microbiológicas realizadas com as amostras do poço de produção (P1) e do rio Beberibe são apresentados na Tabela 2. Os valores foram discutidos à luz da Portaria GM/MS nº 888/2021 (potabilidade) (Brasil, 2021) e da Resolução CONAMA nº 357/2005 (águas doces classe 2) (Brasil, 2005).

Parâmetro	Unidade	Poço de produção (P1)	Rio Beberibe
pH	-	5,9	7,1
Oxigênio dissolvido (OD)	mg/L	2,80	3,12
Temperatura	°C	27,3	26,0
Condutividade elétrica	µS/cm	373	244
Potencial de oxirredução (ORP)	mV	142,2	46,7
Alcalinidade Total	mg$CaCO_3$/L	37 ± 0	50 ± 0
Dureza Total	mg$CaCO_3$/L	74 ± 2	49 ± 3
Turbidez	NTU	0 ± 0	12 ± 2
Cor aparente	UH	9 ± 1	64 ± 4
Cloreto	mg/L	46,31	29,07
Sulfato	mg/L	16,67	10,16
Nitrito	mg/L	ND	ND
Nitrato	mg/L	46,99	7,30
Nitrogênio amoniacal	mg/L	111,1 ± 4,3	203,5 ± 1,4
Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)	mg/L	112,6 ± 14,4	294,4 ± 2,9
Nitrogênio Total	mg/L	279,69	505,20
Fósforo Total	mg/L	< 1,00	1,24 ± 0,05
Sólidos Totais	mg/L	185 ± 7	216,5 ± 5,5
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5)	mg O_2/L	4,00	11,00
Coliformes totais	NMP/100 mL	Ausente	5,94E+05
Escherichia Coli	NMP/100 mL	Ausente	1,73E+05
LAS	mg/L	3,57 ± 0,37	15,66 ± 1,23

ND: não detectado; NMP: número mais provável

Tabela 2 - Resultados dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos do poço de produção (P1) e do Rio Beberibe
Fonte: Os autores (2025).

A amostra do poço apresentou pH 5,9, indicando um pH ligeiramente ácido, valor próximo ao limite inferior recomendado para água de consumo humano (6,0–9,5) estabelecido pela Portaria GM/MS n°888/2021 (Brasil, 2021) e típico para águas subterrâneas. A amostra do rio apresentou pH 7,1, atendendo à faixa prevista para águas doces classe 2.

Em termos de oxigênio dissolvido, apesar das diferentes condições ambientais das duas amostras, ambas apresentaram baixos teores de OD (≈3 mg/L). O baixo valor de OD para o Rio Beberibe pode ser explicado devido à presença de matéria orgânica e compostos nitrogenados, onde microrganismos aeróbios utilizam o oxigênio dissolvido para oxidar compostos orgânicos e nitrogenados. O valor de OD encontrado para a amostra do rio está abaixo do limite estabelecido para águas classe 2, cujo valor mínimo é de 5 mg O_2/L.

A turbidez no poço foi 0 NTU e no rio 12 ± 2 NTU, indicando remoção completa de partículas em suspensão pelo percurso subterrâneo. O resultado obtido nesta avaliação corrobora com o observado no estudo realizado por Nagy-Kovács *et al.* (2019), no qual os autores demonstraram a eficiência da filtração em margem na remoção de até 99% da turbidez. A cor aparente reduziu de 64 ± 4 UH (rio) para 9 ± 1 UH (poço), evidenciando atenuação significativa de substâncias responsáveis pela coloração das águas.

A condutividade elétrica foi maior no poço (373 µS/cm) que no rio (244 µS/cm), indicando incorporação de íons no trajeto no meio poroso. O ORP também foi maior no poço (142,2 mV), compatível com presença de espécies oxidadas (ex.: nitrato e sulfato).

Foram observadas concentrações elevadas de nitrogênio amoniacal e de nitrato, com destaque para o poço (NO_3- = 46,99 mg/L), acima do limite de 10 mg/L. Os resultados sugerem influência de fontes antrópicas no entorno (ex.: fossas e/ou esgoto), e indicam que a FM, nas condições avaliadas, não garantiu remoção de compostos nitrogenados.

O fósforo total no rio (1,24 ± 0,05 mg/L) indica pressão por esgotos e potencial eutrofização; no poço, o valor ficou abaixo do limite de detecção do método. A DBO_5 reduziu de 11 para 4 mg O_2/L (remoção ~64%). Sólidos totais permaneceram abaixo de 500 mg/L em ambas as amostras.

No poço houve ausência de coliformes totais e *E. coli*, atendendo ao critério de potabilidade (ausência em 100 mL). No rio, *E. coli* foi $1{,}73\times10^5$ NMP/100 mL, acima do limite para classe 2, confirmando comprometimento sanitário do corpo hídrico e destacando a FM como barreira natural para microrganismos.

As concentrações de LAS foram 15,66 ± 1,23 mg/L no rio e 3,57 ± 0,37 mg/L no poço, correspondendo a remoção aproximada de 77%. Embora não haja limite específico para LAS em normas nacionais, o resultado indica atenuação relevante de indicador de esgoto doméstico.

Os parâmetros utilizados, pesos (wi) e produtórios estão apresentados na Tabela 3, e os valores finais do IQA na Tabela 4.

Parâmetro	Unidade	wi	Poço de produção (P1)			Rio Beberibe		
			Valor do parâmetro	Valor do gráfico	Produtório	Valor do parâmetro	Valor do gráfico	Produtório
Coliformes Termotolerantes	NMP/100mL	0.15	Ausente	100	15.0	232812.5	3	0.45
pH	-	0.12	5.9	47	5.6	7.1	90	10.8
DBO	mgO_2/L	0.1	4.0	65	6.5	11.0	29	2.9
Nitrogênio Total	mg/L	0.1	279.6	1	0.1	505.2	1	0.1
Fósforo Total	mg/L	0.1	0.94	44	4.4	1.24	36	3.6
Temperatura	° C	0.1	27.3	94	9.4	26	94	9.4
Turbidez	UFT	0.08	0	100	8.0	12.3	72	5.76
Sólidos Totais	mg/L	0.08	185	76	6.1	216.5	72	5.76
Oxigênio Dissolvido	% OD saturação	0.17	35.92	36	6.1	39.05	30	5.1

Tabela 3 - Valores dos parâmetros e cálculo do IQA das amostras do poço de produção e do rio Beberibe e classificação segundo a CETESB
Fonte: Os autores (2025).

Amostra	IQA	Classificação CETESB*
Poço de Produção	61,24	Boa
Rio Beberibe	43,87	Regular

**classificação do IQA de acordo com os valores adotados pela Agência Nacional de Águas (ANA).*

Tabela 4 - Valores do IQA das amostras do poço de produção e do rio Beberibe e classificação segundo a CETESB
Fonte: Os autores (2025).

Considerações finais

O presente estudo avaliou a eficiência de um sistema de filtração em margem (FM) instalado na Estação Elevatória Caixa d'Água, localizada na divisa entre os municípios de Recife e Olinda-PE, por meio da análise de parâmetros físico-químicos, microbiológicos e cromatográficos, bem como pelo cálculo do Índice de Qualidade da Água (IQA).

Os resultados obtidos demonstraram que o sistema de FM apresenta boa eficiência na remoção de sólidos, turbidez, cor aparente, coliformes totais, *Escherichia coli,* fósforo total e surfactantes aniônicos (LAS). A redução de turbidez foi de 100%, enquanto o LAS apresentou uma taxa de remoção aproximada de 77%. Além disso, a água do poço de produção apresentou ausência de coliformes, atendendo aos padrões exigidos pela Portaria GM/MS nº 888/2021 para consumo humano (Brasil, 2021).

Por outro lado, foram identificados elevados teores de compostos nitrogenados, especialmente nitrato e nitrogênio amoniacal, que ultrapassaram os limites estabelecidos pela legislação vigente, tanto para água potável quanto para águas superficiais de classe 2, conforme a Resolução CONAMA nº 357/2005 (Brasil, 2005). Esse resultado sugere possível contaminação por fontes antrópicas, possivelmente associada à proximidade de fossas negras e descargas de esgotos domésticos.

A análise do IQA corroborou os resultados laboratoriais, classificando a água do poço de produção como de boa qualidade e a água do rio Beberibe como de qualidade regular. Apesar disso, a elevada concentração de nutrientes e a baixa concentração de oxigênio dissolvido no rio evidenciam que o corpo hídrico apresenta sinais de pressão ambiental significativa.

Dessa forma, conclui-se que o sistema de filtração em margem estudado se mostra uma alternativa eficiente e sustentável para melhoria da qualidade da água, especialmente em relação à remoção de microrganismos patogênicos, sólidos e surfactantes, podendo ser considerada, pelo menos, como uma forma de pré-tratamento da água, visando sua utilização para fins de abastecimento público.

Agradecimentos

Os autores agradecem à equipe operacional da EE Caixa d'Água pelo apoio durante as coletas, ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPQ), à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e à Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco (FACEPE), pelo suporte financeiro dos projetos de pesquisas.

Referências bibliográficas

APHA; AWWA; WEF. Standard methods for the examination of water and wastewater. 23rd ed. Washington, D.C.: American Public Health Association, 2017.

BERTRAND, G. F.; PAIVA, A. L. R.; FREITAS, J. B. A; CABRAL, J. J. S. P; ALBUQUERQUE, T. B. V; CARVALHO FILHO, J. A. A. de. River bank filtration in tropical metropoles: integrated evaluation of physical, geochemical and biochemical interactions in Recife, NE Brazil. **International Journal of Environmental Science and Technology**, Tehran, v. 19, n. 7, p. 5803-5818, jul. 2022. DOI: 10.1007/s13762-021-03558-x.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, n. 53, p. 58-63, 18 mar. 2005.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021.** Estabelece os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, n. 84, p. 88-96, 05 maio 2021.

CETESB. Qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo: Anexo III – Índices de qualidade das águas. São Paulo: CETESB, 2007.

CRUZ, H. M.; NÓBREGA, M. C. P.; CARVALHO FILHO, J. A. A.; NEVES, Y. T.; SÁ, J. L. A. C.; CARVALHO, M. N.; PAIVA, A. L. R.; CABRAL, J. J. S. P. Impact of unplanned urbanization on a riverbank filtration system: Beberibe-PE river case study. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 18, n. 5, p. 3480–3497, 2025. DOI: 10.26848/rbgf.v18.05.p3480-3497.

FREITAS, J. B. A.; CABRAL, J. J. S. P.; PAIVA, A. L. R.; SANTOS, S. N.; SILVA, N. B. N. A técnica de Filtração em Margem: histórico de aplicação no mundo e experiências brasileiras. **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, Recife, v. 4, n. 1, p. 165-175, out. 2018. DOI: 10.5281/zenodo.2543175.

GAO, Y.; TANG, Y.; ZHAO, M.; ZHENG, X.; JIN, H. A Comprehensive Review of Riverbank Filtration Technology for Water Treatment. **Water**, Basel, v. 17, n. 3, e371, jan. 2025. DOI: 10.3390/w17030371.

HACHICH, E. M.; SATO, M. I. Z.; MENEGOM JR., N.; MELO, A. M. J.; COELHO, M. C. L. S.; DI BARI, M.; RAMOS, S. R. Monitoramento de *Escherichia coli* e coliformes termotolerantes em pontos da rede de avaliação da qualidade de águas interiores do Estado de São Paulo. São Paulo: CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental), 2008. 22 p. (Relatório Técnico).

HANDL, S.; KUTLUCINAR, K. G.; ALLABASHI, R.; TROYER, C.; MAYR, E.; LANGERGRABER, G.; HANN, S.; PERFLER, R. Importance of hydraulic travel time for the evaluation of organic compounds removal in bank filtration.

Chemosphere, Oxford, v. 317, p. 137852, mar. 2023. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2023.137852.

IDEXX. IDEXX Laboratories, Inc. Colilert. IDEXX Water: produtos e serviços. São Paulo: IDEXX, 2025. Disponível em: https://www.idexx.com.br/pt-br/water/water-products-services/colilert/.

KONDOR, A. C.; VANCSIK, A. V.; BAUER, L.; SZABÓ, L.; SZALAI, Z.; JAKAB, G.; MAÁSZ, G.; PEDROSA, M.; SAMPAIO, M. J.; LADO RIBEIRO, A. R. Efficiency of the bank filtration for removing organic priority substances and contaminants of emerging concern: a critical review. **Environmental Pollution**, v. 340, pt. 2, p. 122795, jan. 2024. DOI: 10.1016/j.envpol.2023.122795.

NAGY-KOVÁCS, Z.; DAVIDESZ, J.; CZIHAT-MÁRTONNÉ, K.; TILL, G.; FLEIT, E.; GRISCHEK, T. Water Quality Changes during Riverbank Filtration in Budapest, Hungary. **Water**, Basel, v. 11, n. 2, e302, fev. 2019. DOI: 10.3390/w11020302.

POKHREL, S. R.; CHHIPI-SHRESTHA, G.; HEWAGE, K.; SADIQ, R. Sustainable, resilient, and reliable urban water systems: making the case for a “one water” approach. **Environmental Reviews**, Ottawa, v. 30, n. 1, p. 10-29, fev. 2022. DOI: 10.1139/er-2020-0090.

SILVA, L. G.; GAVAZZA, S.; FLORÊNCIO, L.; KATO, M. T. Quantificação de alquilbenzeno linear sulfonato em estação de tratamento de esgoto de efluentes e rios por cromatografia líquida de alta eficiência e extração em fase sólida. **Química Nova**, São Paulo, v. 40, n. 3, p. 334-341, abr. 2017. DOI: 10.21577/0100-4042.20170007.

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE HÍDRICA COM ÊNFASE NOS PARÂMETROS FÍSICOS-QUÍMICOS

Isabela Gemeniano Cotrim, Renata Ribeiro de Araújo, Maria Cristina Rizk, Amanda Trindade Amorim, Luna Clara Deltrejo Moreira

UNESP- FCT, e-mail: ig.cotrim@unesp.br; UNESP- FCT, e-mail: renata.r.araujo@unesp.br; UNESP- FCT, e-mail: mc.rizk@unesp.br; UNESP- FCT, e-mail: amanda.amorim@unesp.br; UNESP- FCT, e-mail: luna.deltrejo@unesp.br

Palavras-chave: Qualidade da água; análise físico-química; educação ambiental.

Resumo

O presente projeto teve como objetivo analisar a qualidade físico-química da água de um córrego localizado no município de Anhumas (SP), em conjunto com ações de educação ambiental. A abordagem metodológica envolveu a realização de atividades teóricas e práticas voltadas à capacitação de grupos de alunos do Ensino Médio da Escola Estadual de Ensino Integral Coronel Francisco Whitacker, organizados em equipes compostas por cinco estudantes cada. As oficinas teóricas trataram de conteúdos relacionados à importância dos recursos hídricos, à preservação ambiental e aos principais parâmetros físico-químicos utilizados na avaliação da qualidade da água. Também foram discutidos conceitos fundamentais sobre monitoramento ambiental e procedimentos básicos de análise da qualidade da água. As oficinas práticas consistiram na utilização de EcoKits para a análise de parâmetros físico-químicos da água, incluindo temperatura, pH, nitrato, nitrito, amônia e fosfato, a partir de alíquotas coletadas no corpo hídrico. Durante essas atividades os alunos foram orientados quanto às técnicas de coleta, manuseio dos equipamentos, registro e interpretação dos dados obtidos, possibilitando a aplicação prática dos conhecimentos adquiridos. Além disso, a aplicação dessa metodologia possibilitou a obtenção de dados representativos sobre as condições da água no período de estudo, bem como a familiarização dos participantes com procedimentos básicos de avaliação da qualidade hídrica. Em relação ao resultados, os parâmetros analisados apresentaram valores compatíveis com os padrões estabelecidos pela legislação ambiental vigente, evidenciando condições adequadas de qualidade da água no momento da amostragem. Paralelamente aos aspectos técnicos, as atividades desenvolvidas favoreceram a construção do conhecimento ambiental ao promover a aproximação dos participantes com o recurso hídrico local e estimular reflexões sobre a importância da conservação da água. Nesse contexto, o projeto destaca que a integração entre análise físico-química da água e práticas educativas detêm uma estratégia relevante para ampliar a compreensão dos recursos hídricos e fortalecer a sensibilização ambiental em escala local.

Introdução

"A água de boa qualidade é como a saúde ou a liberdade: só tem valor quando acaba." A conhecida frase de Guimarães Rosa sintetiza a percepção tardia da sociedade diante da degradação dos recursos hídricos, revelando como o cuidado com os rios, córregos e nascentes costuma surgir apenas quando os impactos ambientais se tornam evidentes ou irreversíveis. Essa percepção reflete uma relação historicamente marcada pelo uso intensivo da água como recurso abundante, sem o reconhecimento de ser um recurso finito e sua importância para a manutenção da vida e do equilíbrio dos ecossistemas. Nesse sentido, a crescente degradação dos corpos hídricos evidencia a necessidade de ações preventivas, educativas e contínuas, capazes de promover uma mudança de postura em relação ao uso e à conservação da água. (Bacci; Pataca, 2008).

Esse entendimento é reforçado no contexto brasileiro pela Política Nacional de Recursos Hídricos, instituída pela Lei nº 9.433/1997, que reconhece a água como um bem de domínio público, limitado e dotado de valor econômico, estabelecendo que sua gestão deve ocorrer de forma descentralizada, participativa e integrada. Essa lei representa um avanço ao incorporar princípios que reconhecem tanto a importância ecológica quanto social dos recursos hídricos, destacando o papel da sociedade no acompanhamento, no monitoramento e na proteção desses ambientes. Assim, compreender e monitorar a qualidade da água constitui não apenas um exercício técnico/científico, mas um compromisso social, ambiental e coletivo, fundamental para a garantia do acesso à água em quantidade e qualidade adequadas.

É nesse cenário que surgiu a metodológica que originou o Projeto Rios Vivos, resultado da adaptação brasileira do Projecte Rius, idealizado pela bióloga Núria Morral e desenvolvido pela ONG Associació Hàbitats, na Catalunha, Espanha. A proposta iniciou-se a partir da necessidade de aproximar a população dos rios e estimular a participação cidadã no cuidado com os ambientes aquáticos, por meio de práticas simples, acessíveis e cientificamente orientadas. Baseado no monitoramento participativo, o método busca fortalecer o vínculo entre comunidade e território, promovendo o reconhecimento dos rios como elementos centrais da paisagem e da identidade local.

No Brasil, essa metodologia foi incorporada e adaptada por instituições de ensino e pesquisa, como a Universidade Estadual Paulista (UNESP), em parceria com o Comitê da Bacia Hidrográfica do Pontal do Paranapanema. A consolidação do Projeto Rios Vivos nesse contexto possibilitou o desenvolvimento de ações voltadas à capacitação, à educação ambiental e à ciência cidadã, ampliando o alcance do monitoramento ambiental e favorecendo a formação de sujeitos mais atentos às condições dos recursos hídricos. Em consonancia,Saleem et al. (2024) mostrou em seus estudos recentes, iniciativas de que a ciência cidadã têm se consolidado como ferramentas importantes para ampliar o monitoramento da qualidade da água e envolver a sociedade na gestão dos recursos hídricos, o que mantém a proposta do projeto ainda atual.

A replicação do projeto em diferentes municípios permitiu considerar realidades territoriais diversas, incluindo o município de Anhumas/SP (Mapa da bacia hidrográfica na figura 01), onde mesmo tendo pequenos cursos d'água desempenham papel essencial na manutenção da biodiversidade, na dinâmica hidrológica das bacias hidrográficas (HANNAH et al., 2024) e na drenagem local, mas encontram-se sujeitos a processos de assoreamento, erosão, alterações no uso do solo e outras interferências antrópicas.

A educação ambiental, ao ligar teoria e prática, possibilita não apenas a aquisição de informações, mas também o desenvolvimento de uma percepção crítica sobre o território e seus recursos naturais. Nesse sentido, inspira este projeto a conhecida afirmação de Nelson Mandela: "A educação é a arma mais poderosa que você pode usar para mudar o mundo." Assim, o monitoramento da água realizado em Anhumas ultrapassa a simples geração de dados e se configura como uma ação formativa, capaz de despertar o sentimento de pertencimento, fortalecer a responsabilidade socioambiental e estimular práticas de conservação dos recursos hídricos.

Embora o Projeto Rios Vivos tenha três dimensões avaliativas - qualidade hidromorfológica, biológica e físico-química - este estudo concentra-se especificamente na análise dos parâmetros físico-químicos da água. Esses parâmetros constituem importantes indicadores das condições ambientais do corpo hídrico, permitindo avaliar a presença de poluentes, a influência de atividades antrópicas, os níveis de nutrientes e a estabilidade do ecossistema aquático. Variáveis como pH, temperatura, nitratos, nitritos, amônia e fosfato fornecem subsídios relevantes para a compreensão da dinâmica da água e para a identificação de possíveis alterações que comprometam sua qualidade.

Dessa forma, este texto apresenta a fundamentação conceitual necessária para compreender a análise físico-química da água no âmbito do Projeto Rios Vivos na bacia hidrográfica do córrego Assú, no município de Anhumas (Figura 01), articulando metodologia científica, educação ambiental e gestão participativa dos recursos hídricos.

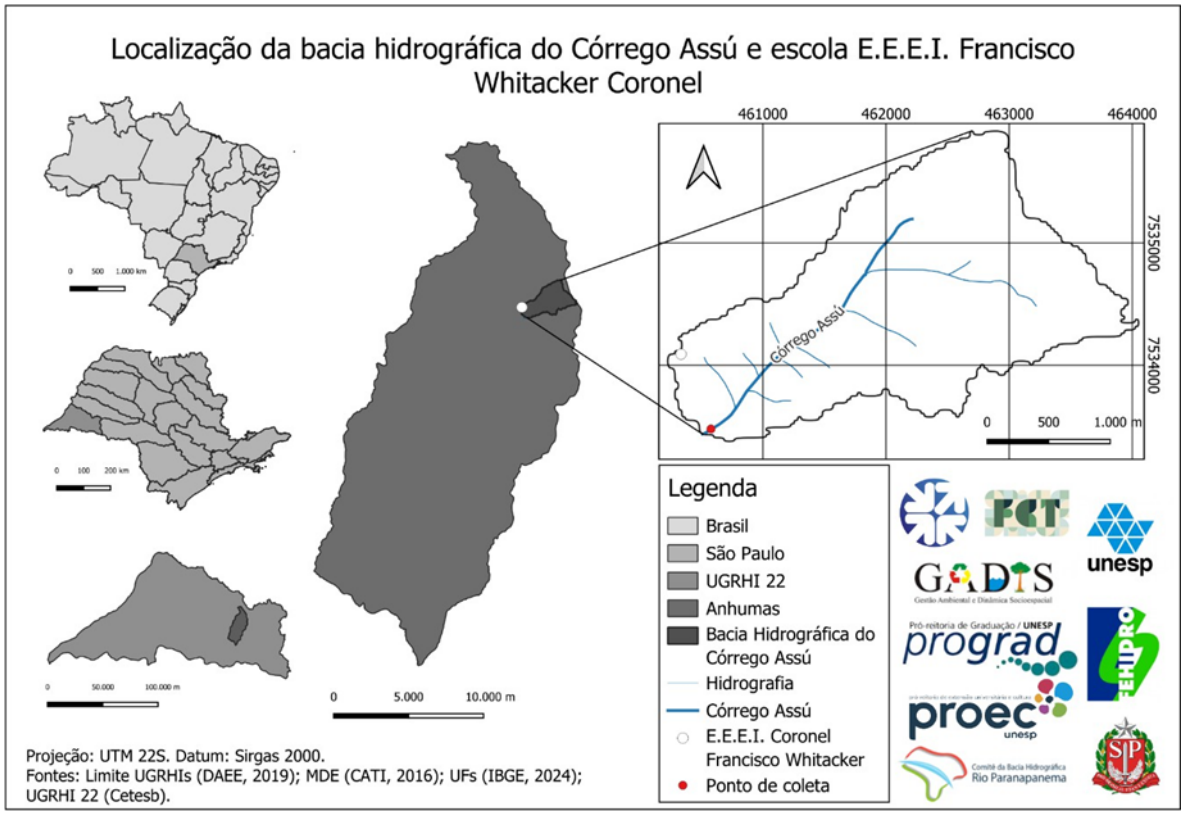


Figura 01: Mapa de localização da bacia hidrográfica do córrego Assú, no município de Anhumas, SP.
Fonte: Próprios autores (2025)

Material e Métodos

A metodologia adotada neste estudo concentrou-se exclusivamente na análise da qualidade da água sob a perspectiva físico-química, seguindo princípios de monitoramento ambiental participativo e padronizado. Essa abordagem permitiu a obtenção de informações sobre o estado do corpo hídrico analisado, ao mesmo tempo em que favoreceu a compreensão dos processos envolvidos na avaliação da qualidade da água. As atividades foram estruturadas em duas etapas complementares: uma fase teórica, destinada à contextualização conceitual dos parâmetros analisados, e uma fase prática de campo, voltada à aplicação dos procedimentos metodológicos e à obtenção dos dados físico-químicos da água do córrego Assú, no município de Anhumas/SP.

Inicialmente, foi realizada uma aula teórica preparatória, com o objetivo de introduzir os conceitos fundamentais relacionados aquáticos. A abordagem buscou estabelecer a relação entre os parâmetros físico-químicos e os impactos antrópicos,

bem como destacar sua relevância para a avaliação do estado ecológico dos corpos hídricos, permitindo aos participantes compreenderem como esses indicadores refletem as condições ambientais do curso d'água.

Após a etapa teórica, foi realizada a atividade prática em 4 grupos de 5 pessoas da escola estadual, na qual ocorreu a coleta da amostra de água no curso d'água, no córrego Assú. Em seguida, a análise físico-química foi conduzida com o auxílio do EcoKit, conjunto de equipamentos e reagentes específicos que permite a realização de avaliações imediatas e padronizadas em ambiente de campo. O kit é composto por frascos de coleta, reagentes líquidos e em pó para mensuração de cada parâmetro, tubos de ensaio, escala colorimétrica e manual de instruções para orientação dos procedimentos.

Para cada averiguação, a água coletada foi colocada nos recipientes apropriados do EcoKit. Em seguida, foram adicionadas quantidades específicas de reagentes, conforme o parâmetro analisado e indicação do fabricante do Ecokit. Após a adição dos reagentes, as amostras passaram por um período de reação, resultando em alterações na coloração da água. A interpretação dos resultados foi realizada por meio da comparação visual da cor obtida com a escala colorimétrica fornecida pelo kit, o que permitiu a estimativa dos valores correspondentes aos parâmetros físico-químicos analisados. Além disso, a temperatura da água foi medida utilizando-se um termômetro de vidro, diretamente imerso no corpo hídrico no momento da coleta.

Durante toda a prática, os procedimentos foram executados de forma orientada, assegurando a correta aplicação da metodologia, a padronização dos dados obtidos e a confiabilidade dos resultados. Os valores obtidos nas análises físico-químicas foram registrados em fichas de campo, possibilitando posterior organização, sistematização e interpretação dos dados. Dessa forma, a metodologia adotada permitiu integrar o conhecimento teórico à prática experimental, proporcionando uma avaliação consistente da qualidade físico-química da água do curso d'água estudado e contribuindo para o desenvolvimento das atividades educativas propostas pelo projeto. Para a análise de conformidade dos valores das variáveis fisico-químicas foram utilizados os valores de referência estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 juntamente com a Resolução CONAMA nº 430/2011 para corpos d'água doces de Classe 2.

Resultados e Discussão

Os resultados obtidos na análise físico-química da água do córrego Assú indicaram valores em conformidade com os padrões de qualidade estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 juntamente com a Resolução CONAMA nº 430/2011 para corpos d'água doces de Classe 2. Os valores registrados encontram-se sistematizados na Tabela 01, possibilitando a comparação direta entre os dados obtidos em campo e os limites normativos vigentes. De forma geral, observa-se que os parâmetros analisados mantiveram-se dentro dos valores recomendados pela legislação ambiental, indicando boa qualidade da água no período de monitoramento.

	Grupo 1	Grupo 2	Grupo 3	Grupo 4	Resolução CONAMA: n°357/2005 e n°430/2011
Temperatura (C°)	20,0	23,0	21,0	24,0	< 40
pH	7,0	7,0	7,0	7,0	6,0 a 9,0
Nitrato (mg/L)	1,0	0,7	2,5	2,5	10,0
Nitrito (mg/L)	0,01	0,01	0,01	0,032	1,0
Amônia (mg/L)	0,0	0,0	0,0	0,0	3,7
Fosfato (mg/L)	0,0	1,0	0,0	0,75	0,1

Tabela 1: Resultados das análises físico-químicas e os valores estabelecidos pelas Resoluções CONAMA n°357/2005 e n°430/2011, de cada grupo participante da oficina prática.
Fonte: Próprios autores (2025)

As águas do córrego Assú, por ser um corpo d'água de Classe 2, são destinadas ao abastecimento humano após tratamento convencional, à proteção da vida aquática, à recreação de contato primário e à irrigação, conforme estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005. De acordo com os resultados obtidos, as águas do córrego estão adequadas para seus usos preponderantes.

A legislação não estabelece valores numéricos esfecíficos para a temperatura, uma vez que sua variação depende das condições naturais do ambiente, somente é estabelido que não pode ultrapassar 40°. Os valores de temperatura obtidos permaneceram entre as temperaturas entre 20 e 24ºC e segundo Esteves (2011), esses valores são típicos de cursos d'água tropicais e não indicam alterações térmicas capazes de comprometer o equilíbrio ecológico ou a dinâmica físico-química do sistema aquático, corroborando a normalidade das condições observadas.

Os valores de pH apresentaram-se integralmente dentro do intervalo estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas doces de Classe 2, que deve variar entre 6,0 e 9,0, evidenciando conformidade com a legislação. O pH próximo à neutralidade indica equilíbrio ácido-básico adequado e condições favoráveis à manutenção da vida aquática e à estabilidade das reações químicas no meio aquático (VON SPERLING, 2014). De acordo com Esteves (2011), valores extremos de pH podem indicar poluição ou alterações ambientais significativas, o que não foi observado neste estudo.

Em relação aos compostos nitrogenados, os resultados evidenciaram baixas concentrações, compatíveis com ambientes pouco impactados por fontes de poluição orgânica. Os valores encontrados para nitrato foram significativamente inferior ao limite máximo de 10 mg L^{-1}, estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas doces de Classe 2, estando, portanto, dentro dos padrões legais. Segundo Von Sperling (2014), concentrações elevadas de nitrato estão associadas à

contaminação por fertilizantes agrícolas ou esgoto doméstico, podendo provocar processos de eutrofização. Assim, os baixos valores observados indicam reduzido aporte de nutrientes e baixa influência de fontes antrópicas.

Da mesma forma, os valores de nitrito apresentaram-se inferiores ao limite permitido pela legislação, caracterizando também conformidade com os padrões normativos. Conforme Esteves (2011), o nitrito é um composto intermediário do ciclo do nitrogênio e sua presença em concentrações elevadas pode indicar lançamento recente de matéria orgânica. Os baixos valores registrados sugerem ausência de poluição orgânica recente no trecho analisado.

A amônia não foi detectada nas amostras analisadas, configurando um resultado positivo, uma vez que esse composto está frequentemente associado à decomposição de matéria orgânica e ao lançamento de esgotos domésticos (VON SPERLING, 2014). A ausência desse parâmetro reforça a indicação de baixa carga orgânica no córrego durante o período de monitoramento.

Os valores de fosfato apresentaram-se baixos, indicando baixa disponibilidade de fósforo no ambiente aquático. Embora a legislação estabeleça critérios diferenciados conforme o tipo de ambiente, valores reduzidos desse nutriente são desejáveis, pois o excesso de fósforo constitui um dos principais fatores responsáveis pela eutrofização dos ecossistemas aquáticos (ESTEVES, 2011). Dessa forma, os valores observados indicam condições favoráveis à manutenção do equilíbrio ecológico.

Os resultados obtidos neste estudo convergem com achados descritos na literatura para corpos hídricos da mesma região. O estudo sobre a qualidade dos recursos hídricos na bacia do Ribeirão Anhumas, realizado no município de Anhumas (SP), também identificou parâmetros físico-químicos majoritariamente dentro dos padrões estabelecidos pela legislação ambiental, indicando condições ambientais satisfatórias e baixo grau de impacto antrópico em determinados trechos analisados (OLIVEIRA et al., 2014). Conforme discutido pelos autores, os resultados refletem a influência do uso do solo predominantemente rural e a baixa densidade populacional local, aspectos que contribuem para a manutenção da qualidade hídrica.

De maneira integrada, os parâmetros físico-químicos analisados indicam que o córrego apresentou, no período de monitoramento, boa qualidade da água, com todos os valores avaliados dentro dos padrões estabelecidos pela legislação ambiental vigente. Esses resultados evidenciam a importância do monitoramento contínuo, considerando que variações sazonais, alterações no uso e ocupação do solo e eventos climáticos podem modificar as condições ambientais ao longo do tempo.

Além dos resultados técnicos, a atividade de análise físico-química apresentou resultados expressivos no âmbito educacional. A combinação entre atividades teóricas e práticas em campo favoreceu a construção do conhecimento de forma contextualizada, permitindo que os estudantes compreendessem conceitos científicos de maneira aplicada. As atividades apresentaram caráter prático e lúdico, o que contribuiu para elevado engajamento dos participantes, conforme evidenciado na Figuras 02.



Figura 02: Estudantes participando da coleta e análise das amostras de água.
Fonte: Próprios autores (2025)

Segundo Jacobi (2003), práticas de educação ambiental baseadas na experiência direta com o ambiente promovem maior sensibilização e desenvolvimento da consciência crítica sobre os problemas socioambientais. Da mesma forma, Loureiro (2004)

destaca que atividades participativas e contextualizadas fortalecem o aprendizado significativo e estimulam a formação de cidadãos ambientalmente responsáveis. Nesse sentido, a abordagem adotada no presente estudo contribuiu para ampliar a compreensão dos estudantes sobre a importância da conservação dos recursos hídricos.

Como produto educativo desse processo, foi elaborada uma cartilha de educação ambiental, adaptada a partir do material do Projeto Rios Vivos desenvolvido em Santo Anastácio e reformulada para a realidade do município de Anhumas. O material reúne orientações teóricas e práticas sobre avaliação da qualidade da água, apresentando de forma didática os parâmetros físico-químicos analisados e sua importância ambiental.

Nesse contexto, os resultados observados dialogam diretamente com o objetivo central do Projeto Rios Vivos, que consiste em sensibilizar a comunidade para o reconhecimento, o cuidado e a conservação dos recursos hídricos locais. Ao participar das atividades teóricas, práticas e do processo de construção da cartilha, os estudantes passaram a compreender o córrego como parte integrante do território em que vivem, fortalecendo o sentimento de pertencimento e responsabilidade socioambiental.

Considerações Finais

O desenvolvimento deste projeto possibilitou integrar a análise físico-química da água a uma proposta educativa que vai além da simples coleta de dados, contribuindo para uma compreensão mais ampla da relação existente entre a sociedade e os recursos hídricos. A avaliação realizada permitiu identificar as condições da água no período de estudo, evidenciando parâmetros compatíveis com os padrões estabelecidos pela legislação ambiental vigente. Esses resultados reforçam a relevância do monitoramento da qualidade da água como ferramenta de diagnóstico ambiental e evidenciam a importância de iniciativas que associem conhecimento científico, educação ambiental e participação social no cuidado e na gestão dos ambientes aquáticos, especialmente em contextos locais.

Ao longo das atividades desenvolvidas, tornou-se evidente que a combinação entre explicações teóricas e práticas em campo representa uma estratégia eficiente para a construção do conhecimento ambiental. A vivência experimental favoreceu a compreensão dos conceitos relacionados à qualidade físico-química da água, tornando o aprendizado mais claro, acessível e próximo da realidade dos participantes. Esse processo contribuiu para que os conteúdos científicos fossem assimilados de forma mais significativa, uma vez que puderam ser observados, discutidos e aplicados diretamente em situações reais. Além disso, a articulação entre teoria e prática possibilitou uma leitura mais crítica do ambiente, permitindo que os participantes compreendessem os fatores naturais e antrópicos que influenciam a qualidade dos recursos hídricos.

Sob essa perspectiva, o projeto evidenciou a importância da educação ambiental como elemento central na formação de indivíduos mais atentos, críticos e conscientes em relação às questões ambientais. Mais do que compreender valores e resultados obtidos nas análises, os participantes foram incentivados a refletir sobre como as ações humanas interferem nos sistemas naturais e sobre a necessidade de preservar os recursos hídricos de forma responsável e contínua. Esse entendimento dialoga com a reflexão de Enrique Leff, ao afirmar que “a crise ambiental é, antes de tudo, uma crise do conhecimento”, destacando que enfrentar os desafios ambientais contemporâneos exige processos educativos capazes de ampliar a compreensão sobre o ambiente e transformar a forma como a sociedade se relaciona com a natureza.

Dessa forma, conclui-se que o Projeto Rios Vivos desempenhou um papel relevante ao articular conhecimento científico, prática educativa, sensibilização ambiental de maneira integrada, além de estar alinhado com o ODS 6 (Água Potável e Saneamento), já que se refere à promoção do monitoramento da qualidade da água e à sensibilização sobre a conservação dos recursos hídricos; e o ODS 4 ao promover processos de aprendizagem voltados à educação ambiental. A experiência desenvolvida demonstrou que iniciativas desse tipo contribuem não apenas para a compreensão das condições ambientais dos corpos hídricos, mas também para o fortalecimento de uma consciência mais responsável, participativa e comprometida com a preservação ambiental. Ao estimular o envolvimento da comunidade e a valorização do território, o projeto aponta caminhos para a construção de atitudes mais sustentáveis e para o desenvolvimento de ações futuras voltadas à conservação dos recursos hídricos, reforçando a importância da educação ambiental como instrumento fundamental para a sustentabilidade.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Escola Estadual de Ensino Integral Coronel Francisco Whitacker (Anhumas/SP) pela parceria e acolhimento fundamentais em todas as etapas deste projeto. Agradecem também ao GADIS (Grupo de Pesquisa Gestão Ambiental e Dinâmica Socioespacial), CEETAS (Centro de Estudo em Educação, Trabalho Ambiente e Saúde), a Pró-Reitoria de Extensão Universitária e Cultura (PROEC) e Pró-Reitoria de Graduação (PROGRAD), cujos editais viabilizaram o apoio financeiro e a concessão de bolsas necessários para a execução do estudo.

Referências Bibliográficas

BACCI, Denise de La Corte; PATACA, Ermelinda Moutinho. **Educação para a água**. Estudos Avançados, São Paulo, v. 22, n. 63, p. 211-226, 2008. Disponível em: https://revistas.usp.br/eav/en/article/view/10302/11957. Acesso em: 15 mar. 2026.

BRASIL. **Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997**. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 9 jan. 1997. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9433.htm
. Acesso em: 14 dez. 2025.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Diário Oficial da União, Brasília, DF, n. 53, p. 58–63, 18 mar. 2005.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes e complementa a Resolução nº 357/2005. Diário Oficial da União: Brasília, DF, 16 maio 2011. Disponível em: http://conama.mma.gov.br. Acesso em: 15 mar. 2026.

ESTEVES, Francisco de Assis. **Fundamentos de limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

HANNAH, David M. et al. River ecosystem responses to environmental change. **Science of the Total Environment**, v. 918, 2024.

JACOBI, Pedro Roberto. **Educação ambiental, cidadania e sustentabilidade**. *Cadernos de Pesquisa*, São Paulo, n. 118, p. 189–205, 2003.

JESUS, Ariadna Leticy Figueiredo de; BRASIL, Deilton Ribeiro. **A crise ambiental e a importância da educação na construção de uma nova racionalidade: em busca de uma sociedade sustentável que garanta o meio ambiente ecologicamente equilibrado**. Revista Jurídica FA7, Fortaleza, v. 20, n. 2, p. 95–111, maio/ago. 2023.

LEFF, Enrique. **Saber ambiental: sustentabilidade, racionalidade, complexidade, poder**. 10. ed. Petrópolis: Vozes, 2015.

LOUREIRO, Carlos Frederico Bernardo. **Educação ambiental e movimentos sociais na construção da cidadania ecológica**. São Paulo: Cortez, 2004.

MOTA, Suetônio. **Introdução à engenharia ambiental**. 4. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2008.

O ECO**. 9 frases do meio ambiente sobre a água**. Disponível em: https://oeco.org.br/noticias/9-frases-do-meio-ambiente-sobre-a-agua/
. Acesso em: 14 dez. 2025.

OLIVEIRA, L. A. et al. **Qualidade dos recursos hídricos na bacia do Ribeirão Anhumas, município de Anhumas/SP**. Colloquium Exactarum, Presidente Prudente, v. 6, n. 2, 2014. Disponível em: https://journal.unoeste.br/index.php/ce/article/view/1135
. Acesso em: 23 fev. 2026.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS (ONU). Objetivo de Desenvolvimento Sustentável 4: Educação de qualidade. Disponível em: https://brasil.un.org/pt-br/sdgs/4
. Acesso em: 15 mar. 2026.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS (ONU). Objetivo de Desenvolvimento Sustentável 6: Água potável e saneamento. Disponível em: https://brasil.un.org/pt-br/sdgs/6
. Acesso em: 15 mar. 2026.

QUEROBOLSA. **12 citações sobre educação que podem te ajudar na redação**. Disponível em: https://querobolsa.com.br/revista/12-citacoes-sobre-educacao-que-podem-te-ajudar-na-redacao
. Acesso em: 14 dez. 2025.

SALEEM, Umer; HAGHIGHI, Ali Torabi; KLÖVE, Björn; OUSSALAH, Mourad. Citizen science applications for water quality monitoring: a review. EGUsphere, 2024.

VON SPERLING, Marcos. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2014.

NUMERICAL MODELING OF SALINITY VARIABILITY IN THE PARÁ RIVER ESTUARY (BRAZILIAN AMAZON)

1 Maria de Lourdes C. Barros, 2 José Otávio Pecly, 3 Lidiane S. Lima, 4 Vania Neu, 5 Paulo C. C. Rosman
1 Universidade Federal do Pará. Departamento de Engenharia Civil, e-mail: mlcb.ufrj@gmail.com; 2,3,5 Universidade Federal do Rio de Janeiro, e-mail: otavio@acd.ufrj.br, lslima@oceanica.ufrj.br, pccrosman@gmail.com; 4 Universidade Federal Rural da Amazônia, e-mail: bioneu@yahoo.com

Keywords: Salinity variation; Pará River estuary; Numerical Simulation

Abstract

Estuarine systems are highly dynamic environments where the interaction between river discharge and tidal forcing controls hydrodynamics and salinity distribution. Despite the importance of large Amazonian estuaries, integrated assessments of seasonal salinity dynamics and their implications for environmental management remain limited. This study investigates the spatial and temporal variability of surface salinity in the Pará River Estuary, with emphasis on seasonal hydrological forcing. A two-dimensional hydrodynamic model coupled with a salinity transport module (SisBaHiA) was applied using an unstructured finite-element mesh covering the Amazon and Pará estuaries and the adjacent continental shelf. The model was forced with tidal constituents from FES2014, oceanic conditions from HYCOM, river discharge data from national hydrological databases, and wind fields from ERA5 reanalysis. Model calibration against observed water levels at the Belém Harbor Station showed excellent agreement (R^2 = 0.99 and r_s = 0.99). Results reveal a strong seasonal contrast in salinity distribution during the wet season and enhanced saline intrusion during the dry season. Salinity near the estuary mouth ranged from 2–6 PSU in the wet season and 6–15 PSU in the dry season, depending on tidal conditions. The salt wedge was observed to penetrate up to approximately 120 km upstream under low discharge conditions. These findings highlight the dominant role of seasonal hydrological variability in regulating estuarine salinity dynamics and provide relevant insights for water resource management, navigation planning, and climate adaptation strategies in the Amazon coastal region.

Introduction

Estuarine ecosystems are among the most productive and dynamic environments worldwide, supporting high biological diversity and providing favorable conditions for the growth, reproduction, and survival of numerous organisms, including fish, phytoplankton, and zooplankton (Barbosa et al., 2012). These systems are characterized by strong interactions among physical, chemical, and biological processes, which operate across multiple temporal and spatial scales and directly influence water quality and ecosystem functioning.

Within this context, the Pará River Estuary represents one of the largest and most complex estuarine systems in northern Brazil. The estuary is formed at Bocas Bay, located along the southwestern margin of Marajó Island, south of the Boiuçu and Breves Straits, and receives substantial freshwater input from the Amazon River system. The Pará River Estuary extends approximately 350 km in length and about 60 km in width at its mouth (Prestes et al., 2017). Its main tributaries include the Tocantins, Guamá, and Acará-Moju rivers (da Silva Gregório and Mendes, 2009), as shown in Figure 01.

Located west of the city of Belém, the Pará River Estuary serves as a major navigation route, providing access to ports in northeastern Pará State, and plays a fundamental role in regional socioeconomic activities, ecological connectivity, and water resource management. In addition, the Guamá River supplies approximately 75% of the freshwater distributed to the population of the Belém Metropolitan Region, highlighting the strategic importance of this estuarine system for water security. Despite its strong fluvial influence, the Pará River is classified as an estuarine rather than a purely fluvial system due to the dominance of energetic semidiurnal tidal forcing along its entire length.

Salinity is a key parameter controlling water quality in estuarine environments and is widely recognized as the primary environmental factor shaping the structural and functional characteristics of aquatic biota (Telesh and Khlebovich, 2010). Variations in salinity also exert a strong influence on estuarine hydrodynamics by modulating density-driven circulation, stratification, and mixing processes. Periods of elevated freshwater discharge can lead to substantial reductions in estuarine salinity, whereas saline intrusion is typically intensified during low-discharge conditions.

In the Pará River Estuary, the balance between river discharge and tidal forcing is expected to influence the magnitude and spatial extent of salinity distribution patterns, particularly during periods of reduced freshwater input. However, detailed assessments of salinity variability and its relationship with seasonal hydrological conditions are still scarce in this system. Therefore, this study aims to investigate the spatial and temporal variability of salinity in the Pará River Estuary, providing a basis for understanding the dominant physical processes that control salinity distribution and contributing to an improved understanding of estuarine dynamics in large, tide-dominated tropical estuaries. Despite its ecological and socioeconomic importance, the Pará River Estuary remains insufficiently studied in terms of integrated hydrodynamic–salinity interactions under seasonal forcing, particularly using high-resolution numerical modeling approaches. This limitation constrains the ability to support water resource management, navigation planning, and climate adaptation strategies in the region. In this context, this study aims to provide a comprehensive assessment of salinity variability based on numerical modeling, contributing to the understanding of dominant physical processes and supporting decision-making in large tropical estuarine systems.

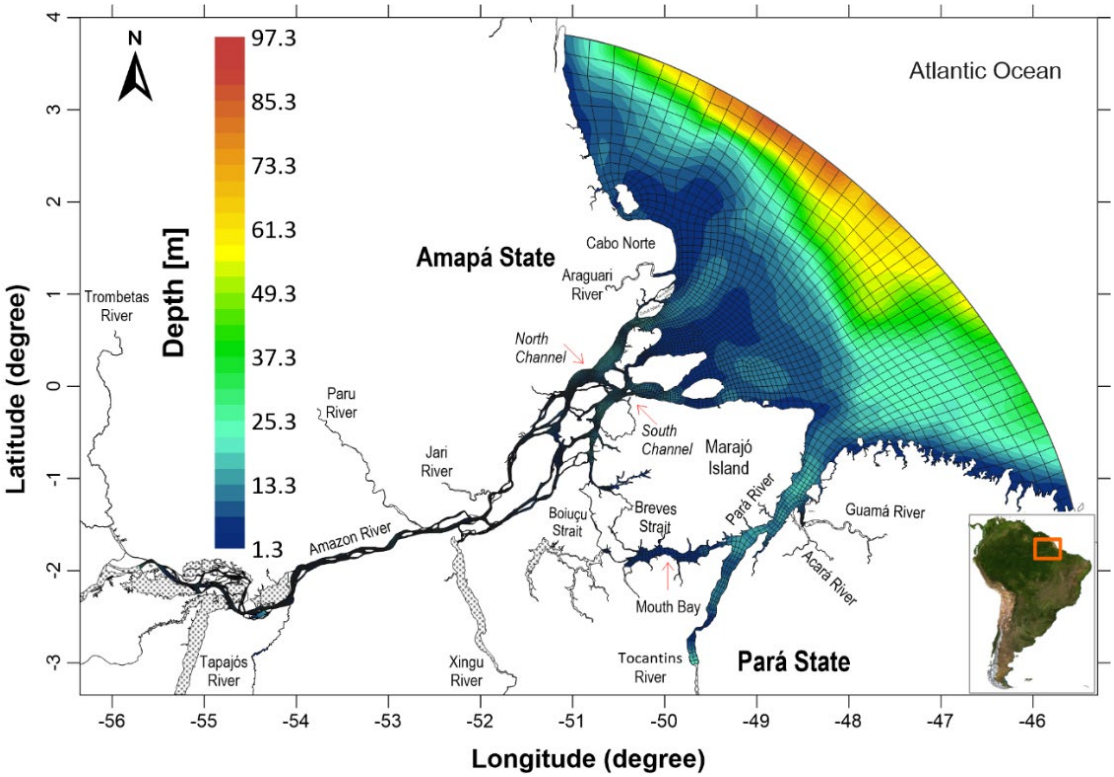


Figure 01: General view of the bathymetry of the Pará and Amazon Rivers estuaries. Unstructured mesh made up of 3673 elements and 17338 nodes covering the modeled domain.
Source: Prepared by the authors.

Material and Methods

Hydrodynamic Model

For the simulations, we used the SisBaHiA system (Rosman, 2023), which consists of a 3D hydrodynamic model coupled with a salinity transport model. The SisBaHiA model solves shallow water 2D or 3D equations and has been applied in many complex studies, such as coastal and estuarine waters (Barros et al., 2020; da Costa Oliveira et al., 2021, Barros eta al, 2025), among other scientific applications; see the description online at URL *http://www.sisbahia.coppe.ufrj.br*. The hydrodynamic model is described by the momentum and continuity equations and is expressed as follows:

$$\frac{\partial u_i}{\partial t}+u_j\frac{\partial u_i}{\partial x_j}=-g\frac{\partial \xi}{\partial x_i}-g\frac{H}{2}\frac{\partial\left(\frac{\rho}{\rho_{\text{ref}}}\right)}{\partial x_i}+\frac{1}{\rho_{\text{ref}}H}\left(\frac{\partial}{\partial x_i}\left(H\frac{\tau_{ij}}{\partial x_j}\right)\right)+a_{c_i}+\frac{1}{\rho_{\text{ref}}H}\left(\tau_i^{\,s}-\tau_i^{\,b}\right), \quad (1)$$

$$\frac{\partial \xi}{\partial t}+\frac{\partial H u_i}{\partial x_i}=\sum q_i, \quad (2)$$

where the indexes *i, j* = 1,2 and t is the time, $u_i(x,y,t)$ represents the depth-average flow velocity components, $\xi(x,y,t)$ denotes the water level with respect to the reference plane, and $z = -h(x,y)$ represents the local instantaneous water column, which is case is considered fixed in time. In this case, $H(x,y,t) = \xi(x,y,t) + h(x,y)$ denotes the local instantaneous water column, ρ is the average density in the water column, ρ_{ref} is a reference water density, τij represents the turbulent stresses components, parameterized by filtering techniques; τ_{si} and τ_{bi} are the wind shear stress on the water surface and the bottom shear stress, respectively; ac_i is the Coriolis accelerations defined as $ac_x = 2\omega v\sin\varphi$ and $ac_y = -2\omega u\sin\varphi$ where ω is the Earth rotational speed, and φ is the local latitude; g is gravitational acceleration; Σq is a unit source (inflow) or a unit sink (outflow) term.

Water quality model: Salinity

For salinity transport, we use the water quality model of SisBaHiA, which is described by the advection-diffusion transport equation for non-conservative species:

$$\frac{\partial S}{\partial t}+u_i\frac{\partial S}{\partial x_i}=\frac{1}{H}\frac{\partial}{\partial x_i}\left(H\left(D_{ij}\delta_{ij}+\frac{\Lambda_k^2}{12}\left|\frac{\partial u_j}{\partial x_k}\right|\right)\frac{\partial S}{\partial x_k}\right)+\sum R \quad (3)$$

where k = 1, 2, 3, (k = 3, corresponding to time t), S represents the salinity [PSU], H is the water column depth including effects of wetting and drying, D_{ij} is the turbulent diffusivity, δ_{ij} is Kronecker's delta, Λ_k is the width of the Gaussian filter, ΣR represents the kinetic processes and the source/sink terms due to external loading or internal reactions (mass/volume/time). The integration of multiple forcing datasets at different spatial and temporal resolutions ensures a robust representation of the physical processes governing hydrodynamics and salinity transport in the study area.

Digital terrain modeling

The perimeter of the modeling area was defined and digitized based on images obtained from Google Earth Pro for the year 2020. Subsequently, the modeling domain was discretized in SisBaHiA using a mesh composed of biquadratic quadrilateral and quadratic triangular finite elements. The simulation domain encompasses approximately 170,000 km², extending from 3° S to 4° N and from 56° W to 45° W, and includes the continental shelf, the Lower Amazon River approximately 850 km upstream from its mouth as well as the Pará, Tocantins, Guamá, and Acará Rivers. The domain is represented by an unstructured mesh consisting of 3,673 elements (including biquadratic quadrilateral and quadratic triangular elements) and 17,338 nodes (Figure 01).

Bathymetric information used in the model was derived from more than 40 nautical charts produced by the Diretoria de Hidrografia e Navegação (DHN; Hydrographic Service of the Brazilian Navy), which are publicly available online (https://www.marinha.mil.br/chm/dados-do-segnav/cartasraster). Complementary data were obtained from field surveys carried out by the Administração das Hidrovias da Amazônia Oriental (AHIMOR).

Bottom friction was parameterized using the Chezy coefficient, which is a function of the equivalent bottom roughness determined by the composition and spatial distribution of bottom sediments. The roughness values applied in the modeled regions followed the recommendations of Abbot and Basco (1989). Given the broad variability of sediment types in the Amazon River Estuary, sediment classification was based on previous studies by Gabioux et al. (2005), Gallo and Vinzon (2005), and da Silva Gregório and Mendes (2009).

Boundary conditions

Water level

Ocean forcing data applied at the open boundary were derived from the global tidal model FES2014, incorporating eighteen primary harmonic constituents (M4, MN4, MS4, M3, M6, M2, S2, N2, K2, L2, 2N2, Mu2, Nu2, K1, O1, Mf, Msf and Mm). Information on horizontal current velocity, salinity, and temperature at multiple depths was obtained from the HYCOM (Hybrid Coordinate Ocean Model), which provides data at a spatial resolution of 1/12° and is publicly available online. Water level observations used for the calibration of the hydrodynamic model were obtained from tide gauge records provided by the Brazilian Institute of Geography and Statistics (IBGE) at the port of Belém.

Fluvial boundaries

At the riverine boundaries, daily mean discharge records for the Amazon, Tapajós, Xingu, Paru, Jari, and Tocantins rivers were obtained from datasets provided by the Brazilian National Water and Sanitation Agency (ANA, 2023), accessed via the Hidroweb platform and the Reservoir Monitoring System (SAR). Discharge time series corresponding to a one-year period (01/01/2020–31/12/2020) were employed as input to the hydrodynamic model.

Due to the lack of data for the Guamá and Acará rivers, river flows were estimated using the SWAT (Soil & Water Assessment Tool) model (Arnold et al., 1998), a public-domain system developed by the Agricultural Research Service and Texas A&M University. SWAT simulates surface and groundwater flow, sediment transport, and water quality and has been widely applied in watershed studies (Lopes et al., 2021). In this study, the model was used to simulate river flows in the Guamá and Acará basins, providing input to the SisBaHiA hydrodynamic model. Calibration and validation were performed using SWAT-CUP with the Sequential Uncertainty Fitting (SUFI-2) algorithm.

Wind

Reanalysis data were used due to the limited availability of meteorological stations within the model domain. Wind speed and direction were extracted from the ERA5 reanalysis produced by the European Centre for Medium-Range Weather Forecasts (ECMWF), with an hourly temporal resolution, at the standard grid points shown in Figure 03.

Figure 02 presents the wind roses for the W6 (48.25° W, 0.75° N) station, showing the distribution of wind direction and speed during April–May (wet season) and October–November (dry season) based on 2020 data. During the wet season, winds were predominantly from the E and ENE directions, with frequencies of approximately 28% and 26%, respectively, and wind speeds mainly ranging from 5 to 8 m s^{-1}. In the dry season, the ENE direction was clearly dominant, occurring about 60% of the occurrence, with speeds varying from 3 to 11 m s^{-1}.

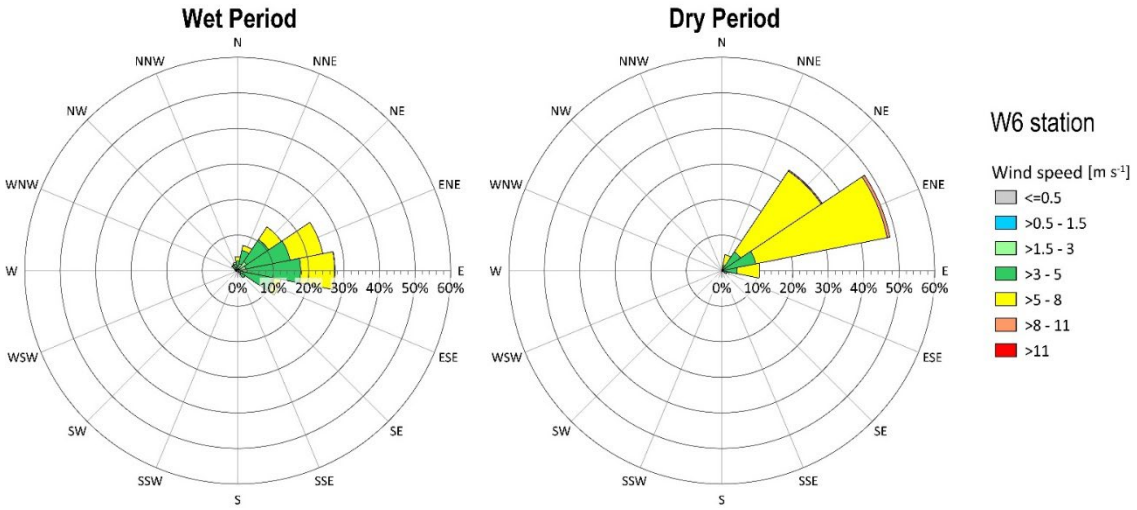


Figure 02: Wind roses for the W6 station, showing wind direction and speed distributions during the wet season (April–May) and dry season (October–November) based on 2020 data.
Source: Prepared by the authors.

Salinity and temperature

In the salt transport simulations, salinity and temperature values prescribed as boundary conditions at all open boundary nodes (Figure 03) were obtained from the HYCOM dataset, with a 3 h temporal resolution. Mean salinity over the water column was computed and implemented in the model, while boundary conditions for the Amazon, Tapajós, Xingu, Tocantins, Acará, and Guamá rivers were based on values reported in the literature (Barthen and Schwassmann, 1994; Rosário et al., 2016). Simulations were performed for March–May 2020 (wet season) and September–November 2020 (dry season).

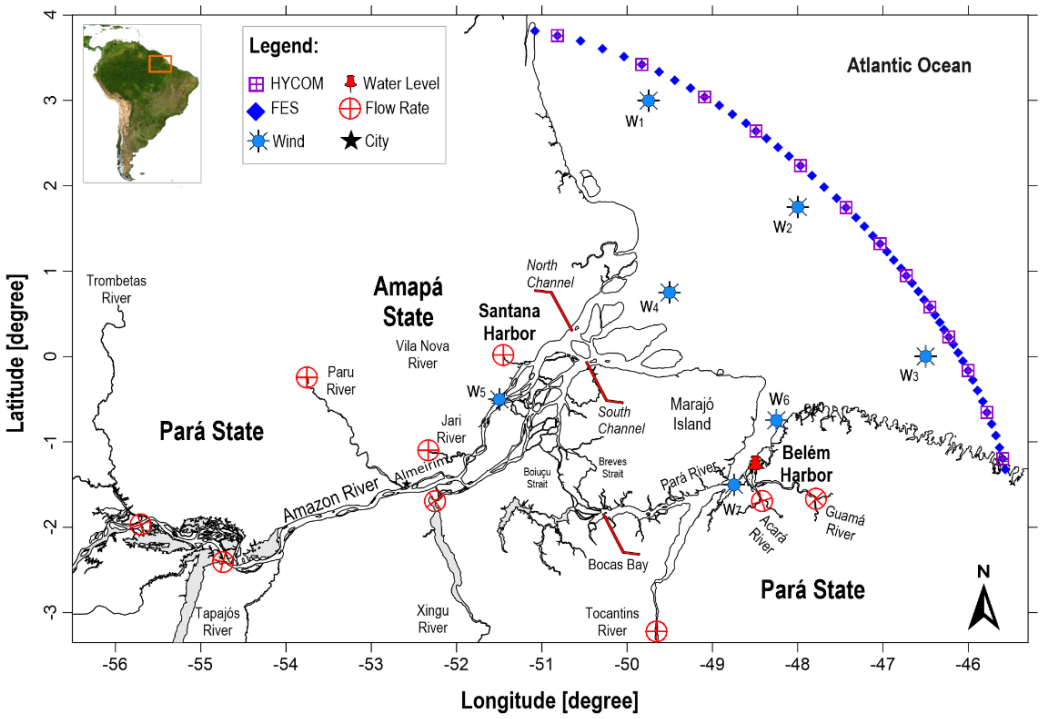


Figure 03: Map of the Location of the boundary conditions imposed in the numerical model.
Source: Prepared by the authors.

Model calibration

Model calibration involved iterative adjustments of key parameters to optimize the agreement between simulated and observed water levels. Among the calibrated inputs, bathymetric data and bottom roughness coefficients required local refinement and exerted the greatest influence on model performance. The most significant modifications to bathymetry and bottom slope were applied in the upstream reach near Óbidos and in downstream areas, including the Santana Channel, Macapá Bay, and the North Channel. Simulated water levels were evaluated against observational records from October to November 2020, using a constant time step of 60 s throughout the calibration period.

The coefficients of determination (also known as R-squared or R^2) and the Spearman's Rank Correlation Coefficient (r_s) were selected as the standard metrics to evaluate the quality of the fit of the modeled results. R^2 measures the deviation between observed (O) and simulated (S) data. This coefficient describes the proportion of the total variance in the observed data that can be explained by the model (Legates and McCabe Jr., 1999; Molinas et al., 2014, Barros et al., 2020). Its value ranges from $-\infty$ to 1, with higher values indicating a better fit. The r_s is used to evaluate nonlinear correlations and is based on rank-based methods (Vasconcelos et al., 2011). The value ranges from −1 (for the perfect mismatching), 0 (for the lack of relation between the ranks) and +1 (for perfect matching of ranks). The methods are expressed as:

$$R^2 = \left(\frac{\sum_{i=1}^{N} \left(O_i - \overline{O}\right)\left(S_i - \overline{S}\right)}{\sum_{i=1}^{N} \left(O_i - \overline{O}\right)^{0.5} \left(\sum_{i1}^{N} \left(S_i - \overline{S}\right)^2 \right)^{0.5}} \right)^2, \quad (4)$$

$$r_s = 1 - \frac{6\sum d^2}{n\left(n^2 - 1\right)} \quad (5)$$

where d is the difference in ranks for each pair of values, n is the sample size (*i.e.,* the number of pairs of values).

Results and discussions

The hourly water level data recorded at the Belém Harbor Station from October to November 2020 was used to calibrate the hydrodynamic model. A comparison between observed and simulated water levels (Figure 04) shows excellent agreement, with a coefficient of determination of $R^2 = 0.99$ and a Spearman's rank correlation of $r_s = 0.99$, indicating that the model accurately reproduces the tidal signal in the study area.

Figures 04 and 05 illustrate the seasonal variability of hydrodynamic and salinity conditions across the modeled domain, with particular focus on Points 01 to 04. In April (Figure 05), salinity values at these points were approximately 13.6, 6.0, 3.9, and 2.6 PSU, respectively. In October (Figure 06), salinity increased to 20.3, 14.0, 7.6, and 4.0 PSU. These results clearly indicate the influence of regional hydrological seasonality: lower salinity levels in April correspond to the peak rainy season, when river discharge is high, whereas the higher salinity in October reflects the dry season, characterized by reduced freshwater input.

Seasonal fluctuations in river discharge mainly from the Amazon, Tocantins, Acará, and Guamá Rivers drive the landward or seaward movement of the salt distribution pattern within the Pará River estuary. During the dry period, salinity near the estuary mouth during neap tide varies from 6 to 15 PSU over a single tidal cycle. During the rainy season, the spring-tide salinity ranges from 2 to 6 PSU, demonstrating the dominant effect of freshwater input on estuarine stratification.

Belém, located in Guajará Bay (on the right margin of the Pará River estuary), naturally exhibits lower salinity levels due to its distance from the estuary mouth. However, during the dry season, reduced river discharge allows deeper penetration of the salt wedge. Model results show that saline intrusion can extend up to approximately 120 km upstream from the mouth, highlighting the strong sensitivity of estuarine salinity to seasonal hydrological forcing.

The results indicate that salinity pattern of the Pará River estuary operates under a discharge-dominated regime, in which seasonal river flow variability plays a more significant role than tidal mixing in controlling salinity distribution. During periods of high discharge, the strong freshwater input suppresses saline intrusion and enhances vertical mixing, whereas during low-discharge conditions, tidal forcing promotes upstream salt transport and stratification.

These findings are consistent with patterns observed in other large tide-dominated estuarine systems, where the balance between river discharge and tidal energy governs the extent of salinity intrusion. However, the magnitude of freshwater input from the Amazon basin distinguishes the Pará River estuary as a unique system, with pronounced seasonal variability and large-scale hydrodynamic responses.

From an applied perspective, the observed variability in salinity distribution has important implications for water supply systems, particularly in regions dependent on estuarine freshwater sources, such as the Belém Metropolitan Region. Additionally, the results provide valuable insights for navigation management and environmental monitoring, especially under scenarios of changing hydrological regimes associated with climate variability.

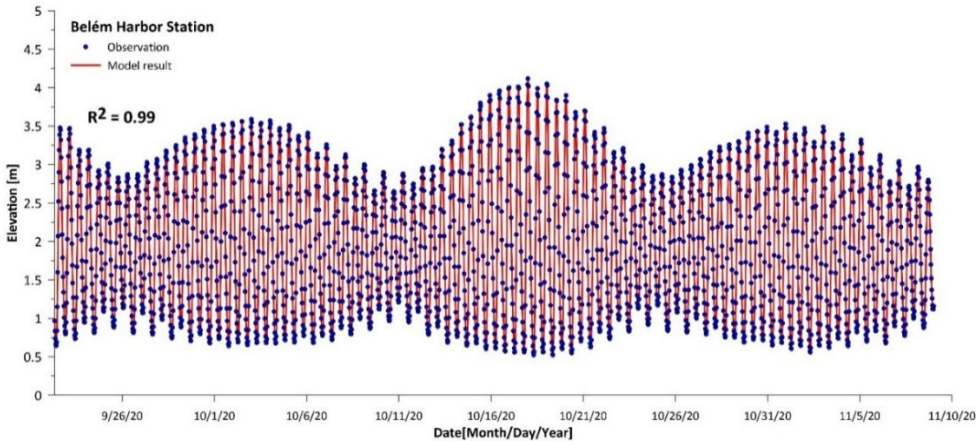


Figure 04: Comparison of simulation and monitoring data for the hydrodynamic model, and with coefficient determination (R^2=0.99) and Spearman's rank correlation of (r_s = 0.99). The water level at the Belém harbor station during the dry season (October 2020). Source: Prepared by the authors.

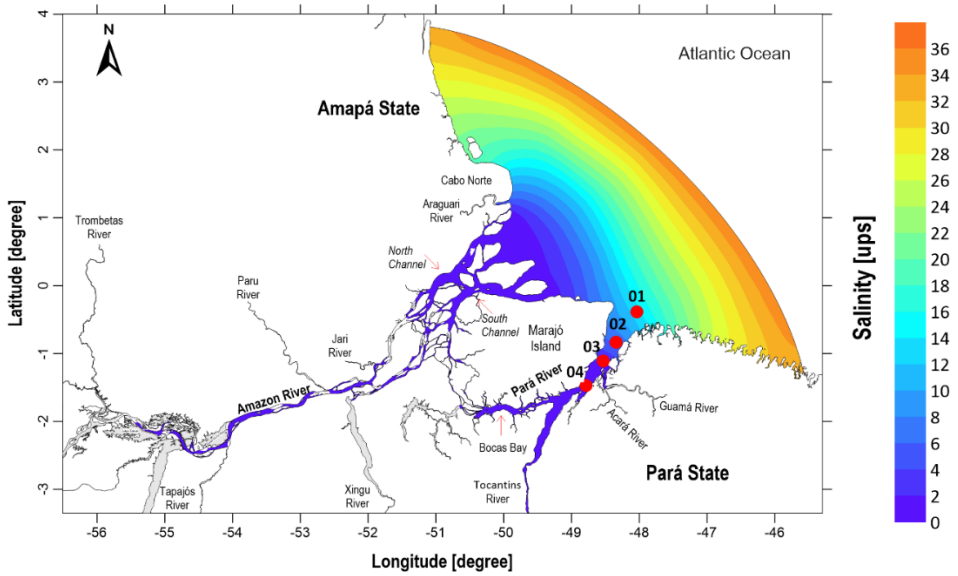


Figure 05: Salinity distribution after 30 days of simulation. High discharge period (April 19, 2020). The numbers 01–04 indicate the locations of the monitoring stations. Source: Prepared by the authors.

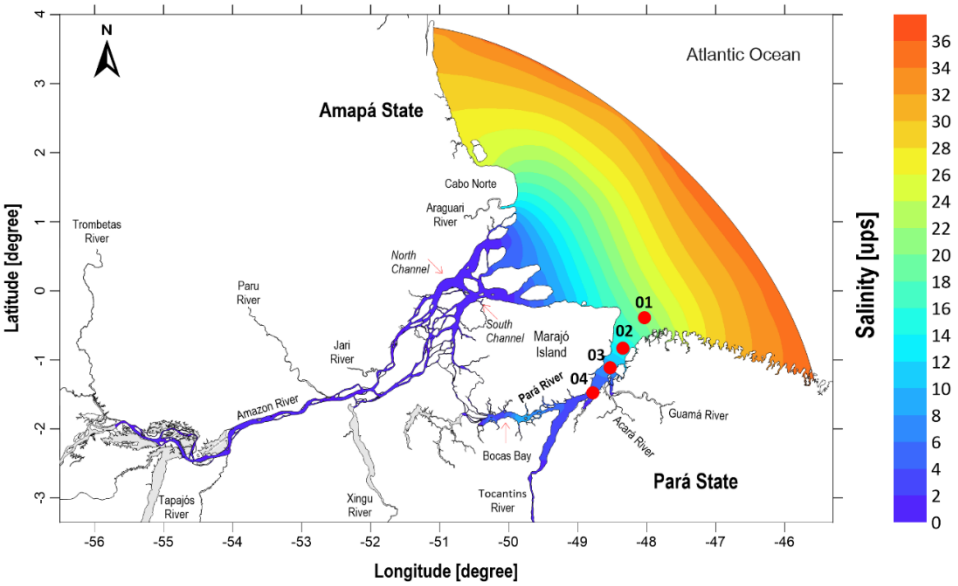


Figure 06: Salinity distribution after 30 days of simulation. Low discharge period (October 20, 2020). The numbers 01–04 indicate the locations of the monitoring stations. Source: Prepared by the authors.

Conclusions

This study assessed the hydrodynamic and salinity distribution pattern of the Pará River estuary using a calibrated numerical model by observed water level data from the Belém Harbor Station. The excellent agreement between observed and simulated water levels (R^2 = 0.99 and r_s = 0.99) demonstrates that the model reliably reproduces tidal forcing and provides a robust foundation for analyzing estuarine processes.

The results reveal a seasonal dependence in the salinity distribution across the estuary. During the rainy season (April), enhanced river discharge from the Amazon, Tocantins, Acará, and Guamá Rivers substantially reduces salinity throughout the system. In contrast, the dry season (October) is characterized by elevated salinity values and a more pronounced landward penetration of the salt wedge. Model outputs indicate that saline intrusion may extend up to approximately 120 km upstream during periods of low discharge, underscoring the strong influence of regional hydrological variability on estuarine stratification.

These findings highlight the Pará River estuary as a highly dynamic environment shaped by the interplay between tidal forcing and large-scale riverine input. Understanding this seasonal behavior is essential for predicting changes in estuarine circulation, water quality, and ecological functioning particularly in a region where freshwater availability and coastal processes are tightly coupled to the Amazon's hydrological cycle.

In general, this study provides a detailed characterization of the hydrodynamic and salinity regimes in the Pará River estuary and establishes a valuable framework for future investigations. The calibrated model can support further research on sediment transport, biogeochemical processes, and the potential impacts of climate change or human interventions on estuarine dynamics.

The results of this study provide important insights for water resource management and environmental monitoring in the inland and coastal regions of the Pará River Estuary system. The strong dependence of salinity distribution on seasonal hydrological variability suggests that estuarine system may be sensitive to changes in river discharge patterns under varying hydrological conditions, including those potentially associated with future climate change.

The modeling framework developed in this study provides a valuable tool for assessing the impacts of hydrological events, supporting decision-making processes, and guiding adaptation strategies in large tropical estuaries. Future studies may expand this approach to include sediment transport, water quality processes, and scenario-based climate projections.

Acknowledgements

This study has been supported by Brazilian agency SECTET-PA (002/2021). The author MLCB gratefully acknowledges the support from INPA/LBA (1273/2023) and SECTET-PA (002/2021).

References

ARNOLD, Jeffrey G. *et al*. Large area hydrologic modeling and assessment part I: model development. **JAWRA Journal of the American Water Resources Association**, v. 34, n. 1, p. 73-89, 1998. DOI: https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1998.tb05961.x.

BARBOSA, N. D., ROCHA, R. M., & LUCENA FRÉDOU, F. The reproductive biology of Plagioscion squamosissimus (Heckel, 1840) in the Pará River estuary (Amazon Estuary). **Journal of Applied Ichthyology**, v. 28, n. 5, p. 800–805, 2012. DOI:10.1111/j.1439-0426.2012.02040.x.

BARROS, M. L. C. et al. Numerical simulation of wetland hydrodynamics and water quality. **Journal of the Brazilian Society of Mechanical Sciences and Engineering**, v. 42, n. 8, p. 444, 2020. DOI: https://doi.org/10.1007/s40430-020-02523-y.

BARROS, Maria de Lourdes C., Goulart Pecly, J. O., S. Lima, L. et al. Influence of boundary condition uncertainties on hydrodynamic simulations. **Modeling Earth Systems and Environment**, v. 11, n. 5, p. 368, 2025. DOI: https://doi.org/10.1007/s40808-025-02556-z.

DA COSTA OLIVEIRA, C. H., BARROS, M. D. L. C. *et al.* Evaluation of the hydraulic potential with hydrokinetic turbines for isolated systems in locations of the Amazon region. **Sustainable Energy Technologies and Assessments**, v. 45, n.101079. 2021.

DA SILVA GREGÓRIO, A. M., & MENDES, A. C. Characterization of sedimentary deposits at the confluence of two tributaries of the Pará River estuary (Guajará Bay, Amazon). **Continental Shelf Research**, v. 29, n. 3, p. 609-618. 2009.

PRESTES, Y.O., SILVA, A.C., ROLLNIC, M., ROSÁRIO, R.P. The M2 and M4 tides in the Pará River **Estuary Trop. Oceanogr**. v.45, p. 26–37, 2017. DOI: https://doi.org/10.5914/tropocean.v45i1.15198.

LEGATES, David R.; MCCABE JR, Gregory J. Evaluating the use of "goodness-of-fit" measures in hydrologic and hydroclimatic model validation. **Water Resources Rsearch**. v. 35, n. 1, p. 233-241, 1999.

LOPES, Tárcio Rocha *et al.* Hydrological regime, water availability and land use/land cover change impact on the water balance in a large agriculture basin in the Southern Brazilian Amazon. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 108, p. 103224, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jsames.2021.103224.

MOLINAS, Ernesto *et al.* Structure and position of the bottom salinity front in the Amazon Estuary. **Ocean Dynamics**, v. 64, n. 11, p. 1583-1599, 2014. DOI: https://doi.org/10.1007/s10236-014-0763-0.
ROSMAN, Paulo Cesar Colonna.

Referência Técnica do SisBaHiA. 2011. Rio de Janeiro. Disponível em:< *http://www. sisbahia. coppe. ufrj. br*>, 2018. Acesso em 06 fev.2019.

TELESH, Irena V.; KHLEBOVICH, Vladislav V. Principal processes within the estuarine salinity gradient: a review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 61, n. 4-6, p. 149-155, 2010.

VASCONCELOS, Rita P. *et al.* Connectivity between estuaries and marine environment: Integrating metrics to assess estuarine nursery function. **Ecological Indicators**, v. 11, n. 5, p. 1123-1133, 2011.

VALORIZATION AND CHARACTERIZATION OF WASTE FROM THE PULP INDUSTRY (DREGS AND GRITS) AS LOW-COST ADSORBENTS FOR EFFLUENT TREATMENT

1 André Afonso Borges de Souza, 2 Sueli Moura Bertolino
1 Universidade Federal de Uberlândia, andre.dede@ufu.br; 2 Universidade Federal de Uberlândia, suelibertolino@iciag.ufu.br

Keywords: Adsorption; Waste from the pulp industry; Sustainability.

Summary

The use of waste from the pulp industry, such as dregs and grits, as adsorbent materials presents itself as a promising alternative to add value to industrial by-products and reduce environmental impacts associated with their disposal. The objective of this study was to evaluate the physicochemical properties and adsorbent potential of these residues, using commercial activated carbon as a reference material. The analyses were performed by scanning electron microscopy (SEM), energy dispersive spectroscopy (EDS), X-ray diffraction (XRD), Fourier transform infrared spectroscopy (FTIR) and determination of the zero charge point (PCZ). The SEM results showed heterogeneous, rough and porous surfaces, while the EDS analysis indicated the predominance of calcium, oxygen, sodium and carbon. XRD confirmed the presence of the calcite phase ($CaCO_3$), and the FTIR spectra showed characteristic functional groups of carbonates and sulfates. The PCZ values indicated amphoteric or strongly basic behavior, especially the dregs (PCZ > 12). The morphology, chemical composition, and surface properties of the materials indicate potential for application in the removal of contaminants in aqueous solution, especially anionic species under neutral or acidic pH conditions. In addition, the use of these wastes as adsorbents contributes to the reduction of environmental impacts and the recovery of industrial by-products, in line with the principles of circular economy and sustainability.

Introduction

Contaminants from agricultural, industrial and domestic sewage activities have been widely investigated due to their potential environmental impacts and the need to develop effective treatment methods. The continuous release of these compounds into water bodies, often in increasing concentrations, can cause imbalances in aquatic ecosystems, since many have a bioaccumulative character and are difficult to remove in conventional water treatment processes (Dembogurski, 2019). Among these contaminants, emerging pollutants such as diclofenac stand out, whose presence has been associated with endocrine disruptions, chronic toxicity, and bioaccumulation in non-target organisms, compromising biodiversity and ecosystem health (Tovar et al., 2025).

Conventional water and effluent treatment processes have low efficiency and specificity in the removal of micropollutants, which have already been detected even in drinking water (Sharma et al., 2021). The absence of systematic monitoring, in-depth understanding, and specific regulations means that these compounds are not prioritized in purification processes or environmental control, posing a relevant challenge for the protection of aquatic ecosystems and public health (Araujo, 2021). This limitation stems from the fact that traditional technologies were not designed to remove substances of high structural complexity and present in low concentrations, which requires more advanced approaches. In this scenario, the development of innovative adsorbents, especially those obtained from agricultural and industrial waste, has gained prominence for constituting a sustainable and low-cost alternative for the removal of drugs from the aquatic environment (Gonçalves et al., 2025; Akhtar et al., 2024).

The valorization of industrial waste by turning it into adsorbent products, such as those from the pulp and paper industry, is in line with the principles of the green economy by transforming environmental liabilities into value-added resources, promoting sustainability and ensuring circularity in waste management (Adlee et al., 2024). This approach not only reduces the environmental impact of industrial and urban wastewater but also contributes to minimizing the costs of adsorbent production (Vievard et al., 2023).

In addition, the use of raw materials has been considered a promising alternative, as it can reduce operating costs and simplify full-scale application. Studies indicate that certain industrial wastes have the ability to remove contaminants without activation processes. In the specific case of waste from the pulp industry, such as dregs and grits, its high alkalinity and carbonate-rich composition favor the retention of contaminant species in aqueous solution. In this context, Farage et al. (2020) demonstrated that these materials can be applied directly, after simple physical preparation, with high efficiency in the removal of metals and sulfates, evidencing their potential as adsorbents or low-cost reactive materials.

Waste from the pulp industry and its cellulosic compounds are highly available materials in the industrial sector and have applicability for the removal of micropollutants in effluents and aqueous media, such as heavy metals, pharmaceuticals and other emerging pollutants (Bezerra, 2016). The kraft process for obtaining pulp consists of extracting and preparing wood, cooking the chips in an alkaline aqueous solution containing sodium hydroxide (NaOH) and sodium sulfide (Na2S), and recovering chemical inputs, in which dregs and grits residues are generated (Oliveira, 2022).

Waste from the pulp industry can also be used to remove pollutants in effluents, such as dregs and grits. Dregs are insoluble materials resulting from the washing of the clarifier of green liquor and are characterized as small dark solid particles composed of replacement lime, silicates, aluminates, calcium sulfate, among other residues (Torres, 2016). Grits, on the other hand, are insoluble and calcium-rich materials, composed of part of the material from the lime mud calcination process that has

not completely reacted, presenting impurities and having a sandy appearance, being a carbonate compound and not reactive (Gonçalves, 2021). Recent studies have demonstrated the effectiveness of grits and dregs from the pulp industry, lignocellulose-rich materials, in removing diclofenac and other drugs from wastewater, due to their porous structure and functional groups that favor interaction with pollutants (Blinová & Sirotiak, 2021; Gonçalves et al., 2025). Although recent studies indicate the potential of these materials in the removal of contaminants, the direct application of these residues in the removal of diclofenac still remains little explored, reinforcing the relevance of the present investigation.

In this context, this study aims to characterize the industrial waste grits and dregs from the pulp industry, in order to evaluate their potential as alternative adsorbents in the treatment of water and effluents. The investigation of its physicochemical and structural properties seeks to verify its feasibility of application, while promoting the reuse of industrial waste, in line with the principles of the green economy and circular economy. In this context, the unprecedented character of the present research is highlighted in evaluating the potential of grits and dregs residues as adsorbents for emerging contaminants such as drugs.

Material and Methods

The materials used as adsorbents were the residues of the Grits and Dregs pulp industry. The 0.15 mm pulverized commercial activated carbon was used to compare with the alternative materials, since CA is a material considered conventional for the adsorption process. The three materials were sieved at a grain size of 0.150 mm. The commercial and conventional activated carbon was chemically reactivated through contact with a 1:1 HCL solution, in which it was stirred for one hour at a frequency of 100 rpm. After stirring, the solution was filtered to separate the charcoal from the acidic solution through filter papers and hoppers. After filtering, the material was washed by ultrapure Milli-Q water for about 6 to 7 times until it reached neutrality, and then the filtered carbon was transferred to the kiln at 90°C until drying. After this procedure, the activated carbon was reserved for the next trials. This procedure was adapted from Soares (2016), who employed similar acid treatment aimed at removing impurities from activated carbon.

Initially, the alternative adsorbent materials were placed in the oven at 90°C for a period of one week in order to eliminate their moisture. After drying the materials, they were manually crushed in a porcelain pistil in order to break up the clods and coarser pieces to reduce the granulometry and increase the specific surface area of the adsorbents. Then, the crushed materials were sieved through a sieve with a grain size of 0.15 mm and reserved for later use in plastic bags.

Electron scanning micrographs (SEM) and energy dispersive spectroscopy (EDS) analysis were obtained using Tescan SEM and VEJA 3 LMU model. The operation was performed with the EDS and SE detectors, the samples were coated with gold and 10 nm thickness for the activated carbon, dregs and grits samples, respectively, in which for each sample images were generated at the magnification of 50 µm.

The X-ray diffractograms were obtained by a Shimadzu XRD-6000 equipment with the following working conditions: continuous scan operating mode, scan angle of 10° to 70°, step of 0.02°, scan speed of $0.5°.^{min-1}$, press time of 0.75 s.step-1 for each of the adsorbent samples: activated carbon, dregs and grits. The results were plotted in the Origin Lab software to obtain the graphs and in the Highscore Plus software to identify the peaks.

The FTIR spectra were obtained by a PerkinElmer FTIR equipment with the following working conditions: minimum wave number: 500 $^{cm-1}$ and maximum wave number: 4000 $^{cm-1}$, resolution of 2 $^{cm-1}$, sample mass 5 mg, scan number: 16 and operating mode: transmittance to each of the adsorbent samples: activated charcoal, dregs and grits. The results were plotted in the Origin Lab software to obtain the graphs.

To determine the Zero Charge Point, the "11-point Experiment" (Regalbuto; Robles, 2004). Initially, 11 erlenmeyer flasks containing aqueous solutions with pH ranging from 1 to 12 were prepared. To adjust the initial pH of each of the 11 solutions, strong acid or base (such as HCl and NaOH) was used. Each vial should have a different starting pH, covering a wide range of values. Using the Hanna benchtop pH meter, the initial pH of each of the 12 solutions was measured.

Then, 50 mg of adsorbent residue (grits and dregs residues) was added to each vial, transferred to a shaker table for a period of 24 hours at 150 rpm. After the equilibrium period, the final pH of each sample was measured with a Hanna pH meter calibrated with pH 4 and pH 7 solutions. With the values obtained, the initial pH versus ΔpH graph was constructed , in which ΔpH is the difference between the initial pH and the final pH. Thus, the pH of the PCZ was determined by the point at which there was a linear interpolation between the initial pH values where the pH difference crosses zero on the x-axis, being the pH value at which the surface charge of the adsorbent is zero (Raji, 1973).

Results and Discussions

The SEM images of commercial activated carbon in Figure 01(a) reveal a rough, irregular, porous surface composed of disordered carbon fragments and granules that form a three-dimensional structure. This morphology increases the surface area and provides deep fissures, favoring the adsorption capacity (Serban et al., 2023). EDS spectra indicate that commercial activated carbon is composed primarily of carbon (88.31%) and oxygen (9.99%), with other elements detected in trace amounts.

The SEM images of the dregs and grits residues in Figure 01 (b) and (c) respectively, show larger particles, possibly associated with calcium content, and highly porous textures with numerous voids, characteristics that suggest a structure favorable to adsorption. Both materials have medium to large granules and a heterogeneous and rough surface, which can contribute positively to adsorbent performance. In the case of dregs, the main elements identified include Na, Mg, Ca, Si, Al, C and O, attributed to the combustion of black liquor and the use of sodium and calcium-based oxidizing agents (e.g., NaOH and Na_2S) during carbohydrate separation. Carbon, the third most abundant element in dregs and fourth in grits, probably participates

in compounds such as calcium carbonate, suggesting adsorbent potential. For the grits, the EDS analysis shows higher proportions of O, Ca, Na and C, in addition to minority elements such as Si, Mo, Fe, Mg, K and Au. The high calcium content in grits results from the addition of CaO during the calcination step (Torres et al., 2020).

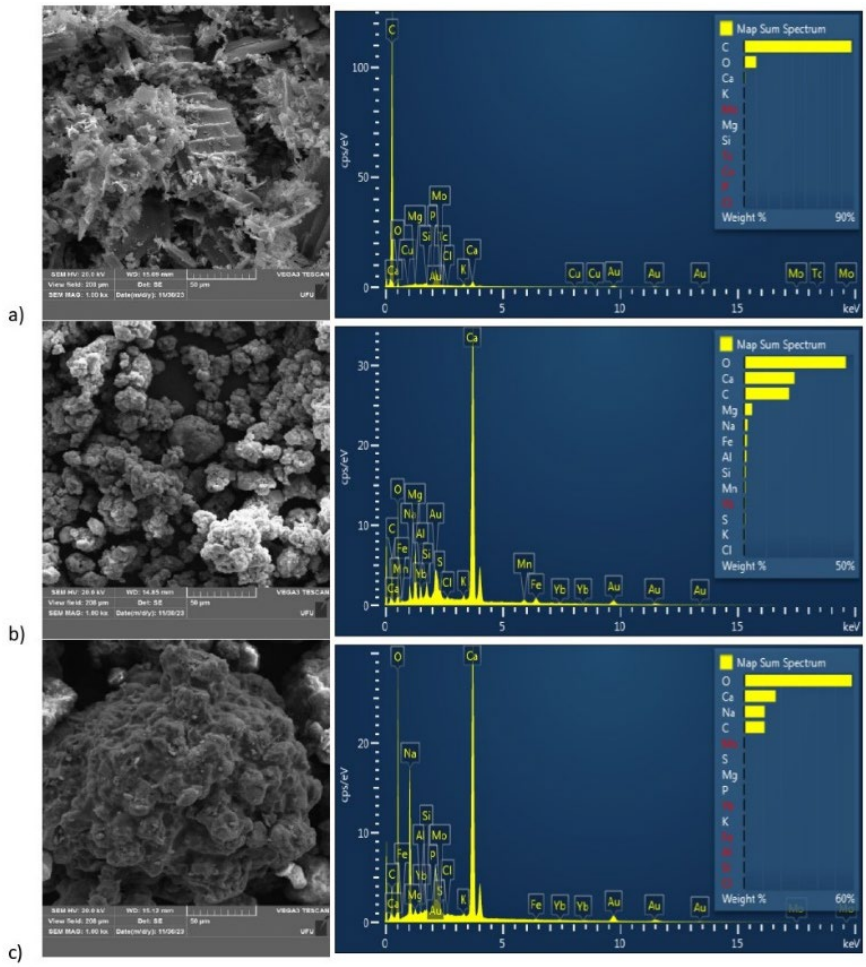


Figure 01: Characterization by SEM and EDS of the activated carbon (a), dregs (b) and grits (c) adsorbents. Source: Author (2026).

XRD analysis indicated that activated carbon has a predominantly amorphous carbon structure, as evidenced in Figure 02, characterized by wide diffraction peaks, which evidences the absence of long-distance crystal ordering. This characteristic is typical of carbonaceous materials and represents most of the composition of activated carbon (a). In addition, some crystalline phases were identified, with the presence of quartz (SiO_2) and calcium carbonate, with a characteristic peak at 29.43°. A diffraction plane at approximately 44° was associated with the graphitic carbon structure of activated carbon, as reported by Shimabuku et al. (2015).

The diffractograms of dregs (b) and grits (c) residues showed similar behavior in Figure 02, with a predominance of the calcite phase ($CaCO_3$), which is in accordance with the origin of these residues in the chemical recovery process of the pulp industry. Secondary phases such as quartz (SiO_2), dolomite ($CaMg(CO_3)_2$), sodium carbonate (Na_2CO_3) and kyanite (Al_2SiO_5) were also identified, but with lower intensity peaks. These results are in agreement with data reported in the literature (Bajpai, 2015; Lage et al., 2016; Torres et al., 2020).

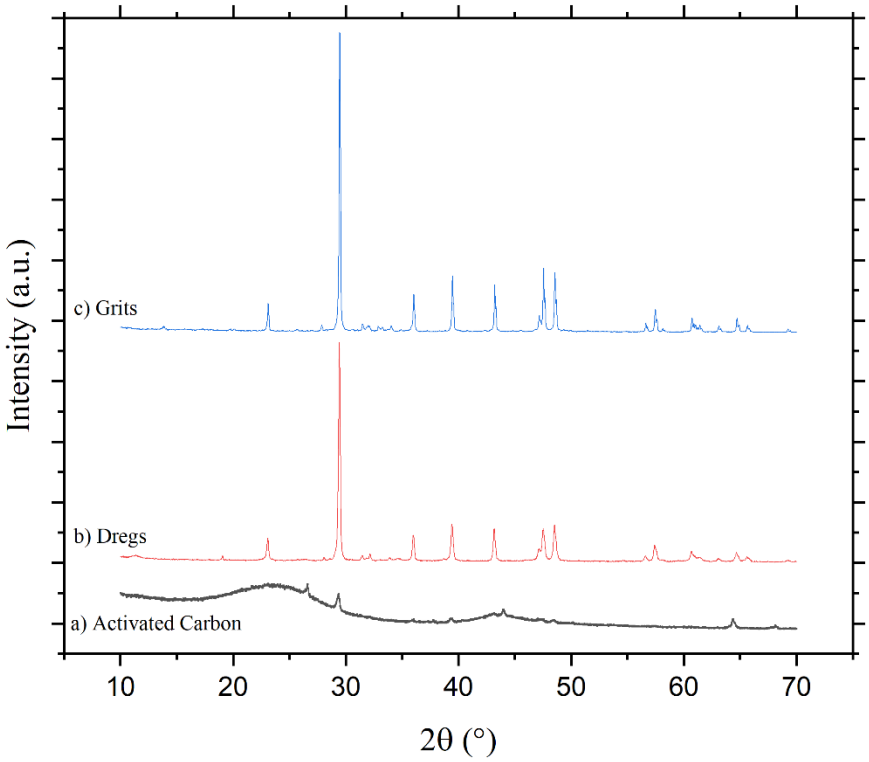


Figure 02: XRD characterization of activated carbon (a), dregs (b) and grits (c) adsorbents.
Source: Author (2026).

The FTIR spectra were analyzed in four regions: 4000–2000, 2000–1300, 1300–900, and 900–600 cm^{-1}. It was observed in Figure 03 that activated carbon (a) has a peak at 2971 cm^{-1}, associated with the C–H stretch of methyl groups, as well as bands at 1739 and 1366 cm^{-1} attributed to C=C vibrations, and a peak at 1218 cm^{-1} related to the C–O or C–N stretch (Serban et al., 2023). In the dregs (b), bands stood out in 1379, 872 and 712 cm^{-1}, and in the grits (c) in 1399, 869 and 712 cm^{-1}, characteristics of calcium carbonate. Less intense bands indicated the presence of sulfate (1219 and 612 cm^{-1} for dregs; 1068 cm^{-1} for grits), in agreement with the results of XRD, SEM and EDS and with studies previously reported by Almeida et al. (2007) and Matias (2012).

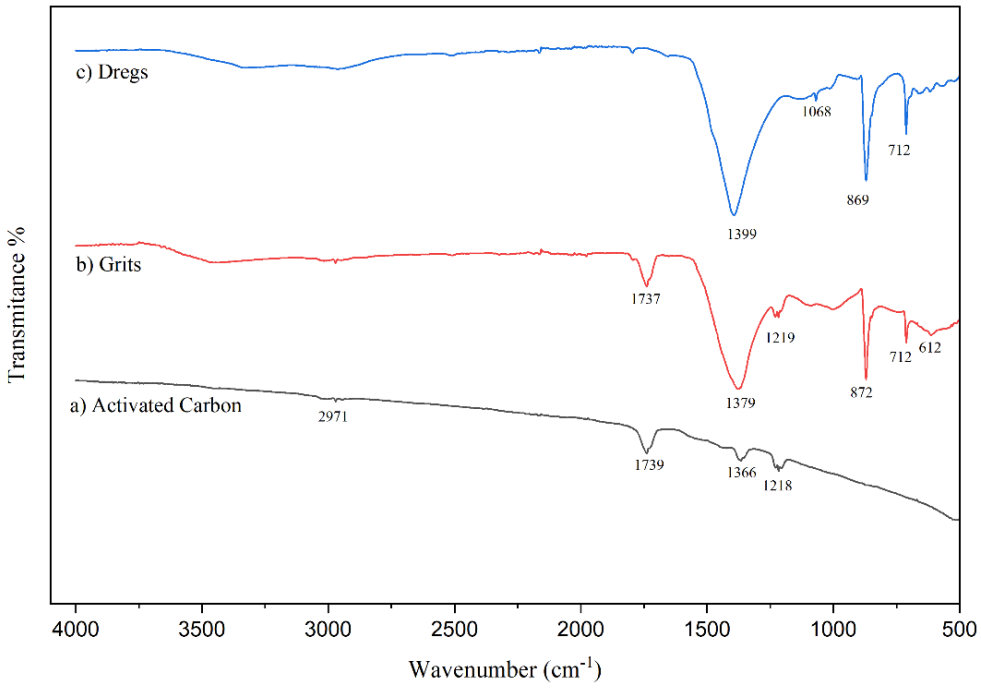


Figure 03: XRD characterization of activated carbon (a), dregs (b) and grits (c) adsorbents.
Source: Author (2026).

The effect of the pH of the solution on the surface charge of the adsorbents was evaluated by determining the zero charge point (pH PZC), as shown in Figure 04. Activated carbon (a) presented a PZC pH of approximately 7.54, indicating that, at pH values lower than this, the surface is positively charged, while at higher pH there is a predominance of negative charge, characterizing an amphoteric behavior. The grits residue (c) presented a PZC pH of around 8.68, also indicating amphoteric character, with a transition of the surface charge from positive to negative with the increase in pH. In contrast, *dregs (b)* presented negative ΔpH values throughout the pH range evaluated, indicating that its surface remains positively charged, with a PZC pH higher than 12, a typical characteristic of materials rich in basic oxides.

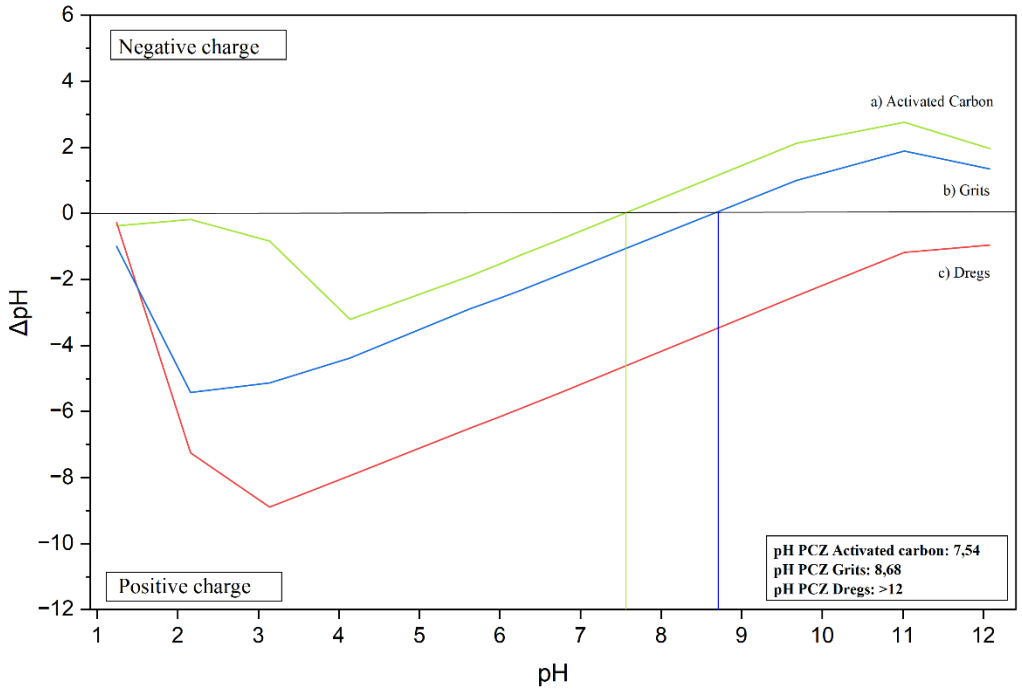


Figure 04: Characterization of the Zero Charge Point (PCZ) of the activated carbon (a), dregs (b) and grits (c) adsorbents. Source: Author (2026).

Table 01 presents the values determined for the pH of the PCZ of each of the adsorbents.

Adsorbent	Zero Charge Point
Activated Carbon	7,54
Dregs	>12
Grits	8,68

Table 01: PCZ values of adsorbent materials. Source: Author (2026).

These results show the advantage of using these residues as adsorbents for the removal of contaminants, such as emerging pollutants of anionic character, when the pH of the solution is below the zero charge point (PCZ), making the medium neutral or acidic. Under these conditions, the surface of the adsorbents has a positive charge, favoring the electrostatic attraction and the adsorption of anionic species of the contaminant.

Similarly, it is also possible to promote the removal of cationic species when the pH of the solution is above the PCZ, a condition in which the surface of the adsorbents acquires a negative charge, favoring the interaction with positively charged molecules. Thus, these materials are advantageous for removal processes by adsorption, as long as the pH of the solution is adequately controlled according to the PCZ of the adsorbent and the pKa of the contaminant, a parameter that defines the degree of ionization of the chemical species as a function of the pH. This ensures the interaction between the surface charge of the adsorbent and the contaminant species present in the aqueous solution, making the adsorption process more favorable and efficient (Ayranci *et al*., 2005).

Final Comments

The SEM analyses showed that the dregs and grits residues have heterogeneous, rough and porous surfaces, characteristics favorable to adsorption. The EDS results indicated the predominance of calcium, oxygen, sodium and carbon, mainly associated with carbonate compounds from the industrial process, while XRD confirmed the presence of the calcite phase ($CaCO_3$), in addition to secondary phases. These structural and compositional characteristics suggest the existence of active sites capable of interacting with contaminants in aqueous solution.

The FTIR spectra corroborated these findings, showing characteristic functional groups of carbonates and sulfates, while the determination of the zero charge point (PCZ) indicated amphoteric or strongly basic behavior, especially for dregs (PCZ > 12). Such properties favor the removal of anionic species at neutral or acidic pH and, under alkaline conditions, the adsorption of cationic species, highlighting the importance of pH control for the efficiency of the process.

From an environmental point of view, the reuse of dregs and grits as adsorbents represents a sustainable and low-cost alternative for the treatment of effluents, contributing to the reduction of waste disposal and the promotion of the circular economy. As a future perspective, it is recommended to investigate methods of physical or chemical activation of these materials for the production of derived activated carbons, aiming to expand their surface area and adsorbent capacity. In addition, the importance of evaluating the performance of these wastes in their raw form is highlighted, considering their potential for direct application as adsorbents or reactive materials, which can reduce processing steps and operating costs, favoring their application on a real scale.

Acknowledgments

I thank the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) for the granting of the scholarship, whose financial support was essential for the development of this research and the Universidade Federal de Uberlândia (UFU) for the institutional support and infrastructure made available, which contributed significantly to the execution of this work.

Bibliographic References

ADLEE, S. A. S.; RAHMAN, N. N. A.; AHMAD, M. N.; NOORDEN, A. F. A.; IQBAL, A.; MAJID, Z. A.; DANIAL, W. H. Preparation, characterization, and adsorption mechanism of cogon grass-derived cellulose nanofibers/graphene nanoplatelets aerogels for diclofenac sodium removal from water. *Journal of Molecular Liquids*, v. 419, p. 126760, 2025. DOI: https://doi.org/10.1016/j.molliq.2024.126760.

AKHTAR, M. S.; ALI, S.; ZAMAN, W**.** Innovative adsorbents for pollutant removal: exploring the latest research and applications. *Molecules*, v. 29, n. 18, p. 4317, 2024. DOI: https://doi.org/10.3390/molecules29184317
ALMEIDA, H. C.; SILVEIR, C. B. da.; ERNANI, P. R.; CAMPOS, M. L.; ALMEIDA, D. Composição química de um resíduo alcalino da indústria de papel e celulose (dregs). *Química Nova*, v. 30, n. 7, p. 1669–1672, 2007. Available at: https://www.scielo.br/j/qn/a/LBw6YqnWdCsm8yT9W4CYcJh/.

ARAUJO, A. A. P. *Poluentes emergentes: Contexto legal e impactos ambientais da fármaco-contaminação*. 2021. Dissertation (Master's Degree in Development and Environment) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 2021. Available at: https://repositorio.ufrn.br/handle/123456789/47129.

AYRANCI, E.; HODA, N.; BAYRAM, E. Adsorption of benzoic acid onto high specific area activated carbon cloth. *Jounal of Colloid and Interface Science*, v. 284, p. 83-88, 2005. Available at: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0021979704010537.

BAJPAI, P. Basic overview of pulp and paper manufacturing process. *Green Chemistry and Sustainability in Pulp and Paper Industry*. Cham: Springer, 2015. Cap. 2, p. 11-39. Available at: https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-319- 18744-0_2.

BEZERRA, R. B. S. *Biopolímeros derivados da celulose para a aplicação na adsorção/dessorção do fármaco amitriptilina em meio aquoso*. 2016. Thesis (PhD in Biotechnology) - Universidade Federal do Piauí, 2016. Available at: https://www.tratamentodeagua.com.br/wp- content/uploads/2016/11/Biopol%C3%ADmeros-derivados-da-celulose-para-a-aplica%C3%A7%C3%A3o-na-adsor%C3%A7%C3%A3o-dessor%C3%A7%C3%A3o- do-f%C3%A1rmaco-amitriptilina-em-meio-aquoso.pdf.

BLINOVÁ, L.; SIROTIAK, M**.** Utilization of waste-based sorbents for removal of pharmaceuticals from water: a review. *Research Papers Faculty of Materials Science and Technology Slovak University of Technology*, v. 29, n. 48, p. 22–36, 2021. DOI: https://doi.org/10.2478/rput-2021-0002.

DEMBOGURSKI, L. S. *Remoção dos poluentes emergentes paracetamol e diclofenaco sódico por adsorção em carvão ativado em pó*. 2019. Final Paper (Graduation in Chemical Engineering) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Rio Grande do Sul, 2019. Available at: https://lume.ufrgs.br/handle/10183/200312.

FARAGE, M. C. R.; SERAFIM, L. S.; PEREIRA, M. G.; OLIVEIRA, J. L. S.; LIMA, A. T. Kraft pulp mill dregs and grits as permeable reactive barrier for removal of copper and sulfate. *Scientific Reports*, v. 10, n. 1, p. 1–12, 2020. DOI: https://doi.org/10.1038/s41598-020-60780-2. Disponível em: https://www.nature.com/articles/s41598-020-60780-2.

GONÇALVES, H. S. *Substituição da cal hidratada por lama de cal, resíduo da indústria de celulose, na produção de*

argamassas de múltiplo uso. 2021. Dissertation (Master's Degree in Civil Engineering) - Universidade Estadual Norte Fluminense, Rio de Janeiro, Brasil. Available at: https://uenf.br/posgraduacao/engenharia-civil/wp-content/uploads/sites/3/2022/10/Dissertacao-Mauricio-Menezes-de-Feria-filho.pdf.

GONÇALVES, J. O.; LEONES, A. R.; FARIAS, B. S. de; SILVA, M. D. da; JAESCHKE, D. P.; FERNANDES, S. S.; RIBEIRO, A. C.; CADAVAL, T. R. S.; PINTO, L. A. de A. A comprehensive review of agricultural residue-derived bioadsorbents for emerging contaminant removal. *Water*, v. 17, n. 14, p. 2141, 2025. DOI: https://doi.org/10.3390/w17142141.

MATIAS, D. V. S. *Análise do potencial de valorização dos resíduos de Licor Verde da Indústria de Pasta de Papel*. Dissertation (Master's Degree in Environmental Engineering) - Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra. 2012. Available at: https://estudogeral.uc.pt/handle/10316/20446?mode=full.

OLIVEIRA, Y, S. *Uso dos resíduos do processo kraft de celulose – dregs e grits – como adição mineral na produção de matrizes cimentícias*. 2022. Dissertation (Master's Degree in Civil Engineering) - Universidade Federal de Uberlândia, Minas Gerais, 2022. Available at: chrome- extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/https://repositorio.ufu.br/bitstream/123456789/36137/12/UsoDosRes%C3%ADduos.pdf.

RAIJ, B. V. Determinação do ponto de carga zero em solos. *Bragantia*, v. 32, p. 337– 347, 1973. Available at: https://www.scielo.br/j/brag/a/6SgbtDWmJPHkSM6szmV54cC/?lang=pt.

REGALBUTO, J. R.; ROBLES, J. The engineering of Pt/Carbon Catalyst Preparation, *University of Illinois*, Chicago, 2004.

SERBAN, G. V.; IANCU, V. I.; DINU, C.; TENEA, A.; VASILACHE, N.; CRISTEA, I.; NICULESCU, M.; IONESCU, I.; CHIRIAC, F. L. Removal Efficiency and Adsorption Kinetics of Methyl Orange from astewater by Commercial Activated Carbon. *Sustainability*, v. 15, n. 17, p. 12939, 2023. Available at: https://www.mdpi.com/2071-1050/15/17/12939.

SHARMA, P.; KUMAR, A.; SINGH, R.; SHARMA, S.; KUMAR, V.; SHARMA, A. Sustainable utilization of sewage sludge: A review. *Materials Today: Proceedings*, v. 47, p. 6665–6671, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.matpr.2021.10.336. Available at: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2214785321068437.

SHIMABUKU, Q. L.; ARAKAWA, F. S.; CAMACHO, F. P.; SANTOS, T. R. T.; YAMAGUCHI, N. U.; BAZANA, S.; MORETI, L. O. R.; SANTOS, O. A. A.; BERGAMASCO, R. *Modificação do carvão ativado com $AgNO_3$ e sua utilização na remoção do indicador viral bacteriófago T4*. In: Brazilian Congress of Chemical Engineering, 20., São Paulo. Conference proceedings [...] São Paulo: Blucher, 2015. p. 7136–7142. Available at: https://www.proceedings.blucher.com.br/article-details/17526.

SOARES, V, C. *Avaliação das propriedades adsortivas de carvões ativados produzidos via tratamento termoquímico convencional e não convencional com vistas à remoção de cádmio em meio aquoso*. 2017. Dissertation (Master's in Mechanical Engineering) - Universidade Federal de Minas Gerais, 2017. Available at: https://repositorio.ufmg.br/handle/1843/BUOS-ASFFJU.

TORRES, C. M. M. E. *Incorporação de dregs e grits de fábricas de polpa celulósica kraft ao clínquer para a produção de cimento portland*. Dissertation (Master's in Forest Science) - Universidade Federal de Viçosa, 2016. Available at: https://poscienciaflorestal.ufv.br/wp-content/uploads/2020/07/Caio-Moreira-Miquelino- Eleto-Torres.pdf.

TORRES, C. M. M. E.; SILVA, C. M.; PEDROTI, L. G.; FERNANDES, W. E. H.; BALLOTIN, F. B.; ZANUNCIO, A. J. V. Dregs and grits from kraft pulp mills incorporated to Portland cement clinker. *J Mater Cycles Waste Manag*, v. 22, p. 851–861, 2020. Available at: https://link.springer.com/article/10.1007/s10163-020-00983-x#citeas.

TOVAR, B. A.; SCALIZE, P. S.; RODRÍGUEZ, G. A.; ALBUQUERQUE, A.; EBANG, M. N.; OLIVEIRA, T. F. Agro-industrial waste upcycling into activated carbons: a sustainable approach for dye removal and wastewater treatment. *Sustainability*, v. 17, n. 5, p. 2036, 2025. DOI: https://doi.org/10.3390/su17052036.

VIEVARD, J.; ALEM, A.; PANTET, A.; AHFIR, N.-D.; ARELLANO-SÁNCHEZ, M. G.; DEVOUGE-BOYER, C.; MIGNOT, M. Bio-based adsorption as ecofriendly method for wastewater decontamination: a review. *Toxics*, v. 11, n. 5, p. 404, 2023. DOI: https://doi.org/10.3390/toxics11050404.

MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS COMO BIOINDICADORES DA QUALIDADE DA ÁGUA E FERRAMENTA DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL NO CÓRREGO ASSU (ANHUMAS-SP)

Yasmin Domingos Takanashi dos Santos, Renata Ribeiro de Araujo, Maria Cristina Risk, Marlon Vinicius Ferreira dos Santos

FCT – UNESP, e-mail: yasmin.takanashi@unesp.br; FCT – UNESP e-mail: renata.r.araujo@unesp.br; FCT – UNESP, email: mc.rizk@unesp.br; email: marlon.santos@unesp.br

Palavras-chave: Macroinvertebrados; Bioindicadores; Qualidade da água.

Resumo

O presente estudo avaliou a qualidade hídrica do Córrego Assu, no município de Anhumas (SP), por meio da análise de macroinvertebrados bentônicos. A metodologia consistiu na coleta manual dos organismos em diferentes micro-habitats do córrego, seguida da identificação com auxílio de ficha de identificação e classificação conforme o grau de tolerância à poluição. Foram registrados organismos pertencentes às ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, grupos reconhecidos por sua elevada sensibilidade a alterações ambientais. A ocorrência desses táxons indicou condições ambientais relativamente equilibradas. Além do diagnóstico ecológico, a atividade contribuiu para o fortalecimento da educação ambiental, promovendo a integração entre teoria e prática por meio da participação ativa dos estudantes do Ensino Médio da Escola Estadual de Ensino Integral Coronel Francisco Whitacker, localizada no município de Anhumas, no estado de São Paulo. Os resultados reforçam a importância do biomonitoramento como instrumento técnico e pedagógico na gestão sustentável dos recursos hídricos locais.

Introdução

A degradação dos recursos hídricos constitui um dos principais desafios ambientais contemporâneos, especialmente em regiões sob influência de atividades antrópicas intensas. A qualidade da água é determinante para a manutenção da biodiversidade, para o equilíbrio dos ecossistemas aquáticos e para a garantia de seus múltiplos usos, como abastecimento público, irrigação, e recreação. Nesse contexto, a crescente pressão sobre os ecossistemas aquáticos tem sido apontada como um problema global, impactando diretamente a segurança hídrica e a integridade dos ambientes naturais. (UNESCO, 2023).

No Brasil, a gestão desses recursos é regulamentada pela Lei nº 9.433/1997, que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, e pela Resolução CONAMA nº 357/2005, que estabelece padrões de qualidade e critérios para o enquadramento dos corpos d'água conforme seus usos preponderantes. Esses instrumentos legais reforçam a necessidade de monitoramento sistemático como base técnica para a gestão ambiental e para a tomada de decisões no âmbito do planejamento territorial (BRASIL, 1997; CONAMA, 2005).

Estudos realizados em cursos d'água do oeste paulista indicam que o monitoramento integrado de variáveis físicas, químicas e biológicas possibilita uma avaliação mais consistente das condições ambientais e do enquadramento legal dos corpos hídricos (SILVA; ARAÚJO, 2017).

Tradicionalmente, a avaliação da qualidade hídrica fundamenta-se em parâmetros físico químicos e microbiológicos, como pH, oxigênio dissolvido, turbidez, nutrientes e coliformes termotolerantes. Embora essenciais para o atendimento às normas legais, esses indicadores representam condições pontuais do ambiente no momento da coleta, podendo não refletir adequadamente os efeitos cumulativos das pressões ambientais ao longo do tempo (BRAGA et al., 2002).

Diante dessas limitações, o uso de indicadores biológicos tem se consolidado como uma abordagem complementar e mais integrada. Os macroinvertebrados bentônicos são amplamente reconhecidos como bioindicadores eficientes da qualidade da água, devido à sua sensibilidade a diferentes níveis de poluição e à sua capacidade de refletir alterações ambientais ao longo do tempo (FRIBERG et al., 2022).

Costa, Silva e Linares (2024) destacam que o monitoramento por meio de macroinvertebrados bentônicos constitui uma das formas mais eficientes de avaliar a "saúde" dos corpos hídricos. Segundo os autores, esses organismos apresentam elevada sensibilidade às alterações ambientais e à poluição, respondendo de maneira rápida aos impactos antrópicos. Além disso, exercem papel ecológico fundamental nos ecossistemas aquáticos, especialmente na ciclagem de nutrientes e no fluxo de energia, o que reforça sua relevância como indicadores da qualidade ambiental.

Apesar dos avanços na aplicação do biomonitoramento em grandes bacias hidrográficas, ainda se observa a necessidade de estudos voltados a cursos d'água de menor escala, especialmente em contextos urbanos ou periurbanos, nos quais as pressões antrópicas podem variar espacial e temporalmente. A escassez de dados biológicos locais limita a compreensão da integridade ecológica desses ambientes e dificulta o planejamento de ações eficazes de gestão ambiental.

Além da dimensão técnico-científica, o monitoramento ambiental assume papel relevante no campo da educação ambiental, ao aproximar a comunidade escolar e acadêmica da realidade dos recursos hídricos locais. Nesse contexto, o presente estudo articulou atividades teóricas e práticas envolvendo grupos de alunos do Ensino Médio da Escola Estadual de Ensino Integral Coronel Francisco Whitacker, localizada no município de Anhumas, no oeste do estado de São Paulo, por meio de sensibilização em sala de aula e em seguida, por meio da coleta, identificação e análise de macroinvertebrados bentônicos no Córrego Assu, no município de Anhumas (SP).

O Córrego Assu, inserido na área de abrangência da Bacia Hidrográfica do Pontal do Paranapanema, é um curso d'água de pequena ordem, sujeito a influências decorrentes da ocupação urbana, de atividades agropecuárias e de intervenções nas margens e na vegetação ripária. Em sistemas dessa escala, as alterações no uso e ocupação do solo podem provocar respostas ecológicas rápidas, tornando essencial a realização de diagnósticos ambientais periódicos que permitam compreender a dinâmica local e subsidiar estratégias de conservação e recuperação.

Diante desse cenário, o presente estudo teve como objetivo avaliar a qualidade hídrica do Córrego Assu, por meio da análise da composição e da estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos e da aplicação de índices bióticos de qualidade ambiental, visando classificar o grau de integridade ecológica do sistema aquático, contribuir para o monitoramento ambiental da Bacia do Pontal do Paranapanema e fortalecer ações de educação ambiental no contexto local.

Materiais e métodos

O estudo foi realizado no Córrego Assu, localizado no município de Anhumas, no estado de São Paulo. O trecho selecionado apresenta características típicas de curso d'água de pequeno porte inserido em área sob influência antrópica, com presença de diferentes micro-habitats aquáticos, incluindo regiões rasas, substratos rochosos e sedimento de fundo, os quais favorecem a ocorrência de macroinvertebrados bentônicos.

A coleta dos organismos foi realizada nesses diferentes micro-habitats, priorizando áreas rasas, superfícies de pedras submersas e o corpo de fundo do córrego. A amostragem foi conduzida manualmente, mediante revolvimento do substrato e inspeção visual das superfícies submersas, utilizando bandeja plástica para a triagem do material coletado. A atividade foi desenvolvida pelos estudantes do Ensino Médio da Escola Estadual de Ensino Integral Coronel Francisco Whitacker, sob orientação dos estudantes da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Unesp, campus de Presidente Prudente/SP, garantindo a padronização dos procedimentos de coleta.

Após a amostragem, os macroinvertebrados foram analisados com auxílio de lupas permitindo a observação de características morfológicas necessárias à identificação. A classificação dos organismos foi realizada com base em ficha técnica de campo contendo imagens ilustrativas e a denominação dos principais grupos de macroinvertebrados bentônicos. A Ficha de Campo utilizada para identificação e classificação dos macroinvertebrados está apresentada na Figura 1.

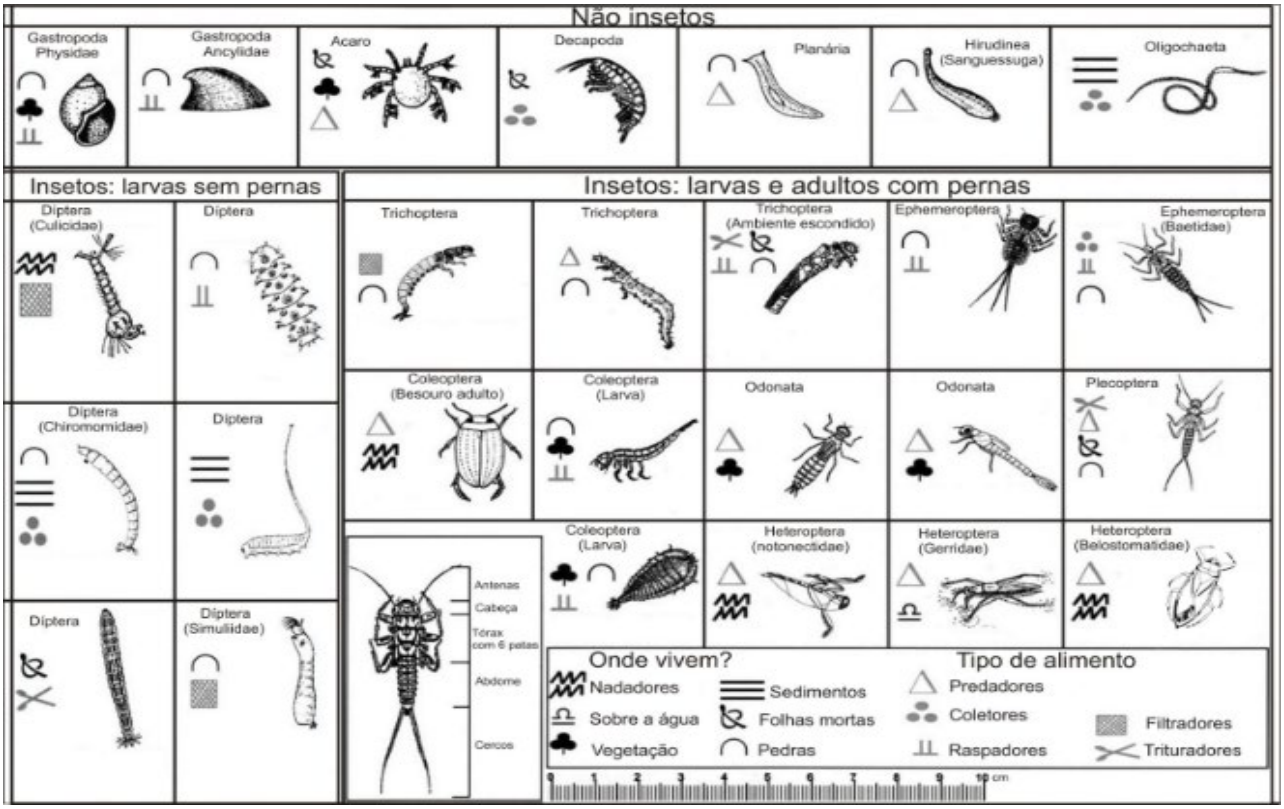


Figura 1- Ficha de campo utilizada para identificação dos macroinvertebrados.
Fonte: FACULDADE DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA (FCT)/Unesp, adaptado de Associació Hàbitats (2011)

Posteriormente, os indivíduos identificados foram enquadrados em categorias indicadoras de qualidade ambiental, conforme seu grau de tolerância à poluição, possibilitando a avaliação qualitativa da condição ecológica do trecho estudado a partir de índice biológico simplificado, Figura 2.

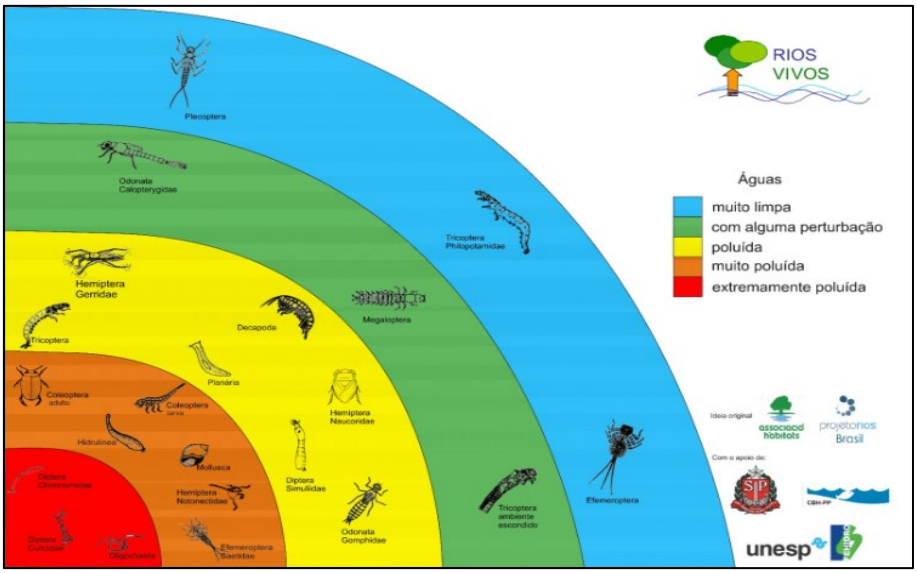


Figura 2- Ficha de campo utilizada para classificação da característica da água.
Fonte: FACULDADE DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA (FCT)/Unesp, adaptado de Associació Hàbitats (2011).

Resultados e discussão

A análise biológica realizada no Córrego Assu evidenciou a presença exclusiva de macroinvertebrados bentônicos pertencentes às ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera. Esses grupos são amplamente reconhecidos na literatura científica por sua elevada sensibilidade a alterações ambientais e à poluição orgânica (ROSENBERG; RESH,1993). A coleta dos organismos foi realizada pelos estudantes em diferentes micro-habitats do córrego, como apresentado na Figura 3.



Figura 3- Estudantes realizando a coleta de macroinvertebrados bentônicos no Córrego Assu, Anhumas (SP).
Fonte: Acervo dos autores (2025).

A distribuição dos organismos nos diferentes micro-habitats amostrados — áreas rasas, substratos rochosos e sedimento de fundo — demonstrou variação na composição da comunidade bentônica, indicando influência direta das características físicas do ambiente na estrutura ecológica local. A heterogeneidade do habitat em ecossistemas lóticos está diretamente relacionada à diversidade e à organização das comunidades, de macroinvertebrados, uma vez que diferentes tipos de substrato oferecem abrigo, alimento e condições específicas para o desenvolvimento das espécies (ALLAN; CASTILLO, 2007).

A predominância de representantes de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera reforça a caracterização do local como ambientalmente equilibrado. Esses grupos apresentam baixa tolerância a impactos antrópicos e respondem de forma sensível às alterações na qualidade da água (ROSENBERG; RESH, 1993).

Os resultados obtidos no Córrego Assu indicaram condições ecológicas favoráveis no trecho analisado, especialmente no que se refere à boa qualidade da água e à estabilidade do ecossistema aquático. A presença de organismos sensíveis sugere baixa influência de impactos antrópicos, corroborando a utilização de macroinvertebrados bentônicos como indicadores confiáveis da integridade ecológica de ambientes lóticos (FRIBERG et al., 2022).

Além do aspecto ecológico, a atividade demonstrou a aplicabilidade de metodologias simplificadas de biomonitoramento em contexto educativo, permitindo a associação entre teoria e prática e contribuindo para a compreensão dos indicadores biológicos de qualidade da água pelos estudantes (Figura 4). Ainda que análises taxonômicas mais detalhadas ampliem a precisão das interpretações ambientais, abordagens simplificadas mostram-se eficazes para avaliações preliminares da integridade ecológica.



Figura 4- Orientação aos estudantes sobre o uso da ficha de campo para identificação e classificação dos macroinvertebrados bentônicos.
Fonte: Acervo dos autores (2025).

De modo geral, os achados reforçam a importância do uso de macroinvertebrados bentônicos como ferramentas de avaliação ambiental, evidenciando sua relevância na análise integrada da qualidade hídrica.

Considerações finais

O presente estudo demonstrou que a análise de macroinvertebrados bentônicos no Córrego Assu, localizado no município de Anhumas (SP), constitui uma ferramenta eficiente para a avaliação da qualidade ambiental de ecossistemas lóticos. A predominância de organismos associados a melhores condições ecológicas indica que o trecho analisado apresenta características compatíveis com ambiente relativamente equilibrado, evidenciando a importância do biomonitoramento como instrumento de diagnóstico ambiental.

Além dos resultados ecológicos, a atividade evidenciou a relevância da integração entre ensino e prática de campo. A participação direta dos estudantes na coleta, identificação e classificação dos organismos possibilitou a construção ativa do conhecimento, promovendo maior compreensão sobre indicadores biológicos e qualidade da água. Essa abordagem fortalece o aprendizado significativo ao conectar teoria, prática e realidade ambiental local.

O projeto está alinhado aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) estabelecidos pela Agenda 2030, especialmente à ODS 4 (Educação de Qualidade) e à ODS 6 (Água Potável e Saneamento), que visam, respectivamente, assegurar educação inclusiva e equitativa de qualidade e garantir a disponibilidade e gestão sustentável da água e do saneamento para todos (ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS, 2015).

Dessa forma, conclui-se que iniciativas que associam biomonitoramento e educação ambiental não apenas auxiliam na avaliação da integridade ecológica de corpos hídricos, mas também promovem formação crítica e responsabilidade socioambiental, reforçando o papel da universidade na produção de conhecimento científico e na transformação social.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Escola Estadual de Ensino Integral Coronel Francisco Whitacker (Anhumas/SP) pela parceria e acolhimento fundamentais em todas as etapas deste projeto. Agradecem também ao GADIS (Grupo de Pesquisa Gestão Ambiental e Dinâmica Socioespacial), CEETAS (Centro de Estudo em Educação, Trabalho Ambiente e Saúde), a Pró-Reitoria de Extensão Universitária e Cultura (PROEC) e Pró-Reitoria de Graduação (PROGRAD), cujos editais viabilizaram o apoio financeiro e a concessão de bolsas necessários para a execução do estudo.

Referências Bibliográficas

ALLAN, J. D.; CASTILLO, M. M. *Stream ecology: structure and function of running waters*. 2. ed. Dordrecht: Springer, 2007.

BRAGA, B. et al. *Introdução à engenharia ambiental*. 2. ed. São Paulo: Prentice Hall, 2002.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, 9 jan. 1997.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, 18 mar. 2005.

COSTA, E.; SILVA, J. G. M.; LINARES, M. S. *Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade da água em um cenário de mudanças climáticas: uma revisão sistemática*. Revista Espinhaço, [S.l.], v. 13, n. 1, 2024. DOI: https://doi.org/10.5281/zenodo.10700733

FACULDADE DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA (FCT)/UNESP. Manual de inspeção de rios: guia de inspeção fluvial – Projeto Rios Vivos. Presidente Prudente: FCT/UNESP, 2011. Adaptado de: ASSOCIACIÓ HÀBITATS. Projecte Rius, 2011.

FRIBERG, N. et al. Biological monitoring of freshwater ecosystems: recent advances and future challenges. Freshwater Biology, v. 67, n. 5, p. 789–804, 2022.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. *Transformando nosso mundo: a Agenda 2030 para o desenvolvimento sustentável*. Nova York: ONU, 2015.

ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. New York: Chapman & Hall, 1993.

SILVA, L. C.; ARAÚJO, R. R. Avaliação integrada da qualidade da água em cursos d'água do oeste paulista. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, Porto Alegre, v. 22, n. 1, p. 1–12, 2017.

UNESCO. United Nations World Water Development Report 2023: Partnerships and Cooperation for Water. Paris: UNESCO, 2023.

ANÁLISE DA QUALIDADE DA ÁGUA DE UM POÇO TUBULAR LOCALIZADO NA CIDADE DE LAGOA SECA-PB: AVALIAÇÃO DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

1 Ana Júlia de Araújo Mendonça, 2 Anny Gabrielly Rodrigues Silva, 3 Cailane Barbosa Gomes Guerra, 4 Vito Hugo da Costa Mendes, 5 Gislayne Sabrina de Lima Paes Isidro, 6 Francisco de Assis da Silveira Gonzaga, 7 Edmilson Dantas da Silva Filho

1 Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Paraíba, e-mail: anajuliamendonca262gmail.com ; 2 Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Paraíba, e-mail: annygabrielly7678@gmail.com; 3 Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Paraíba., e-mail: cailane.guerra5555@gmail.com; 4 Centro Universitário de Patos, e-mail: vitomendes1@gmail.com; 5 Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Paraíba,, e-mail: sabrina.lira@ifpb.edu.br; 6 Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Paraíba,, e-mail: francisco.gonzaga@ifpb.edu.br; 7 Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Paraíba,, e-mail: edmilson.silva@ifpb.edu.br.

Palavras-chave: parâmetros; poço; potabilidade.

Resumo

A crescente demanda por água de boa qualidade tem se intensificado, sobretudo em regiões semiáridas, onde a irregularidade das chuvas e as elevadas taxas de evaporação comprometem a disponibilidade hídrica. No semiárido paraibano, os açudes constituem importantes fontes de abastecimento, porém sujeitos a alterações na qualidade da água. Este estudo teve como objetivo avaliar a qualidade da água de um poço tubular localizado no município de Lagoa Seca- PB, com base na análise de parâmetros físico-químicos e da presença de metais pesados, verificando a conformidade com a Portaria nº 888/2021 do Ministério da Saúde. A pesquisa apresentou caráter exploratório e descritivo, com abordagem quantitativa. A amostra foi coletada no município de Lagoa Seca e analisada no Laboratório de Tratamento de Água e Efluentes (TAER) do Instituto Federal da Paraíba, campus Campina Grande-PB, seguindo metodologias do Instituto Adolfo Lutz. Foram avaliados parâmetros como pH, condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos, turbidez, cor aparente, dureza, cloretos, alcalinidade e os resultados indicaram que todos os parâmetros estão dentro dos valores definidos pela portaria vigente. Conclui -se que a qualidade da água analisada está dentro dos valores que definidos e estão própria para consumo humano.

Introdução

A disponibilidade de água em condições seguras constitui um dos principais desafios globais contemporâneos, especialmente em função dos impactos diretos sobre a saúde humana e os ecossistemas. A limitação no acesso a fontes adequadas está associada à ocorrência de doenças de veiculação hídrica e à redução da qualidade de vida, configurando-se como uma questão crítica de saúde pública em diversas regiões do mundo (WHO, 2022; UN-WATER, 2021; L*I et al.,* 2021).

Nas últimas décadas, as transformações socioeconômicas e o crescimento populacional têm intensificado significativamente a demanda por recursos hídricos. A expansão das atividades agrícolas, industriais e urbanas tem contribuído para o aumento do consumo e para a degradação das fontes disponíveis, resultando em pressões crescentes sobre a disponibilidade e a qualidade da água em escala global (UNESCO, 2023; GLEICK, 2018; VÖRÖSMARTY et al., 2010).

Em regiões semiáridas, como o Nordeste brasileiro, esses desafios são ainda mais acentuados devido às características climáticas e ambientais. A combinação entre elevadas taxas de evaporação, irregularidade pluviométrica e vulnerabilidades socioambientais compromete a recarga dos reservatórios e intensifica a ocorrência de eventos de escassez hídrica, tornando essas áreas particularmente sensíveis às mudanças climáticas e à variabilidade hidrológica (MARENGO et al., 2020; ANA, 2022; HAO *et al.,* 2018).

A preservação ambiental e a manutenção da qualidade de vida estão intrinsecamente ligadas ao manejo racional dos recursos naturais. Sob essa ótica, torna-se imperativo fomentar uma consciência coletiva pautada na sustentabilidade, estimulando práticas responsáveis e a adoção de valores que priorizem o equilíbrio dos ecossistemas (JACOBI, 2003).

No contexto urbano, as águas subterrâneas apresentam maior vulnerabilidade à contaminação, fenômeno agravado pelo descarte massivo de efluentes domésticos sem tratamento e pela disposição inadequada de resíduos sólidos em aterros comuns (LIMA et al., 2015). Uma vez comprometidos, os aquíferos retêm os poluentes por períodos prolongados, persistindo mesmo após a interrupção da fonte poluidora. Tal persistência deve-se à ausência de processos significativos de autodepuração e à morosidade no ciclo de renovação dessas águas (LIBÂNEO, 2016). Somado a isso, o elevado custo operacional para a remediação de recursos hídricos subterrâneos frequentemente inviabiliza projetos de descontaminação (LÖBLER, 2013).

Diante do panorama nacional e local de escassez hídrica, o monitoramento da qualidade das reservas subterrâneas constitui uma medida estratégica para concessionárias de saneamento, órgãos gestores e consumidores finais. Nesse sentido, o presente estudo objetiva avaliar, por meio de análises físico-químicas, a potabilidade das águas de poços tubulares utilizados por populações locais, visando assegurar seu uso de forma segura e sustentável. Tendo em vista, o presente estudo tem como objetivo avaliar a qualidade da água de um poço tubular localizado no município de Lagoa Seca- PB, com base na análise de parâmetros físico-químicos e da presença de metais pesados, verificando a conformidade com a Portaria nº 888/2021 do Ministério da Saúde.

Material e Métodos

A pesquisa foi desenvolvida no município de Lagoa Seca, localizado na Região Metropolitana de Campina Grande, no estado da Paraíba, com população estimada de 27.617 habitantes e área territorial de 109 km², situado no Planalto da Borborema, a uma altitude média de 640 metros. Inicialmente, foi realizado um levantamento bibliográfico com base em estudos anteriores relacionados à qualidade da água subterrânea e ao uso de poços tubulares na região.

Para a obtenção da amostra, foi selecionado um poço tubular localizado no município. A coleta foi realizada no mês de fevereiro, no período de 2026. A amostra de água foi coletada em uma garrafa PET transparente, com capacidade de 2 litros, previamente higienizada, sendo posteriormente transportada em condições adequadas até o bloco de química do instituto federal da Paraíba campus Campina Grande para análise.

As análises físico-químicas foram realizadas conforme os protocolos estabelecidos pelo Instituto Adolfo Lutz (IAL, 2008), sendo executadas em triplicata para garantir maior confiabilidade dos resultados. Foram avaliados os seguintes parâmetros: pH, temperatura (ºC), condutividade elétrica (µS/cm), cinzas (%), sólidos totais dissolvidos (ppm a 25°C), cor (PCU), alcalinidade (mg/L), acidez carbônica (em termos de $CaCO_3$), dureza total, cálcio e magnésio (mg/L), cloretos (mg/L), turbidez (NTU). Por fim, os resultados obtidos foram comparados aos padrões de potabilidade estabelecidos pela Portaria GM/MS nº 888/2021, a fim de avaliar a adequação da água para consumo humano.



Figura 1: Amostra de água sendo coletada
Fonte: Dados da Pesquisa, 2026



Figura 2: Realização das análises físico-química no laboratório
Fonte: Dados da Pesquisa, 2026

Resultados e Discussões

Tabela 1: Valores médios dos parâmetros físico-químicos das amostras no período chuvoso.

Parâmetros	Ponto 1	Unidades de Medida	VMP
Temperatura	25	°C	-
pH	7,5	-	6,0-9,5
Condutividade elétrica	908,7	µS/cm	-
Turbidez	0,04	NTU	5
Cinzas	0,5145	%	-
Sólidos Totais Dissolvidos	456,03	mg/L	1000
Cor	0	PCU	15
Dureza Total	130	mg/L	350
Dureza de Cálcio	66	mg/L	-
Dureza de Magnésio	64	mg/L	-
Cloreto	150,5	mg/L	250
Alcalinidade	22	mg/L	-

VMP: Valores Máximos Permitidos
Fonte: Dados da Pesquisa, 2026

A temperatura da água subterrânea geralmente reflete a média anual da região. Contudo, em certas condições geológicas, a água pode infiltrar-se a centenas de metros e aquecer-se devido ao grau geotérmico, retornando à superfície com temperaturas elevadas (LEINZ, 2003). Como a temperatura molda a percepção sensorial (sabor e odor) e as reações químicas, ela é um fator decisivo na aceitação do consumidor. No poço analisado, a temperatura registrada foi de 25 °C, valor típico para o ambiente local.

Os parâmetros físico-químicos da água do poço tubular foram confrontados com os Valores Máximos Permitidos (VMP) da Portaria GM/MS nº 888/2021. Observou-se que os índices de pH mantiveram-se estritamente dentro da faixa regulamentar (6,0 a 9,5) em todas as amostras . Tal estabilidade foi verificada em análises. Confirmando a conformidade do parâmetro com os padrões vigentes de potabilidade.

Em ambas as amostragens, os níveis de Condutividade Elétrica (CEa) mantiveram-se elevados, corroborando o Mapa de Hidroquímica (IBGE, 2013) que aponta águas de qualidade restrita no Nordeste. Ressalte-se que, embora a Portaria de Consolidação nº 5/2017 (MS) não estabeleça um VMP específico para a CEa, sua magnitude indica alta mineralização devido à interação rocha-água e ao baixo índice pluviométrico. Tais fatores inviabilizam o consumo humano direto, justificando a busca por fontes isoladas que atendam aos padrões de potabilidade.

A análise de cinzas revelou um teor médio de 0,5145%, evidenciando a presença de sólidos minerais dissolvidos, o que guarda correlação direta com os elevados níveis de condutividade elétrica observados. Ressalte-se que não há uma portaria que estabeleça um Valor Máximo Permitido (VMP) para o teor de cinzas em águas destinadas ao consumo humano, e a literatura científica ainda apresenta informações escassas sobre a aplicação deste parâmetro específico para potabilidade (BOLO *et al.,* 2019).

A turbidez é a medida do grau de redução da intensidade da luz ao atravessar a água, tal redução é gerada pela presença de sólidos em suspensão (CETESB, 2009), apresentou média de 0,04 NTU nas amostras analisadas. Este resultado atende ao limite de 100 NTU estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas doces de Classes 1 e 2, situando-se também abaixo do Valor Máximo Permitido (VMP) de 5 NTU, conforme o Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5/2017, alterado pela Portaria GM/MS nº 888/2021. Tais índices demonstram baixa concentração de material particulado, reduzindo riscos à eficiência dos processos de desinfecção e assegurando a aceitação das propriedades organolépticas da água.

A amostra coletada no poço tubular, no município de Lagoa Seca-PB, apresentou um teor de 456,03 mg/L de STD, o que a caracteriza como água doce. Para o uso doméstico, o resultado atende aos padrões de potabilidade da Portaria GM/MS nº 888/2021, que estabelece o limite máximo de 1.000 mg/L para o consumo humano.

A coloração da água é um parâmetro utilizado para avaliar a qualidade, estando relacionada à redução da intensidade da luz, principalmente devido à presença de sólidos dissolvidos totais (STD). Apesar de influenciar no aspecto visual, a cor nem sempre indica contaminação. De acordo com os resultados obtidos em laboratório (na tabela 1), a amostra apresentou valor de 0 uH para o parâmetro cor. Esse resultado está dentro dos limites recomendados pela Resolução nº 357/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (75 mg/L) e pela Portaria GM/MS nº 888/2021, que estabelece o valor máximo de 15 uH, indicando que a água atende aos padrões estabelecidos para esse parâmetro.

A dureza total da água está relacionada à concentração de sais de cálcio e magnésio, sendo um importante parâmetro de qualidade. De acordo com os resultados obtidos, o valor de dureza total foi de 130 mg/L, estando abaixo do valor máximo permitido (VMP) pela legislação brasileira, que é de 350 mg/L, conforme a Portaria GM/MS nº 888/2021. Dessa forma, a água analisada encontra-se dentro dos padrões estabelecidos

O cloreto é um dos principais componentes inorgânicos presentes em águas naturais e residuárias, sendo um parâmetro importante na avaliação da qualidade da água. Sua determinação pode ser realizada por meio do método de Mohr, amplamente utilizado para quantificar sua concentração. Nos resultados obtidos, o teor de cloreto foi de 150,5 mg/L, valor que se encontra abaixo do valor máximo permitido (VMP) pela Portaria GM/MS nº 888/2021, estabelecido em 250 mg/L. De forma geral, a concentração de cloreto pode variar conforme as condições ambientais, sendo comum valores mais elevados em períodos secos.

Embora não represente risco à saúde em níveis moderados, pode conferir sabor salgado à água e contribuir para a corrosão de tubulações metálicas.

A capacidade da água de resistir a variações de pH está diretamente ligada à sua alcalinidade, que atua como um sistema de equilíbrio químico frente à adição de ácidos. Esse parâmetro, apesar de não possuir valor máximo permitido (VMP) definido nas legislações, é essencial para avaliar a estabilidade da água. Nos resultados obtidos, foi registrado valor de 22 mg/L para a alcalinidade, indicando uma quantidade moderada de compostos responsáveis pelo efeito tamponante, como bicarbonatos e carbonatos. Isso contribui para a manutenção do equilíbrio do pH na amostra analisada.

Considerações Finais

Com base na análise dos parâmetros físico-químicos avaliados, verifica-se que os resultados obtidos encontram-se em conformidade com os limites estabelecidos pelas legislações vigentes, demonstrando que a água apresenta boa qualidade. Os valores observados indicam equilíbrio entre os componentes analisados, sem evidências de alterações que possam comprometer suas características ou seu uso. Além disso, a ausência de resultados acima dos valores máximos permitidos reforça que a amostra não apresenta riscos associados aos parâmetros estudados, mantendo-se dentro dos padrões recomendados para águas destinadas ao consumo humano .Dessa forma, de acordo com a Portaria GM/MS nº 888/2021, conclui-se que a água analisada é considerada própria para consumo, atendendo aos critérios de potabilidade e apresentando condições adequadas em todos os parâmetros avaliados.

Agradecimentos

Agradecemos ao Instituto Federal da Paraíba (IFPB) pelo apoio institucional e pela disponibilidade de infraestrutura necessária para a realização desta pesquisa.

Referências Bibliográficas

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil 2022. Brasília: ANA, 2022.

BOLO, C. R. G. et al. Análise físico-química da água utilizada para consumo humano em uma escola pública estadual do município de Campina Grande. Campina Grande, 2019.

BRASIL. Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.

CETESB – COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo. São Paulo, 2020.

CETESB – COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo. Série de relatórios – Apêndice A: Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem. São Paulo: CETESB, 2009.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento.

GLEICK, P. H. A água no mundo: relatório bienal sobre os recursos de água doce. Washington, DC: Island Press, 2018.

HAO, Z. et al. Sistema global integrado de monitoramento e previsão de secas. Scientific Data, 2018.

IBGE. Características Gerais da População. Resultados da Amostra. IBGE, 2020. Disponível em: https://cidades.ibge.gov.br.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Mapa de hidroquímica dos mananciais subterrâneos: Região Nordeste. Rio de Janeiro: IBGE, 2013. Disponível em: https://geoftp.ibge.gov.br. Acesso em: 27 mar. 2024.

INSTITUTO ADOLFO LUTZ. Métodos químicos e físicos para análises de alimentos. 4ª ed. São Paulo: Versão eletrônica, 2008, 1020 p.

JACOBI, P. Educação Ambiental, Cidadania e Sustentabilidade. Cadernos de Pesquisa, USP, n. 118, p. 189-205, março 2003.

LEINZ, V. & AMARAL, S. E. Geologia geral. 14. ed. São Paulo: Companhia da Editora Nacional, 2003.

LI, P. et al. Qualidade da água e saúde humana: uma revisão. Environmental Science and Pollution Research, 2021.

LIBÂNIO, M. Fundamentos de qualidade e tratamento de água. 3. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2010.

LIBÂNEO, M. Fundamentos de qualidade e tratamento de água. 4. ed. Campinas: Editora Átomo, 2016.

LIMA, R. B. et al. Análise físico-química da água de três poços subterrâneos no município de Mossoró-RN. Revista Química: ciência, tecnologia, e sociedade, Mossoró, v. 4, n. 2, p. 9-23, 2015.

LÖBLER, C. A. Análise da vulnerabilidade à contaminação das águas subterrâneas do município de Nova Palma, RS. 2013. 52 f. Monografia (Bacharelado em Geografia) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2013.

MARENGO, J. A. et al. Mudanças climáticas e seca no Nordeste do Brasil. Theoretical and Applied Climatology, 2020.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA A EDUCAÇÃO, A CIÊNCIA E A CULTURA (UNESCO). Relatório Mundial das Nações Unidas sobre o Desenvolvimento dos Recursos Hídricos 2023. Paris: UNESCO, 2023.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE (OMS). Água potável. Genebra: OMS, 2022.
UN-WATER. Relatório de atualização de progresso 2021: ODS 6 — Água e Saneamento para Todos. Genebra: Nações Unidas, 2021.

VÖRÖSMARTY, C. J. et al. Ameaças globais à segurança hídrica humana e à biodiversidade dos rios. Nature, v. 467, p. 555–561, 2010.

INFLUÊNCIA DA URBANIZAÇÃO NA ABUNDÂNCIA DE MICROFIBRAS PLÁSTICAS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO PARAGUAI

1 Julia Roberta Candido, 2 Danila Soares Caixeta, 3 Ibraim Fantin da Cruz, 4 Amanda Leticia Silva Santos, 5 Maria Francisca Alves dos Santos Souza, 6 Natan Oliveira Ferreira, 7 Nathália Oliveira Tavares.

1 Universidade Federal de Mato Grosso, e-mail: julia.candido@sou.ufmt.br; 2 Universidade Federal de Mato Grosso, e-mail: danilacaixeta@gmail.com; 3 Universidade Federal de Mato Grosso, e-mail: ibraimfantin@gmail.com; 4 Universidade Federal de Mato Grosso, e-mail: amanda.santos9@sou.ufmt.br; 5 Universidade Federal de Mato Grosso, e-mail: maria.souza23@sou.ufmt.br; 6 Universidade Federal de Mato Grosso, e-mail: natan.ferreira@sou.ufmt.br, 7 Universidade Federal de Mato Grosso, e-mail: nathalia.tavares@sou.ufmt.br.

Palavras-chave: Ambiente lótico; Atividade Antrópica; Poluentes Emergentes.

Resumo

O aumento da produção de plásticos nos últimos anos tem intensificado a geração de resíduos, ocasionando profundos impactos nos ecossistemas terrestres e aquáticos, com potencial risco à saúde humana, devido à sua capacidade de fragmentação em partículas menores, definidas como microplásticos, geralmente caracterizados como partículas com tamanho entre 1 µm e 5 mm. Devido à sua natureza dispersiva e persistência no ambiente, os microplásticos surgiram como poluentes generalizados, sendo de grande importância o monitoramento desses contaminantes em ambientes aquáticos.

Diante desse cenário, objetivou-se, nesta pesquisa, avaliar a influência do gradiente de urbanização na abundância de microfibras plásticas na Bacia Hidrográfica do Alto Paraguai. Foram realizadas sete campanhas de coleta de água superficial em oito pontos distribuídos ao longo da bacia. As coletas do período de estiagem compreenderam os meses de julho de 2024, junho de 2025 e setembro de 2025, enquanto os meses de outubro de 2024, janeiro de 2025, abril de 2025 e dezembro de 2025 corresponderam ao período chuvoso.

Em cada ponto amostral, um volume de 500 L de água foi coletado e posteriormente filtrado em peneiras em cascata (500 µm e 63 µm), em seguida, foi realizado o procedimento de extração dos microplásticos, por meio de digestão química com peróxido de hidrogênio (25%) e separação por densidade com cloreto de sódio (25%). As microfibras foram quantificadas em estereoscópio, sendo os resultados expressos em microfibras/m³.

Os resultados evidenciaram maior concentração de microfibras nos pontos com maior influência antrópica. O ponto P3 apresentou a maior média geral (86 microfibras/m³), seguido do P1 (82 microfibras/m³), enquanto pontos menos impactados, como P7 e P8, registraram menores valores (45 e 31 microfibras/m³, respectivamente). De modo geral, observa-se que os pontos mais urbanizados apresentam maiores concentrações de microfibras ao longo das campanhas, evidenciando a influência do uso e ocupação do solo no aporte desses contaminantes.

Quanto às características, predominam microfibras de menor dimensão e cores azul escuro, preto e incolor, sugerindo origem majoritariamente doméstica. Dessa forma, conclui-se que a distribuição das microfibras na bacia é controlada pela interação entre fatores antrópicos e ambientais, com destaque para o gradiente de urbanização. Os resultados reforçam a necessidade de melhorias na gestão de resíduos e no tratamento de efluentes, visando reduzir a entrada de microplásticos nos sistemas aquáticos.

Introdução

A produção global de plásticos tem aumentado exponencialmente nas últimas décadas, associada a padrões intensivos de consumo e descarte inadequado. No Brasil, foram geradas aproximadamente 81,8 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos em 2022, sendo que cerca de 40% ainda apresentaram destinação inadequada, evidenciando fragilidades na gestão desses resíduos. Desse total, os plásticos correspondem a cerca de 13,5% da composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos, o que reforça a relevância desse material no contexto dos impactos ambientais. O cenário é ainda mais preocupante quando se trata da reciclagem de plásticos, cuja taxa é inferior a 25%, indicando um elevado potencial de entrada desses materiais no ambiente (ABRELPE, 2023).

No meio ambiente, os resíduos plásticos sofrem processos físicos, químicos e biológicos que promovem sua fragmentação, originando partículas menores denominadas microplásticos, categorizados com tamanho inferior a 5 mm (NAPPER et al., 2023). Dentre os diferentes tipos (fibras, filamentos, filmes, fragmentos e esferas), as microfibras destacam-se como os contaminantes particulados mais amplamente distribuídos nos ecossistemas aquáticos, com estimativas superiores a 6 milhões de toneladas métricas já dispersas no ambiente (DAS et al., 2023).

Em sistemas de água doce, a ocorrência de microplásticos está fortemente associada a fatores como densidade populacional, grau de urbanização, eficiência dos sistemas de tratamento de esgoto e padrões de uso e ocupação do solo (SODRÉ et al., 2023; ZHAO et al., 2024). Rios urbanos tendem a apresentar maiores concentrações devido ao aporte contínuo de efluentes e ao carreamento superficial de resíduos sólidos. Além disso, características hidrodinâmicas, como vazão, regime de cheias e morfologia do canal, influenciam diretamente na dispersão, deposição e transporte dessas partículas ao longo do curso fluvial (PEREIRA et al, 2021).

A Bacia Hidrográfica do Alto Paraguai, representa uma área importante devido ao seu potencial hídrico e crescente influência antrópica. Ademais, a Bacia do Alto Paraguai (BAP) é constituída por dois grandes ecossistemas, definidos pelo relevo e pelo regime hídrico: o Planalto, caracterizado pelo bioma Cerrado, e a Planície, onde se forma o bioma Pantanal (BRASIL, 1997), sendo essas duas regiões interdependentes e, juntas, estruturam a dinâmica da bacia, que é composta pelas sub-bacias dos rios Correntes, Itiquira, Cuiabá, Jauru, Sepotuba, Cabaçal, Negro, Aquidauana, Piquiri e Apa.

De acordo com dados do MapBiomas (2024), em 2022 as áreas antrópicas corresponderam a aproximadamente 42% da ocupação do solo, na área da Bacia Hidrográfica do Alto Paraguai. Na região de planície da bacia do Pantanal, cerca de 85% da cobertura ainda é composta por áreas naturais. No entanto, o entorno dessa região, correspondente a parte de planalto da Bacia do Alto Paraguai, apresenta um cenário contrastante, com aproximadamente 62% de suas áreas já antropizadas, onde se concentram grande parte dos passivos ambientais relacionados à Reserva Legal. Além disso, atualmente o bioma Pantanal possui cerca de 67% de sua extensão total ocupada por propriedades rurais, evidenciando um processo contínuo de expansão das atividades antrópicas sobre o território rural, evidenciando a crescente de atividades antrópicas.

Considerando que a relevancia da Bacia Hidrográfica do Alto Paraguai na alimentação hídrica do Pantanal e os impactos dos microplásticos na saúde dos animais, objetivou-se nessa pesquisa avaliar a influência do gradiente de urbanização na abundância de microfibras plásticas.

Metodologia

Área de estudo

A Bacia Hidrográfica do Alto Paraguai é uma área de escoamento de rios principais e seus afluentes, que desempenham um papel fundamental na hidrologia do Pantanal. A BAP é formada por 175 rios, que totalizam uma extensão de 1.400 km no território brasileiro (MATO GROSSO DO SUL, 2005). Nela localizam-se as principais nascentes e rios tributários formadores do Pantanal mato-grossense, maior planície alagável do Planeta (UNESCO, 2000). Segundo (SABINO et al., 2004), todos os cursos d'água da região têm suas nascentes localizadas no planalto e apresentam escoamento em direção à planície, convergindo para o rio Paraguai. A manutenção do pulso de inundação, caracterizado pelo transbordamento sazonal do rio durante o período de cheias, depende diretamente da regularidade e da integridade hidrológica dos afluentes, que asseguram o aporte hídrico necessário ao seu volume.

Análises dos processos habitacionais

Para a avaliação dos processos habitacionais e de ocupação do solo, foram utilizados softwares de geoprocessamento, como QGIS e Google Earth, que permitiram o mapeamento e a caracterização espacial da área de estudo (Figura 01). Foram analisadas imagens de satélite e dados de uso e ocupação do solo do MapBiomas, com o objetivo de identificar alterações no solo, especialmente, as relacionadas à expansão urbana, atividades agropecuárias e possíveis impactos ambientais.

Amostragem

Amostras de água superficial foram coletadas a cada três meses, no período entre julho de 2024 e dezembro de 2025, em 8 pontos na Bacia Hidrográfica do Alto Paraguai (Tabela 01) e (Figura 01).

Campanha	Período	Estação	Pontos de coleta
1ª	Julho/2024	Estiagem	P1 – Marzagão (14°52'04,8"S; 55°48'00,0"W)
2ª	Outubro/2024	Chuvosa	P2 – Hidrelétrica do Manso (14°32'31,2"S; 55°50'56,4"W)
3ª	Janeiro/2025	Chuvosa	
4ª	Abril/2025	Chuvosa	P3 – Acorizal (15°12'16,2"S; 56°22'00,5"W)
5ª	Junho/2025	Estiagem	P4 - Passagem da Conceição (15°33'53,6"S; 56°08'29,8"W)
6ª	Setembro/2025	Estiagem	
7ª	Dezembro/2025	Chuvosa	P5 – Coxipó (15°37'54,1"S; 56°00'47,5"W)
			P6 - Santo Antônio (15°54'48,2"S; 56°01'47,3"W)
			P7 – Porto Cercado (16°30'43,2"S; 56°22'30,0"W)
			P8 – Porto Jofre (17°21'57,6"S; 56°46'30,0"W)

Tabela 01 - Período de amostragem e pontos de coleta.

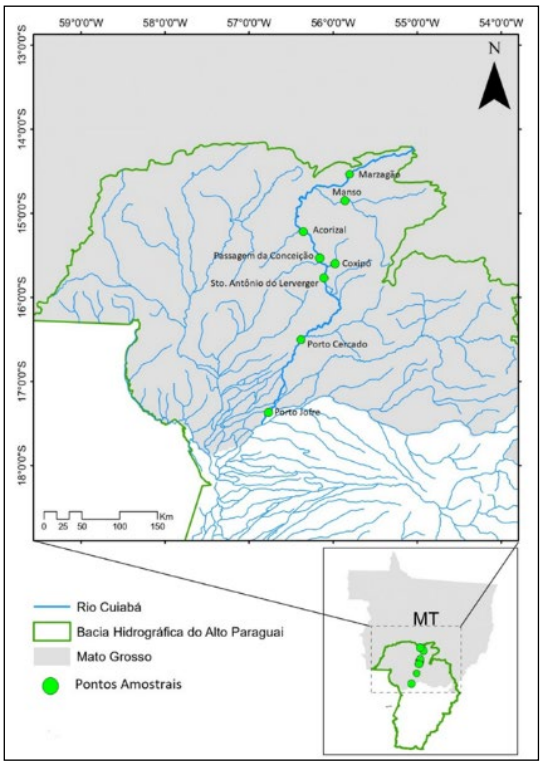


Figura 013. Área de estudo e pontos de coleta de amostras de microplásticos em água superficial.

Um volume de 500 L de água superficial foi coletado por meio de bombeamento, com a captação realizada na subsuperfície da lâmina d'água (aproximadamente 20 cm de profundidade), a fim de evitar interferência da película superficial (PRATA et al., 2019). O volume coletado foi conduzido e filtrado em peneiras granulométricas dispostas em cascata (malhas de 500 µm e 63 µm). Os microplásticos retidos na peneira de 63 µm foram coletados e transferidos para frascos de vidro para posteriores análises.

Durante o procedimento, foram adotados cuidados quanto ao posicionamento do sistema de captação e à direção do fluxo do rio, de modo a evitar contaminações ou perdas. Após a coleta, os frascos foram mantidos sob refrigeração até a etapa de extração dos microplásticos.

Extração dos microplásticos

As amostras passaram por um pré-tratamento com peróxido de hidrogênio a 25%, durante 7 dias, em temperatura ambiente, para remoção da matéria orgânica e material biogênico (quitina, queratina, lipídios etc.), seguindo a metodologia de Al-Azzawi et al (2020). Os microplásticos coletados foram submetidos à separação por densidade, que se deu pela aplicação de NaCl (25%). Na sequência, as amostras foram novamente filtradas nas peneiras de 500 µm, 250 µm, 125 µm e 63 µm e, posteriormente, acondicionadas em placas de Petri contendo 100 mL de água destilada filtrada. As microfibras foram categorizadas em intervalos de tamanhos: 500–250 µm, 250–125 µm e 125–63 µm, sendo consideradas médias (10 µm - 1000 µm), conforme descrito por Trusler et al. (2025).

As microfibras foram separadas e quantificadas manualmente, com auxílio de estereoscópio da marca Coleman (aumento de 10x).

Garantia e controle de qualidade

Para assegurar a confiabilidade dos resultados e evitar contaminações cruzadas, foram adotados procedimentos de garantia e controle de qualidade durante todas as etapas do trabalho. As vidrarias foram previamente lavadas com detergente neutro, enxaguadas com água destilada e submetidas à limpeza final com acetona, removendo assim quaisquer partículas que pudessem afetar os resultados. No que tange ao ambiente, as superfícies de trabalho foram rigorosamente higienizadas com álcool 70% antes de cada etapa. Além disso, toda a água empregada na preparação de soluções e no enxágue passou por processo de filtração em peneiras com porosidade adequada (500 µm, 250 µm, 125 µm e 63 µm). Durante as análises foram incluídos brancos de processo de modo a monitorar possíveis contaminações externas. Ademais, as amostras foram manipuladas em ambiente controlado, minimizando o contato com fibras provenientes do ar ou de materiais sintéticos, nesse sentido cuidados pessoais foram de extrema relevância para evitar interferências, tais como higienização das mãos, uso de roupas de algodão durante as análises bem como o jaleco. Esses cuidados garantiram maior robustez e rastreabilidade aos resultados obtidos.

Análises estatísticas

As análises estatísticas foram conduzidas com o objetivo de verificar a existência de diferenças significativas na distribuição espacial e temporal das microfibras entre os pontos de coleta. Para isso, foram utilizados gráficos para comparativos entre os pontos, possibilitando avaliar a heterogeneidade dos dados e identificar tendências de maior ou menor concentração.

Ademais, também foram utilizados desvio padrão e variância como medidas de dispersão, com o objetivo de avaliar a variabilidade dos dados e a consistência das amostras entre os diferentes períodos e pontos de coleta, essas medidas estatísticas foram obtidas por meio de fórmulas do software Excel.

Resultados e discussões

Abundância de mxicrofibras

No período compreendido entre julho de 2024 e dezembro de 2025 foi realizado a quantificação das microfibras nos diferentes pontos de coleta, conforme apresentado na Figura 02. Observa-se que os valores variam consideravelmente entre os pontos e entre as campanhas, evidenciando diferenças claras na distribuição das quantidades registradas.
Durante o período analisado, foram encontradas um total 3.302 microfibras, com valores variando de 0 a 243 microfibras/m³ entre os pontos e campanhas.

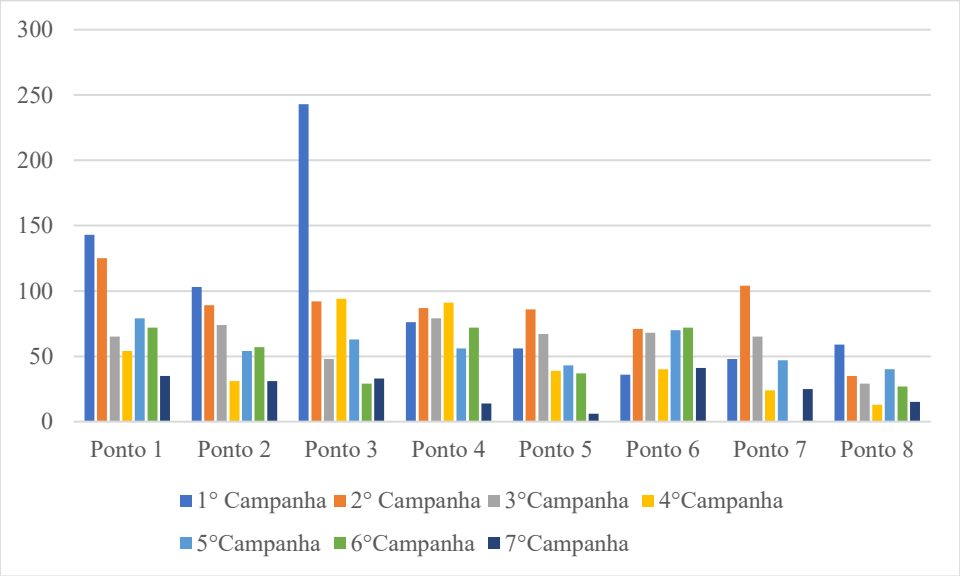


Figura 014. Quantitativo geral das coletas.

O ponto P1 apresentou quantidades de microfibras que variaram de 35 a 143 microfibras/m³, sendo a média no período de estiagem de 97 microfibras/m³ e no período chuvoso de 70 microfibras/m³ (dp = 19,50). O ponto P2 variou de 31 a 103 microfibras/m³, com médias de 71 na estiagem e 56 no período chuvoso (dp = 10,67). O ponto P3 apresentou a maior variação entre os pontos, com valores entre 29 e 243 microfibras/m³, sendo 112 microfibras/m³ no período de estiagem e 67 microfibras/m³ no período chuvoso (dp = 31,94). O ponto P4 variou de 14 a 91 microfibras/m³, com médias de 68 (estiagem) e 60 (chuvoso) (dp = 5,48). O ponto P5 apresentou valores entre 6 e 86 microfibras/m³, sendo 44 no período de estiagem e 50 no período chuvoso (dp = 3,83). Já o ponto P6 variou de 36 a 72 microfibras/m³, com médias de 59 na estiagem e 55 no período chuvoso (dp = 2,89).

O ponto P7 apresentou valores entre 0 e 104 microfibras/m³, sendo 30 no período de estiagem e 55 no período chuvoso (dp = 17,09). Por fim, o ponto P8 variou de 13 a 59 microfibras/m³, com médias de 42 na estiagem e 23 no período chuvoso (dp = 13,44).

O período chuvoso revelou um total de 1.528 microfibras, enquanto o período de estiagem apresentou 1.774 microfibras. No entanto, ressalta-se que foram realizadas quatro campanhas no período chuvoso e três no período de estiagem (Tabela 0

01) A análise das médias de microfibras nos períodos seco e chuvoso, associada às medidas de dispersão (desvio padrão e variância), evidencia diferenças marcantes entre os pontos de coleta quanto à magnitude e à variabilidade dos dados (Tabela 02.

Pontos	Média Geral	Média Período Seca	Média Período Chuvoso	Desvio Padrão	Variância
P1	82	97	70	19,50	380,42
P2	63	71	56	10,67	113,75
P3	86	112	67	31,94	1020,01
P4	68	68	60	5,48	30,03
P5	48	44	50	3,83	14,67
P6	57	59	55	2,89	8,34
P7	45	30	55	17,09	292,01
P8	31	42	23	13,44	180,50

Tabela 02. Média da ocorrência de microfibras, por periodo sazonal.

De modo geral, observa-se predominância de maiores concentrações no período de estiagem na maioria dos pontos, com exceção dos pontos P5 e P7, que apresentaram maiores valores no período chuvoso. O ponto P3 destacou-se por apresentar as maiores concentrações e maior variabilidade dos dados, enquanto o ponto P8 apresentou os menores valores entre os pontos analisados.

Dimensões das microfibras

Ademais, as microfibras foram caracterizadas quanto às suas dimensões, sendo analisadas separadamente em cada campanha de amostragem (Figura 03). A classificação por faixas de tamanho é um aspecto fundamental na avaliação da contaminação por microplásticos, uma vez que as dimensões das partículas influenciam diretamente seu comportamento no ambiente, especialmente nos processos de transporte, deposição e distribuição ao longo dos sistemas aquáticos (PEREIRA et al., 2021; ZHAO et al., 2024).

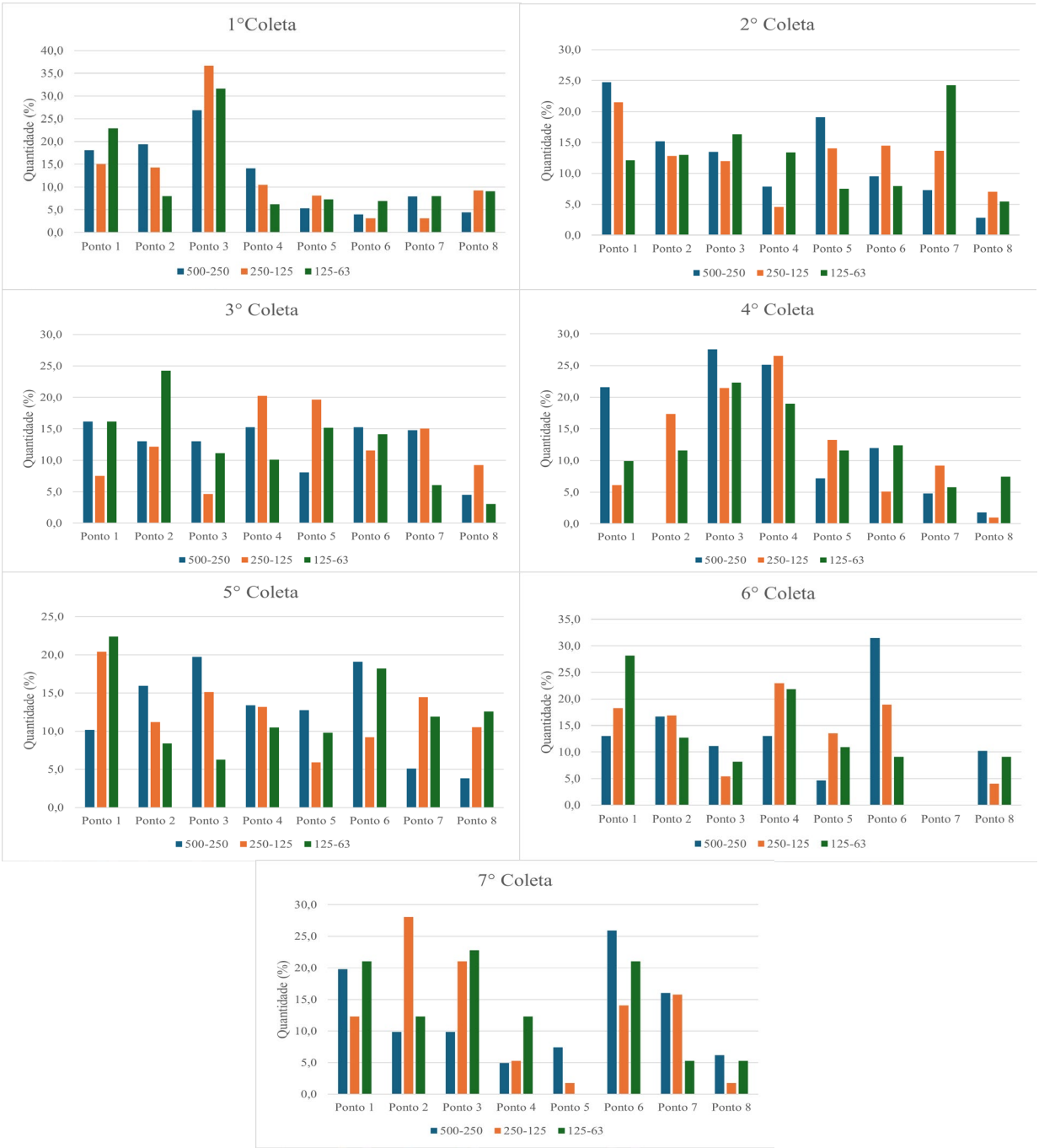


Figura 015. Dimensões das microfibras.
Fonte: Acervo pessoal (2026)

A análise das diferentes campanhas evidencia um padrão consistente na distribuição das classes granulométricas, com predominância recorrente das frações 250–125 µm e 125–63 µm em diversos pontos e coletas. Observa-se que, ao longo das

campanhas, há uma tendência de aumento relativo das partículas menores (125–63 µm) em pontos como P1 e P6. No ponto P1, essa fração variou de 2,9% na 1ª campanha para 21,1% na 7ª campanha; e no P6, de 7,3% para 21,8% (6ª campanha), evidenciando aumento nas campanhas posteriores. Esse padrão pode sugerir a atuação contínua de processos de degradação física, como abrasão mecânica e ação hidrodinâmica, que promovem a redução progressiva do tamanho das partículas.

Por outro lado, a fração 500–250 µm apresentou valores elevados em campanhas específicas, como na 4ª coleta, com 27,5% no P3, e na 6ª coleta, com 31,5% no P6, podendo indicar possíveis aportes recentes de microfibras ainda não submetidas a processos avançados de degradação. Esse comportamento reforça a coexistência de fontes contínuas e eventos pontuais de entrada de microplásticos no sistema.

Cores das microfibras

Em todos os pontos amostrais houve variação na coloração das microfibras, com predominância das cores azul escuro, preto e incolor (Figura 4). Esse padrão é frequentemente associado à origem antrópica das partículas, especialmente a partir de fibras têxteis sintéticas liberadas por efluentes domésticos, conforme discutido por Pereira et al. (2021) e Zhao et al. (2024). Em áreas com maior influência antrópica, como observado nos pontos com maiores concentrações, essa variabilidade tende a ser mais expressiva, o que corrobora a relação entre urbanização e aporte de microplásticos descrita por Sodré et al. (2023) e Zhao et al. (2024).

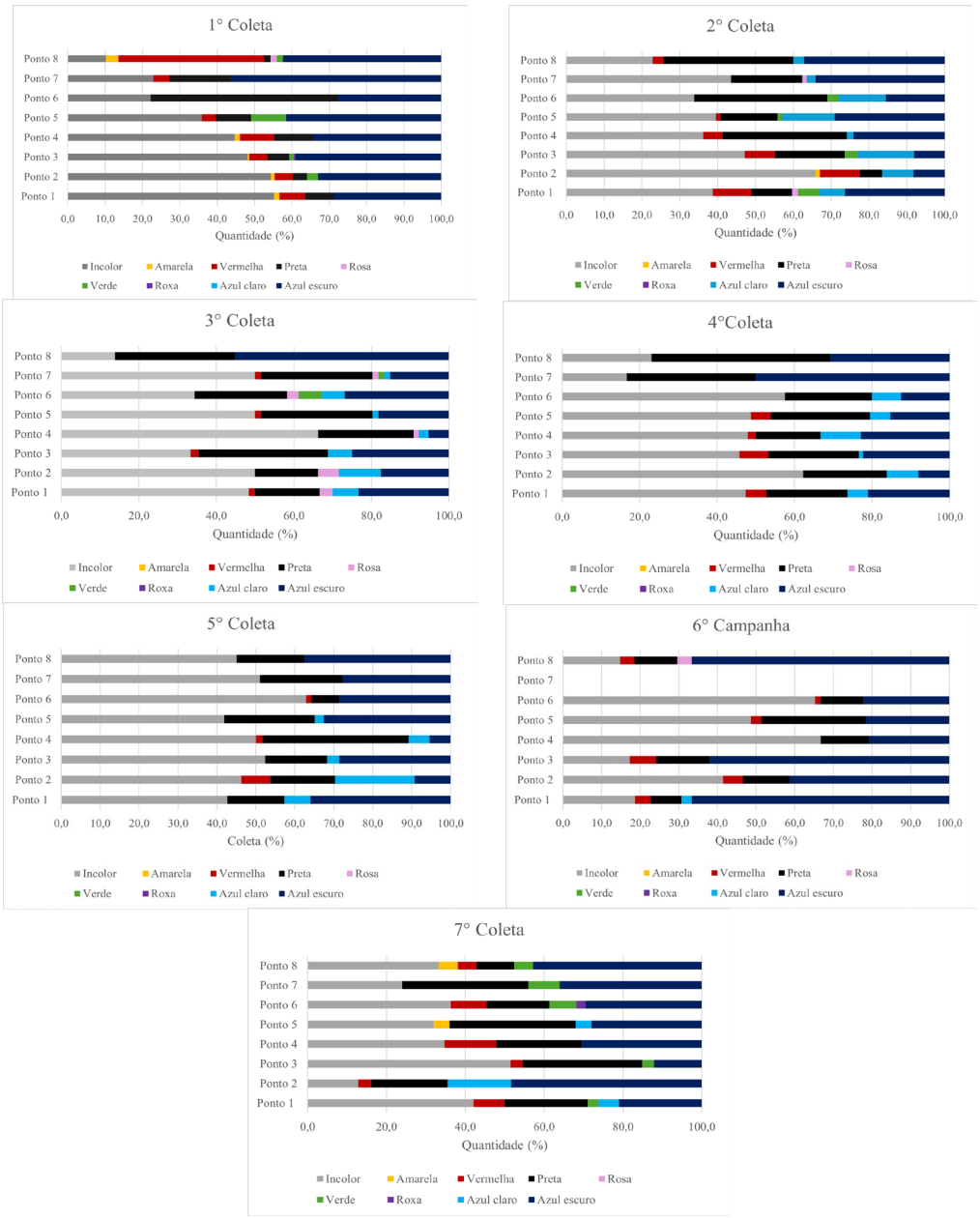


Figura 04: Variações nas cores, conforme local amostrado e periodo de coleta.
Fonte: Acervo pessoal (2026)

O ponto P3 foi o que apresentou maior variação na coloração das microfibras, com ocorrência de cores como azul escuro, preto, incolor, vermelho e verde ao longo das campanhas. Em contrapartida, o ponto P8 apresentou menor variação, com predominância de cores azul escuro e incolor, indicando menor diversidade cromática nas amostras.

Uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do alto paraguai

A Bacia Hidrográfica do Alto Paraguai (BAP) tem passado por transformações significativas nas últimas décadas, marcadas pelos avanços da agricultura e pelo crescimento das áreas urbanas (Figura 05). Esses dois processos estão coligados e refletem nas mudanças no uso e cobertura do solo local, bem como, nas dinâmicas socioeconômicas que moldam a região.

A análise dos mapas de uso do solo da Bacia Hidrográfica do Alto Paraguai entre 1995 e 2024 demonstra a expansão progressiva da agricultura e sua relação com a crescente urbanização na região. Nas últimas décadas, houve grande substituição da vegetação natural do Cerrado por áreas destinadas às atividades agropecuárias (SANO et al., 2008; SANO et al., 2002). Tal atividade promoveu a expansão de centros urbanos como Cuiabá, Várzea Grande, Rondonópolis e Cáceres. As áreas urbanizadas, estão representadas pela cor vermelha nos mapas (áreas sem vegetação), desse modo, pode-se observar um crescimento significativo desses centros urbanos dentro da área da Bacia do Alto Paraguai ao decorrer dos anos.

Assim, a transformação dos usos do solo na Bacia do Alto Paraguai deve ser compreendida a partir da interação entre agricultura e o gradiente de urbanização, dois processos que caminham de forma conjunta, uma vez que a agricultura atua como motor econômico que estimula o crescimento urbano, enquanto a urbanização reforça a expansão da fronteira agrícola ao fornecer infraestrutura, mão de obra e mercado consumidor.

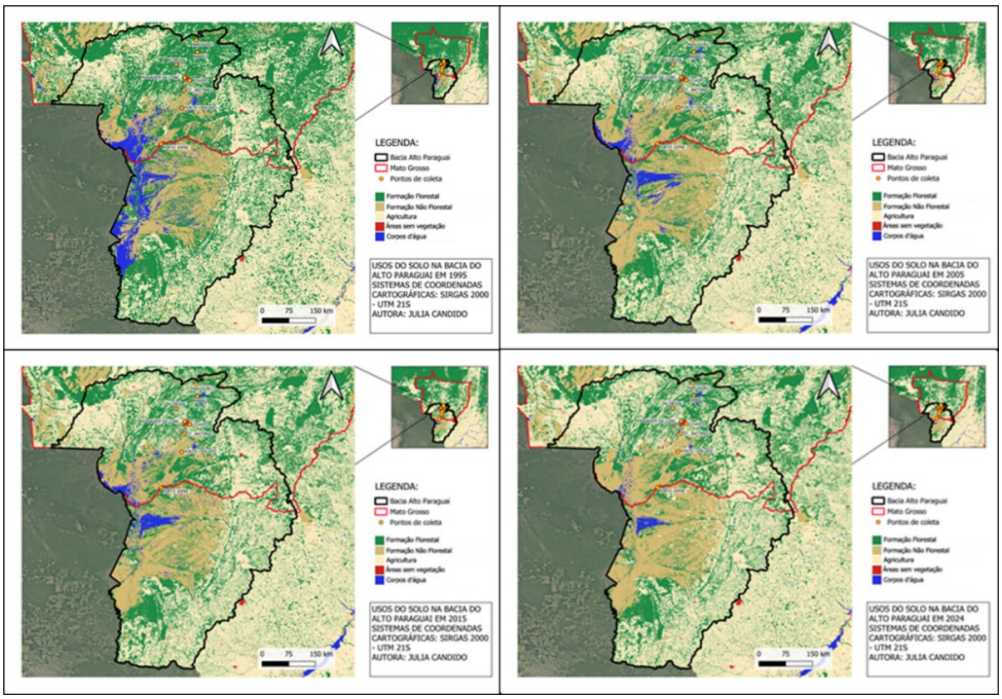


Figura 05. Usos do solo da BAP no período de 1995 a 2024.
Fonte: Acervo pessoal (2025)

Essa transformação territorial apresenta forte correspondência com os padrões observados nos gráficos de abundância de microfibras. Pontos localizados em áreas com maior influência urbana e agrícola, como os P1 (82 microfibras/m³), P2 (63 microfibras/m³), P3 (86 microfibras/m³) e P6 (57 microfibras/m³), apresentaram, de forma recorrente ao longo das campanhas, maiores concentrações de microfibras, além de maior variabilidade entre as classes granulométricas. Esse comportamento sugere que o avanço da urbanização e das atividades agropecuárias está diretamente associado ao aumento do aporte de microplásticos nos sistemas aquáticos, corroborando estudos que indicam maior ocorrência desses contaminantes em regiões com maior densidade populacional e uso intensivo do solo (SODRÉ et al., 2023; ZHAO et al., 2024).

Por outro lado, pontos com menor influência antrópica, como os P7 (45 microfibras/m³) e P8 (31 microfibras/m³), apresentaram, de maneira geral, menores concentrações de microfibras ao longo das campanhas. Esse padrão espacial está diretamente relacionado à menor intensidade de uso do solo e à maior presença de cobertura vegetal, que atua como barreira natural ao transporte de poluentes, reduzindo o escoamento superficial e o carreamento de partículas para os corpos hídricos.

Comentários finais

Os resultados demonstram que a presença de microfibras na Bacia Hidrográfica do Alto Paraguai está diretamente relacionada ao gradiente de urbanização e às mudanças no uso e ocupação do solo. Pontos com maior influência antrópica apresentaram maiores concentrações e variabilidade, enquanto áreas menos impactadas registraram menores valores.

A variação entre as campanhas evidencia a influência da dinâmica hidrológica, especialmente nos processos de diluição, transporte e aporte de partículas, indicando a atuação conjunta de fontes contínuas e eventos pontuais. Além disso, a predominância de microfibras de menor dimensão e cores como azul escuro, preto e incolor reforça a origem antrópica, principalmente associada a efluentes domésticos.

De forma geral, a distribuição das microfibras resulta da interação entre fatores antrópicos e ambientais, com destaque para o uso do solo e a urbanização. Nesse contexto, torna-se essencial o aprimoramento da gestão de resíduos e do tratamento de efluentes, bem como o monitoramento contínuo dos corpos hídricos, visando reduzir a entrada de microplásticos no ambiente.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Universidade Federal de Mato Grosso pelo apoio institucional concedido à realização deste trabalho, bem como ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo suporte financeiro. Agradecem, ainda, aos professores e técnicos envolvidos, pela contribuição, apoio e colaboração no desenvolvimento das atividades.

Referências Bibliográficas

ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2023**. São Paulo: ABRELPE, 2023.

AL-AZZAWI, M. S. et al. **Microplastics in freshwater environments: sources, fate and impacts.** *Science of the Total Environment*, v. 718, p. 134–145, 2020.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai – PCBAP**. Brasília: MMA, 1997.
DAS, S. et al. **Occurrence and distribution of microplastics in aquatic environments: a revie**w. *Environmental Pollution*, v. 316, p. 120–135, 2023.

MAPBIOMAS. **Coleção de mapas de uso e cobertura da terra do Brasil**.

MATO GROSSO DO SUL. Secretaria de Meio Ambiente. **Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Alto Paraguai**. Campo Grande: Governo do Estado, 2005.

NAPPER, I. E. et al. **Microplastics in freshwater systems: sources, fate and impacts**. *Water Research*, v. 234, p. 119–132, 2023.

PEREIRA, F. et al. **Hydrodynamic influence on microplastic distribution in river systems.** *Journal of Environmental Management*, v. 280, p. 111–120, 2021.

PRATA, J. C. et al. **Methods for sampling and detection of microplastics in water and sediment: a critical review**. *Trends in Analytical Chemistry*, v. 110, p. 150–159, 2019.

QIU, Q. et al. **Extraction and identification of microplastics in aquatic environments**. *Environmental Science & Technology*, v. 50, p. 123–130, 2016.

SABINO, J.; et al. **Flood pulse and biodiversity in the Pantanal**. *Brazilian Journal of Biology*, v. 64, n. 3B, p. 515–531, 2004.

SANO, E. E. et al. **Land use dynamics in the Cerrado region of Brazil**. *Remote Sensing of Environment*, v. 83, p. 144–157, 2002.

SANO, E. E. et al. **Land cover mapping of the Cerrado region using remote sensing data.** *International Journal of Remote Sensing*, v. 29, p. 573–588, 2008.

SODRÉ, F. F. et al. **Urbanization effects on microplastic contamination in freshwater systems.** *Environmental Science and Pollution Research*, v. 30, p. 102–115, 2023.

TRUSLER, M. M.; COOK, S.; LOMAX, B. H.; VANE, C. H**. Microplastic pollution in salt marsh and urban tributary sediment cores of the River Thames estuary**, UK: Spatial and temporal accumulation trends. Marine Pollution Bulletin, v. 211, 2025. Doi: 10.1016/j.marpolbul.2024.117360

UNESCO. **World Heritage List: Pantanal Conservation Area**. Paris: UNESCO, 2000.

ZHAO, S. et al. **Distribution and sources of microplastics in freshwater systems**. *Science of the Total Environment*, v. 906, p. 167–178, 2024.

HETEROGENEIDADE ESPACIAL DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO SOROCABA, SP

1 Luciana Reze Bernardi, 2 Daniel Mauricio Chaves Realpe, 3 Giovana Rocha de Oliveira, 4 Klemen Natany Neves, 5 Laura Moura Félix, 6 Tania Carolina Benavides Cuaspud, 7 Tatiane Arnaut Palermo Lopes, 8 Viviane Moschini-Carlos

1 Universidade Estadual Paulista, Campus de Sorocaba, e-mail: luciana.bernardi@unesp.br; 2 Universidade Estadual Paulista, Campus de Sorocaba, e-mail:daniel.chaves-realpe@unesp.br; 3 Universidade Estadual Paulista, Campus de Sorocaba, e-mail: giovana.r.oliveira@unesp.br; 4 Universidade Estadual Paulista, Campus de Sorocaba, e-mail: kn.neves@unesp.br; 5 Universidade Estadual Paulista, Campus de Sorocaba, e-mail: laura.m.felix@unesp.br; 6 Universidade Estadual Paulista, Campus de Sorocaba, e-mail: tania.benavides@unesp.br; 7 Universidade Estadual Paulista, Campus de Sorocaba, e-mail: tatiane.arnaut@unesp.br; 8 Universidade Estadual Paulista, Campus de Sorocaba, e-mail: viviane.moschini@unesp.br;

Palavras-chave: limnologia; qualidade da água; estado trófico.

Resumo

O presente trabalho avaliou os Índices de Qualidade da Água (IQA) e Índice Estado Trófico (IET), em dois pontos (P1 e P2) do Rio Sorocaba em 2025. Para o cálculo dos índices foram coletadas amostras no início da área urbana, onde a influência antrópica ainda é reduzida, e outro situado na região central da cidade, com maior urbanização e possíveis fontes de poluição. Analisando com o equipamento Multiparameter HI 9829, os seguintes parâmetros: pH, condutividade, Oxigênio Dissolvido (OD), temperatura e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), bem como demais parâmetros necessários aos cálculos dos índices, como coliformes termotolerantes (*E.coli*), Nitrogênio total, Fósforo total, sólidos totais e Clorofila-a (absorbância), de acordo com a CETESB (2024). analisadas no laboratório de Biologia da UNESP, que resultou no IQA para o P1 de 48 e P2 de 41, classificando o nível do rio, como regular e no caso do IET, para P1 de 68 e P2 de 69,50, classificados como hipereutrófico em ambos. Em comparação com os resultados apresentados anteriormente pela CETESB, demonstra o impacto da urbanização sobre a qualidade da água do rio Sorocaba e risco ecológico para a comunidade aquática, verificando-se urgência na gestão e conservação do rio.

Introdução

O estado de São Paulo apresenta grande relevância econômica e demográfica no contexto brasileiro, concentrando a maior economia do país e uma população estimada de 46 milhões de habitantes (IBGE, 2025). Essa dinâmica intensifica a demanda por recursos naturais, especialmente a água, que desempenha papel fundamental no abastecimento público, nas atividades industriais e na produção agrícola. De acordo com o Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo (2024), a gestão dos recursos hídricos no estado é organizada em 22 Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHIs), responsáveis por aliar a elevada demanda hídrica com a disponibilidade e a qualidade dos mananciais. Nesse contexto, o monitoramento ambiental realizado por instituições, como a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) é fundamental para a avaliação das condições dos corpos hídricos e para o planejamento da gestão sustentável das águas, uma vez que a intensificação da urbanização e das atividades produtivas têm ampliado as pressões sobre a qualidade dos rios e reservatórios do estado (CETESB, 2023).

No âmbito regional, o Rio Sorocaba constitui o principal curso d'água do município de Sorocaba e é o maior afluente da margem esquerda do Tietê. O município possui uma população estimada de 762 mil pessoas (IBGE, 2025) e apresenta elevados índices de cobertura de saneamento, visto que, cerca de 97,7% da população é atendida pelo sistema de abastecimento de água, o que corresponde a aproximadamente 713 mil pessoas, entretanto cerca de 17 mil habitantes não possuem acesso à rede de abastecimento de água. Em relação ao saneamento, do total de esgoto gerado, cerca de 97,5%, recebe tratamento (Instituto de Água e Saneamento, 2023). Apesar desses indicadores, o rio Sorocaba ainda sofre forte influência de diferentes fontes de poluição, principalmente lançamentos de esgotos domésticos, efluentes industriais e poluição difusa, que contribuem para o aumento da carga orgânica, nutrientes e microrganismos na água, afetando parâmetros de qualidade ao longo do curso do rio (CETESB,2023). Diante desse cenário, torna-se necessário o monitoramento ambiental de corpos hídricos utilizando ferramentas, como os índices de qualidade da água, que permitem uma síntese de múltiplos parâmetros em valores numéricos de interpretação mais direta, possibilitando comparações ao longo dos anos. A CETESB é o órgão responsável pelo monitoramento da qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo, dentre as ferramentas que ela utiliza para essa análise, destaca-se o Índice de Qualidade da Água (IQA) e o Índice de Estado Trófico (IET). O IQA foi criado nos Estados Unidos em 1970, pela *National Sanitation Foundation* e a partir de 1975 a CETESB passou a utilizá-lo como padrão de qualidade de água do Estado (CETESB, 2008).

O IQA tem por finalidade expressar a condição global da qualidade da água, principalmente em relação à influência de esgotos domésticos (CETESB, 2008).

O IQA é calculado por meio de um produto ponderado, dado pela **equação (01)**:

$$IQA = \prod_{i=1}^{n} q_i^{w_i}$$

(01)

Em que:

IQA = Índice de Qualidade das Águas. Um número entre 0 e 100;

qi = qualidade do i-ésimo parâmetro. Um número entre 0 e 100, obtido do respectivo gráfico de qualidade, em função de sua concentração ou medida (resultado da análise);

wi = peso correspondente ao i-ésimo parâmetro fixado em função da sua importância para a conformação global da qualidade, isto é, um número entre 0 e 1, segunda a **equação (02)**:

$$\sum_{i=1}^{n} W_i = 1 \qquad \textbf{(02)}$$

Sendo *n* o número de parâmetros que entram no cálculo do IQA.

No caso do IQA, são utilizados nove parâmetros: oxigênio dissolvido, coliformes termotolerantes, pH, demanda bioquímica de oxigênio, temperatura da água, nitrogênio total, fósforo total, turbidez e resíduos totais. O resultado final varia de 0 a 100, indicando a condição geral da água (CETESB, 2008).

Já o IET é empregado para indicar o estado trófico do corpo hídrico, isto é, seu nível de enriquecimento por nutrientes. Quando há disponibilidade de fósforo total e clorofila *a*, o índice final é obtido pela média aritmética dos dois subíndices **equação (03)**:

$$IET = [\, IET(PT) + IET(CL) \,] / 2 \qquad \textbf{(03)}$$

Em que:

IET(PT) refere-se ao subíndice estimado a partir do fósforo total;
IET(CL) refere-se ao subíndice estimado a partir da clorofila *a*.

Para rios, a CETESB adota as seguintes expressões **equação (04) e equação (05)**:

$$IET(CL) = 10x(6-((-0{,}7-0{,}6x(\ln CL))/\ln 2))-20 \qquad \textbf{(04)}$$
$$IET(PT) = 10x(6-((0{,}42-0{,}36x(\ln PT))/\ln 2))-20 \qquad \textbf{(05)}$$

Em que: PT: refere-se à concentração de fósforo total medida à superfície da água, em μg.L-1;

CL: refere-se à concentração de clorofila *a* medida à superfície da água, em μg.L-1;
ln: refere-se ao logaritmo natural.

Dessa forma, IQA e IET são complementares, o primeiro fornece uma visão global da qualidade da água, enquanto o segundo aprofunda a análise quanto ao enriquecimento nutricional do sistema aquático. Por isso, ambos são amplamente utilizados por órgãos ambientais e de saneamento no diagnóstico, monitoramento e planejamento de ações de controle e preservação dos recursos hídricos.

Assim, o presente trabalho tem como objetivo comparar os índices de qualidade da água (IQA) e de estado trófico (IET) obtidos para o rio Sorocaba em diferentes anos segundo a literatura e através dos resultados das análises laboratoriais realizadas em 2025, a fim de avaliar a evolução temporal da qualidade da água e do grau de trofia do corpo hídrico.

Material e Métodos

Este estudo foi realizado pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP), Campus de Sorocaba, município de Sorocaba, sendo as coletas realizadas em dois pontos (P1 e P2) do rio Sorocaba em 29 de abril de 2025, no período das 8h40 às 10h40, localizado entre as coordenadas 23°15' e 23°50' de latitude sul e 47°10' e 47°50' de longitude oeste. A área tem grande importância ambiental e socioeconômica, sendo utilizada para abastecimento de água e para atividades industriais, agrícolas e recreativas.

Para a realização de análises físico-químicas e microbiológicas da água, foi necessário um conjunto de materiais e equipamentos específicos que incluem garrafas plásticas limpas e etiquetadas, frascos estéreis para coleta de amostras destinadas às análises de coliformes e DBO, além de baldes limpos para medições in situ. Utilizam-se instrumentos como sonda multiparâmetro para determinação de parâmetros físico-químicos, espectrofotômetro para análises colorimétricas e kits específicos para determinação de fósforo, nitrogênio e coliformes termotolerantes (Kit Colilert). Complementam no laboratório materiais como béqueres, tubos de ensaio, pipetas, provetas, filtros, agitador magnético e papel-alumínio para diferentes procedimentos. O processamento e a conservação das amostras requereram equipamentos como centrífuga (3000 rpm), estufa (100 ºC) para determinação de sólidos totais, dessecador, balança analítica e incubadora a 20 ºC. Além disso, foram utilizados itens de registro e biossegurança, como luvas descartáveis e EPIs (Equipamento de Proteção Individual).

No que refere-se às análises de parâmetros físico-químicos, utilizou-se a sonda multiparâmetro para as medições realizadas no local. Em relação ao pH, utilizou-se o eletrodo do pHmetro. Para o oxigênio dissolvido (OD) e temperatura da água utilizou-se o oxímetro, dado necessário para cálculo da concentração de oxigênio, bem como, a determinação do resíduo total, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), aplicado a fórmula e a clorofila-a, seguiram as técnicas de análises conforme APHA (2017).

Em relação a outras técnicas, como turbidez, a leitura foi através de um turbidímetro. Quanto ao fósforo total, utilizou-se kit com o método HACH 8190 – PhosVer® 3 com digestão por persulfato ácido, seguindo as instruções do manual de análise de água. Por outro lado, o nitrogênio total foi realizado por meio do método HACH 8075, baseado na digestão térmica com persulfato e posterior detecção colorimétrica no espectrofotômetro pelo método do salicilato, seguindo as instruções do manual de análise de água HACH. E a determinação de coliformes termotolerantes foi conduzida pelo Kit Colilert (E.coli) com a quantificação realizada pela cartela de leitura Quanti-Tray®/2000, conforme o fabricante.

Para verificação do IQA - Índice de Qualidade das Águas, foi calculado pelo produtório ponderado, de acordo com às variáveis que integram o índice que varia numa escala de 0 a 100, conforme descrito em CETESB (2023). No que refere-se ao cálculo do Índice do Estado Trófico - IET(PT) e IET(CL) foi determinado seguindo o protocolo de LAMPARELLI (2004), como calculado pela CETESB.

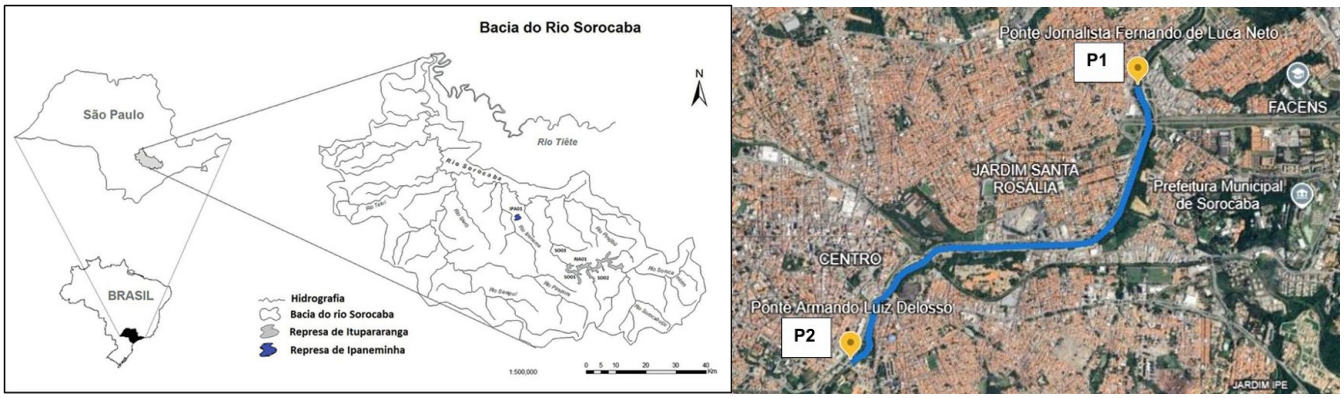


Figura 1. A) Mapa de localização da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocaba, B) Mapa da área de estudo - trecho do rio Sorocaba, nas coordenadas de P1 - 2328´34" S e 4726`31" W e P2 - 2330`28" S e 4727`06" W.
Fontes: Bernardo, H.; Stefani, M.; Smith, W; - Pompeo, M.; Borgis-Rani B. & Paiva, T. C., 2022. Google Maps, 2025.

Resultados e Discussão

Determinação do índice de qualidade das águas

Com base nos resultados obtidos em campo e no laboratório, foram realizados os cálculos correspondentes para cada um dos parâmetros considerados no Índice de Qualidade da Água (IQA), aplicando-se os respectivos pesos (w) e curvas de qualidade (q) mencionados no item. Os valores obtidos permitiram a determinação do índice em cada um dos pontos de amostragem (P1 e P2) do rio Sorocaba, cujos resultados estão resumidos na Tabela 01.

Índice da Qualidade da Água do rio Sorocaba (IQA)								
Parâmetro de qualidade da água	**q**	**Peso (w)**	**Ponto 1**			**Ponto 2**		
			Valores medidos	**q (curva)**	**q^w**	**Valores medidos**	**q (curva)**	**q^w**
Coliformes Termotolerantes	1	0,15	1,2x10^4	7	1,34	4,7x10^4	4	1,23
Potencial Hidrogeniônico (pH)	2	0,12	6,88	88	1,71	6,81	88	1,71
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) (mg/L)	3	0,1	2,9	75	1,54	5,65	54	1,49
Nitrogênio total (mg/L)	4	0,1	2,1	88	1,56	3,1	74	1,54
Fósforo total (mg/L)	5	0,1	0,75	45	1,46	1,08	38	1,44
Δ Temperatura	6	0,1	0	93	1,57	0	93	1,57
Turbidez (U.F.T)	7	0,08	8,57	78	1,42	81,7	24	1,29
Resíduo total (mg/L)	8	0,08	100	86	1,43	210	73	1,41
Oxigênio Dissolvido (OD) (mg/L)	9	0,17	3,82	38	1,86	5,83	75	2,08
% saturação OD			46,99			73,3		
IQA					**48**			**41**
Categoria IQA					**Regular**			**Regular**

Tabela 01. Parâmetros para o cálculo do índice de qualidade da água do rio Sorocaba em dois pontos de amostragem.
Fonte: Dados da pesquisa, elaborado pelos autores, 2025.

A concentração de coliformes termotolerantes foi determinada pelo teste Colilert. Os resultados deste estudo ($1,2 \times 10^4$ NMP/100 mL em P1 e $4,7 \times 10^4$ NMP/100 mL em P2) indicam níveis elevados, acima do limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005, evidenciando contaminação fecal. Esses achados são consistentes com estudos realizados no Brasil, como o de MAGALI *et al*. (2020), que também relataram a presença de *Escherichia coli* e altos níveis de coliformes em rios, reforçando a necessidade de monitoramento contínuo da qualidade microbiológica da água.

O pH afeta o metabolismo de várias espécies aquáticas. A Resolução CONAMA 357/2005 estabelece que para a proteção da vida aquática o pH deve estar entre 6 e 9. Alterações nos valores de pH também podem aumentar o efeito de substâncias químicas que são tóxicas para os organismos aquáticos, tais como os metais pesados. No caso dos dados estão dentro do padrão estabelecido (6,8 e 6,9).

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) é amplamente utilizada como indicador da presença de matéria orgânica biodegradável em corpos d'água, refletindo a atividade metabólica de microrganismos responsáveis pela sua decomposição (European Environment Agency). Valores elevados de DBO estão geralmente associados à poluição orgânica e à possível contaminação microbiológica, podendo resultar na redução da disponibilidade de oxigênio dissolvido e na degradação dos ecossistemas aquáticos.

As amostras do Rio Sorocaba apresentaram DBO de 2,9 mg/L em P1 e 5,65 mg/L em P2, sendo este último aproximadamente o dobro, indicando maior carga de matéria orgânica biodegradável. Esse aumento pode estar relacionado à maior influência de atividades antrópicas, como lançamento de efluentes e resíduos.

A temperatura influencia os parâmetros físico-químicos da água e afeta diretamente os organismos aquáticos. No estudo, foram registrados 22,34 ºC em P1 e 22,89 ºC em P2 durante a coleta, e entre 26,6 ºC e 26,7 ºC nas análises laboratoriais. Essas variações são esperadas devido ao clima e ao horário, mas podem ser intensificadas pelo lançamento de efluentes quentes. Em países tropicais como o Brasil, essa variação é considerada nos cálculos do IQA.

Os compostos de nitrogênio, embora essenciais aos processos biológicos, em excesso podem causar eutrofização, prejudicando o abastecimento, a recreação e a vida aquática. Suas principais fontes incluem esgotos, efluentes industriais, atividades agrícolas, drenagem urbana, fixação biológica e deposição atmosférica. No estudo, foram registrados 2,1 mg/L em P1 e 3,1 mg/L em P2, valores que estão dentro do limite estabelecido pela CETESB (3,7 mg/L para $pH \leq 7,5$).

Os valores de fósforo total no Rio Sorocaba foram de 0,75 mg/L em P1 e 1,08 mg/L em P2, sendo este último mais elevado, indicando maior aporte de nutrientes possivelmente associado a atividades antrópicas. Embora o fósforo seja um dos principais responsáveis pela eutrofização, em ambientes lóticos esse processo pode ser limitado pelo fluxo contínuo e pela turbulência. Assim, apesar do alto enriquecimento nutricional, especialmente em P2, o impacto ecológico depende de fatores como luz, velocidade da água e diluição (Cunha, Dodds e Calijuri, 2011).

Atividades de mineração, assim como o lançamento de esgotos e de efluentes industriais, também são fontes importantes que causam uma elevação da turbidez das águas. O aumento da turbidez faz com que uma quantidade maior de produtos químicos (ex: coagulantes) sejam utilizados nas estações de tratamento de águas, aumentando os custos de tratamento. Além disso, a alta turbidez também afeta a preservação dos organismos aquáticos, o uso industrial e as atividades de recreação (ANA, 2025). Nos pontos amostrais, os valores encontrados foram P1 - 8,57 UNT e P2 - 81,7 UNT, estão dentro limite da Resolução CONAMA (2005) de turbidez de até 100 UNT.

No caso, dos Sólidos totais, nas amostras foram calculados e apontados no P1 o valor de 100 mg/L e no P2 de 210 mg/L, estando dentro dos valores permitidos pela CETESB (2005), de 500 mg/L.

De acordo com os resultados do IQA, tanto o valor de P1 quanto o de P2 estão dentro do intervalo de $36<IQA\leq51$, classificando a água do Rio Sorocaba como regular. A classificação "regular" geralmente reflete a presença de contaminantes orgânicos e microbiológicos, como coliformes fecais, além de parâmetros físico-químicos alterados, como turbidez e oxigênio dissolvido (ANA, 2021). No caso do Rio Sorocaba, que atravessa áreas urbanas e industriais, este resultado pode estar associado ao lançamento de efluentes domésticos e industriais sem tratamento, bem como ao escoamento urbano contaminado com resíduos sólidos e produtos químicos.

Portanto, é essencial fortalecer as ações de gestão integrada dos recursos hídricos na bacia do Rio Sorocaba, com medidas como a expansão das redes de saneamento básico, o controle de efluentes industriais e a promoção da participação social na conservação dos recursos (Brasil, 2013). Além disso, o monitoramento contínuo dos parâmetros que compõem o IQA é essencial para avaliar a eficácia das políticas públicas e orientar futuras intervenções.

Clorofila-a

A concentração de clorofila-a foi determinada pelo método espectrofotométrico. Os valores de absorbância obtidos foram aplicados à equação, permitindo o cálculo da concentração de clorofila-a em cada estação de amostragem. Os resultados são apresentados na Tabela 2.

Índices	Ponto 1	Ponto 2
K	11	11
F	2,43	2,43
U	0,049	0,019
A	0,031	0,009

v (mL)	10	10
V (L)	0,6	0,3
Z	1	1
CL (µg/L)	**8,019**	**8,91**

Tabela 2 . Valores para cálculo da concentração da clorofila a.
Fonte: Dados da pesquisa, elaborado pelos autores.

As concentrações de clorofila-a obtidas nos pontos de amostragem foram de 8,019 µg/L (Ponto 1) e 8,91 µg/L (Ponto 2). De acordo com a classificação de LAMPARELLI (2004), estes valores enquadram o corpo d'água em um estado mesotrófico (intervalo de 5 a 15 µg/L), o qual é caracterizado por uma produtividade biológica moderada e uma presença intermediária de nutrientes.

Sob a ótica da conformidade legal, os resultados apresentam-se abaixo do limite máximo de 10 µg/L estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas de Classe 2 em ambientes lênticos. Esta condição indica uma melhora momentânea ou uma estabilização da biomassa fitoplanctônica em comparação ao histórico recente da bacia do rio Sorocaba. Segundo dados da CETESB (2022), entre as 198 amostras analisadas no rio, 24 excederam o limite de 10 µg/L, sendo que 23 dessas ocorrências concentraram-se entre 2019 e 2020. Naquele período, o agravamento do estado trófico para níveis hipereutróficos foi acompanhado por um aumento crítico na densidade de cianobactérias.

A variação observada entre os dados atuais (mesotróficos) e o histórico de hipereutrofia relatado pela CETESB reflete a dinâmica temporal da bacia. O aporte de nutrientes, proveniente de efluentes domésticos e da lixiviação de fertilizantes agrícolas nas sub-bacias dos rios Sorocamirim, Sorocabuçu e Una, atua como o principal driver do enriquecimento trófico (CETESB, 2022; SALAS; MARTINO, 2001). A clorofila-a funciona, portanto, como um indicador biológico direto, revelando a resposta imediata da comunidade fitoplanctônica à disponibilidade desses nutrientes (CETESB 2022).

Embora os valores atuais estejam dentro dos limites normativos, a proximidade com o limiar de 10 µg/L sugere um sistema em equilíbrio delicado. A manutenção do estado mesotrófico, sem a progressão para a eutrofização severa, depende diretamente do controle das cargas poluidoras afluentes, visto que a biomassa algal é altamente sensível a variações na carga de fósforo total e nitrogênio, conforme discutido por ESTEVES (2011) em suas análises sobre limnologia de ecossistemas tropicais.

Determinação do Índice do Estado Trófico (IET)

O cálculo do Índice do Estado Trófico - IET(PT) e IET(CL) foi determinado, seguindo o protocolo de LAMPARELLI (2004), onde três variáveis são utilizadas: fósforo total, clorofila-a e transparência (CETESB, 2017) para rios . Para calcular a média aritmética simples dos índices relativos ao fósforo total e à clorofila- a (Tabela 3), segundo a equação 8: IET = [IET (P) + IET (CL)] / 2. Com os valores obtidos, procedeu-se à classificação do estado trófico do lago, utilizando como referência os critérios estabelecidos pela CETESB para corpos d'água do tipo rio. Para essa classificação, foram consideradas exclusivamente as médias dos valores de clorofila-a e de fósforo total.

Com base nos resultados obtidos, o Ponto 1 apresentou um IET de 68 e o Ponto 2, um IET de 69,50, indicando que ambos se enquadram na categoria hipereutrófica, de acordo com o Índice de Carlson Modificado, adaptado para rios. Essa categoria é atribuída a corpos de água com IET > 67, refletindo alta carga de nutrientes e condições ambientais que favorecem a proliferação de algas, reduzindo a qualidade da água. As concentrações totais de fósforo também corroboram essa classificação, com valores de 750 µg/L (Ponto 1) e 1080 µg/L (Ponto 2), ambos acima do limite de 640 µg/L definido para a categoria hipereutrófica. Da mesma forma, as concentrações observadas de clorofila-a (8,019 µg/L e 8,91 µg/L) excedem o limite de 7,46 µg/L estabelecido para essa categoria. Isso confirma uma elevada biomassa fitoplanctônica, indicativa de eutrofização avançada. Esses resultados são aproximados aos obtidos por De Paula e Brisola (2024), nos quais estabeleceram os mesmos pontos de amostragem (P1 e P2) no rio Sorocaba e os categorizam como Supereutrófico e Hipertrófico, respectivamente (Tabela 4).

Em relação ao IEF, Índice de Estado Trófico neste estudo, de acordo com os valores acima, para o P1 e P2, apontou para Hipereutrófico, o que caracteriza um corpos de água afetado, significativamente pelas elevadas concentrações, possivelmente pela matéria orgânica e nutrientes, comprometendo acentuadamente seus usos, com possíveis episódios de florações de algas ou mortandades de peixes, e ainda consequências indesejáveis para seus múltiplos usos e atividades pecuárias nas regiões ribeirinhas.

Índices	**P1**	**P2**
CL µg/L	8,0	8,9
PT µg/L	750	1080
IET CL	68,12	69,
IET PT	68,32	70
IET	**68**	**69,50**

Tabela 3. Valores obtidos de IET em dois trechos do Rio Sorocaba, 2025.
Fonte: Dados da pesquisa, elaborado pelos autores.

Rio Sorocaba: IET – IQA

	Ponto	IQA	IET
2022	1	53	72
	2	41	69
2023	1		60
	2		67
2024	1	50	66
	2	51	67

Tabela 4 . Índice de Qualidade da Água (IQA) e Índice Estado Trófico (IET), em 2022, 2023 e 2024 do Rio Sorocaba. Fonte: CETESB (2025)

Considerações Finais

A avaliação da heterogeneidade espacial da qualidade da água do Rio Sorocaba, de acordo com a Resolução Conama 357/2005 enquadrado como classe II, com resultados obtidos por meio da análise do Índice de Qualidade da água (IQA) e do Índice de Estado Trófico (IET) de dois pontos distintos (P1 e P2), demonstraram os impactos da urbanização sobre o corpo hídrico, coincidindo com os valores observados nas análises de monitoramento anteriormente realizadas pela Cetesb.

Os pontos P1 e P2 apresentaram o IQA classificado na categoria regular, sendo as alterações mais acentuadas no P2, estando o nível de DBO, fósforo total e nitrogênio fora dos limites estabelecidos pela legislação vigente, resultantes de cargas de poluição orgânica, podendo estar associado ao lançamento de efluentes não tratados. Ambos os pontos, apresentaram o IET classificado na categoria hipereutrófica, refletindo alta carga de nutrientes, gerando condições ambientais que favorecem a proliferação de algas, alterando as condições da qualidade da água e o aumento do risco ecológico para a comunidade aquática.

Deste modo, o presente estudo demonstra a necessidade urgente de medidas mais efetivas no controle das fontes de poluição associadas ao crescimento urbano, reforçando a importância do planejamento e gestão integrada da bacia hidrográfica, visando a conservação dos recursos hídricos.

Agradecimentos

Agradecemos ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade Estadual Paulista, Campus Sorocaba, pelo apoio institucional. Expressamos ainda, nossos sinceros agradecimentos aos professores Dr. Marcelo Pompêo e Dra. Viviane Moschini-Carlos pelo apoio e incentivo ao desenvolvimento deste trabalho e pelas orientações e contribuições que foram fundamentais para a realização deste estudo.

Referências Bibliográficas

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). Indicadores de Qualidade - Índice do Estado Trófico (IET). Portal da Qualidade das Águas. Brasília, DF: ANA, [s.d.]. Disponível em: https://www.ana.gov.br/portalpnqa/indicadores-estado-trofico.aspx . Acesso em: 21 mar. 2026.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; MORAES GONÇALVES, J. L.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. Meteorologische Zeitschrift Vol. 22 N. 6, p. 711-728, dec. 2013. DOI: 10.1127/0941-2948/2013/0507. Disponível em: https://www.schweizerbart.de/papers/metz/detail/22/82078/Koppen_s_climate_classification_map_for_Brazil?af=crossref. Acesso em: 21 mar. 2026.

BARBOSA, Carolina Cerqueira. *Avaliação da gestão dos recursos hídricos na bacia hidrográfica do Rio Sorocaba e Médio Tietê (SP)*. 2021. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2021. Disponível em: https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-09012023-185244/pt-br.php. Acesso em: 21 mar. 2026.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=450. Acesso em: 21 mar. 2026.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). Qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo: anexo III: índices de qualidade das águas. São Paulo: CETESB, 2007. Disponível em: https://repositorio.cetesb.sp.gov.br/server/api/core/bitstreams/9c43efae-43dd-47aa-88d0-672b5a22da4d/content. Acesso em: 21 mar. 2026.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). *Portal ArcGIS – Classificação Anual*. Disponível em:

https://arcgis.cetesb.sp.gov.br/portal/apps/experiencebuilder/experience/?id=5caf462c81a04896baf8f3916121b8ff&page=Classifica%C3%A7%C3%A3o-Anual. Acesso em: 21 mar. 2026.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). Norma Técnica. L5.306 - Determinação de Clorofila a e Feofitina a Método espectrofotométrico. 3ª edição. Fev. 2014. Acesso em: 21 mar. 2026.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Relatório de Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo 2022.** São Paulo: CETESB, 2023. (Apêndice D – Índices de Qualidade das Águas). Disponível em: Relatorio-de-Qualidade-das-Aguas-Interiores-CETESB-2022.pdf . Acesso em: 21 mar. 2026.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). *Relatório de qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo – 1999 a 2008*. São Paulo, 2000 a 2009. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/. Acesso em: 21 mar. 2026.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. *Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes*. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/index.php?option=com_sisconama&task=documento.download&id=21963. Acesso em: 21 mar. 2026.

CUNHA, D. G. F.; DODDS, W. K.; CALIJURI, M. do C. *Defining nutrient and biochemical oxygen demand baselines for tropical rivers and streams in São Paulo State (Brazil): a comparison between reference and impacted sites*. **Environmental Management**, v. 48, p. 945–956, 2011. DOI: https://doi.org/10.1007/s00267-011-9739-8. Acesso em: 21 mar. 2026.

ESTEVES, Francisco de Assis. *Fundamentos de Limnologia.* 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. Disponível em: https://professor.ufop.br/sites/default/files/roberthfagundes/files/fundamentos_de_limnologia_-_francisco_de_assis_esteves.pdf. Acesso em: 21 mar. 2026.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (EEA). *Oxygen consuming substances in European rivers*. 2025. Disponível em: https://www.eea.europa.eu/en/analysis/indicators/oxygen-consuming-substances-in-european-rivers. Acesso em: 21 mar. 2026.

FUNCEME. *Qualigraf – Sistema de Monitoramento da Qualidade da Água*. Disponível em: https://qualigraf.funceme.br/. Acesso em: 21 mar. 2026.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. IBGE. *Estimativas da População*: Brasil, Estados e Municípios, 2025. Rio de Janeiro: IBGE, 2025. Disponível em: https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/sp/sorocaba.html. Acesso em: 21 mar. 2026.

INSTITUTO ÁGUA E SANEAMENTO (IAS). *Painel do Saneamento*: Sorocaba, SP. São Paulo: IAS, 2023. Disponível em: https://www.aguaesaneamento.org.br/municipios-e-saneamento/sp/sorocaba . Acesso em: 21 mar. 2026.

MALAGI, I.; SAMPAIO, S. C. S.; PINTO, F. G. S.; ROSA, D. M.; REIS, R. R. dos. *Physicochemical quality of and Escherichia coli resistance profiles in urban surface waters*. **Brazilian Journal of Biology**, v. 80, n. 3, p. 661–668, 2020. DOI: https://doi.org/10.1590/1519-6984.218915. Acesso em: 21 mar. 2026.

POMPÊO, Marcelo; RANI-BORGES, Bárbara; PAIVA, Teresa Cristina Brazil de. Microplásticos nos ecossistemas: impactos e soluções. São Paulo: Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, 2022.

SECRETARIA DE MEIO AMBIENTE. PLANO MUNICIPAL DE MATA ATLÂNTICA DE SOROCABA. *2014*. Sorocaba, 2014. Disponível em: https://planejamento.sorocaba.sp.gov.br/wp-content/uploads/2024/04/plano-municipal-de-mata-atlanticarev14vidal.pdf. Acesso em: 21 mar. 2026.

SISTEMA INTEGRADO DE GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS DO ESTADO DE SÃO PAULO. SIGRH *Comitê da Bacia Hidrográfica do Sorocaba e Médio Tietê: apresentação institucional*. Disponível em: https://sigrh.sp.gov.br/cbhsmt/apresentacao. Acesso em: 21 mar. 2026.

VIGIAK, O.; GRIZZETTI, B.; UDIAS-MOINELO, A.; ZANNI, M.; DORDATI, C.; BOURDOUI, F.; PISTOCCHI, A. *Predicting biochemical oxygen demand in European freshwater bodies*. **Science of the Total Environment**, v. 666, p. 1089–1105, 2019. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.252. Acesso em: 21 mar. 2026.

A IMPORTÂNCIA DAS MATAS CILIARES NA PRESERVAÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS

Matheus Pereira Lettieri, Renata Ribeiro de Araújo, Maria Cristina Rizk, Valcir Camargo de Souza Junior e Amanda Trindade Amorim.

FCT-UNESP, e-mail: matheus.lettieri@unesp.br; FCT-UNESP, e-mail: renata.r.araujo@unesp.br; FCT-UNESP, e-mail: mc.rizk@unesp.br; FCT-UNESP, valcir.junior@unesp.br; FCT-UNESP, amanda.amorim@unesp.br

Palavras-chave: Matas ciliares; Educação ambiental; Recursos hídricos.

Resumo

As matas ciliares exercem um papel essencial na manutenção da qualidade dos recursos hídricos, atuando principalmente na proteção das margens dos cursos d'água, na redução de processos erosivos, na filtragem de poluentes e na conservação da biodiversidade. Porém, a degradação dessas áreas é comum em diversas regiões, especialmente devido ao desmatamento e à ocupação irregular das margens dos rios. Diante disso, o objetivo deste trabalho é conscientizar os estudantes da Escola Estadual de Ensino Integral Coronel Francisco Whitacker, localizada no município de Anhumas (SP), sobre a importância das matas ciliares para a preservação ambiental e para o equilíbrio dos ecossistemas aquáticos. A metodologia adotada foi feita com uma abordagem educativa composta por duas etapas principais: atividades teóricas em sala de aula e uma saída de campo para observação e análise da mata ciliar do Córrego Assú, no Ribeirão Anhumas. Para a atividade de campo, foram utilizados critérios hidromorfológicos inspirados no Guia de Inspeção Fluvial do Projeto Rios Vivos, avaliando aspectos como continuidade da vegetação, estratificação, sombreamento, erosão nas margens e presença de ações antrópicas. Os resultados mostraram compreensão dos estudantes sobre as funções ambientais das matas ciliares e; o reconhecimento da importância da vegetação nativa na estabilidade das margens e na retenção de sedimentos. Além disso, foi observado engajamento dos estudantes nas atividades práticas e interesse em temas relacionados ao monitoramento ambiental. A análise da qualidade da mata ciliar no local que foi estudado indicou uma condição média, com pontuação entre cinco e oito pontos. Assim, foi possível concluir que ações educativas voltadas às atividades práticas contribuem significativamente para o fortalecimento da consciência ambiental e para a formação de estudantes mais críticos e comprometidos com a conservação dos recursos naturais.

Introdução

A disponibilidade e a qualidade dos recursos hídricos são fatores essenciais para a manutenção da vida no planeta, para o equilíbrio dos ecossistemas e para o desenvolvimento de atividades humanas. No entanto, nas últimas décadas, diversos cursos d'água estão sofrendo processos de degradação associados principalmente ao desmatamento, à expansão urbana desordenada, à ocupação irregular das margens dos rios e às atividades agropecuárias. Entre os elementos naturais que apresentam um papel fundamental na proteção desses ambientes, destacam-se as matas ciliares, que são formações vegetais localizadas ao longo das margens de rios, córregos e outros corpos d'água, protegidas por lei (Brasil, 1965; 2012; São Paulo, 1991).

As matas ciliares exercem diversas funções ecológicas importantes, como a proteção do solo contra processos erosivos, a redução do assoreamento dos cursos d'água, a filtragem de sedimentos e poluentes provenientes das áreas adjacentes e a manutenção da estabilidade das margens. Além disso, as formações vegetais contribuem para a regulação da temperatura da água por meio do sombreamento, favorecendo a manutenção de condições adequadas para diferentes espécies aquáticas e auxiliando na conservação da biodiversidade (Kuntschik; Eduarte; Uehara, 2014; Piroli, 2016). Com isso, a preservação dessas áreas é considerada uma estratégia importante para assegurar a qualidade ambiental dos sistemas hídricos e o funcionamento adequado dos ecossistemas fluviais.

Apesar de sua relevância ambiental, as matas ciliares são degradadas em muitas regiões do Brasil, decorrente da expansão agrícola, da retirada da vegetação nativa e da ocupação irregular das margens dos rios (Ab'saber, 2001; Rodrigues; Gandolfi, 2001; SMA, 2006; Kutzmy; Antoneli; Maganhotto, 2019). Isso reforça a necessidade de ações voltadas à educação ambiental, principalmente no ambiente escolar, onde é possível estimular a formação de uma consciência mais crítica sobre a importância da conservação dos recursos naturais.

A educação ambiental desempenha papel fundamental nesse processo (Leal; Sudo, 1998), pois ela permite aproximar os estudantes das problemáticas ambientais no próprio território, onde promove a reflexão sobre as relações entre sociedade e natureza. Ao fazer atividades teóricas e práticas, é possível proporcionar melhores experiências de aprendizagem, incentivando o desenvolvimento de valores relacionados à sustentabilidade e à preservação ambiental.

Nesse contexto, o trabalho foi desenvolvido com estudantes da Escola Estadual de Ensino Integral Coronel Francisco Whitacker, localizada na Bacia Hidrográfica do Córrego Assú, no município de Anhumas, no estado de São Paulo (Figuras 1 e 2), no âmbito do projeto de extensão "Educação hídrica e sustentabilidade: a escola como agente transformador". A proposta buscou sensibilizar os estudantes sobre a importância das matas ciliares para a preservação dos recursos hídricos, por meio de atividades educativas que incluíram momentos teóricos e práticos, como uma saída de campo para observação e análise da vegetação ciliar no Ribeirão Anhumas.

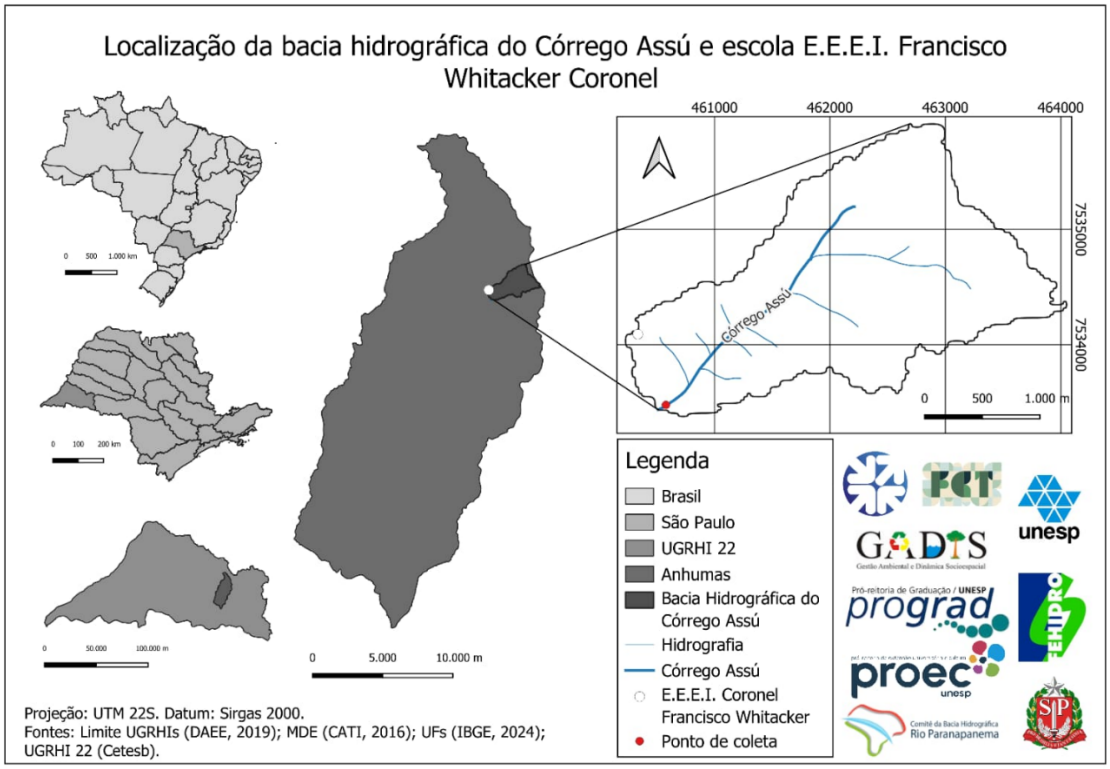


Figura 01: Mapa de localização da Bacia Hidrográfica do Córrego Assú.
Fonte: Autores (2025)

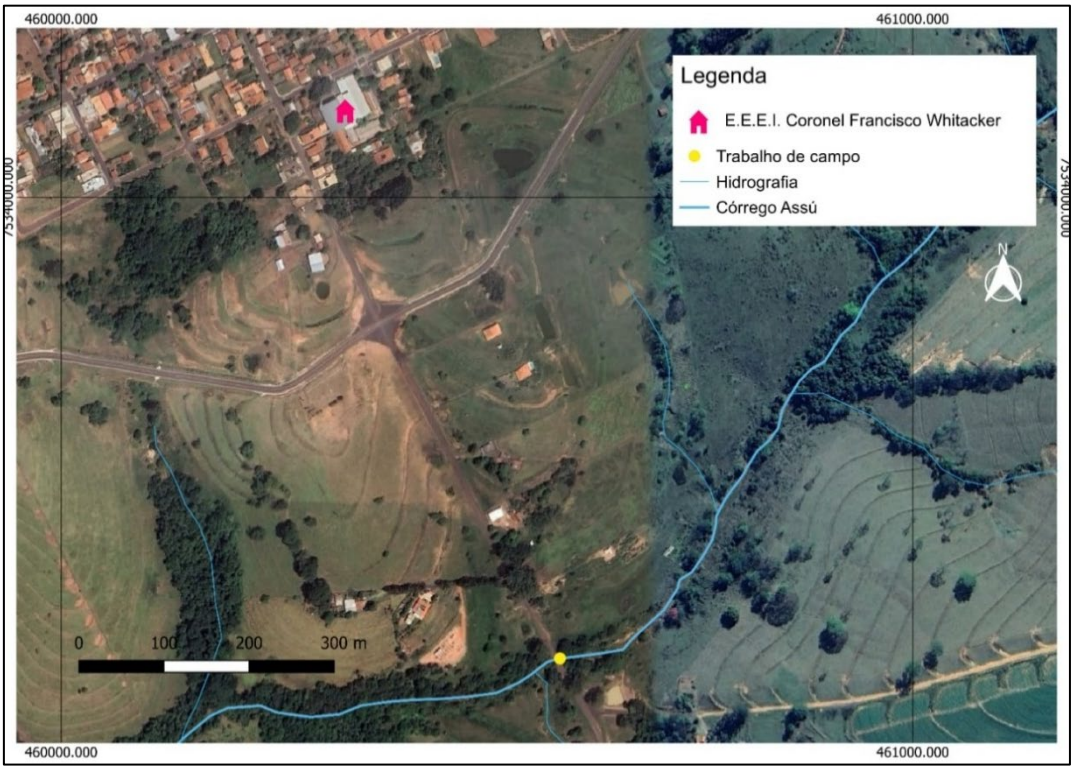


Figura 02: Mapa de Localização da E.E. Coronel Francisco Whitacker e Córrego Assú.
Fonte: Autores (2025)

Dessa forma, o estudo teve como objetivo principal promover a compreensão dos estudantes sobre a importância das matas ciliares para a preservação dos recursos hídricos, mostrando suas funções ecológicas na proteção das margens dos cursos d'água, na redução de processos erosivos, na retenção de sedimentos, na filtragem de poluentes e na manutenção da biodiversidade.

E como objetivos específicos, estimular o desenvolvimento de uma consciência crítica em relação à conservação ambiental, promover o contato direto dos estudantes com o ambiente natural por meio de atividades práticas de observação e análise da vegetação ciliar, e incentivar a construção de conhecimentos relacionados ao monitoramento ambiental e à preservação dos recursos hídricos a partir da realidade local.

Material e Métodos

O trabalho foi desenvolvido no âmbito do projeto de extensão "Educação hídrica e sustentabilidade: a escola como agente transformador", vinculado ao edital PROEC nº 04/2024 – "Vamos Transformar o Mundo – 2ª edição". As atividades foram realizadas na Escola Estadual de Ensino Integral Coronel Francisco Whitacker, localizada no município de Anhumas, no estado de São Paulo, envolvendo estudantes do ensino fundamental em atividades de educação ambiental voltadas à compreensão da importância das matas ciliares para a preservação dos recursos hídricos.

A metodologia adotada foi baseada em uma abordagem educativa participativa, estruturada em duas etapas: atividades teóricas, e uma saída de campo para observação ambiental. Essa estratégia buscou integrar diferentes formas de aprendizagem, combinando momentos de apresentar alguns conceitos importantes com atividades práticas e interativas, para engajar e aumentar o interesse dos estudantes, facilitando a compreensão dos conteúdos abordados.

Na primeira etapa, foram realizadas atividades teóricas em sala de aula (Figura 3), onde foram apresentados conceitos relacionados à vegetação ciliar, à qualidade hidromorfológica dos cursos d'água e aos principais impactos ambientais que afetam os ecossistemas fluviais. Durante esse momento, também foram discutidos temas como a continuidade da mata ciliar, a importância da vegetação para a proteção das margens e a relação entre a cobertura vegetal e a qualidade ambiental dos corpos hídricos.



Figura 03: Apresentação das Atividades Teóricas na E.E. Francisco Whitacker Coronel.
Fonte: Autores (2025)

Na segunda etapa, foi realizada uma saída de campo ao Córrego Assú, localizado nas proximidades da escola, com o objetivo de observar as características da mata ciliar e analisar as condições ambientais do local (Figura 4). Durante a atividade, os estudantes realizaram observações relacionadas à continuidade e à conectividade da vegetação ciliar, ao grau de sombreamento do curso d'água, à presença de processos erosivos nas margens e à ocorrência de ações antrópicas que acabam impactando o ambiente. Além disso, foram discutidos aspectos relacionados à importância da mata ciliar para a proteção dos recursos hídricos, como a redução da erosão do solo, a manutenção da qualidade da água, a regulação da temperatura do curso d'água e a oferta de habitat para diferentes organismos. Os estudantes também registraram suas percepções em fichas de campo, estimulando a

observação crítica da paisagem e a reflexão sobre a relação entre as atividades humanas e a conservação dos ecossistemas aquáticos. Essa etapa possibilitou a aproximação entre o conteúdo trabalhado em sala de aula e a realidade local, favorecendo uma aprendizagem mais significativa sobre a importância da preservação das matas ciliares.



Figura 04: Saída de Campo ao Córrego Assú.
Fonte: Autores (2025)

Para a avaliação das condições da mata ciliar foram utilizados critérios inspirados no Guia de Inspeção Fluvial do Projeto Rios Vivos (BRASIL, Lei nº 12.651, 2012), que propõe a análise de diferentes aspectos da vegetação e da estrutura das margens dos rios. A metodologia considera três categorias principais de avaliação: estrutura da mata ciliar (Figura 5), conectividade da vegetação (Figura 6) e continuidade da cobertura vegetal (Figura 7).

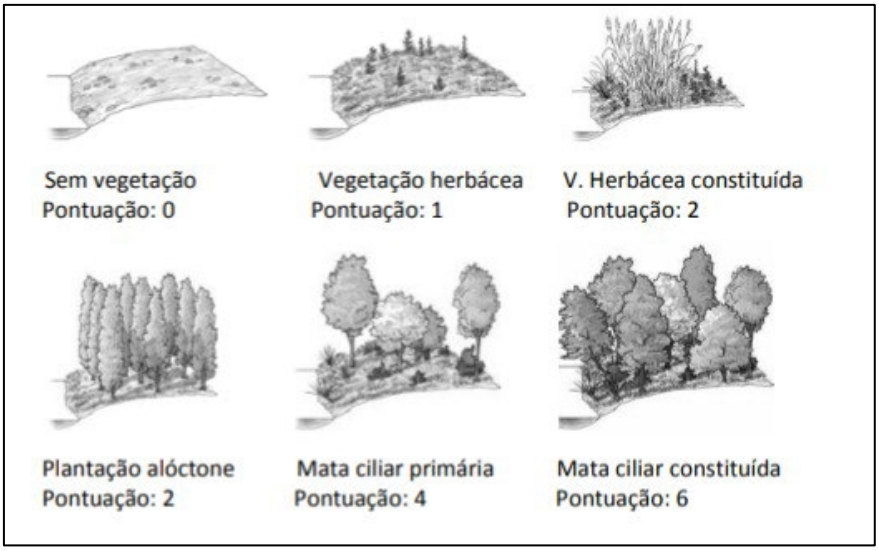


Figura 05: Critérios de Avaliação da Estrutura da Mata Ciliar
Fonte: Adaptado de Faculdade de Ciências e Tecnologia da UNESP; Associació Hàbitats – Projecte Rius, 2011.

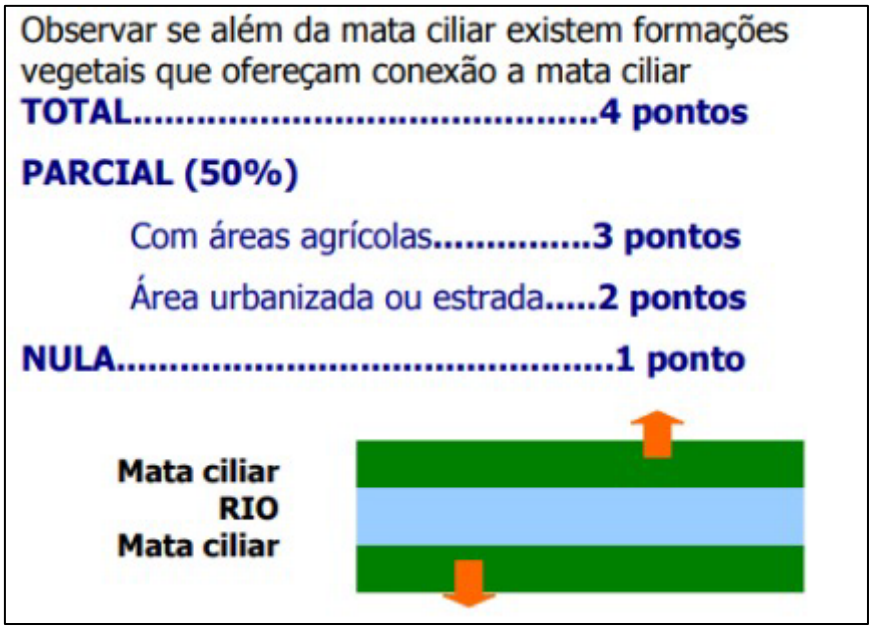


Figura 06: Critérios de Avaliação da Conectividade da Mata Ciliar
Fonte: Adaptado de Faculdade de Ciências e Tecnologia da UNESP; Associació Hàbitats – Projecte Rius, 2011.

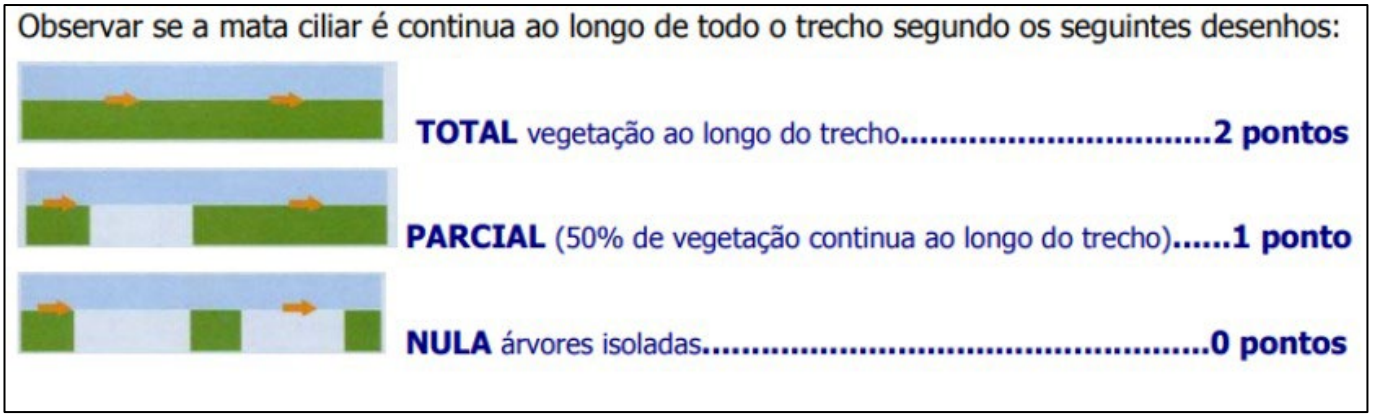


Figura 07: Critérios de Avaliação da Continuidade da Mata Ciliar
Fonte: Adaptado de Faculdade de Ciências e Tecnologia da UNESP; Associació Hàbitats – Projecte Rius, 2011.

A pontuação obtida em cada uma dessas categorias foi somada para determinar a qualidade geral da mata ciliar, sendo classificados os trechos avaliados em três categorias: boa (9 a 12 pontos), média (5 a 8 pontos) e ruim (0 a 4 pontos). Essa classificação permitiu analisar as condições ambientais observadas em campo e facilitar a interpretação dos dados coletados pelos estudantes. Com essa análise, foi possível identificar os trechos que apresentam melhores condições de conservação da vegetação ciliar, e aqueles que mostram sinais de degradação ou maior influência de atividades antrópicas.

Resultados e Discussão

As atividades desenvolvidas no âmbito do projeto possibilitaram observar avanços no processo de compreensão dos estudantes sobre a importância das matas ciliares para a preservação dos recursos hídricos. A combinação de atividades teóricas e práticas contribuíram significativamente para tornar o processo de aprendizagem mais assertivo, permitindo que os estudantes relacionassem os conceitos apresentados em sala de aula com a realidade ambiental presente no município de Anhumas (SP).

Durante as atividades teóricas, os estudantes demonstraram interesse pelos temas abordados, especialmente quando foram discutidas as funções ecológicas das matas ciliares e os impactos ambientais associados à sua degradação. Ao longo das discussões, foi possível identificar que muitos estudantes passaram a reconhecer a importância da vegetação presente nas margens dos rios para a proteção do solo, a redução do assoreamento e a manutenção da qualidade da água. Essa etapa inicial foi fundamental para a construção de uma base conceitual que permitiu aos estudantes compreenderem melhor as atividades práticas realizadas posteriormente.

A saída de campo realizada no Córrego Assú representou um dos momentos mais relevantes da atividade, pois permitiu que os estudantes observassem diretamente as características da mata ciliar e identificassem aspectos relacionados à qualidade ambiental do curso d'água. Durante essa etapa, eles analisaram diferentes elementos da paisagem, como a continuidade da

vegetação ciliar, a presença de estratos vegetais, o sombreamento proporcionado pela vegetação, possíveis processos erosivos nas margens e a ocorrência de intervenções antrópicas no entorno do rio, assim, conseguindo colocar em prática tudo que foi apresentado à eles anteriormente.

A avaliação realizada a partir dos critérios inspirados no Guia de Inspeção Fluvial do Projeto Rios Vivos indicou que o trecho analisado apresentou condição média de qualidade da mata ciliar, com pontuação situada entre cinco e oito pontos. Esse resultado sugere que, embora ainda exista cobertura vegetal ao longo de parte das margens do curso d'água, há também indícios de alterações ambientais que podem comprometer o equilíbrio do ecossistema ao longo do tempo.

Além dos aspectos relacionados à análise ambiental, também foi possível observar um impacto positivo no envolvimento dos estudantes com as atividades propostas. A participação nas dinâmicas e na saída de campo demonstrou motivação e aumento do interesse pelos temas ambientais e pelo monitoramento dos recursos naturais.

Portanto, os resultados obtidos indicam que a utilização de metodologias ativas, que integram atividades práticas e experiências de campo, contribui significativamente para o fortalecimento da educação ambiental no contexto escolar. Ao possibilitar o contato direto com o ambiente natural e com os problemas ambientais locais, esse tipo de abordagem favorece a construção de conhecimentos mais contextualizados e estimula o desenvolvimento de uma postura mais crítica e responsável em relação à conservação dos recursos naturais, assim como também constatado por Bohrer, Silva e Guerra (2020) e Pacheco *et al*. (2024).

Considerações Finais

A realização das atividades educativas sobre a importância das matas ciliares demonstrou que a integração entre conteúdos teóricos e práticas de campo pode contribuir significativamente para o processo de aprendizagem dos estudantes e para o fortalecimento da educação ambiental no ambiente escolar. Ao abordar temas relacionados à preservação dos recursos hídricos de forma contextualizada, foi possível aproximar os estudantes da realidade ambiental presente em seu território, favorecendo a compreensão das relações entre sociedade, natureza e sustentabilidade.

As atividades desenvolvidas permitiram que os estudantes reconhecessem o papel fundamental das matas ciliares na proteção dos cursos d'água, destacando suas funções na contenção de processos erosivos, na redução do assoreamento, na filtragem de poluentes e na manutenção da biodiversidade. Além disso, a análise das condições ambientais do Córrego Assú proporcionou uma experiência prática que contribuiu para consolidar os conhecimentos adquiridos em sala de aula, estimulando a observação crítica da paisagem e a reflexão sobre os impactos das ações humanas no meio ambiente.

Outro aspecto relevante observado durante a realização do projeto foi o aumento do engajamento dos estudantes nas atividades propostas, especialmente durante as dinâmicas e a saída de campo para o córrego. Esse envolvimento demonstrou que metodologias participativas e interativas podem tornar o processo educativo mais significativo, despertando maior interesse por temas relacionados ao monitoramento ambiental e à conservação dos recursos naturais.

Assim, iniciativas que integram educação ambiental, atividades práticas e análise da realidade local contribuem para a formação de indivíduos mais conscientes com a preservação do meio ambiente. Projetos como este reforçam o papel da escola como espaço fundamental para a construção de valores relacionados à sustentabilidade e para o desenvolvimento de uma sociedade mais responsável na gestão e conservação dos recursos hídricos.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Escola Estadual de Ensino Integral Coronel Francisco Whitacker, localizada no município de Anhumas (SP), pela receptividade e pelo apoio durante a realização das atividades desenvolvidas neste trabalho. A colaboração da equipe gestora, dos professores e dos estudantes foi fundamental para a realização das atividades educativas e para o desenvolvimento de todas as etapas do projeto.

Agradecemos também à Pró-Reitoria de Extensão Universitária e Cultura (PROEC) pelo apoio institucional por meio do edital nº 04/2024 – "Vamos Transformar o Mundo – 2ª edição", que possibilitou a execução do projeto de extensão "Educação hídrica e sustentabilidade: a escola como agente transformador".

Por fim, os autores expressam sua gratidão a todos os participantes que contribuíram diretamente ou indiretamente para a realização das atividades, fortalecendo a integração entre universidade, escola e comunidade na promoção da educação ambiental e da preservação dos recursos hídricos.

Referências Bibliográficas

AB'SABER, A. N. O suporte geológico das florestas beiradeiras (ciliares). *In:* RODRIGUES, R. R; LEITÃO FILHO, H. F. **Matas ciliares**: conservação e recuperação. São Paulo: EDUSP: FAPESP, 2001. p. 15-25.

ASSOCIAÇÃO HÀBITATS; UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA (UNESP) – Faculdade de Ciências e Tecnologia. **Manual de inspeção de rios**: guia de inspeção fluvial – Projeto Rios Vivos. Presidente Prudente: FCT/UNESP, 2011. 50 p.

BOHRER, R. E. G.; SILVA, D. M.; GUERRA, D. **Educação ambiental como ferramenta para a sustentabilidade**: práticas de educação ambiental junto a Universidade Estadual do Rio Grande Sul – Uergs. Três Passos - RS: Uergs, 2020. 253p.

BRASIL. **Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012**. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de

setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências.

BRASIL. **Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965**. Institui o novo Código Florestal. Diário Oficial da União, Brasília, 1965.

KUNTSCHIK, D. P.; EDUARTE, M.; UEHARA, T. H. K. **Matas ciliares**. Secretaria do Meio Ambiente, Coordenadoria de Biodiversidade e Recursos Naturais. 2ª edição. São Paulo: SMA, 2014. 80 p.

KUTZMY, A. M.; ANTONELI, V.; MAGANHOTTO, R. F. **Characteristics of riparian zone in different land uses and conflicts of uses in Faxinal**. Boletim de Geografia, v. 37, n. 1, p. 32-49, 2019. DOI: https://doi.org/10.4025/bolgeogr.v37i1.36359.

LEAL, A. C.; SUDO, H. Educação ambiental e gestão de recursos hídricos: experiências na graduação e educação continuada de professores do ensino fundamental. **Anais**: Simpósio internacional sobre gestão de recursos hídricos. Gramado-RS, 1998. Disponível em: https://arquivo.ambiente.sp.gov.br/cea/cea/AntonioLeal1.pdf. Acesso em 15 de março de 2026.

PACHECO, R. D.; COSTA, N. C. A.; SANTOS, A. L. M. et al. Impactos da educação ambiental na formação e conscientização de educandos. **Revista Foco**, v.17 n.10, e6712, p.01-15, 2024.

PIROLI, E. L. **Água**: por uma nova relação. Jundiaí-SP: Paco Editorial, 2016. 144 p.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. *In:* RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F. **Matas Ciliares**: conservação e recuperação. São Paulo: EDUSP: FAPESP, 2001. p. 235-247.

SÃO PAULO. **Lei nº 7.663, de 30 de dezembro de 1991**. Estabelece normas de orientação à Política Estadual de Recursos Hídricos bem como ao Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos. São Paulo, 1991. Disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/1991/alteracao-lei-7663-30.12.1991.html>. Acesso em 15 de abril de 2019.

SMA - Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo. **Manual para recuperação de áreas degradadas do estado de São Paulo**: matas ciliares do interior paulista. 2006. Disponível em: < https://repositorio.cetesb.sp.gov.br/server/api/core/bitstreams/a262bbee-99ff-4c6f-a168-69b9500df5b0/content>. Acesso em 15 de março de 2026.

USO DE PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO RÁPIDA COMO FERRAMENTA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL NO RIO MACACU, RJ

1Tatiana Ferreira de Lima, 2 Cláudia Hamacher, 3 Friedrich Wilhelm Herms, 4 Cássia de Oliveira Farias
1.UERJ, e-mail: tatymorena1947@hotmail.com; 2.; claudia.hamacher@gmail.com;3. e-mail: fredwh@uerj.br; 4. e-mail: cassiaofarias@gmail.com

Palavras-chave: avaliação ambiental; qualidade da água; educação ambiental.

Resumo

Os rios têm sido impactados pelo lançamento de esgotos domésticos e industriais, além de diversas ações antrópicas que comprometem sua estrutura física e suas comunidades biológicas. A manutenção da qualidade ambiental desses ambientes depende do conhecimento e do monitoramento das variáveis que influenciam sua dinâmica. Neste contexto, o presente estudo teve como objetivo realizar uma análise ambiental na bacia hidrográfica do Rio Macacu, no trecho localizado no município de Cachoeiras de Macacu (RJ), por meio da aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida de Rios (PAR). Para a pesquisa, foram selecionados seis trechos ao longo da bacia hidrográfica, sendo quatro em área urbana, um em unidade de conservação e um em área rural. A aplicação do PAR permitiu avaliar o grau de alteração ambiental de cada trecho analisado. Os resultados evidenciaram diferenças nas características ambientais e na qualidade da água, classificando dois trechos como naturais, um como alterado e três como impactados, refletindo a influência das atividades humanas no entorno do rio. Além da análise ambiental, o estudo também explorou o uso do PAR como ferramenta de educação ambiental, resultando na elaboração de um guia adaptado para aplicação em escolas. A atividade realizada com alunos voluntários demonstrou que o instrumento contribui para ampliar a conscientização sobre a preservação dos recursos hídricos. Conclui-se que o PAR adaptado apresenta potencial como ferramenta tanto para avaliação ambiental quanto para o desenvolvimento de projetos e programas de educação ambiental.

Introdução

A água é um recurso essencial para a manutenção da vida no planeta, sendo indispensável para todos os organismos vivos, incluindo o ser humano. Além disso, as mudanças em seus estados físicos e o funcionamento do ciclo hidrológico desempenham papel fundamental nos processos que ocorrem na superfície terrestre, influenciando diretamente o desenvolvimento e a manutenção da vida (TUNDISI, 2003).

Nas últimas décadas, o aumento dos usos múltiplos da água e as retiradas constantes têm contribuído para a redução da disponibilidade hídrica, fenômeno associado ao crescimento populacional, à urbanização e aos padrões de consumo da sociedade contemporânea. Paralelamente, observa-se a degradação da qualidade da água, principalmente em decorrência das atividades humanas (UNESCO, 2020).

No Brasil, diferentes etapas do ciclo hidrológico têm sofrido alterações significativas, especialmente nas últimas décadas. Entre os principais fatores responsáveis por essas mudanças destacam-se o crescimento urbano desordenado, a ocupação irregular de áreas ambientalmente sensíveis, a devastação de florestas, a drenagem de áreas alagadas e a construção de reservatórios artificiais (ESTEVES, 2011). Essas intervenções podem comprometer o equilíbrio dos ecossistemas aquáticos e afetar diretamente a disponibilidade e a qualidade dos recursos hídricos.

Nesse contexto, a poluição dos corpos d'água constitui uma das consequências mais preocupantes, pois interfere diretamente no equilíbrio ecológico e pode gerar impactos à saúde humana e às atividades socioeconômicas que dependem desses recursos. Dessa forma, torna-se fundamental o desenvolvimento de estratégias voltadas à conservação dos recursos naturais e à promoção da sustentabilidade ambiental (GOMES, 2017).

A crescente preocupação com a degradação ambiental tem impulsionado o desenvolvimento de métodos de avaliação que auxiliem na gestão e no monitoramento dos recursos naturais (PHILIPPI JR.; ROMÉRO; BRUNA, 2014). Entre essas ferramentas destacam-se os Protocolos de Avaliação Rápida de Rios (PAR), instrumentos utilizados para avaliar a qualidade ambiental de ecossistemas lóticos por meio de uma abordagem integrada que considera aspectos físicos, biológicos e ambientais. Esses protocolos apresentam metodologia simples e de rápida aplicação, sendo amplamente utilizados em estudos de monitoramento ambiental (RODRIGUES, 2008).

O PAR diferencia-se de outros métodos de avaliação por permitir uma análise mais abrangente das condições ambientais, além de possibilitar a participação da população no monitoramento dos recursos hídricos (BERSOT; MENEZES; ANDRADE, 2015). Dessa forma, essa ferramenta também pode ser aplicada em projetos de educação ambiental, contribuindo para o desenvolvimento de uma compreensão integrada sobre a qualidade ambiental dos ecossistemas e incentivando a formação de uma consciência crítica voltada à preservação dos recursos naturais (DIAS, 2004; JACOBI, 2003).

Diante desse contexto, o presente estudo teve como objetivo avaliar a qualidade ambiental do Rio Macacu, importante recurso hídrico localizado no município de Cachoeiras de Macacu, por meio da aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida de Rios (PAR). A avaliação considerou características relacionadas ao estado de conservação do rio, como presença de mata ciliar, ocorrência de erosão, processos de assoreamento e outros impactos ambientais decorrentes de atividades antrópicas.

Além da análise ambiental, o estudo também propôs a elaboração de um material educativo adaptado do PAR, direcionado a alunos e professores do ensino fundamental, com o objetivo de contribuir para a sensibilização e a conscientização

da sociedade sobre a importância da conservação dos recursos hídricos.

Assim, esta pesquisa teve como objetivo geral avaliar o grau de alteração ambiental do Rio Macacu no trecho localizado no município de Cachoeiras de Macacu por meio da aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida de Rios (PAR). Como objetivos específicos, buscou-se realizar uma revisão bibliográfica sobre o protocolo e sobre monitoramento participativo de recursos hídricos; adaptar o PAR para aplicação no Rio Macacu, identificando possíveis alterações ambientais; realizar uma análise ambiental por meio da aplicação do protocolo para caracterizar a qualidade ambiental do rio; e elaborar um guia educativo com adaptação do PAR para utilização por estudantes do ensino fundamental.

Material e Métodos

A presente pesquisa possui abordagem qualitativa e caracteriza-se como uma pesquisa aplicada, uma vez que busca produzir conhecimentos voltados à aplicação prática, especialmente por meio da elaboração de um guia educativo destinado ao monitoramento participativo de recursos hídricos. Segundo Neves (1996), a pesquisa qualitativa compreende um conjunto de técnicas interpretativas utilizadas nas ciências sociais com o objetivo de descrever e compreender fenômenos complexos. Essa abordagem permite analisar significados, percepções e interpretações dos indivíduos sobre determinados fenômenos. De acordo com Minayo (2003), a pesquisa qualitativa busca compreender aspectos da realidade que não podem ser reduzidos apenas à quantificação, pois envolvem valores, crenças, significados, relações e processos sociais.

Para alcançar os objetivos propostos, foi realizada inicialmente uma pesquisa bibliográfica por meio do levantamento de artigos científicos, dissertações e livros relacionados aos temas educação ambiental, monitoramento participativo, recursos hídricos e Protocolos de Avaliação Rápida de Rios (PAR). As buscas foram realizadas em bases de dados e plataformas acadêmicas, como Periódicos CAPES, SciELO e revistas científicas, utilizando palavras-chave como “educação ambiental”, “monitoramento participativo”, “recursos hídricos”, “protocolo de avaliação rápida de rios” e “Rio Macacu”.

Além disso, foi realizado um levantamento bibliográfico sobre a área de estudo, contemplando informações relacionadas aos aspectos socioambientais, à caracterização da bacia hidrográfica e ao uso e ocupação do solo no município de Cachoeiras de Macacu. Essas informações foram obtidas por meio de consultas a periódicos científicos, documentos institucionais, páginas eletrônicas e também por meio de contato com pesquisadores que desenvolvem estudos na mesma área.

Para a adaptação do Protocolo de Avaliação Rápida de Rios (PAR) foram utilizadas como referências principais os estudos de Hannaford et al. (1997), EPA (1987), Callisto et al. (2002) e Rodrigues et al. (2008). A adaptação do protocolo foi necessária para selecionar os parâmetros mais adequados às características ambientais da área de estudo, localizada em região de Mata Atlântica. Dessa forma, alguns parâmetros presentes nas metodologias originais não foram incluídos na análise por não se adequarem ao contexto ambiental do trecho analisado do Rio Macacu.

Foram selecionados doze parâmetros ambientais relacionados às condições do corpo hídrico e de seu entorno, incluindo tipo de ocupação das margens, impactos antrópicos nas margens e no leito do rio, odor da água ou do sedimento, presença de oleosidade, presença de plantas aquáticas, tipo de fundo do rio, diversidade de habitats, deposição de lama, alterações no canal do rio, presença de mata ciliar e estabilidade das margens. Para cada parâmetro foram atribuídas pontuações de 0, 2 ou 4 pontos, sendo que zero indica condição ambiental ruim ou impactada, dois representa condição intermediária e quatro indica condição ambiental considerada adequada ou preservada. A soma das pontuações permite classificar o nível de conservação ambiental do trecho analisado, sendo considerado impactado quando a pontuação varia entre 0 e 22, alterado quando varia entre 23 e 32 e natural quando apresenta pontuação superior a 32.

O estudo foi realizado na bacia hidrográfica do Rio Macacu, localizada no município de Cachoeiras de Macacu, no estado do Rio de Janeiro. A definição dos pontos de aplicação do protocolo baseou-se em visitas de campo, análise de mapas e imagens de satélite, experiência prévia do avaliador em avaliação ambiental e conhecimento local sobre o rio. Também foram considerados critérios como níveis de intervenção antrópica, uso e ocupação do solo, condições ambientais do curso d’água e facilidade de acesso aos locais selecionados.

Foram definidos seis pontos de avaliação ao longo do curso do Rio Macacu no município de Cachoeiras de Macacu, abrangendo áreas com diferentes níveis de conservação ambiental, desde regiões mais preservadas até áreas com maior presença de atividades antrópicas, incluindo zonas urbanas e rurais, estes pontos estão descritos na Figura 1.

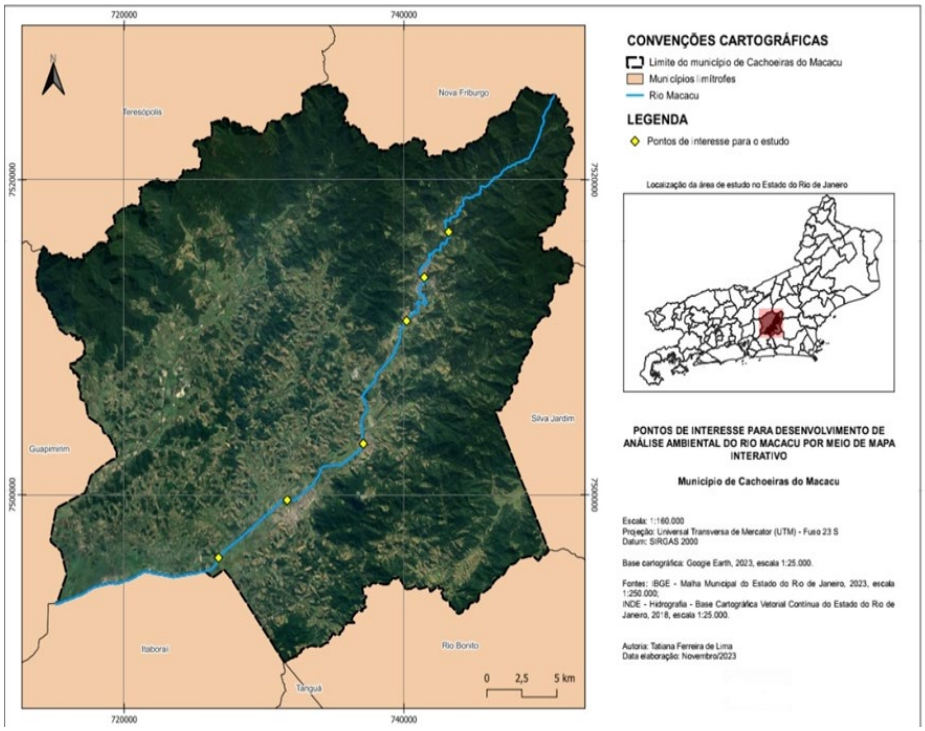


Figura 1. Mapa do Trecho do Rio Macacu do presente estudo.

Após os procedimentos de levantamento bibliográfico e adaptação do protocolo, foi elaborado um guia de campo destinado à aplicação do PAR em atividades de educação ambiental. Esse guia foi desenvolvido como material didático de apoio para professores do ensino fundamental, especialmente para turmas do 6º ao 9º ano. O material apresenta conceitos básicos relacionados à importância da água, bacias hidrográficas e monitoramento ambiental, além de orientações para a aplicação do protocolo em atividades práticas. O guia também inclui propostas de atividades pedagógicas voltadas à conscientização ambiental e à compreensão da importância da conservação dos recursos hídricos.

Para avaliar a aplicabilidade do protocolo adaptado e do material educativo elaborado, foi realizada uma oficina de monitoramento ambiental com vinte estudantes do 6º ano do ensino fundamental do Colégio Municipal Almerinda Ferreira de Almeida, localizado no bairro de Japuíba, no município de Cachoeiras de Macacu. A atividade foi dividida em duas etapas.

Na primeira etapa foi realizada uma abordagem teórica, na qual foram apresentados aos estudantes os objetivos do estudo, a importância do monitoramento ambiental de rios, conceitos de indicadores ambientais e o funcionamento do Protocolo de Avaliação Rápida de Rios. Durante essa etapa também foram explicados os parâmetros que seriam analisados em campo, utilizando material didático de apoio contendo instruções de aplicação do protocolo, exemplos ilustrativos e descrições simplificadas de cada parâmetro.

Na segunda etapa foi realizada uma atividade prática de campo, na qual os estudantes aplicaram o protocolo em um trecho do Rio Macacu localizado próximo à escola. Essa etapa teve como objetivo promover a aprendizagem prática sobre monitoramento ambiental, além de avaliar a compreensão dos alunos em relação aos parâmetros do protocolo e verificar a aplicabilidade do instrumento como ferramenta pedagógica em atividades de educação ambiental. A partir dessa experiência foi possível analisar a consistência do protocolo adaptado e seu potencial utilização em atividades educativas voltadas à conscientização sobre a conservação dos recursos hídricos.

Resultados e Discussão

O Protocolo de Avaliação Rápida de Rios (PAR) foi aplicado em seis pontos da bacia hidrográfica do rio Macacu, no trecho correspondente ao município de Cachoeiras de Macacu, com o objetivo de avaliar o grau de conservação ambiental do curso d'água e identificar possíveis interferências decorrentes do uso e ocupação do solo. Após a avaliação de cada um dos parâmetros do protocolo, realizou-se a soma das pontuações atribuídas para cada ponto analisado, permitindo a classificação dos trechos em diferentes categorias de condição ambiental.

A aplicação do protocolo foi realizada in loco durante o período de inverno, entre os meses de julho e setembro de 2022, período caracterizado por baixa frequência de chuvas. A escolha desse período seguiu a recomendação de Rodrigues et al. (2012), que sugerem a aplicação do PAR durante períodos de estiagem, uma vez que chuvas intensas podem aumentar a turbidez da água e dificultar a visualização do leito do rio, comprometendo a avaliação de alguns parâmetros ambientais.

Os resultados obtidos indicaram a presença de diferentes níveis de conservação ambiental ao longo dos pontos avaliados, com registros das três classes estabelecidas pelo protocolo: natural, alterado e impactado. A análise das pontuações revelou que, dos seis pontos avaliados, dois foram classificados como de condição natural (pontos 1 e 6), um como condição alterada (ponto 3) e três como condição impactada (pontos 2, 4 e 5).

O ponto 1, localizado na região da serra de Cachoeiras de Macacu, apresentou as melhores condições ambientais entre os trechos analisados. Esse local é caracterizado pela presença de mata ciliar preservada, paredões rochosos e baixa interferência antrópica. A água apresentou alta transparência, com fundo pedregoso e abundância de seixos, além de corredeiras bem desenvolvidas e diversidade de habitats aquáticos. Essas características resultaram em uma pontuação total de 52 pontos, classificando o trecho como de condição ambiental natural.

O ponto 2, localizado na área central do município de Cachoeiras de Macacu, apresentou sinais evidentes de degradação ambiental associados à intensa ocupação urbana. Nesse trecho foram observadas residências e estabelecimentos comerciais próximos às margens do rio, além de alterações significativas na estabilidade das margens. Também foram identificados odores na água e nos sedimentos, presença de material orgânico e formação de fundos lamosos, possivelmente associados ao lançamento de esgoto doméstico. A vegetação ciliar encontra-se bastante reduzida e as margens apresentam elevado risco de erosão. Esse trecho obteve pontuação total de 22 pontos, sendo classificado como ambiente impactado.

O ponto 3, localizado nas proximidades da sede da Área de Proteção Ambiental (APA) da bacia do rio Macacu, apresentou características intermediárias entre áreas preservadas e áreas alteradas. Observou-se a presença de vegetação natural e áreas de pastagem, além de moderada interferência antrópica. A água apresentou boa transparência e o fundo do rio é predominantemente arenoso, com margens moderadamente estáveis. Entretanto, foram observadas construções residenciais e a presença de um cemitério nas proximidades do curso d'água. A pontuação obtida nesse trecho foi de 30 pontos, classificando-o como ambiente alterado.

O ponto 4, localizado no bairro de Japuíba, caracteriza-se por intensa ocupação urbana, com presença de residências e estabelecimentos comerciais próximos ao rio. Nesse local foram observados processos erosivos nas margens, além da presença de resíduos sólidos, principalmente plásticos provenientes de atividades domésticas. A água apresentou leve odor associado à decomposição de matéria orgânica e coloração amarronzada com turbidez moderada. Apesar de não ter sido constatada oleosidade na água, a soma das pontuações resultou em 22 pontos, classificando o trecho como ambiente impactado.

O ponto 5, localizado no bairro de Papucaia, apresentou características semelhantes às observadas no ponto anterior, sendo também influenciado pela ocupação urbana próxima ao curso do rio. Nesse trecho há baixa cobertura vegetal nas margens, presença de residências e atividades comerciais, além de lâmina d'água rasa e baixa transparência. Observou-se também a presença de substrato exposto em alguns trechos do leito do rio. A pontuação obtida foi de 22 pontos, classificando o trecho como impactado.

Por fim, o ponto 6, localizado na região rural de Marubaí, apresentou melhores condições ambientais em comparação aos trechos urbanos. Nesse local predominam áreas de pastagem ao longo das margens, com presença intercalada de trechos de mata ciliar. A água apresentou boa transparência, fluxo contínuo e presença de corredeiras. O fundo do rio é pedregoso, com abundância de seixos e diversidade de habitats aquáticos. Não foram identificados sinais de oleosidade ou odores que indicassem poluição por efluentes. Apesar da redução da mata ciliar em alguns trechos devido à atividade agropecuária, o local obteve pontuação total de 34 pontos, sendo classificado como ambiente de condição natural.

De forma geral, os resultados da aplicação do PAR indicam que alguns trechos do rio Macacu sofrem impactos ambientais associados ao uso e ocupação do solo, especialmente nas áreas urbanizadas do município. Esses impactos podem comprometer a qualidade ambiental do ecossistema fluvial e, consequentemente, influenciar a qualidade da água.

Diante desses resultados, evidencia-se a necessidade de adoção de medidas voltadas à conservação e recuperação ambiental do rio Macacu, incluindo a implementação de políticas públicas de saneamento básico, controle da ocupação irregular das margens do rio e desenvolvimento de projetos de recuperação de áreas degradadas. Tais ações podem contribuir para a melhoria da qualidade ambiental do curso d'água e para a preservação dos recursos hídricos da região.

Discussão

Os resultados obtidos a partir da aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida de Rios (PAR) no trecho do rio Macacu analisado evidenciaram diferentes níveis de conservação ambiental ao longo da bacia, refletindo diretamente os padrões de uso e ocupação do solo na região. Observou-se a presença tanto de áreas rurais, caracterizadas por pastagens e atividades agrícolas, quanto de áreas urbanas com intensa ocupação das margens do curso d'água.

Embora alguns trechos do rio ainda apresentem cobertura vegetal nativa, verificou-se que, em diversos locais, a largura da mata ciliar é inferior ao mínimo estabelecido pela legislação ambiental vigente. Essa situação indica alterações decorrentes de atividades antrópicas, como expansão urbana, uso agrícola do solo e ocupação irregular das margens. A redução da vegetação ripária compromete a estabilidade das margens e favorece o desenvolvimento de processos erosivos, principalmente em trechos urbanos por onde o rio Macacu percorre. Durante períodos de maior precipitação, esses processos podem intensificar o transporte de sedimentos para o leito do rio, contribuindo para o assoreamento e aumentando a suscetibilidade a eventos de inundação.

Além das alterações físicas observadas nas margens e no leito do rio, foram identificadas mudanças em propriedades organolépticas da água, como odor e turbidez, especialmente nos trechos localizados em áreas urbanas. Essas características podem indicar a presença de poluentes de origem doméstica ou a influência de processos naturais intensificados por atividades humanas, refletindo diretamente na qualidade ambiental do ecossistema aquático.

É importante ressaltar que as análises realizadas neste estudo representam observações pontuais referentes aos trechos avaliados, não sendo possível generalizar completamente os resultados para toda a bacia hidrográfica do rio Macacu. Mesmo assim, os dados obtidos permitiram identificar fragilidades ambientais relevantes, inclusive em trechos mais distantes das áreas urbanas, como observado na área rural analisada. Nesse sentido, a seleção dos parâmetros utilizados no protocolo mostrou-se eficaz, pois permitiu identificar as principais pressões ambientais presentes na área de estudo.

A análise integrada dos parâmetros avaliados revelou-se fundamental para a compreensão do quadro geral de qualidade ambiental da bacia hidrográfica estudada. De acordo com Pedreira et al. (2009), a expansão urbana sem planejamento adequado, associada ao desenvolvimento de atividades industriais, pode provocar a deterioração da qualidade da água e reduzir a capacidade de armazenamento hídrico das bacias hidrográficas. Da mesma forma, a conversão da cobertura vegetal original para usos alternativos do solo, especialmente quando associada a práticas agrícolas intensivas e manejo inadequado da terra, contribui para o agravamento de processos erosivos e para o assoreamento dos cursos d'água (PDBG, 2002).

A ocupação urbana e o uso intensivo do solo são atualmente considerados fatores relevantes na degradação das matas ciliares e zonas ripárias dos rios. (TUCCI,2008). No caso do município de Cachoeiras de Macacu, observou-se que a ocupação urbana desordenada ao longo das margens do rio Macacu contribui para a intensificação de processos erosivos e para o carreamento de sedimentos para o leito do rio, resultando na piora da qualidade da água e na redução da capacidade de armazenamento da bacia hidrográfica.

A aplicação do PAR demonstrou ser uma ferramenta eficiente para a avaliação qualitativa dos recursos hídricos e de seu entorno, contribuindo para o diagnóstico ambiental de bacias hidrográficas. No presente estudo, verificou-se que apenas dois dos seis trechos avaliados foram classificados como naturais, enquanto os demais apresentaram algum grau de alteração ou impacto ambiental.

O ponto 1, localizado na região da Serra de Cachoeiras de Macacu, foi considerado como área de referência para as demais análises por apresentar características ambientais preservadas e estar inserido em uma área de proteção ambiental, o Parque Estadual dos Três Picos. Nesse trecho, o protocolo indicou condições naturais, com ausência de alterações antrópicas significativas.

Em contrapartida, os pontos 2, 3, 4 e 5 estão localizados em áreas urbanas, onde as margens do rio encontram-se ocupadas por residências e estabelecimentos comerciais. Nesses locais foram identificados diferentes níveis de degradação ambiental, sendo os pontos 2, 4 e 5 classificados como impactados e o ponto 3 como alterado. Já o ponto 6, localizado em área rural, foi classificado como natural a partir da aplicação do protocolo.

Entretanto, é importante considerar que, caso fossem utilizados métodos adicionais de avaliação ambiental, os resultados obtidos para esse trecho poderiam apresentar diferenças. Isso ocorre porque, antes de chegar ao ponto 6, o rio Macacu percorre áreas urbanizadas e impactadas, o que pode influenciar as condições ambientais do trecho analisado. Dessa forma, uma análise mais abrangente e integrada poderia incluir a aplicação de outros métodos ou a incorporação de novos parâmetros ao protocolo, considerando que os protocolos de avaliação podem ser adaptados às características específicas das áreas estudadas.

Outro aspecto relevante é que os resultados obtidos por meio do PAR refletem as características dos pontos analisados, representando apenas parte da realidade ambiental da bacia hidrográfica. Assim, recomenda-se que estudos futuros incluam um número maior de pontos de monitoramento, especialmente em pesquisas realizadas por órgãos públicos ou instituições que disponham de maior estrutura técnica e operacional. A ampliação da rede de monitoramento permitiria uma análise mais detalhada das condições ambientais ao longo de todo o curso do rio.

Além da avaliação ambiental, o presente estudo também teve como objetivo a elaboração de um guia educativo destinado a professores do ensino fundamental, visando contribuir para o desenvolvimento de atividades de educação ambiental relacionadas aos recursos hídricos. O guia apresenta conceitos sobre a importância da água, bacias hidrográficas e conservação dos recursos naturais, além de propor atividades práticas voltadas à sensibilização ambiental.

No contexto educacional, é fundamental que os professores busquem estratégias pedagógicas capazes de estimular o interesse dos estudantes e facilitar o processo de ensino-aprendizagem. No ensino de Biologia e Ecologia, por exemplo, a abordagem de temas relacionados à conservação ambiental e ao uso sustentável dos recursos naturais pode contribuir para o desenvolvimento de uma consciência ambiental crítica entre os estudantes.

Estudos como o de Nogueira (2019), realizado com alunos do ensino fundamental na localidade de Japuíba, também evidenciam a importância da educação ambiental na formação da percepção crítica sobre os problemas ambientais locais. A autora destaca que atividades como observações de campo, discussões e práticas educativas contribuem para ampliar a compreensão dos estudantes sobre as relações entre sociedade e meio ambiente.

Nesse sentido, compreender o contexto local e a relação dos indivíduos com o ambiente em que vivem é fundamental para o desenvolvimento de ações efetivas de educação ambiental. Quando os estudantes passam a reconhecer os impactos ambientais presentes em sua própria realidade, torna-se mais provável o desenvolvimento de atitudes voltadas à conservação dos recursos naturais.

Dessa forma, o guia educativo proposto neste estudo pode representar uma importante ferramenta pedagógica para professores das áreas de Ciências e Biologia, permitindo a abordagem interdisciplinar de temas relacionados à água, aos ecossistemas fluviais e à conservação ambiental. Além disso, a utilização do Protocolo de Avaliação Rápida de Rios em atividades educativas mostrou-se uma estratégia promissora para estimular a participação social na avaliação ambiental de cursos d'água, ao mesmo tempo em que promove a reflexão sobre a importância da preservação dos recursos hídricos.

Considerações Finais;

A análise ambiental realizada na Bacia Hidrográfica do rio Macacu, no trecho correspondente ao município de Cachoeiras de Macacu, evidenciou diferentes formas de uso e ocupação do solo ao longo do curso d'água, incluindo áreas destinadas a atividades agrícolas, comerciais e urbanas. Apesar das pressões antrópicas identificadas, também foram observados trechos que ainda apresentam condições ambientais relativamente preservadas, demonstrando a importância da manutenção dessas áreas para a conservação dos recursos hídricos.

Entre os principais impactos observados destacam-se a presença de processos erosivos, especialmente nos trechos localizados em áreas urbanas, que podem afetar diretamente o leito do rio, sobretudo durante períodos de maior precipitação, favorecendo a ocorrência de enchentes. Também foram identificadas alterações nas propriedades organolépticas da água, como odor e turbidez, indicativas de possíveis interferências antrópicas na qualidade ambiental do curso d'água.

De modo geral, a avaliação ambiental dos trechos analisados indicou uma condição predominantemente alterada da bacia no setor estudado, uma vez que a média das pontuações obtidas por meio do Protocolo de Avaliação Rápida de Rios (PAR) resultou em valor correspondente à classificação de ambiente alterado. Observou-se ainda que grande parte dos pontos avaliados apresenta cobertura vegetal nativa em estado degradado, com baixa densidade e sinais de interferência humana, sendo poucos os trechos com presença de mata ciliar bem conservada. Outro aspecto relevante foi a observação de níveis reduzidos da lâmina d'água em alguns trechos, possivelmente associados à diminuição do volume de chuvas registrada na região nos meses anteriores à realização da pesquisa.

Ressalta-se que os resultados obtidos refletem as condições ambientais específicas dos pontos analisados, representando apenas parte da realidade da bacia hidrográfica. Dessa forma, não é possível afirmar que todos os trechos do rio apresentem exatamente as mesmas características ambientais observadas neste estudo.

O Protocolo de Avaliação Rápida de Rios mostrou-se uma ferramenta prática, acessível e de fácil aplicação para a avaliação qualitativa das condições ambientais de cursos d'água. Sua utilização permite identificar alterações ambientais de forma relativamente rápida, contribuindo para o monitoramento e para a gestão dos recursos hídricos. Quando associado a outras metodologias de análise da qualidade da água, o protocolo pode fornecer informações relevantes para o planejamento de ações voltadas à conservação e ao uso sustentável dos recursos hídricos.

Além disso, o PAR apresenta potencial significativo como instrumento de educação ambiental, uma vez que possibilita o envolvimento da comunidade no processo de avaliação e monitoramento dos rios. Nesse sentido, o guia elaborado nesta pesquisa constitui uma ferramenta didática importante para professores das áreas de Ciências e Biologia, permitindo a abordagem interdisciplinar de temas relacionados aos ecossistemas aquáticos e à conservação dos recursos hídricos.

A aplicação do protocolo com estudantes demonstrou resultados positivos, aproximando-os das questões ambientais e contribuindo para a ampliação de sua percepção sobre a importância da preservação dos rios. As atividades práticas de monitoramento ambiental, aliadas ao uso de materiais ilustrativos, facilitaram a compreensão do instrumento e estimularam a participação ativa dos alunos no processo de avaliação ambiental.

Por fim, espera-se que o guia desenvolvido neste estudo possa servir como material de apoio para professores e educadores interessados em trabalhar a temática ambiental em sala de aula. A utilização desse recurso didático pode contribuir para a compreensão de conceitos ecológicos relevantes, aproximar os estudantes da realidade ambiental local e estimular a formação de cidadãos mais conscientes e comprometidos com a conservação dos recursos naturais.

Agradecimentos

Os autores agradecem à UERJ pelo apoio recebido e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) – Brasil – Código de Financiamento 001, pelo apoio financeiro fundamental à realização deste estudo.

Referências Bibliográficas

BERSOT, J. A.; MENEZES, J. F. S.; ANDRADE, L. C. Protocolo de avaliação rápida como instrumento de educação ambiental e monitoramento participativo de recursos hídricos. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 10, n. 2, p. 1–12, 2015.

CALLISTO, M.; FERREIRA, W.; MORENO, P.; GOULART, M. D. C.; PETRUCIO, M. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). **Acta Limnologica Brasiliensia**, Rio Claro, v. 14, n. 1, p. 91-98, 2002.

DIAS, Genebaldo Freire. ***Educação ambiental: princípios e práticas***. 9. ed. São Paulo: Gaia, 2004.

EPA – ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Biological criteria: national program guidance for surface waters**. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency, 1987.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

FACHIN, O. **Fundamentos de metodologia científica**. 5. ed. São Paulo: Saraiva, 2010.

GOMES, P. M. Gestão dos recursos hídricos e sustentabilidade ambiental. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 22, n. 1, p. 1-10, 2017.

JACOBI, Pedro Roberto. **Educação ambiental, cidadania e sustentabilidade**. *Cadernos de Pesquisa*, São Paulo, n. 118, p. 189-205, 2003.

HANNAFORD, M. J.; BARBOUR, M. T.; RESH, V. H. Training guide for the use of the rapid bioassessment protocols for streams and rivers. Washington, DC: Environmental Protection Agency, 1997.

MINAYO, M. C. S. **O desafio do conhecimento: pesquisa qualitativa em saúde**. 7. ed. São Paulo: Hucitec, 2003.

NEVES, J. L. Pesquisa qualitativa: características, usos e possibilidades. **Caderno de Pesquisas em Administração**, São Paulo, v. 1, n. 3, p. 1-5, 1996.

NOGUEIRA, M. C. Educação ambiental e percepção ambiental de estudantes do ensino fundamental em Cachoeiras de Macacu – RJ. 2019.

PDBG – PROGRAMA DE DESPOLUIÇÃO DA BAÍA DE GUANABARA. **Relatório técnico sobre a degradação ambiental na bacia hidrográfica do Rio Macacu**. Rio de Janeiro, 2002.

PHILIPPI JR., Arlindo; ROMÉRO, Marcelo de Andrade; BRUNA, Gilda Collet (org.). ***Curso de gestão ambiental***. Barueri: Manole, 2014.

PEDREIRA, R. M. et al. Impactos da expansão urbana sobre os recursos hídricos em bacias hidrográficas. **Revista Brasileira de Geografia Física**, Recife, v. 2, n. 3, p. 45-58, 2009.

RODRIGUES, A. S. L.; MALFAIA, G.; CASTRO, P. T. A. Protocolo de avaliação rápida de rios: aplicação em programas de educação ambiental. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 3, n. 1, p. 1-13, 2008.

RODRIGUES, A. S. L. et al. Avaliação ambiental de cursos d'água utilizando protocolos de avaliação rápida. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 7, n. 3, p. 241-260, 2012.

SOUZA, M. C.; LEITE, J. C. Educação ambiental e construção de materiais didáticos para o ensino básico. **Revista Educação Ambiental em Ação**, São Paulo, v. 2, n. 1, p. 1-10, 2003.

TUNDISI, J. G. **Água no século XXI: enfrentando a escassez**. São Carlos: RIMA, 2003.

TUCCI, Carlos E. M. ***Águas urbanas.*** Porto Alegre: ABRH, 2008.

UNESCO. *The United Nations* ***World Water Development*** *Report 2020: Water and Climate Change*. Paris: UNESCO, 2020.

CRIAÇÃO E MEDIDAS CORRETIVAS PARA ADEQUAÇÃO AO USO DO APLICATIVO "QUALIDADE DAS ÁGUAS DO RIO GRANDE SUL"

1Jovenilsom Vieira de Souza, 2Ana Carolina Ferreira Antonini, 3Richard Facin Souza, 4Luciano Lores Caimi, 5Manuela Gomes Cardoso, 6Ildemar Mayer, 7Pablo Lemos Berned, 8Vinícius Beppler dos Reis

1 Universidade Federal da Fronteira Sul, e-mail:jovenilsom.souza@estudante.uffs.edu.br; 2 Universidade Federal da Fronteira Sul, e-mail: anacarolfantonini@gmail.com; 3 Universidade Federal da Fronteira Sul, e-mail: richard.souza@estudante.uffs.edu.br; 4 Universidade Federal da Fronteira Sul, e-mail: lcaimi@uffs.edu.br; 5 Universidade Federal da Fronteira Sul, e-mail: manuela.cardoso@uffs.edu.br; 6 Universidade Federal da Fronteira Sul, e-mail: ildemar@uffs.edu.br; 7 Universidade Federal da Fronteira Sul, e-mail: pablo.berned@uffs.edu.br; 8 Universidade Federal da Fronteira Sul, e-mail: viniciusbeppler0@gmail.com.

Palavras-chave: Superficiais; Monitoramento ambiental ; Recursos hídricos .

Resumo

O presente artigo aborda o trabalho realizado de criação, análise e proposição de correções ao aplicativo "Qualidade das Águas do Rio Grande do Sul". A qualidade das águas é uma questão de grande impacto para a saúde humana e para o meio ambiente. Em diversos estados brasileiros tem-se constatado a presença de contaminantes como metais pesados, coliformes, pesticidas e fármacos, indicando um cenário de poluição e risco para os indivíduos que dependem da água para sua subsistência. Apesar da vasta produção científica sobre o tema, ainda há carência de recursos voltados à disseminação de informações e à conscientização da população sobre a qualidade da água. Neste trabalho, apresenta-se o desenvolvimento de um projeto que tem como objetivo divulgar informações sobre a qualidade das águas por meio de um ambiente interativo, do tipo aplicativo online, a ser disponibilizado para acesso da população. A metodologia adotada se baseou em quatro etapas: inicialmente, a revisão da literatura científica, das regulamentações pertinentes bem como dos aplicativos disponíveis e suas limitações (fase 1); em seguida, a criação do aplicativo (fase 2); posteriormente, a inserção dos dados e os ajustes no sistema (fase 3); e, por fim, a divulgação da ferramenta à população (fase 4). Atualmente, o projeto encontra-se na fase de ajustes (fase 3), sendo alimentado com informações e passando por avaliações de falhas técnicas de correlação de dados. O projeto conta com parcerias com instituições públicas e privadas do Rio Grande do Sul, como os Comitês de Bacias Hidrográficas e o Centro Estadual de Vigilância em Saúde. A plataforma visa constituir-se como uma ferramenta acessível tanto para pesquisadores quanto para o público em geral, permitindo a consulta da qualidade da água conforme os padrões legais e fornecendo explicações detalhadas sobre os parâmetros avaliados. Espera-se que o projeto contribua para a educação ambiental, oferecendo uma fonte confiável de informação e promovendo a valorização e a preservação dos recursos hídricos.

Introdução

A água constitui um recurso natural essencial à manutenção da vida e ao desenvolvimento das atividades humanas. Além de seu uso para consumo direto, é amplamente empregada em setores estratégicos, como a irrigação agrícola, a produção de alimentos, os processos industriais, a geração de energia, entre outros usos, configurando-se como elemento fundamental para o desenvolvimento socioeconômico (ANA, 2019).

A qualidade da água resulta da interação entre processos naturais e ações antrópicas, sendo influenciada por fatores geológicos, climáticos e hidrológicos, bem como pelo lançamento de efluentes domésticos e industriais e pelo uso de insumos agrícolas no solo (Von Sperling, 2007). A intensificação das atividades humanas e a ocupação desordenada do território têm contribuído significativamente para a degradação dos corpos hídricos, comprometendo seus múltiplos usos.

O consumo de água em condições inadequadas constitui um importante problema de saúde pública, estando associado à ocorrência de doenças de veiculação hídrica. Grande parte dessas enfermidades decorre da presença de microrganismos patogênicos e de substâncias químicas potencialmente tóxicas em águas superficiais e subterrâneas destinadas ao abastecimento humano (Pinheiro, 2020; WHO, 2017). Nesse contexto, o monitoramento sistemático da qualidade da água desempenha papel fundamental na prevenção de riscos à saúde e na gestão sustentável dos recursos hídricos.

Embora existam diversos estudos científicos voltados à avaliação de parâmetros de qualidade da água, muitos são desenvolvidos no âmbito de instituições de ensino superior e publicados em periódicos científicos especializados. Essa forma de divulgação, aliada ao uso de linguagem predominantemente técnica, restringe o acesso às informações por parte da população em geral, reduzindo o potencial de impacto social desses estudos (Tundisi; Tundisi, 2011).

Diante desse cenário, ferramentas digitais de fácil acesso que apresentem dados de qualidade das águas de forma integrada e compreensível podem contribuir para o avanço das pesquisas na área, para o fortalecimento da educação ambiental e para o aprimoramento da gestão dos recursos hídricos (ANA, 2019; Tundisi; Tundisi, 2011).

Nesse contexto, está sendo desenvolvido, na Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), um projeto com o objetivo de promover a divulgação de informações sobre a qualidade das águas por meio de um ambiente interativo, na forma de um aplicativo online de acesso público. O público-alvo abrange desde cidadãos sem formação específica na área ambiental até pesquisadores e profissionais interessados em obter informações sobre a qualidade da água. O aplicativo está sendo desenvolvido com funcionalidades que permitem a qualquer pessoa que deseje acessar diferentes localidades em um mapa interativo e visualizar o panorama atual do monitoramento hídrico da região.

O desenvolvimento do projeto envolve os cursos de engenharia ambiental e sanitária, Química e Letras, integrando ações de ensino, pesquisa e extensão. As atividades incluem levantamento bibliográfico, organização e inserção de dados no aplicativo em linguagem acessível ao público leigo, bem como a implementação e atualização da plataforma por meio de linguagens de programação, como PHP e JavaScript, e do uso de banco de dados, visando garantir funcionalidade, confiabilidade e atualização contínua das informações disponibilizadas.

Metodologia

O projeto foi desenvolvido por meio de um conjunto de atividades planejadas, com o objetivo de viabilizar a criação e a disponibilização do aplicativo "Qualidade das Águas do Rio Grande do Sul". Para tanto, as ações foram estruturadas em quatro etapas distintas e complementares, conforme ilustrado na Figura 1: (i) revisão da literatura científica e das regulamentações aplicáveis (fase 1); (ii) desenvolvimento do aplicativo (fase 2); (iii) inserção de dados e realização de ajustes operacionais (fase 3); e (iv) divulgação da ferramenta à população (fase 4).



Figura 01: Esquema da metodologia de execução das atividades da criação do aplicativo "Qualidade das Águas do Rio Grande do Sul", realizado em 4 etapas.
Fonte: Autor (2026)

Na fase 1, foi realizado o levantamento de dados em sítios eletrônicos oficiais do governo federal, do governo estadual do Rio Grande do Sul (RS) e de órgãos vinculados a essas esferas administrativas. Paralelamente, procedeu-se à revisão de fontes bibliográficas, artigos científicos e instrumentos normativos, com destaque para resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), portarias do Ministério da Saúde e normativas de órgãos estaduais, como o Centro Estadual de Vigilância em Saúde do Rio Grande do Sul. Adicionalmente, foram estabelecidos contatos com comitês de bacias hidrográficas do estado, com o intuito de formalizar parcerias, considerando que essas entidades desempenham papel central na gestão dos recursos hídricos. Como resultado dessa etapa, foram elaboradas planilhas contendo informações como valores máximos permitidos de substâncias conforme a legislação vigente, classes de enquadramento de águas superficiais e usos das águas subterrâneas no estado do RS. Esses dados subsidiaram a base de informações do aplicativo e foram inseridos no banco de dados durante a fase seguinte.

A fase 2 correspondeu ao desenvolvimento do aplicativo propriamente dito. Para viabilizar essa etapa, o projeto foi submetido ao edital FAPERGS nº 14/2022 – Auxílio Recém-Doutor ou Recém-Contratado (ARD/ARC), tendo sido aprovado e contemplado com recursos no valor de R$ 23.000,00. O financiamento obtido possibilitou a contratação de uma empresa especializada em desenvolvimento de sistemas, responsável pela implementação da plataforma conforme os objetivos e funcionalidades previamente definidos.

Atualmente, o projeto encontra-se na fase 3, destinada à inserção dos dados levantados e à realização de testes no sistema desenvolvido. Nessa etapa, a equipe tem se dedicado à alimentação do aplicativo com as informações obtidas na fase inicial, bem como à identificação e correção de eventuais inconsistências na correlação dos dados e de problemas operacionais da aplicação, visando garantir a confiabilidade e o adequado funcionamento da ferramenta.

Concluídos os testes e os ajustes necessários, será iniciada a fase 4, voltada à divulgação do aplicativo junto à população. Essa etapa contemplará ações em escolas, por meio de atividades direcionadas a estudantes do ensino fundamental e médio, incluindo práticas educativas, como análises de amostras de água, distribuição de materiais informativos e apresentação de vídeos explicativos. Paralelamente, estão previstas estratégias de divulgação mais amplas, como a criação de perfis em redes sociais, a realização de palestras em eventos, a concessão de entrevistas em rádios e a promoção de um evento específico para o lançamento oficial da ferramenta.

Resultados e Discussão

O aplicativo desenvolvido apresenta uma interface interativa que permite ao usuário visualizar, de forma intuitiva, informações referentes à qualidade das águas no estado do Rio Grande do Sul. A tela inicial é composta por um mapa

georreferenciado, no qual estão indicados os pontos correspondentes aos locais onde foram realizadas análises de qualidade da água. Essa representação espacial possibilita uma compreensão imediata da distribuição geográfica dos dados disponíveis.

Para fins de consulta, seja por interesse científico ou informativo, o usuário pode navegar pelo mapa até o local de interesse e selecionar um dos pontos cadastrados. A partir dessa interação, o sistema exibe automaticamente uma aba lateral contendo os resultados das análises realizadas, incluindo os valores obtidos para os parâmetros avaliados, a indicação de conformidade ou não com os limites estabelecidos pela legislação vigente, bem como a referência à fonte de publicação dos dados.

A Figura 02 mostra a tela inicial do aplicativo, onde o usuário já visualiza um mapa com os pontos de monitoramento da qualidade da água. Essa forma de apresentação facilita bastante o entendimento, pois permite identificar rapidamente onde estão localizados os dados. A barra lateral ajuda na navegação, reunindo ferramentas de busca e a lista de registros disponíveis, o que torna o uso do sistema mais simples e intuitivo.

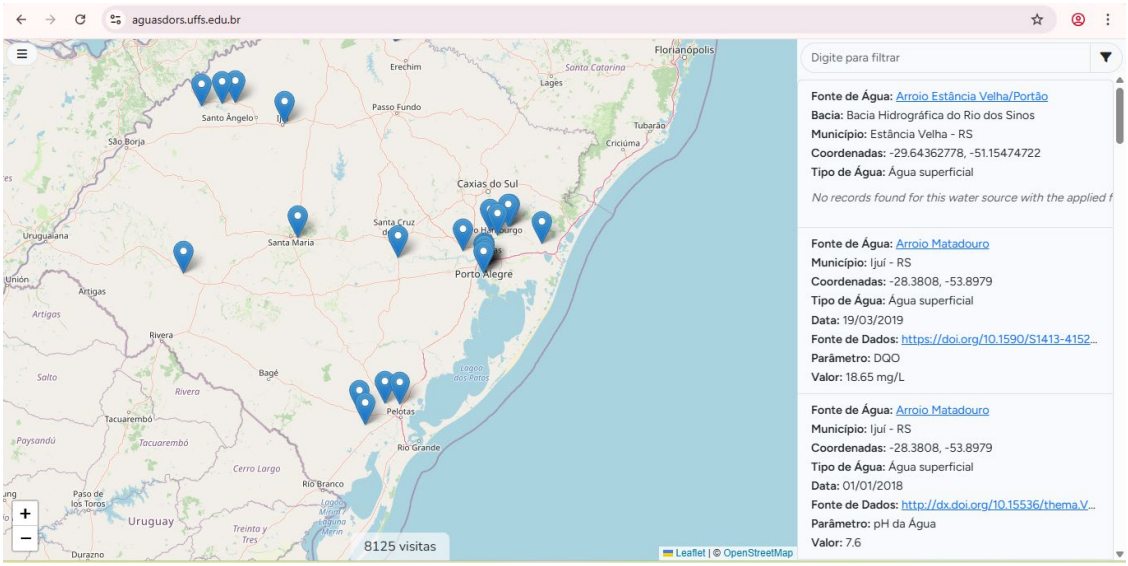


Figura 02: Tela inicial do aplicativo com visualização georreferenciada dos pontos de monitoramento.
Fonte: Autores (2026)

Na Figura 03, é possível ver o que acontece quando o usuário seleciona um ponto no mapa. O sistema apresenta informações como localização, município, trecho analisado e a classe do corpo hídrico, além dos resultados dos parâmetros de qualidade da água. Destaca-se como aspecto positivo que o aplicativo também traz explicações em linguagem simples sobre as substâncias analisadas e seus possíveis impactos, facilitando o entendimento para quem não é da área. Além disso, os dados podem ser acessados diretamente pela plataforma online, disponível em: https://aguasdors.uffs.edu.br/place/12, ampliando o acesso às informações de forma rápida e prática.

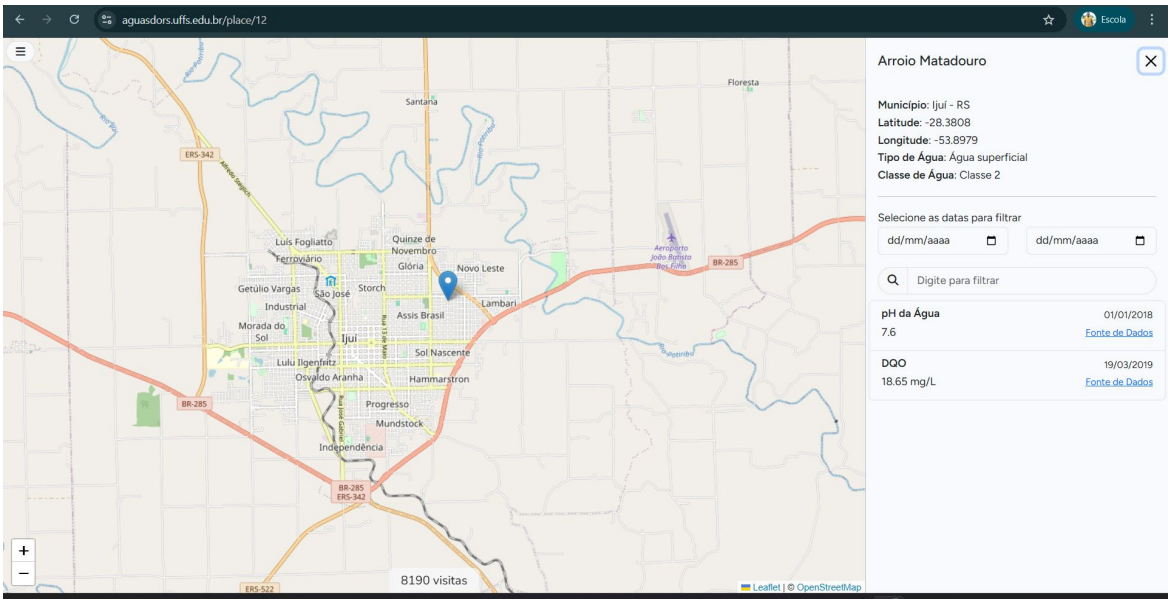


Figura 03: Visualização detalhada das informações de um ponto de monitoramento selecionado.
Fonte: Autores (2026)

A Figura 04 apresenta o painel utilizado pelos pesquisadores e administradores do sistema. Nesse espaço, é possível inserir, revisar e organizar os dados que serão disponibilizados no aplicativo. Essa área é fundamental para garantir que as informações estejam corretas e atualizadas, contribuindo para a confiabilidade da plataforma.

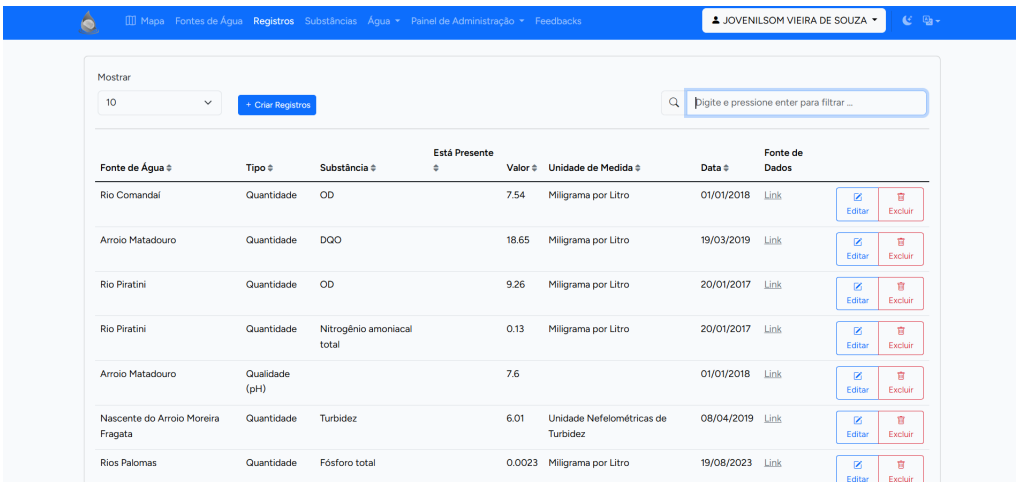


Figura 04: Interface do painel de pesquisadores para cadastro e revisão de dados.
Fonte: Autores (2026)

O sistema desenvolvido configura-se como uma ferramenta potencialmente eficaz tanto para pesquisadores quanto para a população em geral. Ao permitir a visualização e a interpretação dos dados de qualidade da água à luz dos padrões estabelecidos na legislação ambiental e sanitária, o aplicativo contribui para a democratização do acesso à informação, o apoio a estudos técnicos e científicos e o fortalecimento da gestão dos recursos hídricos. A interface georreferenciada permite ao usuário identificar rapidamente os pontos de monitoramento e acessar dados detalhados sobre os parâmetros avaliados, promovendo a compreensão tanto para o público leigo quanto para pesquisadores. Além disso, a inclusão de informações sobre substâncias iônicas e moleculares analisadas e seus potenciais impactos à saúde humana e ao meio ambiente reforça o caráter educativo da ferramenta e amplia a disseminação de conhecimento técnico em linguagem acessível.

O sistema também evidencia a importância de integrar recursos tecnológicos com dados científicos e institucionais, permitindo que informações complexas sejam disponibilizadas de maneira organizada e intuitiva. Essa abordagem contribui para a transparência, democratização do acesso à informação e fortalecimento da gestão de recursos hídricos, destacando o potencial do aplicativo como ferramenta de apoio à tomada de decisão e à educação ambiental.

Considerações Finais

O desenvolvimento do aplicativo “Qualidade das Águas do Rio Grande do Sul” mostrou que é possível aproximar a informação científica da população de forma simples e acessível. Ao reunir dados sobre a qualidade da água em uma plataforma interativa, o projeto contribui para que mais pessoas consigam entender melhor a situação dos recursos hídricos e a importância da sua preservação.

Os resultados indicam que o uso de um mapa interativo facilita bastante a visualização e a interpretação das informações. Além disso, o fato de apresentar explicações em linguagem mais simples ajuda não só pesquisadores, mas também qualquer cidadão interessado no tema. A possibilidade de acessar diretamente os dados pela plataforma online (https://aguasdors.uffs.edu.br/place/12) reforça ainda mais o caráter prático e acessível da ferramenta.

Outro ponto importante é que o sistema não serve apenas para consulta, mas também pode auxiliar em estudos, ações educativas e até na gestão dos recursos hídricos. Ao organizar e disponibilizar essas informações de forma clara, o aplicativo contribui para uma maior transparência e para o uso mais consciente da água.

Por fim, mesmo estando em fase de ajustes, o projeto já apresenta resultados bastante positivos. A tendência é que, com o tempo, a plataforma seja ampliada, receba novos dados e funcionalidades, tornando-se cada vez mais completa. Assim, o aplicativo tem grande potencial para se consolidar como uma ferramenta útil tanto para a educação ambiental quanto para o apoio à tomada de decisão na área.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer à “FAPERGS - Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio Grande do Sul”, a Universidade Federal da Fronteira Sul pelo apoio recebido.

Referências Bibliográficas

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO. Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2019: informe anual. Brasília: ANA, 2019. Disponível em: https://www.snirh.gov.br/portal/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/conjuntura_informe_anual_2019-versao_web-0212-1.pdf. Acesso em: 15 mar. 2026.

PINHEIRO, P. Doenças transmitidas por água contaminada. 2020. Disponível em: https://www.mdsaude.com/doencasinfecciosas/doencas-da-agua/. Acesso em: 11 fev. 2026.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. Recursos hídricos no século XXI. São Paulo: Oficina de Textos, 2016.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2007.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. Guidelines for drinking-water quality: 4th ed., incorporating the 1st addendum. Geneva: WHO, 2017. Disponível em: https://www.who.int/publications/i/item/9789241549950. Acesso em: 27 mar. 2026.

MONITORAMENTO DA CONTAMINAÇÃO DA ÁGUA POR AGROTÓXICOS

1Mônica Levynsk dos Santos Damasceno, 2Ian da Cruz Montelo, 3Alana Ramilly Silva de Araújo, 4Amanda dos Santos Braga, 5Beatriz Rego da Silva, 6Flávio Saldanha Silva, 7Gabriel Mesquita Ferreira, 8Andréa Fagundes Ferreira Chaves

1 Universidade do Estado do Pará, e-mail: monicalevynsk04@gmail.com; 2 Universidade do Estado do Pará, e-mail: iandacruzmontelo@gmail.com; 3 Universidade do Estado do Pará, e-mail: alanaramilly1976@gmail.com, 4 Universidade do Estado do Pará, e-mail: amandabraga206@gmail.com, 5 Universidade do Estado do Pará, e-mail: biarego3@gmail.com, 6 Universidade do Estado do Pará, e-mail: flaviosaldanhaeas@gmail.com, 7 Universidade do Estado do Pará, e-mail: gabferreira2005@gmail.com, 8 Universidade do Estado do Pará, e-mail: andrea.chaves@uepa.br

Palavras-chave: agrotóxicos; recursos hídricos; monitoramento ambiental.

Resumo

A intensificação da produção agrícola no Brasil tem sido acompanhada por um aumento expressivo no aporte de defensivos agrícolas, fenômeno que gera preocupações crescentes quanto à integridade dos recursos hídricos, sobretudo em municípios com elevada densidade produtiva. Diante desse cenário, o presente estudo objetivou analisar o potencial de contaminação da água por agrotóxicos em dez municípios brasileiros de maior relevância agrícola, fundamentando-se em dados oficiais recentes de órgãos como IBGE, MAPA, IBAMA e ANVISA. Para tanto, a pesquisa concentrou-se nas culturas predominantes de soja, milho e algodão, nas quais se observa o uso recorrente de princípios ativos como glifosato, atrazina, 2,4-D e imidacloprido. Sob essa ótica, os resultados evidenciam uma correlação direta entre a intensidade produtiva e a carga química aplicada, indicando uma acentuada vulnerabilidade ambiental nessas regiões. Tal quadro é agravado pelas propriedades físico-químicas desses compostos, notadamente sua persistência, mobilidade e elevado potencial de lixiviação no perfil do solo. Portanto, esse modelo agrícola intensivo amplia os riscos de degradação da qualidade hídrica, o que reforça a necessidade premente de monitoramento ambiental contínuo e da adoção de práticas de manejo mais sustentáveis.

Introdução

A temática da segurança hídrica consolidou-se como um eixo central nas agendas estratégicas globais e nacionais, sendo definida pela prerrogativa de assegurar o acesso sustentável à água em conformidade com padrões de quantidade e qualidade imprescindíveis ao bem-estar social, ao desenvolvimento econômico e à integridade dos ecossistemas (SANTOS; REIS; MENDIONDO, 2020). No cenário brasileiro, dadas as dimensões continentais e a heterogeneidade edafoclimática do território, a gestão dos recursos hídricos assume contornos de elevada complexidade. Tal desafio é exacerbado não apenas pelas disparidades regionais intrínsecas, mas fundamentalmente pela intensificação das pressões antrópicas decorrentes da expansão das fronteiras produtivas e da consequente degradação ambiental.

Nesse panorama, o Brasil consolidou sua posição nas últimas décadas como um dos principais expoentes do setor agropecuário global, destacando-se na produção de *commodities* como soja, milho e algodão, que representam parcela significativa do valor da produção nacional (IBGE, 2024). Esse protagonismo econômico está intrinsecamente vinculado à modernização das práticas no campo e ao uso intensivo de insumos químicos, especialmente os agrotóxicos, amplamente empregados no controle de pragas e no aumento da produtividade (IBAMA, 2024). Este paradigma produtivo remonta historicamente aos preceitos da Revolução Verde, ocorrida a partir das décadas de 1950 e 1960, período marcado pela intensificação da produção agrícola e pela introdução de tecnologias voltadas ao aumento da produtividade, incluindo o uso de compostos químicos sintéticos (RIGOTTO et al., 2014).

Contudo, embora esses avanços tenham contribuído significativamente para a segurança alimentar, o uso contínuo de defensivos passou a exercer pressões severas sobre o equilíbrio ecológico, manifestando-se prioritariamente na contaminação dos recursos hídricos. A dispersão desses compostos no ambiente ocorre por meio de processos como lixiviação, escoamento superficial e deriva, essas dinâmicas favorecem a mobilidade dos princípios ativos tanto para mananciais superficiais quanto para aquíferos subterrâneos (EMBRAPA, 2023). Além disso, a gravidade desse fenômeno é amplificada pela elevada persistência ambiental e pelo potencial de bioacumulação de certas moléculas, fatores que prolongam os danos aos ecossistemas aquáticos e à saúde humana (GOMES et al., 2020; SILVA et al., 2021).

Atualmente, o consumo de agrotóxicos no território brasileiro atinge magnitudes expressivas, ultrapassando centenas de milhares de toneladas anuais e posicionando o país entre os maiores consumidores mundiais desses produtos (RODRIGUES; ARAUJO, 2024). Quanto ao perfil dos defensivos agrícolas utilizados, sobressaem herbicidas de amplo espectro como o glifosato e o 2,4-D, cuja aplicação é onipresente em sistemas de monocultivo. Embora o uso dessas substâncias seja normatizado por órgãos reguladores, a exemplo da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) e Ministério da Agricultura e Pecuária (MAPA), a magnitude de sua dispersão ambiental exige um monitoramento rigoroso. Tal necessidade é acentuada pela elevada persistência do princípio ativo e de seus metabólitos no meio físico, os quais podem permanecer em ecossistemas aquáticos e terrestres por períodos prolongados. Essa estabilidade temporal é variável e depende das condições edafoclimáticas, podendo a

meia-vida desses compostos estender-se por semanas ou meses, o que favorece o acúmulo em sedimentos e a contaminação de aquíferos. Nesse panorama, a vigilância torna-se imperativa, visto que a exposição a esses resíduos, ainda que em baixas concentrações, pode configurar riscos substanciais à saúde humana e à integridade biótica (BRASIL, 2017; BURSZTEJN; BENETTI, 2023).

No que se refere à regulação da qualidade da água para consumo humano, o Brasil adota os parâmetros estabelecidos pela Portaria GM/MS nº 888/2021. Este dispositivo define os limites máximos permitidos para diversas substâncias químicas, com especial atenção aos agrotóxicos de uso sistêmico no campo. Entretanto, a eficácia desse monitoramento e o rigor dos índices vigentes são alvos de frequentes questionamentos técnicos, especialmente quando confrontados com diretrizes internacionais que operam sob níveis de tolerância mais restritivos (BURSZTEJN; BENETTI, 2023). Essa disparidade analítica sugere a necessidade de uma revisão crítica sobre os riscos da exposição crônica a múltiplas moléculas, visto que a persistência de resíduos no sistema de distribuição, ainda que dentro dos limites legais, impõe desafios persistentes à garantia da segurança hídrica e à proteção da saúde pública.

Adicionalmente, a produção agrícola nacional encontra-se fortemente concentrada em polos municipais específicos, os quais respondem por parcela significativa do Valor Bruto da Produção (VBP). Localizados majoritariamente no Centro-Oeste e em áreas de expansão de fronteira, esses municípios consolidaram-se como enclaves de alta performance tecnológica, caracterizados pela intensificação do uso do solo e por uma dependência estrutural de pacotes químicos sintéticos. Essa configuração territorial gera uma carga poluidora de magnitude elevada, superando muitas vezes a capacidade de resiliência dos ecossistemas locais e comprometendo a integridade dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos. Logo, a escala industrial dessas operações implica que a dispersão de contaminantes seja uma constante do metabolismo produtivo regional.

Diante desse cenário, torna-se fundamental compreender a correlação entre a pujança econômica e os impactos sobre a qualidade da água em escala regional. A vulnerabilidade hídrica nessas áreas é agravada pela conectividade entre o manejo agrícola e os sistemas de drenagem natural, por onde o transporte de moléculas persistentes pode atingir áreas de preservação e mananciais de abastecimento. Nesse sentido, o presente estudo objetiva analisar o potencial de contaminação hídrica por agrotóxicos em dez municípios brasileiros de alta performance agrícola, selecionados por sua relevância estratégica no cenário produtivo nacional. A investigação busca identificar os princípios ativos predominantes e discutir suas implicações ambientais, fundamentando-se nas propriedades físico-químicas dessas moléculas e em sua dinâmica no compartimento hídrico.

Material e Métodos

O presente estudo caracteriza-se como uma pesquisa de natureza aplicada, com abordagem quantitativa e qualitativa, de caráter descritivo e exploratório, fundamentada em dados secundários de bases oficiais. Sob esse prisma, o trabalho buscou investigar o potencial de contaminação dos recursos hídricos por agrotóxicos em municípios brasileiros de alta produção agrícola, relacionando a intensidade produtiva ao uso de insumos químicos. A seleção das unidades de análise foi efetuada com base no ranking do Valor Bruto da Produção (VBP), utilizando os dados mais recentes do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). A partir desse parâmetro, priorizaram-se as dez localidades com maior destaque nacional no cultivo de commodities que demandam manejo químico intensivo, como soja, milho e algodão. Tal delimitação permitiu uma análise representativa de diferentes polos produtivos, focando em áreas de maior pressão ambiental.

Para identificar o perfil de uso de agrotóxicos, foram consultadas as bases de dados do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) e do Ministério da Agricultura e Pecuária (MAPA), com recorte temporal concentrado no ano de 2024. Consolidado esse levantamento, identificaram-se os principais ingredientes ativos comercializados, com destaque para produtos de grande volume de vendas, como glifosato, 2,4-D, atrazina e mancozebe. Paralelamente, a avaliação da qualidade da água baseou-se em registros do Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (SISAGUA), onde as informações foram filtradas para identificar a presença desses compostos e possíveis episódios de violação dos padrões legais. Foram analisados fatores que determinam o comportamento ambiental dessas moléculas, como sua capacidade de dissolução e o tempo de permanência no solo, indicadores fundamentais para compreender o risco de contaminação de rios e aquíferos.

Em complemento, utilizaram-se os limites estabelecidos pela Portaria GM/MS nº 888/2021 para verificar a conformidade da água e discutir os riscos à saúde pública. Quanto aos procedimentos de análise, adotou-se a técnica comparativa entre os municípios para identificar padrões de uso e riscos de contaminação, organizando as informações em matrizes de dados para análise descritiva. Por fim, para auxiliar na interpretação espacial do estudo, foi elaborada a representação cartográfica das áreas selecionadas. Essa etapa ajudou a correlacionar a localização geográfica das zonas de produção intensiva com a pressão exercida pelo uso de agrotóxicos sobre os recursos hídricos no território nacional.

Resultados e Discussão

A análise dos dez municípios selecionados, notórios pelo elevado Valor Bruto da Produção (VBP) agrícola, evidencia uma estreita correlação entre a intensificação produtiva e o uso expressivo de agrotóxicos. Sob essa ótica, observa-se que as unidades analisadas se concentram nas principais fronteiras agrícolas do país, com destaque para a região Centro-Oeste. Tais áreas caracterizam-se pela predominância de monoculturas em larga escala, especialmente soja, milho e algodão, sistemas que demandam um manejo químico constante.

A partir dos dados obtidos em bases oficiais, constata-se que os herbicidas constituem a classe de agrotóxicos com maior volume de aplicação nesses territórios, com ênfase no glifosato e no 2,4-D, amplamente empregados no controle de plantas

daninhas em sistemas intensivos. Nesse cenário, compostos como a atrazina e o mancozebe também apresentam relevância, estando associados, respectivamente, ao cultivo de milho e ao manejo de doenças fúngicas.

Tais achados convergem com os relatórios do IBAMA (2024), os quais ratificam esses ingredientes ativos entre os mais comercializados no Brasil, reforçando o quadro de dependência de insumos nesses polos produtivos. Essa dinâmica de uso intensivo amplia o potencial de carreamento dessas moléculas para os corpos hídricos, dadas as suas características de persistência e mobilidade. Diante disso, a conformidade dos parâmetros monitorados frente aos limites da Portaria GM/MS nº 888/2021 torna-se um indicador determinante para avaliar a segurança ambiental e a saúde pública nessas regiões.

Município	Estado	Cultura predominante	Principal agrotóxico	Classe	Potencial de contaminação
Sorriso	MT	Soja/Milho	Glifosato	Herbicida	Alto
Sapezal	MT	Soja/Algodão	2,4-D	Herbicida	Alto
Luís Eduardo Magalhães	BA	Soja/Milho	Atrazina	Herbicida	Médio-Alto
Rio Verde	GO	Soja/Milho	Glifosato	Herbicida	Alto
Campo Novo do Parecis	MT	Algodão/Soja	Mancozebe	Fungicida	Médio
Nova Mutum	MT	Soja/Milho	Glifosato	Herbicida	Alto
Balsas	MA	Soja	2,4-D	Herbicida	Alto
Barreiras	BA	Soja/Algodão	Atrazina	Herbicida	Médio-Alto
Primavera do Leste	MT	Soja/Algodão	Glifosato	Herbicida	Alto
Unaí	MG	Grãos diversos	Glifosato	Herbicida	Médio-Alto

Tabela 01: Municípios de alta produção agrícola e principais agrotóxicos utilizados por estado.
Fonte: Elaborado pelos autores a partir de dados extraídos em IBGE (2024), IBAMA (2024), MAPA (2024) e SISAGUA (2025).

A predominância do glifosato nos municípios analisados vincula-se à sua aplicação extensiva em cultivos geneticamente modificados, como soja e milho. Sob esse prisma, a elevada solubilidade desse composto potencializa o transporte por lixiviação e escoamento superficial, facilitando seu aporte em corpos hídricos em áreas de agricultura intensiva (EMBRAPA, 2023). De maneira análoga, o 2,4-D apresenta mobilidade acentuada no ecossistema, o que viabiliza a contaminação de mananciais superficiais e subterrâneos durante o controle de espécies latifoliadas.

No que tange à atrazina, sua relevância nos resultados decorre da notória persistência ambiental e baixa taxa de degradação, fatores que favorecem sua detecção frequente em águas profundas. Nesse contexto, a estabilidade dessa molécula permite que ela permaneça ativa por longos períodos, ampliando os riscos de contaminação crônica (GOMES et al., 2020). Tal característica torna o monitoramento hídrico ainda mais crítico, dado que a cinética de degradação lenta dificulta a autodepuração dos sistemas afetados.

Em contrapartida, o mancozebe, embora apresente menor mobilidade que os herbicidas citados, demanda atenção por sua complexidade toxicológica. A esse respeito, a literatura indica que sua degradação gera metabólitos como a etilenotiouréia, de elevada relevância biológica (BURSZTEJN; BENETTI, 2023). Esse cenário demonstra que o impacto ambiental desses insumos transcende a molécula original, abrangendo produtos de transformação que podem comprometer a qualidade da água e a saúde pública.

A análise dos dados evidencia que municípios com maior intensidade agrícola tendem a apresentar elevado potencial de contaminação hídrica, especialmente aqueles caracterizados pela predominância de monoculturas e pelo uso intensivo de herbicidas. Nesse prisma, tal padrão reforça a relação direta entre o modelo produtivo adotado e a pressão exercida sobre os recursos naturais, corroborando estudos que apontam a agricultura intensiva como uma das principais fontes de poluição difusa no meio ambiente.

No que tange à dinâmica do uso do solo, essa intensificação pode ser observada de forma detalhada no município de Sorriso (MT), por meio da distribuição espacial das classes de uso e cobertura da terra. Conforme ilustrado no mapa, as áreas em tonalidade rosa claro representam predominantemente o cultivo de soja, ao passo que as tonalidades em rosa escuro indicam outras culturas agrícolas temporárias. Tal configuração espacial denota a hegemonia da monocultura e a limitada diversificação de espécies na região, fatores que consolidam o padrão de produção intensiva e a consequente demanda elevada por insumos químicos.

Por conseguinte, a vasta extensão territorial ocupada por esses cultivos gera reflexos socioambientais que transcendem o limite das propriedades rurais. A homogeneização da paisagem compromete a soberania alimentar e pressiona a agricultura familiar, enquanto a lixiviação de ativos para os mananciais estabelece um risco sistêmico. É imperativo notar que esse impacto não se restringe às populações do campo; a conectividade hidrológica transporta esses resíduos para jusante, atingindo as captações de sistemas de abastecimento que atendem os centros urbanos. Assim, a contaminação hídrica converte-se em um problema de saúde pública coletiva, afetando moradores da cidade que, muitas vezes, desconhecem a origem e a vulnerabilidade da água que consomem.

Ademais, a exposição ambiental contínua a moléculas persistentes sugere uma carga de resíduos cumulativa, o que pode resultar em um aumento nos gastos públicos com seguridade social e tratamentos de saúde para agravos crônicos em toda a rede urbana e rural. Diante desse cenário, a especialização produtiva observada cartograficamente estabelece uma vulnerabilidade socioeconômica e sanitária de escala regional. Em última análise, essa realidade exige estratégias de vigilância mais robustas e integradas aos dados do SISAGUA, assegurando que a conformidade frente aos limites da Portaria GM/MS nº 888/2021 seja mantida como um direito fundamental de todos os cidadãos, independentemente de sua localização geográfica.

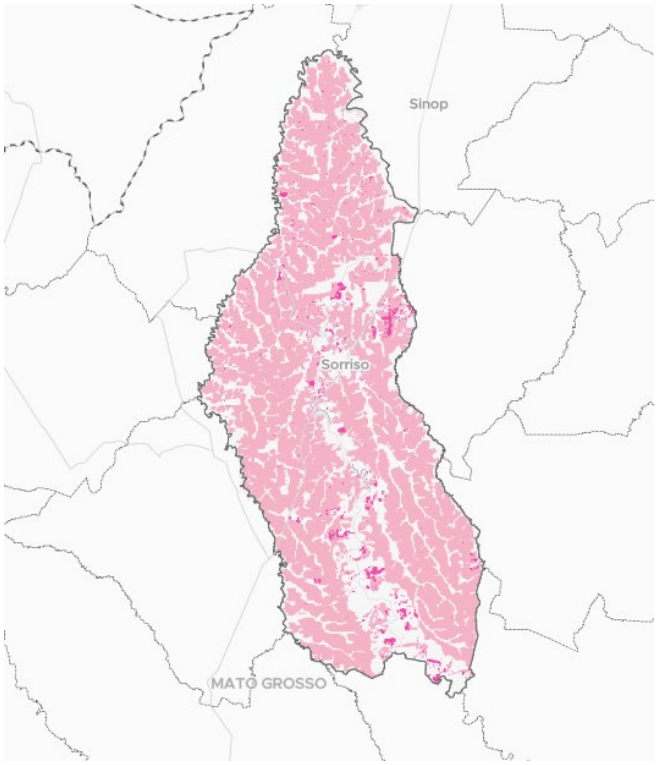


Figura 01: Uso e cobertura da terra no município de Sorriso (MT), com predominância de áreas destinadas ao cultivo de soja (rosa claro) e outras culturas agrícolas temporárias (rosa escuro).
Fonte: Adaptado de MapBiomas (2024).

Além disso, os parâmetros da Portaria GM/MS nº 888/2021 revelam que as concentrações de agrotóxicos raramente excedem os limites permitidos. Contudo, a detecção recorrente de múltiplos resíduos em baixos teores desperta preocupação quanto aos efeitos cumulativos da exposição crônica. Tal cenário torna-se particularmente crítico pelo fato de a legislação brasileira avaliar os compostos de forma isolada. Nesse sentido, o modelo atual negligencia os possíveis efeitos sinérgicos entre diferentes substâncias presentes simultaneamente na água.

Por fim, a distribuição espacial dos municípios analisados ratifica a concentração das áreas de maior risco em regiões de expansão do agronegócio, reforçando a necessidade de monitoramento contínuo da qualidade da água nessas localidades. Sob esse enfoque, a integração entre dados produtivos, uso de defensivos e indicadores ambientais constitui uma ferramenta estratégica. Dessa forma, essa análise conjunta torna-se essencial para subsidiar políticas públicas voltadas à gestão sustentável dos recursos hídricos.

Os resultados obtidos neste estudo evidenciam uma relação direta entre a intensificação da produção agrícola e o aumento do potencial de contaminação dos recursos hídricos por agrotóxicos em municípios brasileiros de alta produtividade. A predominância de monoculturas, especialmente de soja, associada ao uso intensivo de herbicidas como glifosato e 2,4-D, configura um cenário de elevada pressão ambiental, sobretudo em regiões consolidadas e em expansão do agronegócio, como o Centro-Oeste e o MATOPIBA.

A análise comparativa dos municípios selecionados demonstrou que o modelo produtivo adotado, baseado na agricultura em larga escala e na dependência de insumos químicos, contribui significativamente para o risco de contaminação hídrica, seja por meio de processos como lixiviação e escoamento superficial, seja pela persistência e mobilidade de determinados compostos no ambiente. Ademais, a presença recorrente de múltiplos resíduos de agrotóxicos, ainda que em concentrações inferiores aos limites estabelecidos pela legislação vigente, levanta preocupações quanto aos efeitos cumulativos e à exposição crônica da população.

A utilização de ferramentas complementares, como a análise espacial por meio de mapas de uso e cobertura da terra, permitiu evidenciar de forma visual a intensificação do uso do solo, com destaque para o município de Sorriso (MT), onde se observa a predominância de áreas agrícolas voltadas à monocultura. Essa abordagem reforça a importância da integração entre dados quantitativos e representações espaciais na compreensão dos impactos ambientais associados à atividade agrícola.

Diante desse cenário, destaca-se a necessidade de fortalecimento das políticas públicas voltadas ao monitoramento da qualidade da água, bem como da revisão contínua dos limites máximos permitidos para agrotóxicos, considerando não apenas a exposição individual aos compostos, mas também seus efeitos combinados. Além disso, torna-se fundamental incentivar práticas agrícolas mais sustentáveis, como o manejo integrado de pragas e a redução do uso de insumos químicos, visando minimizar os impactos ambientais e promover a conservação dos recursos hídricos.

Por fim, o presente estudo contribui para a compreensão das relações entre produção agrícola intensiva e qualidade ambiental, oferecendo subsídios relevantes para a tomada de decisão e para o desenvolvimento de estratégias que conciliem produtividade agrícola e sustentabilidade, especialmente em regiões de elevada importância econômica e ambiental no território brasileiro.

Considerações Finais

O presente trabalho consolidou uma análise crítica sobre o monitoramento de agrotóxicos em sistemas de abastecimento no Brasil, evidenciando descompassos profundos entre a legislação vigente e a realidade das práticas agrícolas intensivas. De forma inequívoca, os achados demonstram que a Portaria de Potabilidade da Água (GM/MS nº 888/2021) apresenta lacunas técnicas significativas, especialmente quanto ao número reduzido de substâncias monitoradas e à permissividade dos limites residuais em comparação aos padrões internacionais. Esta fragilidade regulatória reflete-se em uma contaminação sistêmica dos recursos hídricos, com clara vulnerabilidade das bacias hidrográficas situadas em polos de intensa atividade agroindustrial, conforme atestam os dados do SISAGUA.

Adicionalmente, a morosidade na reavaliação toxicológica de compostos como o glifosato perpetua um modelo que prioriza a escala produtiva em detrimento da segurança hídrica e do equilíbrio dos ecossistemas. Para além do dano ambiental, esse cenário desencadeia impactos sociais que extrapolam as fronteiras do campo, atingindo não apenas as populações rurais, mas também os grandes centros urbanos através da rede de distribuição de água. Essa dinâmica configura uma injustiça ambiental sistêmica, onde o ônus da exposição crônica a múltiplos resíduos é socializado entre toda a população, enquanto o benefício econômico permanece concentrado no setor produtivo.

Diante desse cenário, este estudo estabelece um marco para que investigações futuras transcendam a avaliação isolada de ativos e foquem na toxicologia de misturas. Uma vez que a detecção concomitante de múltiplos resíduos é frequente, torna-se imperativo investigar os efeitos sinérgicos desses agrotóxicos na saúde humana e na biota aquática. Sob o prisma geoespacial, a integração de ferramentas de sensoriamento remoto e inteligência artificial surge como uma estratégia essencial para prever zonas de sacrifício ambiental, especialmente em regiões de fronteira agrícola como o MATOPIBA.

Portanto, a segurança hídrica nacional demanda uma revisão imediata das políticas de potabilidade, acompanhada do incentivo a modelos de produção agroecológicos que assegurem a sustentabilidade do desenvolvimento rural. Em última análise, este trabalho espera contribuir como um subsídio técnico para futuras ações de vigilância e para o desenvolvimento de tecnologias de tratamento mais robustas. Portanto, pretende-se converter o diagnóstico em ação, fomentando soluções que salvaguardem a saúde coletiva e a resiliência dos ecossistemas aquáticos diante das pressões exercidas pela expansão das fronteiras produtivas no país.

Agradecimentos

Os autores expressam profunda gratidão à Professora Andréa Fagundes Ferreira Chaves, cujo direcionamento estratégico e acompanhamento contínuo proveram a bússola essencial para o rigor analítico deste estudo. Aliado a esse suporte, este reconhecimento estende-se à Universidade do Estado do Pará (UEPA), instituição fundamental que viabilizou o ambiente acadêmico e o apoio institucional imprescindíveis para a conclusão bem-sucedida deste trabalho.

Referências Bibliográficas

BRASIL. Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA). **Glifosato prossegue sob análise na Anvisa. Brasília, DF, 2017.** Acesso em: 8 nov. 2025.

BRASIL. Ministério da Saúde. **SISAGUA – Painel de Dados Semestrais de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano.** Brasília, DF, 2025. Disponível em: https://infoms.saude.gov.br/extensions/SEIDIGI_DEMAS_SISAGUA_MENU_SEMESTRAL/SEIDIGI_DEMAS_SISAGUA_MENU_SEMESTRAL.html. Acesso em: 11 nov. 2025.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (SISAGUA).** Brasília, DF, 2025. Disponível em: https://ads.saude.gov.br/servlet/mstrWeb?src=mstrWeb.3140&evt=3140&hiddensections=header%2Cpath%2CdockTop%2CdockLeft%2Cfooter&currentViewMedia=1&visMode=0&documentID=BEBAA98511EBD4A500000080EF55555A&Server=SRVBIPDF03&Port=0&Project=DMSISAGUA&. Acesso em: 11 nov. 2025.

BURSZTEJN, Sara; BENETTI, Antônio Domingues. **Monitoramento de agrotóxicos em sistemas de abastecimento de água: uma análise comparada entre a Portaria n.º 888/2021 e as Diretivas Internacionais.** Águas Subterrâneas, Porto Alegre, v. 37, n. 3, p. e-30220, 2023. DOI: https://doi.org/10.14295/ras.v37i3.30220. Disponível em: https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/30220. Acesso em: 11 nov. 2025.

CARNEIRO, Fernando Ferreira et al. (org.). **Dossiê ABRASCO: um alerta sobre os impactos dos agrotóxicos na saúde.** Rio de Janeiro: Fiocruz: EPSJV; São Paulo: Expressão Popular, 2015. 624 p. Disponível em: https://abrasco.org.br/download/dossie-abrasco-um-alerta-sobre-os-impactos-dos-agrotoxicos-na-saude/. Acesso em: 11 nov. 2025.

EMBRAPA. **Agrotóxicos no Brasil – Dinâmica.** Brasília, DF, 2025. Disponível em: https://www.embrapa.br/agencia-de-informacao-tecnologica/tematicas/agricultura-e-meio-ambiente/qualidade/dinamica/agrotoxicos-no-brasil. Acesso em: 8 nov. 2025.

EMBRAPA. **Impactos ambientais do uso de agrotóxicos.** Brasília, DF, 2023.

GOMES, M. A. F. et al. **Transporte de agrotóxicos no ambiente.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola, [S. l.], 2020.

IBAMA. **Relatório de comercialização de agrotóxicos.** Brasília, DF, 2024.

IBGE. **Produção Agrícola Municipal.** Rio de Janeiro, 2024.

INFOAMAZÔNIA. **Campeão no uso de agrotóxicos, Mato Grosso tem municípios agrícolas com maior risco de mortes fetais e anomalias em bebês.** [S. l.], 2 set. 2024. Disponível em: https://infoamazonia.org/2024/09/02/campeao-no-uso-de-agrotoxicos-mato-grosso-tem-municipios-agricolas-com-maior-risco-de-mortes-fetais-e-anomalias-em-bebes/. Acesso em: 11 nov. 2025.

MAPA. **Ministério da Agricultura e Pecuária.** Dados agrícolas nacionais. Brasília, DF, 2024.

MAPBIOMAS. **Projeto MapBiomas – Coleção de Mapas de Uso e Cobertura da Terra do Brasil: Sorriso (MT).** [S. l.], 2023. Disponível em: https://mapbiomas.org. Acesso em: 11 nov. 2025.

PERES, Frederico; MOREIRA, Josino Costa; DUBOIS, Gaetan Serge. **Agrotóxicos, saúde e ambiente: uma introdução ao tema.** In: PERES, Frederico; MOREIRA, Josino Costa (org.). É veneno ou é remédio?: agrotóxicos, saúde e ambiente. Rio de Janeiro: Editora FIOCRUZ, 2003. p. 21-41. Disponível em: https://books.scielo.org/id/sg3mt/pdf/peres-9788575413173-03.pdf. Acesso em: 11 nov. 2025.

PIGNATI, Wanderlei Antonio; LIMA, Fernanda Aparecida Nogueira de; LARA, Sílvia Sales. **Distribuição espacial do uso de agrotóxicos no Brasil: uma ferramenta para vigilância em saúde.** Ciência & Saúde Coletiva, Rio de Janeiro, v. 22, n. 10, p. 3281–3293, 2017. DOI: https://doi.org/10.1590/1413-812320172210.17742017. Disponível em: https://www.scielo.br/j/csc/a/grrnnBRDjmtcBhm6CLprQvN/?lang=pt. Acesso em: 11 nov. 2025.

RIGOTTO, Raquel Maria et al. **Agrotóxicos, saúde e ambiente: uma introdução ao tema.** [S. l.: s. n.], 2014. Disponível em: https://conflitosambientaismg.lcc.ufmg.br/wp-content/uploads/2014/04/TAMC-RIGOTTO_Raquel_-_Agrotoxicos.pdf. Acesso em: 11 nov. 2025.

SANTOS, Alessandra Campos dos; REIS, Alan; MENDIONDO, Eduardo Mario. **Segurança hídrica no Brasil: situação atual, principais desafios e perspectivas futuras.** Revista DAE, [S. l.], v. 68, n. 225, p. 11-20, jan./mar. 2020. DOI: https://doi.org/10.36659/dae.2020.060. Disponível em: https://revistadae.com.br/site/artigo/1882-Seguranca-hidrica-no-Brasil-situacao-atual,-principais-desafios-e-perspectivas-futuras-. Acesso em: 11 nov. 2025.

SILVA, V. et al. **Pesticide residues in water and environmental impacts.** Environmental Science Journal, [S. l.], 2021.

MONITORAMENTO DA BALNEABILIDADE NA REPRESA DO GUARAPIRANGA – REGIÃO METROPOLITANA DE SÃO PAULO

1 Cintia Elena Nicolau, 2 Mariana Rodrigues Ribeiro dos Santos
1 UNICAMP, e-mail: cintiaelenan@yahoo.com.br; 2 UNICAMP, e-mail: mrrs@unicamp.br

Palavras-chave: Recursos hídricos; turismo; mananciais

Resumo

O turismo constitui um fenômeno de grande relevância econômica, social e cultural, atuando como vetor de desenvolvimento regional e dinamização das economias locais. Contudo, sua expansão, especialmente em áreas urbanizadas e com alta sazonalidade populacional, pode intensificar pressões sobre os recursos naturais e a infraestrutura urbana, com destaque para os sistemas de saneamento básico. Nesse contexto, a qualidade ambiental, particularmente dos recursos hídricos, torna-se um fator determinante tanto para a saúde pública quanto para a manutenção da atratividade turística. Este trabalho teve como objetivo analisar a relação entre saneamento básico e turismo, utilizando como estudo de caso a Represa do Guarapiranga, localizada na Região Metropolitana de São Paulo, importante manancial de abastecimento público e espaço de lazer e recreação. A metodologia adotada baseou-se na análise de dados secundários provenientes do programa de monitoramento da balneabilidade conduzido pela CETESB, considerando dez pontos distribuídos ao longo da represa. Foram avaliadas as classificações do Índice de Balneabilidade (IB) referentes aos anos de 2022, 2023 e 2024, publicadas nos relatórios anuais de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo nos respectivos anos seguintes. A classificação dos pontos foi realizada com base em parâmetros microbiológicos, sobretudo na concentração de *Escherichia coli*, indicador de contaminação por esgoto doméstico e da presença de patógenos. Os resultados evidenciaram um cenário crítico e persistente de degradação da qualidade da água, com predominância de classificações “regular”, “péssima” e “ruim” ao longo de todo o período analisado. Destaca-se a ausência de registros nas categorias “boa” e “ótima”, o que indica inadequação generalizada para o contato primário. Além dos impactos ambientais, a baixa qualidade da água implica riscos diretos à saúde pública, favorecendo a ocorrência de doenças de veiculação hídrica, como gastroenterites, hepatite A e outras infecções, ao mesmo tempo em que compromete o uso recreativo da represa e reduz seu potencial turístico. Dessa forma, evidencia-se a estreita relação entre saneamento, qualidade ambiental e viabilidade das atividades turísticas. Conclui-se que a recuperação e a preservação da Represa do Guarapiranga dependem de ações integradas de planejamento urbano, ampliação e melhoria dos serviços de saneamento básico, controle da ocupação do solo e implementação de políticas públicas voltadas à gestão sustentável dos recursos hídricos. Ademais, o monitoramento contínuo da balneabilidade mostra-se uma ferramenta essencial para subsidiar a tomada de decisões, identificar áreas prioritárias para intervenção e promover a articulação entre conservação ambiental, saúde pública e desenvolvimento turístico.

Introdução

O turismo é um fenômeno cultural, social e econômico que envolve o deslocamento de pessoas para fora de seu ambiente habitual, gerando gasto em atividades como lazer e negócios. Com o tempo, o setor tem crescido de forma contínua, tornando-se um dos mais dinâmicos da economia global. Ele contribui de maneira significativa para o comércio internacional e para as receitas dos países, embora eventos recentes como a pandemia de Covid-19 tenham interrompido temporariamente esse crescimento, de acordo com Amoiradis (2021).

Além de seus efeitos econômicos, o turismo está intimamente ligado ao desenvolvimento regional e às transformações socioculturais nas comunidades anfitriãs. Segundo Amoiradis (2021), a interação entre turistas e moradores influencia aspectos sociais e culturais das localidades receptoras, moldando a identidade social, o capital cultural e as relações comunitárias; os impactos socioculturais positivos incluem maior valorização cultural, intercâmbio de costumes, fortalecimento da identidade local, oportunidades de inclusão social e incremento das opções de lazer. Por outro lado, também podem ocorrer impactos negativos, como sobrecarga da infraestrutura local, enfraquecimento de valores tradicionais, mudança nos estilos de vida locais, aumento do individualismo e ameaça às identidades culturais e práticas comunitárias tradicionais

De acordo com Ramos (2022), observa-se um aumento da pressão sobre os recursos naturais em meio à sazonalidade populacional ao longo do ano decorrente do turismo, sendo esse fenômeno especialmente evidente em áreas que recebem um grande fluxo de visitantes. Embora o acréscimo na demanda por água provocada pela presença de população temporária seja de caráter provisório, ele gera impactos substanciais sobre os serviços de abastecimento e a disponibilidade hídrica, intensificando os desafios de gestão e reduzindo a capacidade das redes de água de atender de forma eficiente tanto os residentes quanto os picos de consumo ocasionados pelo turismo. Nesse sentido, o saneamento básico em municípios turísticos assume uma problemática singular, uma vez que esses locais precisam garantir não apenas infraestrutura adequada para a população permanente, mas também adaptar-se às exigências impostas pelo aumento sazonal de usuários. A pressão exercida sobre os serviços de água, esgoto e manejo de resíduos sólidos tende a se intensificar durante os períodos de maior movimento turístico, o que impõe desafios específicos à manutenção de sistemas eficientes e sustentáveis.

A contaminação de corpos hídricos configura-se como uma problemática global, intensificada pelos processos de urbanização e industrialização não acompanhados de uma gestão eficaz dos efluentes gerados. Em localidades turísticas, essa situação tende a se agravar em períodos de alta temporada, em razão do aumento expressivo da população flutuante. Tal

crescimento sazonal acarreta elevação na demanda por recursos naturais, sobretudo água potável, e resulta na intensificação da geração e do lançamento de efluentes nos ambientes aquáticos, frequentemente sem o devido tratamento, comprometendo a qualidade da água e a sustentabilidade ambiental local (CAMARGO et al, 2020).

A ausência ou a insuficiência de infraestrutura urbana adequada, resultante de processos desordenados de urbanização, pode gerar impactos ambientais significativos, com reflexos diretos sobre a saúde pública, conforme Almeida, Cota & Rodrigues (2020). A deficiência nos sistemas de saneamento básico, incluindo o abastecimento de água potável, a coleta e o tratamento de esgoto, favorece a ocorrência de doenças de veiculação hídrica, como diarreias infecciosas, hepatite A e leptospirose. Ademais, condições inadequadas de manejo ambiental propiciam a proliferação de vetores de arboviroses, como o *Aedes aegypti*, transmissor da dengue, *chikungunya* e Zika vírus.

Os componentes do saneamento são fundamentais para assegurar condições sanitárias adequadas nos municípios, estando diretamente ligados à qualidade de vida da população. Além disso, um sistema de saneamento eficiente contribui para a conservação de atrativos turísticos, especialmente os de caráter natural. Estudos do Instituto Trata Brasil *apud* Amorim (2020) indicam que o turismo não se desenvolve satisfatoriamente em regiões que apresentam deficiências no saneamento, pois a contaminação ambiental resultante da falta de coleta e tratamento de esgoto pode comprometer ou até mesmo eliminar o potencial turístico de uma localidade. Locais com infraestrutura adequada de redes de água e de coleta e tratamento de esgoto tendem a registrar maior volume de atividades turísticas, enquanto municípios que carecem dessas instalações apresentam uma menor proporção da população empregada no setor de turismo, o que reduz oportunidades tanto para trabalhadores quanto para empreendedores locais.

Segundo Sun & Liu (2020), o desenvolvimento sustentável do turismo depende do equilíbrio entre três dimensões: material (uso de recursos e geração de resíduos), humana (atividades turísticas e seus impactos) e ambiental (capacidade dos ecossistemas de suportar pressões antrópicas). No caso de destinos cuja principal atratividade está ligada ao ambiente aquático, a manutenção da qualidade da água é fundamental. A degradação hídrica tende a afastar turistas, reduzir os benefícios econômicos e comprometer a qualidade de vida das comunidades locais, enquanto a preservação ambiental fortalece a atividade turística e seus efeitos positivos a longo prazo.

Na porção superior e à leste do Rio Tietê, está a Bacia Hidrográfica do Alto Tietê (BHAT), a Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGHRI) 6, que abrange a área drenada pelo Rio Tietê, desde sua nascente, no município de Salesópolis, até a Barragem de Rasgão. Segundo FABHAT (2019), essa bacia compreende uma região amplamente urbanizada, formada por 35 municípios integrados, que em grande parte coincide com a Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), constitui uma das áreas de maior complexidade socioambiental do país, tornando a gestão territorial e dos recursos hídricos um desafio contínuo. Nessa região, o Tietê recebe grande carga de poluentes oriundos de atividades domésticas, industriais e urbanas.

A bacia abriga cerca de 21 milhões de habitantes distribuídos em uma área de 5.775,12 km², sendo mais de 50% desse território ocupado por zonas de proteção de mananciais. Situada em uma região de cabeceiras, a BHAT apresenta disponibilidade hídrica naturalmente limitada. Essa condição é agravada por fatores como o elevado consumo de água, decorrente da intensa urbanização, e pela poluição dos corpos d'água, o que compromete de forma permanente a segurança hídrica da região. Devido ao intenso processo de urbanização ocorrido ao longo do último século, a bacia apresenta regimes hidráulicos e hidrológicos altamente complexos, resultantes das significativas alterações ambientais e estruturais provocadas pela expansão urbana. Destaca-se na bacia o Rio Pinheiros, formado pela confluência do Rio Guarapiranga (que abriga a Represa Guarapiranga) com o Rio Jurubatuba ou Rio Grande, onde se localiza a Represa Billings.

Conforme descrito por Helou & Silva (1988) *apud* SABESP (2008), a construção da Represa do Rio Guarapiranga — um dos principais formadores do Rio Pinheiros — começou em 1906, sob a responsabilidade da The São Paulo Tramway, Light and Power Company (Light), que, naquele período, possuía a concessão para a geração e distribuição de energia elétrica, além de operar os serviços de iluminação pública e transporte coletivo. A Figura 01 mostra uma vista panorâmica da construção da barragem da Represa do Guarapiranga.

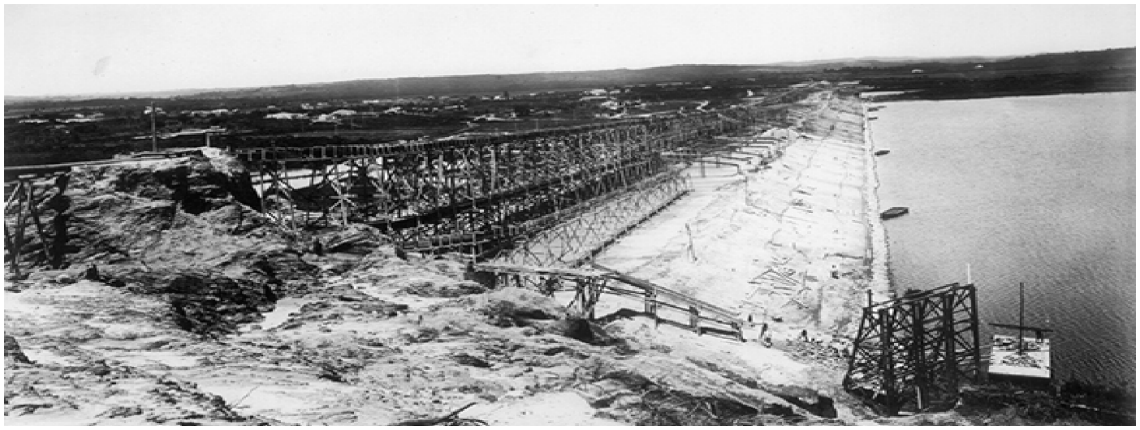


Figura 01. Vista panorâmica da construção da barragem da Represa Guarapiranga, antes denominada Represa de Santo Amaro.
Fonte: ALÔ TATUAPÉ (2023), foto de 1908.

Segundo SABESP (2007) *apud* SABESP (2008), após a construção da represa, a região da zona sul de São Paulo passou por intensas transformações, impulsionadas pelo caráter recreativo assumido pela represa, que passou a atrair grande número de visitantes. Esse novo uso influenciou diretamente as formas de ocupação do solo e as atividades econômicas locais, estimulando a instalação de clubes e bares. Nas décadas de 1920 e 1930, a própria imprensa já promovia as praias da represa, onde famílias costumavam passear e fazer *footing* (passeios a pé, termo do século XX) nos fins de semana. Diante desse potencial de lazer, a Light implantou, em julho de 1913, uma linha de bondes destinada ao transporte de visitantes, conectando o centro de Santo Amaro ao centro da cidade de São Paulo. A Figura 02 apresenta uma foto histórica de velas na Represa do Guarapiranga.



Figura 02. Velas na Represa do Guarapiranga.
Fonte: Acervo de sócios do Yatch Clube Santo Amaro (ALÔ TATUAPÉ, 2023).

O aproveitamento das águas da Represa Guarapiranga para o abastecimento público da cidade de São Paulo teve início em 1928, após negociações entre o governo e a empresa Light, conforme registra a SABESP (2008). O primeiro trecho do sistema foi inaugurado em 1929, marcando um avanço significativo na infraestrutura de abastecimento da capital.

Entretanto, já em 1937, segundo a SABESP (2008), a poluição do manancial começou a se tornar um problema crescente. O aumento do crescimento populacional nas margens da represa, aliado à ocupação desordenada, à instalação de restaurantes e ao uso recreativo das praias artificiais, comprometeu gradualmente a qualidade da água da Guarapiranga, situação que se agravaria nas décadas seguintes. A Figura 03 apresenta uma vista aérea da Represa do Guarapiranga.



Figura 03. Represa do Guarapiranga ao fundo, à direita.
Fonte: SABESP (2025).

O crescimento das atividades turísticas, especialmente em áreas urbanas e periurbanas, torna cada vez mais importante entender como o turismo se relaciona com a qualidade ambiental e com a infraestrutura de saneamento básico. Nesse cenário, a Represa do Guarapiranga, na Região Metropolitana de São Paulo, tem grande destaque por ser, ao mesmo tempo, um importante manancial para abastecimento público, para produção de energia elétrica e um espaço utilizado para lazer e turismo, com atividades como esportes aquáticos e recreação.

No entanto, a ocupação desordenada ao longo dos anos em seu entorno, somada à deficiência na coleta e no tratamento de esgoto, tem prejudicado significativamente a qualidade da água da represa. Esse problema afeta não apenas o meio ambiente,

mas também a saúde da população e o próprio uso turístico do local, já que a qualidade da água é fundamental para garantir segurança nas atividades recreativas.

Diante disso, analisar os dados de balneabilidade se mostra fundamental para entender a situação ambiental da represa e avaliar, ainda que indiretamente, a eficiência das ações de saneamento. Além disso, o estudo contribui para a reflexão sobre os desafios da gestão dos recursos hídricos e pode apoiar o planejamento de políticas públicas voltadas ao uso sustentável da represa, conciliando preservação ambiental, turismo e qualidade de vida.

Objetivos

O presente trabalho tem como objetivo geral analisar a balneabilidade da Represa do Guarapiranga e sua relação com as condições de saneamento e o uso turístico.

Além disso, o trabalho tem como objetivos específicos:

- Analisar a classificação da balneabilidade nos pontos monitorados entre 2022 e 2024;
- Identificar a predominância de condições próprias ou impróprias para banho;
- Relacionar os resultados observados com a qualidade ambiental.

Material e Métodos

O presente trabalho apresenta uma pesquisa bibliográfica e qualitativa com os dados de monitoramento da balneabilidade obtidos pela CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo). Anualmente, a CETESB publica o relatório Qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo, com base nos dados do ano anterior.

No contexto da Região Metropolitana de São Paulo, a Represa do Guarapiranga figura como um espaço de múltiplos usos (abastecimento público, atividades recreativas e práticas turísticas), o que exige instrumentos de monitoramento capazes de diagnosticar a qualidade ambiental e orientar políticas públicas. Entre esses instrumentos, o programa de monitoramento da balneabilidade conduzido pela CETESB destaca-se por fornecer dados sistemáticos e comparáveis ao longo do tempo, permitindo a avaliação integrada dos impactos do saneamento básico sobre a viabilidade turística do reservatório.

O conceito de balneabilidade refere-se à adequação de corpos d'água para o contato primário, especialmente atividades como natação, esportes aquáticos e lazer em praias e margens. A CETESB utiliza parâmetros microbiológicos — principalmente a concentração de *Escherichia coli* — para classificar os pontos monitorados como próprios ou impróprios para banho. Essa classificação sintetiza de maneira acessível ao público um conjunto complexo de processos ambientais relacionados ao lançamento de esgoto doméstico, ocupação urbana desordenada, falhas de infraestrutura de saneamento e condições hidrológicas do corpo hídrico.

A CETESB publica a classificação anual, sendo ótima, boa, regular, ruim ou péssima, de acordo com o tempo que foi classificada como própria ou imprópria para a balneabilidade, conforme a Figura 04.

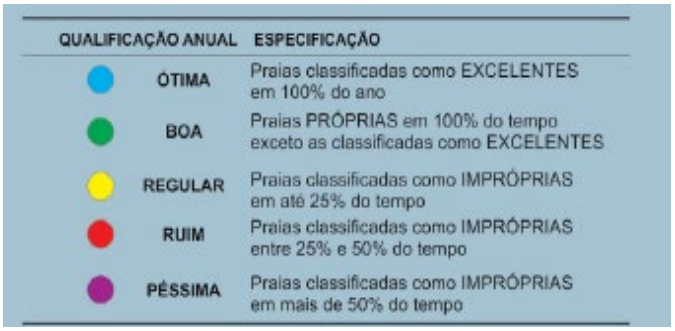


Figura 04. Legenda da classificação anual do IB da CETESB.
Fonte: Adaptado de SÃO PAULO / CETESB (2025), página 71.

A CETESB monitora 10 pontos de balneabilidade na represa do Guarapiranga (SÃO PAULO / CETESB, 2025). O presente trabalho analisou os dados de balneabilidade nos 10 pontos da Represa do Guarapiranga nos três últimos relatórios anuais da CETESB, a saber:

- GUAR 00051 – Na praia do Bairro do Crispim;
- GUAR 00101 – Praia Dedo de Deus, em M'Boi Mirim;
- GUAR 00301 – Praia Miami Paulista (Aracati);
- GUAR 00401 – Na Marina Guaraci;
- GUAR 00452 – Prainha do Jardim Represa / Hidroavião;
- GUAR 00502 – Clube de Campo Castelo;
- GUAR 00602 – Praia no Restaurante Interlagos / Guarujapiranga;
- GUAR 00611 – No Píer da Escola de Esportes Náuticos Wind Clube;
- GUAR 00702 – Marina Guarapiranga / Praia do Sol;
- GUAR 00751 – Em frente ao Píer do Yacht Club Paulista.

Resultados e Discussão

O monitoramento da balneabilidade da Represa do Guarapiranga funciona como um indicador sensível dos efeitos do saneamento. A presença de elevados níveis de coliformes termotolerantes, por exemplo, é diretamente associada à entrada de efluentes (que podem vir de pontos de lançamentos formais e informais) sem tratamento provenientes das bacias urbanizadas no entorno do reservatório. Quando tais indicadores se mantêm elevados por longos períodos, revelam que as políticas de coleta e tratamento de esgoto, drenagem urbana e/ou manejo de ocupações irregulares não estão sendo suficientes para assegurar a integridade ambiental da represa. Fazendo um comparativo com o estudo de Pessoa *et al* (2016), que analisaram a qualidade da água durante dois períodos de feriados, sendo um na estação chuvosa (abril) e o outro na estação seca (setembro), além das férias escolares (julho), em um balneário de Ajuruteua, Estado do Pará. Eles coletaram dados de maré, ondas, precipitação, coliformes termotolerantes e quantidade de turistas, que estiveram mais presentes no período de seca em julho e depois em setembro. Em julho, com o alto número de turistas, a água apresentou níveis não seguros e não estava própria para banho. Isso posto, concluíram que medidas de gestão e saneamento básico são imprescindíveis para melhorar a qualidade da água e de vida da população local e dos turistas.

Ambientes classificados como impróprios para banho geram riscos sanitários, incluindo gastroenterites, doenças de veiculação hídrica e infecções diversas, o que pode comprometer a atratividade do local e limitar seu potencial econômico. Assim, o monitoramento fornece informações quantitativas que permitem estabelecer correlações diretas entre o estado do saneamento básico na bacia do Guarapiranga e a viabilidade das atividades turísticas. Os serviços de saneamento básico exercem um papel essencial no controle da transmissão de agentes patogênicos veiculados pela água, com destaque para os vírus causadores de gastroenterites agudas e hepatites. Segundo Prado & Miagostovich (2014), dentre os principais vírus de relevância para a saúde pública, destacam-se os vírus das hepatites A, rotavírus, norovírus, adenovírus e enterovírus, frequentemente associados à contaminação de diversos ecossistemas aquáticos no Brasil. A elevada presença desses patógenos no ambiente está diretamente relacionada às precárias condições sanitárias de muitas comunidades, seja pela ausência de cobertura dos serviços de saneamento, seja pela ineficiência de tecnologias tradicionais na remoção ou redução da carga viral em águas e esgotos.

Os dados gerados permitem mapear espacialmente os pontos com maior incidência de contaminação microbiológica. Esse mapeamento espacial possibilita identificar *hotspots* de degradação ambiental, orientando gestores públicos e pesquisadores a investigar as fontes de poluição e priorizar intervenções de saneamento em áreas críticas. Segundo Prado & Miagostovich (2014), ainda que a mensuração direta dos efeitos da contaminação ambiental sobre a incidência e prevalência de doenças infecciosas nas populações seja desafiadora, diversos estudos apontam um aumento significativo dos riscos à saúde em cenários de vulnerabilidade ambiental — especialmente na ausência de água potável, de redes de esgotamento sanitário, de coleta adequada de resíduos sólidos e condições mínimas de habitação. Verifica-se que o acesso ao saneamento básico, em especial ao esgotamento sanitário, permanece desigual no Brasil e está intimamente ligado à qualidade de vida da população.

O monitoramento contínuo permite análises temporais, revelando tendências sazonais ou anuais que podem interferir na atividade turística. Por exemplo, pode haver piora sistemática da balneabilidade durante períodos de maior pluviosidade, quando o escoamento superficial carrega resíduos orgânicos e sedimentos para o reservatório. Essa variabilidade temporal pode ser utilizada para planejar temporadas de uso recreativo, orientar práticas de gestão de águas pluviais e programar ações de limpeza ou contenção em períodos de maior risco. Ao mesmo tempo, a melhoria gradual de indicadores em determinados pontos pode ser associada a obras de ampliação de redes de esgoto, programas de regularização fundiária ou ações de desassoreamento, fortalecendo a relação positiva entre investimentos em saneamento e mais oportunidades de lazer aquático. Segundo Sun & Liu (2020), a atividade turística, ao buscar maior conforto e infraestrutura para os visitantes, frequentemente implica intervenções no ambiente natural e gera diferentes tipos de poluentes. Entre os recursos mais sensíveis a essas pressões está o ambiente hídrico, que sofre impactos diretos da poluição causada pelo aumento do volume de resíduos líquidos e sólidos. A degradação da qualidade da água compromete os ecossistemas aquáticos, afeta o entorno terrestre e pode prejudicar a saúde pública e a atratividade turística da região. Quando não há planejamento e controle adequados, essas alterações ambientais podem levar ao esgotamento dos recursos naturais e à estagnação do desenvolvimento turístico.

Do ponto de vista da formulação de políticas públicas, as informações de balneabilidade podem subsidiar a construção de estratégias de turismo sustentável que considerem simultaneamente a promoção econômica e a proteção ambiental. Em locais como Guarapiranga, onde o turismo tem potencial de dinamizar economias locais, especialmente na forma de esportes náuticos, eventos e ecoturismo, a garantia de boa qualidade da água é condição indispensável. O estudo de Elysia & Wihadanto (2020) indica que o acesso ao saneamento básico é fundamental para o desenvolvimento do turismo, especialmente em países em desenvolvimento. A pesquisa mostra que melhorar o saneamento pode apoiar a indústria do turismo, ajudando a sustentar a chegada de visitantes e impulsionando o crescimento econômico. Ressalta-se que a percepção de risco associada à falta de saneamento, como maior probabilidade de contaminação e doenças, pode desencorajar turistas e reduzir receitas do setor. Por isso, os autores sugerem que governos e formuladores de políticas devem atuar de forma coordenada para garantir serviços de saneamento adequados, considerando essa infraestrutura como um investimento essencial para promover e manter o crescimento sustentável do turismo na economia de um país.

O monitoramento da balneabilidade da Represa do Guarapiranga realizado pela CETESB constitui uma ferramenta essencial para compreender e demonstrar a relação entre saneamento e turismo. Ao fornecer indicadores claros sobre a qualidade da água, o monitoramento permite identificar problemas estruturais de saneamento, avaliar a eficácia de políticas públicas e orientar ações de gestão ambiental e turística. Para pesquisadores, esses dados possibilitam análises robustas que evidenciam como a melhoria das condições sanitárias é fundamental para o uso recreativo seguro e para o desenvolvimento socioeconômico associado ao turismo. Assim, a balneabilidade funciona não apenas como um parâmetro técnico, mas como um elo estratégico entre proteção ambiental, saúde pública e promoção turística.

Atualmente, a Represa do Guarapiranga continua sendo um dos pontos de lazer e turismo da zona sul de São Paulo, atraindo visitantes de diferentes regiões da cidade. O local oferece diversas atividades recreativas, como passeios de barco, pesca esportiva, caminhadas e ciclismo ao longo das margens. A Figura 05 apresenta uma foto em navegação na Represa do Guarapiranga.



Figura 05. Represa de Guarapiranga (navegação).
Fonte: Arquivo pessoal, foto de 2015.

Além disso, há praias fluviais, clubes náuticos, marinas, restaurantes e áreas de convivência, que promovem eventos sociais, esportivos e culturais, mantendo o lago como espaço de encontro e lazer para famílias e grupos.

Ao mesmo tempo, a represa enfrenta desafios como poluição, assoreamento e ocupações irregulares, que exigem ações de fiscalização e projetos de recuperação ambiental. Apesar dessas dificuldades, iniciativas de educação ambiental, manutenção de áreas verdes e incentivo a práticas de lazer sustentáveis ajudam a preservar o seu potencial recreativo, garantindo que a Guarapiranga continue sendo um refúgio natural e turístico dentro de uma cidade cada vez mais urbanizada.

As classificações do IB (Índice de Balneabilidade foram obtidos dos relatórios anuais da CETESB intitulado Qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo:

- Dados de 2024, publicados em 2025 (SÃO PAULO / CETESB, 2025);
- Dados de 2023, publicados em 2024 (SÃO PAULO / CETESB, 2024);
- Dados de 2022, publicados em 2023 (SÃO PAULO / CETESB, 2023);

A Figura 06 apresenta os pontos de monitoramento e as classificações de balneabilidade em 2024, 2023 e 2022 (publicados nos anos seguintes respectivos).

Ponto	2024 (2025)	2023 (2024)	2022 (2023)
GUAR 00051	Regular	Ruim	Regular
GUAR 00101	Péssima	Péssima	Péssima
GUAR 00301	Péssima	Ruim	Ruim
GUAR 00401	Péssima	Péssima	Péssima
GUAR 00452	Péssima	Péssima	Péssima
GUAR 00502	Péssima	Péssima	Péssima
GUAR 00602	Ruim	Regular	Regular
GUAR 00611	Péssima	Ruim	Péssima
GUAR 00702	Regular	Regular	Ruim
GUAR 00751	Péssima	Péssima	Péssima

Figura 06. Classificação do IB da CETESB para os pontos da Represa do Guarapiranga.
Fonte: Adaptado de SÃO PAULO / CETESB (2025, 2024 e 2023).

Nota-se uma predominância de pontos com situação péssima, alguns com situação ruim e outros com situação péssima, não tendo nenhum apresentado as situações boa e ótima. Essa situação é preocupante, pois há pontos de praia fluvial, com contato primário, mesmo com a persistência de resultados desfavoráveis para esse uso.

Considerações Finais

Diante do exposto, conclui-se que o turismo, embora represente um importante vetor de desenvolvimento econômico e sociocultural, está diretamente condicionado à qualidade ambiental dos destinos, especialmente no que se refere à infraestrutura de saneamento básico. No caso da Represa do Guarapiranga, observa-se que a intensa urbanização associada à pressão antrópica compromete significativamente a qualidade da água, impactando não apenas os ecossistemas locais, mas também a saúde pública e a viabilidade das atividades recreativas e turísticas.

A análise dos dados de balneabilidade evidencia um cenário preocupante, marcado pela predominância de classificações “regular”, “ruim” e “péssima” ao longo dos anos avaliados, sem registros de condições consideradas adequadas (“boa” ou “ótima”) para o contato primário, o que indica inadequação generalizada para o contato primário. Esse quadro revela a persistência de fontes de poluição, sobretudo relacionadas ao lançamento de esgotos domésticos sem tratamento adequado e à ocupação irregular do entorno da represa, indicando limitações na efetividade das políticas públicas de saneamento e gestão territorial.

Nesse contexto, torna-se evidente que a manutenção e o fortalecimento do potencial turístico da Represa do Guarapiranga dependem diretamente de investimentos contínuos em infraestrutura sanitária, ampliação da coleta e tratamento de esgoto, controle da ocupação urbana e recuperação ambiental das áreas degradadas. Além disso, o monitoramento sistemático da qualidade da água, como o realizado pela CETESB, mostra-se fundamental para subsidiar a tomada de decisões, orientar intervenções prioritárias e garantir transparência à população.

Adicionalmente, destaca-se a importância de integrar políticas de saneamento, gestão de recursos hídricos e planejamento turístico e de uso e ocupação do solo. A promoção do turismo em ambientes aquáticos deve estar alinhada à preservação ambiental e à proteção da saúde dos usuários, de modo a assegurar o uso seguro e contínuo desses espaços.

Por fim, reforça-se que a Represa do Guarapiranga possui relevante potencial como área de lazer e turismo na Região Metropolitana de São Paulo, porém sua consolidação como destino sustentável está condicionada à superação dos desafios sanitários e ambientais identificados. Assim, a melhoria da qualidade da água não é apenas uma questão ambiental, mas um elemento estratégico para o desenvolvimento socioeconômico, a valorização do território e a qualidade de vida da população.

Referências Bibliográficas

ALMEIDA, L. S.; COTA, A. L. S.; RODRIGUES, D. F. Saneamento, arboviroses e determinantes ambientais: Impactos na saúde urbana. **Ciência & Saúde Coletiva**, nº 25, 2020. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/csc/a/SYkNjBXG7JMCJxCjshr7sLB>. Acesso em 07 mai 2025.

ALÔ TATUAPÉ. **“Guarapiranga 100 anos” resgata memória da antiga Represa de Santo Amaro.** Disponível em <https://alotatuape.com.br/guarapiranga-100-anos-resgata-memoria-da-antiga-represa-de-santo-amaro/>. Acesso em 26 fev. 2026.

AMOIRADIS, C.; *et al.* Tourism as a socio-cultural phenomenon: A critical analysis. **Journal of Social and Political Sciences**, 2021, Vol.4, No.2, 10-21. Disponível em: <10.31014/aior.1991.04.02.271>. Acesso em 20 dez 2025.

AMORIM, F. A.; *et al.* Turismo e sustentabilidade: Reflexões em momentos da pandemia Covid-19. **Revista Rosa dos Ventos – Turismo e Hospitalidade**, vol. 12, núm. Esp.3, pp. 1-10, Universidade de Caxias do Sul, 2020. Disponível em: <https://sou.ucs.br/etc/revistas/index.php/rosadosventos/article/view/8643>. Acesso em 30 dez 2025.

CAMARGO, M. de; *et al*. Influence of pluviosity and floating population on the water quality of a neotropical costal river. **Research, Society and Development**, v. 9, n.11, 2020. Disponível em: <https://rsdjournal.org/index.php/rsd/article/view/9280>. Acesso em 23 jan 2025.

ELYSIA, V.; WIHADANTO, A. The impact of poor sanitation on tourism development: A global review. **Indonesian Journal of Urban and Environmental Technology**, v. 3, n. 2, p. 220–231, abr. 2020. Disponível em: <10.25105/urbanenvirotech.v3i2.6720>. Acesso em 29 dez 2025.

FABHAT – FUNDAÇÃO AGÊNCIA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO TIETÊ. **Relatório de situação dos recursos hídricos da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê – UGRHI 6.** São Paulo, 2019.

PESSOA, R. M. C.; *et al*. Water Quality during the Recreational High Season for a Macrotidal Beach (Ajuruteua, Pará, Brazil). **Journal of Coastal Research** 75 (sp1):1222-1226, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.2112/SI75-245.1>. Acesso em 30 jul 2024.

PRADO, T.; MIAGOSTOVICH, M. P. Virologia ambiental e saneamento no Brasil: uma revisão narrativa. **Cadernos de Saúde Pública**, 30 (7), 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/0102-311X00109213>. Acesso em 02 jun 2025.

RAMOS, A. L. F. **O impacto da sazonalidade em um sistema de distribuição de água no litoral norte paulista: caso do SAA Porto Novo em Caraguatatuba-SP.** 2022. 29 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Civil) — Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de São Paulo, Câmpus Caraguatatuba, 2022. Disponível em: <https://repositorio.ifsp.edu.br/handle/123456789/2346>. Acesso em 23 dez 2025.

SABESP – COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO. Banco de Imagens – Memória SABESP. Consulta interna. 2025.

_____. **Dossiê – Sistema Guarapiranga**. São Paulo: 2008.

SÃO PAULO (ESTADO). CETESB – COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo 2022**. São Paulo: CETESB, 2023. (Série Relatórios / CETESB, ISBN 978-65-5577-065-0). Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-erelatorios>. Acesso em: 01 fev 2026.

_____. **Qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo 2023**. São Paulo: CETESB, 2024. (Série Relatórios / CETESB, ISBN 978-65-5577-094-0). Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-erelatorios>. Acesso em: 01 fev 2026.

_____. **Qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo 2024**. São Paulo: CETESB, 2025. (Série Relatórios / CETESB, ISBN 978-65-5577-117-6). Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-erelatorios>. Acesso em: 05 dez 2025.

SUN, Q.; LIU, Z. Impact of tourism activities on water pollution in the West Lake Basin (Hangzhou, China). **Open Geosciences**, vol. 12, n. 1, 2020, pp. 1302-1308. Disponível em: <https://doi.org/10.1515/geo-2020-0119>. Acesso em 18 out 2025.

RELAÇÃO ENTRE CONDUTIVIDADE ELÉTRICA E SÓLIDOS TOTAIS NO RIACHO DAS PIABAS, CAMPINA GRANDE - PB

1Diva Guedes de Araújo Neta, 2Gabriele de Souza Batista, 3Elis Gean Rocha

1 Universidade Federal de Campina Grande, e-mail: divaguedes10@hotmail.com; 2 Universidade Federal de Campina Grande, e-mail: gabriele.souza@estudante.ufcg.edu.br; 3 Universidade Federal de Campina Grande, e-mail: elis.gean@professor.ufcg.edu.br

Palavras-chave: Monitoramento ambiental; Qualidade da água; Riachos urbanos.

Resumo

A Comunidade Rosa Mística, situada em área periférica da cidade de Campina Grande - PB, está inserida em um contexto de vulnerabilidade socioambiental marcado pela ocupação urbana desordenada e pela precariedade dos serviços de saneamento básico. Nesse cenário, o Riacho das Piabas, que atravessa o seu território, sofre impactos diretos decorrentes do lançamento de esgotos domésticos, do escoamento superficial urbano e do descarte inadequado de resíduos sólidos, comprometendo a qualidade da água e as condições ambientais locais. A avaliação de parâmetros físico-químicos, como a condutividade elétrica (CE) e os sólidos totais (ST), constitui uma estratégia relevante para compreender a influência antrópica sobre esse corpo hídrico, uma vez que a CE está associada à mineralização da água, enquanto os ST indicam a carga total de material dissolvido e em suspensão. Assim, este estudo teve como objetivo avaliar a relação entre a condutividade elétrica e os sólidos totais no Riacho das Piabas, no trecho que atravessa a Comunidade Rosa Mística, visando analisar o potencial desses parâmetros como indicadores da mineralização e da influência antrópica na qualidade da água. Foram realizadas campanhas de amostragem quinzenais entre abril e agosto de 2025, em cinco pontos distribuídos ao longo do riacho, contemplando trechos naturais e canalizados. As análises seguiram os procedimentos do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, e os dados foram avaliados por meio de estatística descritiva e do coeficiente de correlação de Pearson. Os resultados indicam elevada variabilidade dos sólidos totais, especialmente nos trechos de transição e canalização, refletindo a influência de diferentes aportes urbanos. A condutividade elétrica apresentou comportamento mais homogêneo ao longo do trecho analisado. A correlação entre CE e ST foi negativa, de fraca a moderada magnitude, indicando ausência de relação linear significativa. Os resultados reforçam a complexidade da dinâmica da qualidade da água no Riacho das Piabas e a necessidade de análises integradas para subsidiar ações de monitoramento e gestão ambiental na Comunidade Rosa Mística.

Introdução

O crescimento urbano das cidades brasileiras, em especial em áreas periféricas e socialmente vulneráveis, tem ocorrido de forma desordenada e sem o adequado planejamento ambiental e sanitário. Esse processo resulta em pressões significativas sobre os corpos hídricos urbanos, como riachos e canais de drenagem natural, que passam a receber lançamentos de esgotos domésticos *in natura*, resíduos sólidos e contribuições provenientes do escoamento superficial urbano. Nessas áreas, a ausência ou precariedade dos serviços de saneamento básico intensifica a degradação da qualidade da água, comprometendo suas funções ecológicas, paisagísticas e sociais, além de ampliar riscos à saúde pública (Elmadani *et al.*, 2024; Venter *et al.*, 2023).

Nesse contexto, o monitoramento da qualidade da água em ambientes urbanos torna-se uma ferramenta essencial para a compreensão dos impactos antrópicos e para o suporte à gestão dos recursos hídricos (Alexakis, 2022). Entre os parâmetros físico-químicos amplamente utilizados, destacam-se a condutividade elétrica (CE) e os sólidos totais (ST). A condutividade elétrica está diretamente relacionada à presença de íons dissolvidos na água, sendo frequentemente utilizada como um indicativo do grau de mineralização e da influência de aportes antrópicos, como esgotos domésticos e efluentes urbanos. Já os sólidos totais representam um indicador mais abrangente da carga de material presente na água, englobando tanto a fração dissolvida quanto a fração em suspensão, de origem mineral ou orgânica, associada a processos naturais e atividades humanas (Dias; Matos, 2020; Soares, *et al.*, 2023).

Embora a condutividade elétrica e os sólidos totais possam apresentar correlação, essa relação não é necessariamente direta ou linear, uma vez que depende da composição dos sólidos presentes no corpo hídrico. A predominância da fração dissolvida tende a influenciar mais fortemente os valores de condutividade elétrica, enquanto o aumento de sólidos em suspensão, especialmente de origem orgânica ou particulada, pode elevar os sólidos totais sem provocar incrementos proporcionais na condutividade. Dessa forma, a relação entre esses parâmetros varia conforme as características ambientais locais, o uso e ocupação do solo e as fontes de poluição, o que aponta a necessidade de análises específicas e validação em escala local (Rodrigues *et al.*, 2025).

O Riacho das Piabas, localizado no município de Campina Grande, no estado da Paraíba, insere-se nesse cenário de vulnerabilidade ambiental. Trata-se de um curso d'água urbano submetido a intensos impactos decorrentes da urbanização, incluindo lançamentos de esgotos, deposição inadequada de resíduos sólidos e alterações em sua dinâmica natural (Andrade, 2024; Araújo, 2014). Além de sua relevância ambiental, o riacho desempenha importante papel social para as comunidades do seu entorno, o que reforça a necessidade de estudos que contribuam para a compreensão de sua qualidade hídrica e para o desenvolvimento de estratégias de recuperação e gestão.

Diante disso, este estudo tem como objetivo avaliar a relação entre a condutividade elétrica e os sólidos totais no Riacho das Piabas, em Campina Grande - PB, visando analisar o potencial desses parâmetros na indicação da mineralização e da

influência antrópica na qualidade da água, contribuindo para o diagnóstico ambiental do corpo hídrico e para o aprimoramento de ações de monitoramento em ambientes urbanos degradados.

Material e Métodos

A área de estudo corresponde à Comunidade Rosa Mística, situada no município de Campina Grande, inserida na sub-bacia do Riacho das Piabas e delimitada pelos bairros Alto Branco, Conceição e Louzeiro. A área possui aproximadamente 0,11 km², abrangendo 641 domicílios e uma população estimada de 1.814 habitantes (Lima; Barros Filho, 2022; IBGE,2023).

Com o objetivo de caracterizar a qualidade da água, foram realizadas campanhas de amostragem com frequência quinzenal, no período de abril a agosto de 2025, totalizando dez. As coletas ocorreram em cinco pontos distribuídos ao longo do Riacho das Piabas, contemplando tanto trechos em condições naturais quanto segmentos canalizados (Figura 1).

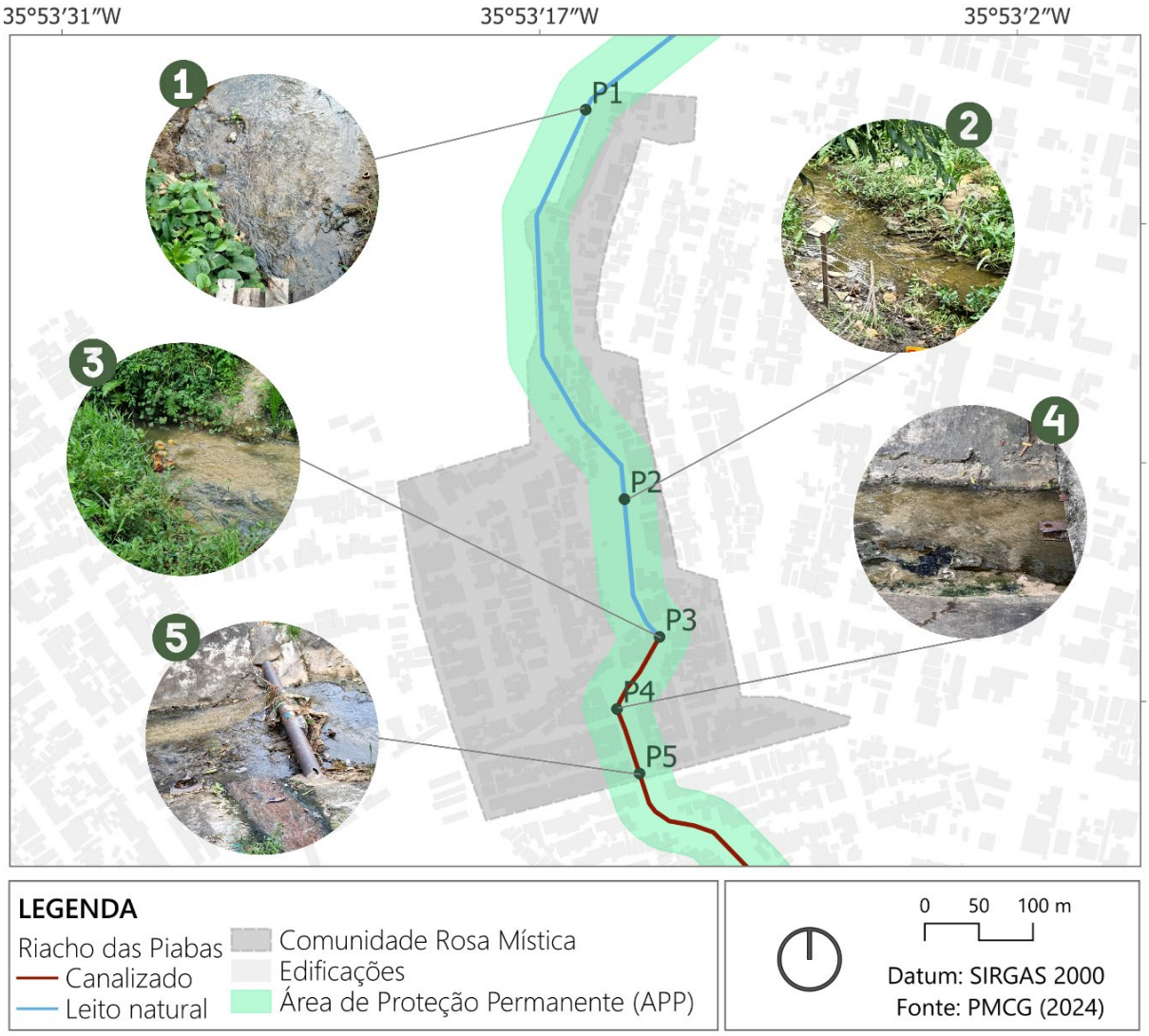


Figura 3 - Localização da área de estudo.
Fonte: Autores (2026).

Os parâmetros analisados são mostrados no Quadro 1, e as determinações laboratoriais foram realizadas no Laboratório de Saneamento da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), seguindo os procedimentos metodológicos descritos no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2023).

Parâmetro	Unidade de medida	Método
Sólidos Totais	mg/L	Método de secagem e pesagem
Condutividade elétrica	µs/cm	Condutivímetro de bancada

Quadro 1 - Parâmetros avaliados e método de determinação.
Fonte: Autores (2026).

Com o intuito de caracterizar o comportamento dos parâmetros analisados, foram elaborados *boxplots*, permitindo a visualização da mediana, dispersão dos dados, amplitude interquartil e identificação de possíveis valores discrepantes (*outliers*). Os gráficos foram gerados com auxílio do *software* Microsoft Excel.

Adicionalmente, a relação entre a condutividade elétrica e os sólidos totais foi avaliada por meio do coeficiente de correlação de Pearson (r), com o objetivo de verificar a associação linear entre os parâmetros. Os cálculos foram realizados utilizando o mesmo *software*, considerando os dados obtidos nos diferentes pontos de monitoramento ao longo do período amostral.

Resultados e Discussão

A distribuição dos sólidos totais é mostrada na Figura 2. O ponto P3 destacou-se pela maior variabilidade, apresentando a maior amplitude entre os pontos analisados, com valores entre 404 mg/L e 4788 mg/L. Destaca-se ainda a presença de valores discrepantes (*outliers*), indicando a ocorrência de eventos pontuais que elevaram significativamente as concentrações e contribuíram para a heterogeneidade observada.

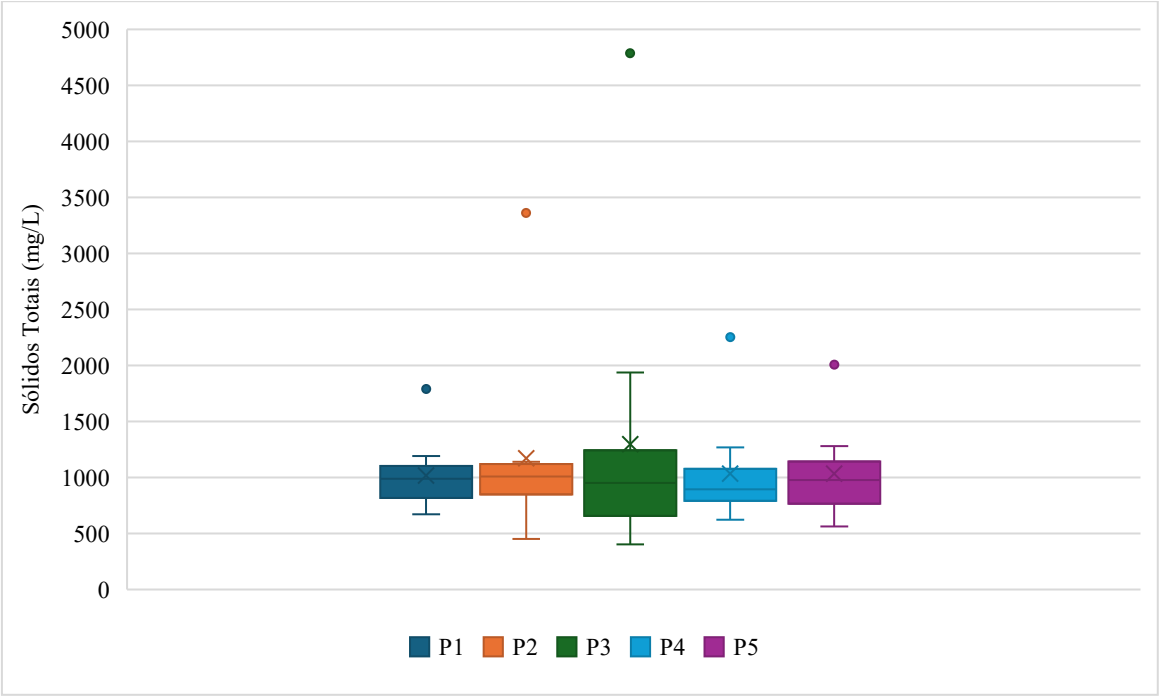


Figura 2- Comportamento dos Sólidos Totais ao longo do período de monitoramento.

Em condições naturais e com baixa influência antrópica, corpos hídricos como riachos e rios apresentam, em geral, concentrações de sólidos totais consideravelmente inferiores, frequentemente abaixo de 500 mg/L. Observa-se que parte dos valores obtidos neste estudo ultrapassa não apenas esse limite típico para águas naturais, mas também se aproxima ou excede concentrações características de efluentes domésticos, que usualmente variam entre 700 e 1350 mg/L (von Sperling, 2014).

Os valores elevados de sólidos totais observados no presente estudo indicam uma significativa carga de material dissolvido e em suspensão no sistema. Conforme Mota (2003), as principais fontes de sólidos totais incluem a erosão do solo, efluentes domésticos e industriais e resíduos sólidos, sugerindo a influência de múltiplos aportes na área de estudo, especialmente considerando seu contexto urbano, o que pode estar relacionado à elevada variabilidade observada no ponto P3, indicando a atuação mais intensa desses fatores nesse trecho do riacho.

O comportamento da condutividade elétrica é apresentado na Figura 3. Observa-se variação entre 1006 µS/cm (P2) e 1975 µS/cm (P1), indicando amplitude moderada dos dados. A distribuição, demonstrada pelo *boxplot*, sugere concentração dos valores em torno da mediana, com dispersão relativamente homogênea ao longo dos pontos analisados.

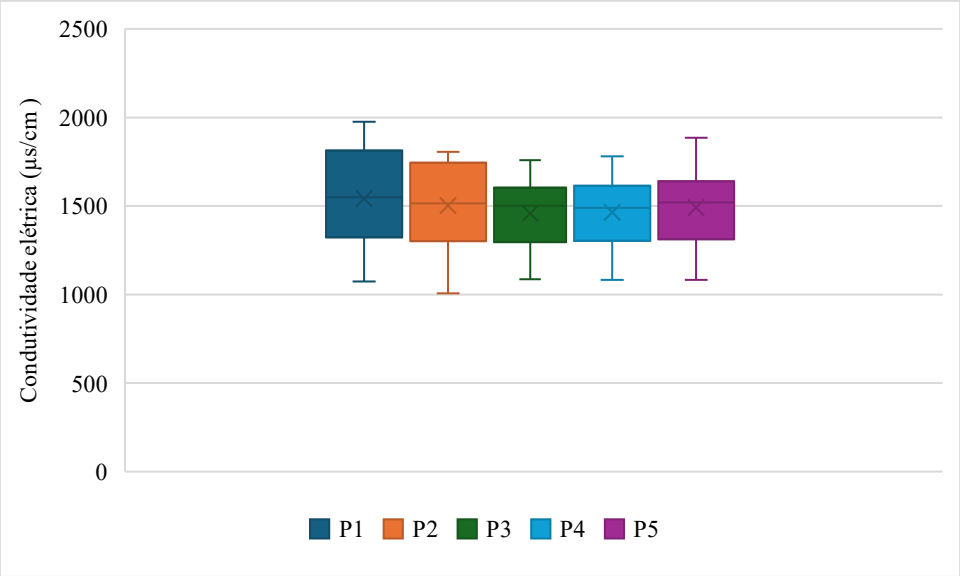


Figura 3- Comportamento da Condutividade elétrica durante período de monitoramento.
Fonte: Autores (2026).

A condutividade elétrica é amplamente utilizada no monitoramento da qualidade da água como um indicador indireto da presença de poluentes e de alterações nos corpos hídricos (Montovani, 2021; Reis et al., 2025). Esse parâmetro pode indicar a influência de aportes externos ao sistema, como contribuições difusas ou pontuais, que afetam a composição iônica da água. De acordo com a CETESB (2007), ambientes aquáticos com valores superiores a 100 µS/cm podem ser considerados sob influência de impactos antrópicos, uma vez que tal faixa já indica alteração nas condições naturais da água. Dessa forma, observa-se que todos os pontos amostrados apresentaram valores significativamente superiores ao limite de referência, sugerindo forte influência de atividades antrópicas, possivelmente associadas ao aporte de efluentes e ao escoamento superficial, resultando em aumento da carga de sais dissolvidos e alteração da qualidade da água.

Com base no comportamento observado para os sólidos totais e a condutividade elétrica, realizou-se a análise de correlação entre essas variáveis, visando verificar a existência de associação entre os parâmetros. Os resultados obtidos estão apresentados na Tabela 2.

Ponto	r (CE x ST)
P1	-0,22
P2	-0,57
P3	-0,58
P4	-0,55
P5	-0,59

Tabela 4- Coeficientes de correlação de Pearson (r) entre condutividade elétrica e sólidos totais nos pontos de monitoramento.
Fonte: Autores (2026).

Os coeficientes de correlação entre a condutividade elétrica e os sólidos totais indicaram, de modo geral, correlação negativa de fraca a moderada magnitude. No ponto P1, a correlação foi fraca (r = -0,22), enquanto nos pontos P2 a P5 observou-se correlação negativa moderada (r variando de -0,55 a -0,59). Esses resultados demostram uma tendência inversa entre as variáveis, porém sem associação linear significativa, indicando que a condutividade elétrica não é explicada exclusivamente pela concentração de sólidos totais no sistema estudado.

Esse comportamento pode estar associado à influência de múltiplas fontes e à variabilidade na composição dos sólidos presentes, especialmente em ambientes urbanos. No caso da área de estudo, caracterizada pela presença de trechos canalizados, há contribuição de diferentes aportes, como escoamento superficial, lançamentos difusos e outras interferências antrópicas, que influenciam de forma distinta a composição dos sólidos e a condutividade elétrica.

A ausência de correlação significativa entre as variáveis analisadas também foi observada por Sampaio *et al.* (2007), ao avaliarem diferentes águas residuárias, indicando que a relação entre condutividade elétrica e a série de sólidos não é necessariamente linear, podendo variar conforme a composição da água.

Considerações finais

Os resultados obtidos indicaram que os sólidos totais apresentaram elevada variabilidade ao longo do trecho estudado, com destaque para o ponto P3, evidenciando a influência de diferentes aportes no sistema. A condutividade elétrica, por sua vez, apresentou menor variação, com distribuição mais homogênea entre os pontos de monitoramento.

A análise de correlação entre os parâmetros revelou uma relação negativa de fraca a moderada magnitude, sem associação linear significativa, indicando que a condutividade elétrica não pode ser explicada exclusivamente pela concentração de sólidos totais no trecho analisado.

Esse comportamento sugere a influência de múltiplas fontes e da variabilidade na composição dos sólidos, especialmente em função das características urbanas da área de estudo e da presença de trechos canalizados, que favorecem a ocorrência de aportes difusos e pontuais. Dessa forma, embora ambos os parâmetros sejam relevantes na avaliação da qualidade da água, sua relação não é direta, sendo necessária a análise conjunta com outros indicadores para uma melhor compreensão da dinâmica do sistema hídrico.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001. Os autores agradecem ao projeto “Desenvolvimento e aplicação de soluções baseadas na natureza para a recuperação do Riacho as Piabas na comunidade Rosa Mística, Campina Grande-PB”, executado pela Universidade Federal de Campina Grande (UFCG) e aprovado na Chamada CNPq/MCTI/MMulheres nº 31/2023 (Processo nº 440176/2024-7), pelo apoio à realização deste trabalho.

Referências Bibliográficas

ALEXAKIS, D. E. Applying Factor Analysis and the CCME Water Quality Index for Assessing Groundwater Quality of an Aegean Island (Rhodes, Greece). *Geosciences*, v. 12, n. 10, p. 1-15, 2022. https://doi.org/10.3390/geosciences12100384.

ANDRADE, R. M. *Análise sintática da integração da comunidade de Rosa Mística como Riacho das Piabas em Campina Grande, PB*. 2024. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental. Campina Grande: Universidade Federal de Campina Grande, 2024.

APHA. American Public Health Association (2023). *Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater. Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater*. Springfield: Byrd Prepres.

ARAÚJO, C. M. *O papel do estado e dos moradores no processo de consolidação da comunidade da Rosa Mística, Campina Grande / PB*. 2014. Dissertação de Mestrado em Geografia. Recife: Universidade Federal de Pernambuco, 2014.

CETESB. COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Relação de áreas contaminadas no Estado de São Paulo. Disponível em: http:/www.cetesb.sp.gov.br

DIAS, D. C.; MATOS, C. L. DOS S. Análises de pH, condutividade e dureza em águas superficiais em Caçapava do Sul/RS. *Anais do 9º Salão Internacional de Ensino, Pesquisa e Extensão*, v. 9, n. 2, 2020.

ELMADANI, M.; KIPTULON, E. K.; KLÁRA, S.; ORSOLYA, M. Systematic review of the impact of natural resource management on public health outcomes: focus on water quality. *Resources*, v. 13, n. 9, p. 1-21, 2024. https://doi.org/10.3390/resources13090122.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Censo Demográfico 2022: população e domicílios: primeiros resultados* (2023). Rio de Janeiro: IBGE.

LIMA, D. F.; BARROS FILHO, M. N. M. Vulnerabilidade socioambiental em assentamentos precários: análise de Rosa Mística em Campina Grande, PB. *Caderno de Geografia*, v. 32, n. 69, p. 481–481, 2022.

MONTOVANI, C. P. *Condutividade elétrica e cloretos como indicador da qualidade de água*. 2021. 99f. Tese (Doutorado em Tecnologia) -Universidade Estadual de Campinas, Limeira, 2021.

MOTA, S. Introdução à Engenharia Ambiental. Rio de Janeiro: ABES, 416p, 2003.

REIS, L. N. G.; MARINHO, P. H. A.; MORAIS, V. A.; MORENO, F. L.; PORFÍRIO, L. M. O.; MARTINS, M. T. Análise físico-química da água do médio ao baixo curso da bacia do rio Canastra em Goiás no Brasil. *Revista DCS*, 2025, v. 22, n. 81, 2025.

RODRIGUES, K. B.; SALERNO, C. C. F.; SANTOS, D. C.; GENEROSO, T. N.; GURGEL, L. S. Correlação entre condutividade e sólidos dissolvidos totais nos corpos hídricos do Distrito Federal e Entorno. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 33., 2025, Brasília. *Anais...* Brasília: ABES, 2025.

SAMPAIO, S. C., et al. Relação entre série de sólidos e condutividade elétrica em diferentes águas residuárias. *Irriga*, v. 12, n. 4, p. 569-574, 2007.

SOARES, B. S.; WACHHOLZ, PREFEIRA FILHO, W. Caracterização do pH, total de sólidos dissolvidos, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido no baixo rio Tarumã-Açu (Amazonas, Brasil). *Revista Presença Geográfica*, v. 10, n. 1, p. 1-16, 2023.

VENTER, Z. S.; FIGARI, H.; KRANGE, O.; GUNDERSEN, V. Environmental justice in a very green city: Spatial inequality in exposure to urban nature, air pollution and heat in Oslo, Norway. *Science of The Total Environment*, v. 858, n. 3, p. 1-10, 2023. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160193.

VON SPERLING, Marcos. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 4. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2014. 452 p.

CONTAMINAÇÃO POR ALUMÍNIO EM ÁGUAS DE ABASTECIMENTO NO MUNICÍPIO DE RUSSAS (CE): IMPLICAÇÕES PARA A SAÚDE HUMANA

1Luzia Suerlange Araújo dos Santos Mendes, 2Erika de Almeida Sampaio Braga, 3Tomaz Alexandre da Silva Neto, 4Joyce Shantala Fernandes de Oliveira Sousa, 5Fátima Andréa Lima Girão, 6Eveline Cunha Lima, 7Ana Rita Gonçalves Neves Lopes Salgueiro, 8Itabaraci Nazareno Cavalcante

1 Núcleo de Tecnologia e Qualidade Industrial do Ceará, e-mail: luzia.santos@nutec.ce.gov.br; 2 Universidade Federal do Ceará, e-mail: andreierika@yahoo.com.br; 3 Universidade Federal do Ceará, e-mail: tomaz.neto@alu.ufc.br; 4 Universidade Federal do Ceará, e-mail: joyceshantala@gmail.com; 5 Núcleo de Tecnologia e Qualidade Industrial do Ceará, e-mail: fatima.girao@nutec.ce.gov.br; 6 Universidade Federal do Ceará, e-mail:evelineclima@yahoo.com.br; 7 Universidade Federal do Ceará, e-mail:ritasalgueiro@ufc.br ; 8 Universidade Federal do Ceará, e-mail:itabaracicavalcante@gmail.com

Palavras-chave: Água; abastecimento; saúde

Resumo

O município de Russas está situado na porção nordeste do estado do Ceará, região caracterizada por limitações na quantidade e qualidade dos recursos hídricos, associadas tanto à elevada sazonalidade pluviométrica quanto a pressões antrópicas, apresentando déficit hídrico superficial e recorrentes problemas de eutrofização, o que torna as águas subterrâneas, em muitos casos, a principal fonte de abastecimento para a população. As principais atividades econômicas da região, é a agricultura, o município é contemplado com o Perímetro Irrigado Tabuleiros de Russas, e a mineração, apresenta Área de Produção Local - APL, em Cerâmica, nos quais contribuem significativamente para a introdução de contaminantes no meio ambiente, incluindo metais como o alumínio, potencialmente presentes nas águas subterrâneas. Além da presença de metais, a contaminação das águas subterrâneas por agrotóxicos e outros poluentes químicos representa um relevante problema ambiental e de saúde pública. Estudos recentes têm destacado a vulnerabilidade dos aquíferos em regiões com uso intensivo do solo, especialmente em áreas agrícolas irrigadas, onde processos como infiltração e lixiviação favorecem o transporte de contaminantes. No município de Russas, esse cenário é agravado por fatores estruturais, como a baixa cobertura de esgotamento sanitário, estimada em aproximadamente 18,2%, e níveis de abastecimento de água inferiores à média estadual. A utilização intensiva de águas subterrâneas, associada às características geológicas locais, como a predominância de solos arenosos, contribui para a elevada vulnerabilidade dos aquíferos, ampliando o risco de contaminação e de exposição da população a substâncias potencialmente tóxicas. Do ponto de vista da saúde pública, a literatura aponta associações entre a exposição a contaminantes ambientais e o desenvolvimento de diversas doenças, incluindo cânceres (como mama, pulmão, leucemia e linfoma), distúrbios neurológicos, alterações endócrinas e quadros de intoxicação crônica. Em particular, estudos sugerem uma possível relação entre a exposição a metais, como alumínio e manganês, e o aumento do risco de doenças neurodegenerativas, incluindo a Doença de Alzheimer, além de déficits cognitivos. Dados epidemiológicos indicam um crescimento progressivo desses casos no município ao longo dos anos, reforçando a necessidade de investigações mais aprofundadas sobre a relação entre qualidade da água e saúde humana. Nessa pesquisa Foram realizadas coletas de águas subterrâneas, tanto brutas quanto dessalinizadas, em dois períodos distintos, representando as estações seca e chuvosa. A determinação das concentrações de alumínio foi conduzida conforme o método 3120B do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, utilizando espectrofotometria por emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES). Os resultados indicaram que, no período seco (setembro de 2019), os teores de alumínio variaram de valores inferiores ao limite de detecção até 0,77 $mg.L^{-1}$, enquanto no período chuvoso (maio de 2021) variaram entre 0,23 e 1,14 $mg.L^{-1}$. Em relação aos padrões de potabilidade estabelecidos pela Ministério da Saúde do Brasil, por meio da Portaria GM/MS nº 888/2021, observou-se que nove amostras no período seco e todas as amostras no período chuvoso apresentaram concentrações acima dos limites permitidos, sendo, portanto, impróprias para consumo humano. Diante desse cenário, esta pesquisa teve como objetivo avaliar a qualidade da água destinada ao consumo humano no município, com ênfase na presença de alumínio e nos possíveis riscos associados à saúde.

Introdução

No Brasil, os padrões de qualidade da água para consumo humano são estabelecidos pela Portaria GM/MS nº 888 de 04 maio de 2021 do Ministério da Saúde, que estabelece um Valor Máximo Permitido (VMP) para os padrões de potabilidade. Na tabela de padrão organoléptico de potabilidade da referida Portaria, o alumínio tem VMP = 0,2 mgL^{-1} e, no capitulo 5, Art. 5-IV, define padrão organoléptico como um conjunto de valores permitidos para os parâmetros caracterizados por provocar estímulos sensoriais que afetam a aceitação para consumo humano, mas que não necessariamente implicam risco à saúde. Porém, segundo a *World Health Organization* (WHO), existe uma preocupação em relação ao alumínio presente nas águas de consumo público pelo fato dele estar em formas mais biodisponíveis e, por isso, facilitar a sua absorção pelo organismo. A biodisponibilidade é a proporção da substância química disponível para entrar no organismo através de uma determinada via de exposição, ela influencia diretamente na disponibilidade e, portanto, o efeito e risco em relação à saúde. O alumínio não é elemento essencial para o homem, mas pode ser regularmente absorvido através da água e, dessa forma, pode ocorrer em quantidades variáveis que são absorvidas no corpo humano de acordo com suas afinidades químicas por determinados tecidos (SILVA *et al*, 2006).

O alumínio é um elemento natural que aparece na segunda linha do Grupo 13 (IIIA), grupo dos metais da tabela periódica. Devido a sua alta reatividade, ele não se encontra sob a forma de metal livre no ambiente, aparecendo sempre no estado de oxidação III (Al^{+3}). Existe em um estado combinado com outros elementos (ATSDR, 2008).

Este elemento é liberado ao ambiente principalmente por processos naturais, porém vários fatores influenciam sua mobilidade e subsequente transporte no ambiente. O metal entra na atmosfera como material particulado oriundo de erosão natural do solo, mineração ou atividade agrícola, gases vulcânicos e combustão de carvão. O alumínio pode ocorrer na água em diferentes formas e sua concentração depende de fatores físicos, químicos e geológicos (CETESB, 2017).

De acordo com Bakulski *et al*.(2020), a exposição diária a esse metal é inevitável e a sua toxicidade depende, em grande parte, da forma física, que precede a sua solubilidade em água. Embora se evite o uso de cosméticos e medicamentos que contenham alumínio, este metal ainda assim está presente nos alimentos e na água. Uma vez dentro do organismo humano, o alumínio pode reagir com diferentes substâncias e estruturas, o que leva à hipótese de que ele possa contribuir para o surgimento da Doença de Alzheimer (DA), conforme Willhite *et al. (*2014).

No município de Russas, observa-se uma sobreposição entre áreas de uso intensivo de agrotóxicos, contaminação de águas subterrâneas e ocorrência de doenças crônicas, evidenciando uma possível interface entre fatores ambientais e agravos à saúde humana (MENDES, 2023). Embora não seja possível estabelecer causalidade direta, os dados indicam uma correlação importante entre a qualidade da água subterrânea e o perfil de adoecimento da população, especialmente em contextos de exposição crônica a contaminantes químicos.A contaminação das águas subterrâneas por agrotóxicos e metais pesados representa um importante problema ambiental e de saúde pública (MENDES, 2023).

O cenário ambiental de Russas é agravado por fatores estruturais, como a baixa cobertura de esgotamento sanitário (aproximadamente 18,2%) e abastecimento de água inferior à média estadual. A utilização intensiva de águas subterrâneas, associada às características geológicas locais, como solos arenosos, favorece a infiltração e o transporte de contaminantes (INSTITUTO ÁGUA E SANEAMENTO, 2026)

Fatores antrópicos contribuem para presença dele na água. Ele é usado para tratamento da água de distribuição pública, o que pode favorecer a presença desse metal. Conforme Rosalino (2011), a presença de Al na água tratada é frequentemente atribuída a problemas na Estação de Tratamento de Água (ETA), nomeadamente a uma exploração inapropriada, com deficiências nos processos e operações e/ou na manutenção, controle e gestão desajustadas.

Com referência à saúde humana tem sido considerado que a doença de Alzheimer seja correlacionável ao acúmulo de alumínio em regiões críticas do cérebro e com a formação de ligações alumínio-ácido desoxirribonucleico (DNA) (CORTECCI, 2006).

Estudos recentes mostram que outros impactos desse metal no organismo são ocorrência de doenças autoimunes e, até mesmo, câncer de mama. Observa-se também que pessoas com excesso de alumínio no organismo podem ter alterações crônicas de problemas intestinais, como a síndrome do intestino irritável ou agravamento de hemorroidas, inchaço abdominal e má digestão, problemas de pele, dores nas articulações e musculaturas, queda de cabelo, perda de peso e cansaço, entre outros sintomas (ATSDR, 2008).

No município de Russas, o substrato geológico, as atividades econômicas e o precário saneamento podem favorecer a entrada do alumínio proveniente da lixiviação de minerais, drenagem de água de chuva e descarga de águas de despejos de origem urbana, e agropecuária, que pode contaminar as águas destinadas ao abastecimento público. Com base nesse cenário, essa pesquisa teve como objetivo avaliar a qualidade da água em relação à presença de alumínio, em virtude de possíveis riscos à saúde.

Material e Métodos

A pesquisa iniciou por meio de revisão bibliográfica sobre os ingestão de água contaminada, as principais atividade antrópica e material geológico existentes no município de Russas e a presença de alumínio e as consequências do seu excesso na saúde humana.

Foi realizada a etapa de atividade de campo que conta com o levantamento de pontos possíveis para amostragem e a coleta de amostras de águas subterrâneas em dois períodos: seco e chuvoso. A primeira campanha de coleta foi realizada em setembro de 2019, correspondente ao período seco e a segunda em maio de 2021, período chuvoso.

O mapa de pontos elaborado auxiliou na escolha dos locais a partir dos seguintes critérios: I) poços destinados ao abastecimento comunitário e/ou distribuição pública; II) locais que contemplem diferentes características quanto ao litologia, tipos de solo e uso e cobertura do solo.

O trabalho objetivou o monitoramento da qualidade da água para os poços ativos nos dois períodos, no entanto, em virtude da paralisação de alguns poços e a ausência de responsáveis dos poços no dia da coleta provocou carência de informações entre os dois períodos. Dessa forma, no período seco, foram coletadas 21 amostras brutas de águas de poços, além das dessalinizadas e no período chuvoso 09 amostras.

As coletas foram realizadas de acordo com o Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras da Agência Nacional de Águas (ANA, 2011) e a análise de alumínio foi realizada no Laboratório de Química Instrumental do Núcleo de Tecnologia e Qualidade Industrial do Ceará (NUTEC) por Espectrometria de Emissão Óptica por Plasma Acoplado Indutivamente (ICP-OES). Foi utilizado um equipamento de Emission Spectrometer da marca Thermo Scientific, modelo iCAP 6000 Series. Os resultados das análises de água foram comparados com valor de referência para alumínio estabelecido pela Portaria GM/MS Nº888/2021. A analise estatística dos dados foi realizada pelo Microsoft Excel (2016).

O mapa das vertentes foi elaborado utilizando os dados extraídos a partir do Modelo Digital de Elevação (MDE) adquirido pela *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM) disponíveis no site da *United States Geological Survey* (USGS). O software utilizado para o processamento dos DEMs e as análises foi o ArcGIS.

Resultados e Discussão

Os resultados médios das análises de água para o alumínio, os coeficientes estatísticos e o valor estabelecido pela Portaria GM/MS nº888/2021 estão representados na tabela 1. **Na Tabela 1** pode-se observar os resultados médios obtidos de alumínio ($mgAl^{+3}L^{-1}$) para os dois períodos de coletas. (Fonte: Elaborada pelos autores).

Amostras	**($mgAl^{+3}L^{-1}$)**	**Amostras**	**($mgAl^{+3}L^{-1}$)**
	Setembro 2019		**Maio 2021**
2	< LD	2 (Não coletada)	-
5	< LD	5 (Não coletada)	-
8	< LD	8 (Não coletada)	-
8 (D)	0,11	8 (D)	1,14
12	< LD	12 (Não coletada)	-
12 (D)	0,16	12 (D)	0,23
15	0,25	15 (Não coletada)	-
17	< LD	17 (Não coletada)	-
18	< LD	18 (Não coletada)	-
18 (D)	0,09	18 (D)	0,69
20	0,01	20	0,83
21	< LD	21	0,77
24	0,27	24 (Não coletada)	-
24 (D)	< LD	24 (D) (Não coletada)	-
26	< LD	26 (Não coletada)	-
27	< LD	27 (Não coletada)	-
27 (D)	0,33	27 (D) (Não coletada)	-
30	0,03	30 (Não coletada)	-
31	0,01	31	0,36
32	0,01	32	0,96
34	0,01	34	1,12
35 (Não coletada)	-	35	0,42
Coeficientes estatísticos			
Média	0,12	Média	0,72
Mediana	0,09	Mediana	0,77
Desvio padrão	0,11	Desvio padrão	0,31
Mínimo	0,01	Mínimo	0,23
Máximo	0,33	Máximo	1,14
Quartil 1	0,01	Quartil 1	0,42
Quartil 3	0,21	Quartil 3	0,96
AIQ	0,20	AIQ	0,54
Portaria Nº888/21 (mgL^{-1})		VMP = 0,2 $mgAl^{3+}L^{-1}$	

Tabela 01: Resultados médios obtidos de alumínio ($mgAl^{+3}L^{-1}$) para os dois períodos de coletas. Legenda: LD – Limite de detecção (0,005); D – Amostras que passaram por dessalinizador; AIQ – Amplitude interquartil; VMP – Valor Máximo Permitido. Fonte: Autores (2026)

As concentrações de alumínio no período seco variaram entre 0,01 e 0,33 mgAl^{3+}L^{-1}, cuja média é 0,12 mgAl^{3+}L^{-1} e dez amostras tiveram valores abaixo do Limite de Detecção (LD). Por outro lado, o período correspondente ao chuvoso, a concentração de alumínio aumentou e os valores variaram entre 0,23 e 1,14 mgAl^{3+}L^{-1}, com média de 0,72 mgAl^{3+}L^{-1}.

No período seco, as amostras de água estão dentro do padrão estabelecido pela Portaria nº 888, isto é, mais de 90% das amostras abaixo de 0,2 mgAl^{3+}L^{-1}, por outro lado, as amostras 15, 24, 27 e 27D estão fora do permitido pela legislação. Já no período chuvoso, todas as amostras encontraram-se em desacordo com a Portaria, portanto, essas águas estavam impróprias para o consumo humano.

O gráfico da figura 1 permite visualizar a diferença na concentração de alumínio nos dois períodos estudados. Percebe-se que a amostra 27 tem o maio valor de alumínio (0,33 mgAl^{3+}L^{-1}) no período seco. No período chuvoso a maior concentração foi de 1,14 mgAl^{3+}L^{-1} no ponto de coleta correspondente a amostra 8D.

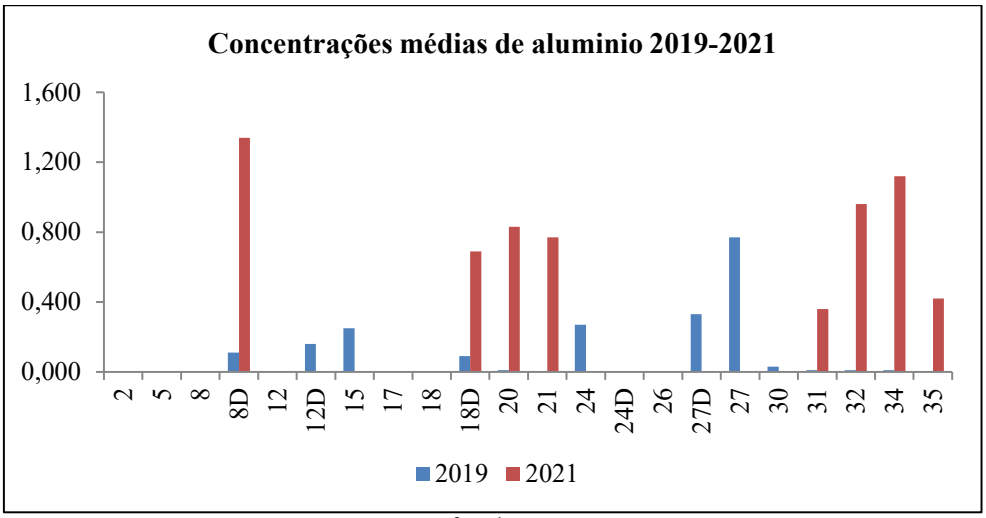


Figura 1: Resultados médios (mgAl^{3+}L^{-1}) em 2019-2021. Fonte: Autores (2026)

O mapa de orientação das vertentes é importante para identificar o sentido de caimento de cada vertente desde o topo até a parte mais baixa (Figura 2). Além disso, pode indicar a direção preferencial do fluxo superficial.

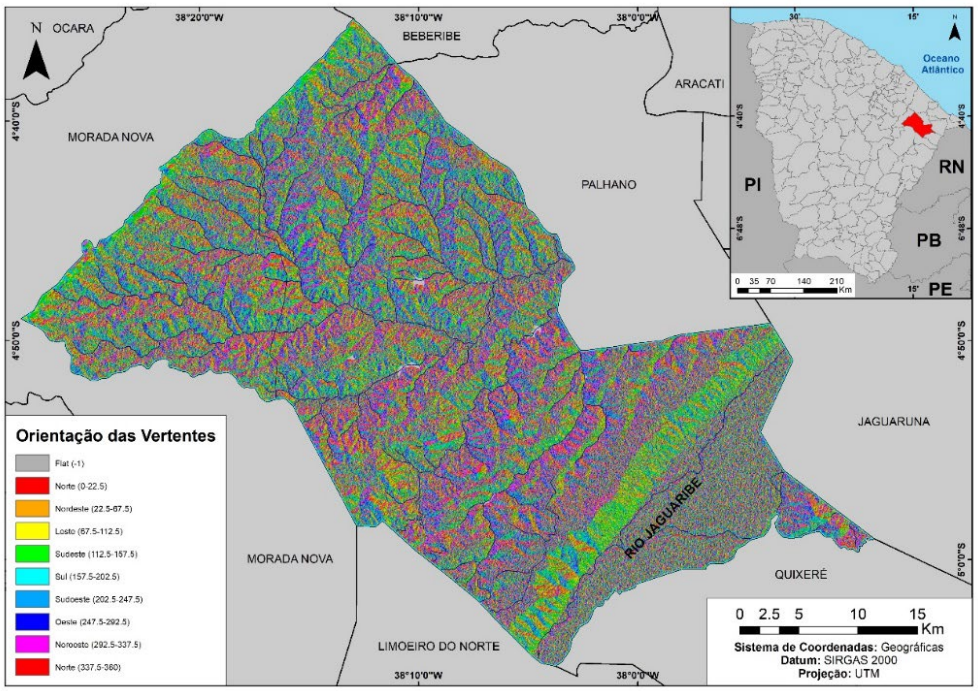


Figura 2: Mapa de orientação das vertentes do município de Russas. Fonte: Autores (2026)

O bloco diagrama abaixo mostra como a região estudada se comporta topograficamente e apresenta os elementos pedológicos e geológicos (Figura 3). A junção das informações dos dois mapas nos ajuda a entender a dinâmica hidrológica superficial e explica por exemplo como materiais que são carreados para regiões mais baixas podem afetar a qualidade da água.

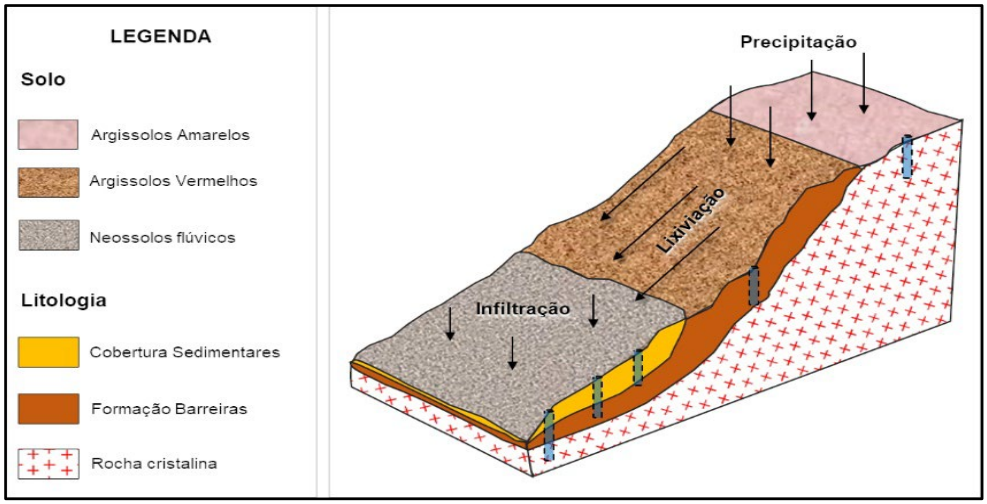


Figura 3: Bloco diagrama da topografia da área estudada. Fonte: Autores (2026)

A área irrigada (agricultura), como mostra o bloco diagrama, está localizada no platô, uma região mais plana com baixa declividade apresentando menor vulnerabilidade ao carreamento e lixiviação. As regiões adjacentes apresentam alta declividade onde predominam os processos de lixiviação e infiltração. Observando o mapa de vertentes constata-se que grande parte da precipitação nessa região mais plana tem um fluxo na direção sudeste (verde).

Dependendo da intensidade da precipitação, materiais contaminantes podem se deslocar em direção ao Rio Jaguaribe e nas regiões mais baixas (aluviões). Esse material infiltra no solo, atingindo o lençol freático, gerando a contaminação das águas subterrâneas. Desta forma podemos concluir que na região estudada a topografia juntamente com a pluviometria desempenham um papel importante no carreamento de materiais potencialmente poluidores. E são fatores que influenciam na qualidade das águas.

A amostra 27 foi coletada em um poço da Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE), que fica na localidade de Pedro Ribeiro e, provavelmente, esse resultado pode ter origem de duas fontes: da própria localidade de Pedro Ribeiro, que se encontra em uma cota inferior e pode estar recebendo matéria lixiviada de outros locais; ou, ainda, por contaminação da própria estrutura do poço.

A amostra 8D, apesar de ter sido coletada no dessalinizador, portanto uma água tratada, foi a amostra que apresentou a maior concentração de alumínio, e isso pode ter sido devido ao sulfato de alumínio que é usado para fazer o pré-tratamento da água antes de entrar no equipamento, assim como pela corrosão que pode ocorrer no equipamento durante a fase de operação, liberando metais e pela eficiência das membranas. Convém salientar que os próprios moradores locais é que fazem a manutenção do dessalinizador.

As maiores concentrações obtidas para as amostras coletadas em maio de 2021, período chuvoso, podem ser justificadas devido à localização dos poços em cotas topográficas mais baixas, e esses poços se encontram no centro urbano de Russas, o que, possivelmente, favorece a carga de lixiviados no período chuvoso. Como em Russas uma das principais atividades econômicas é a mineração, essas águas podem ter sido afetadas por drenagem ácida de mineração (Figura 4).

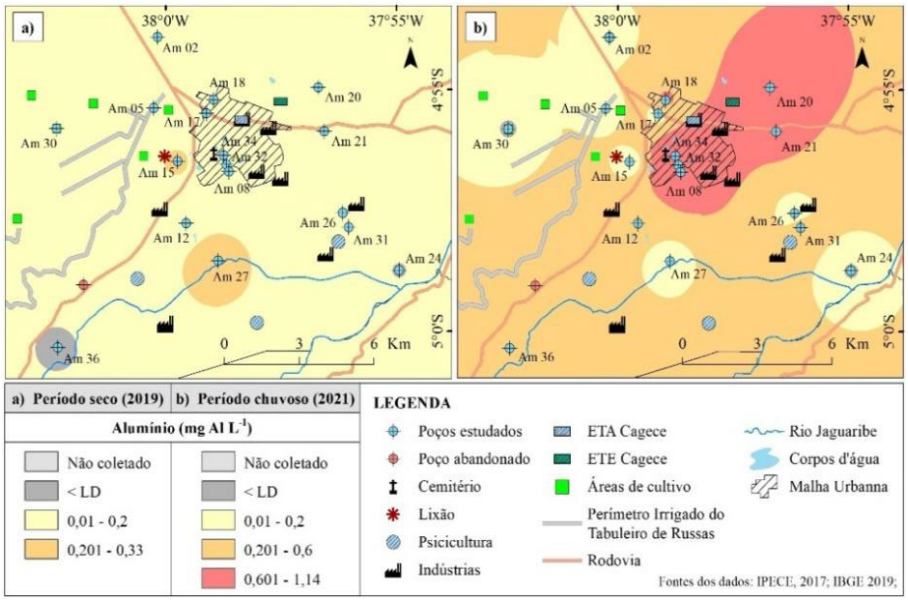


Figura 4: Pontos de coletas. Fonte: Autores (2026)

Resultados analíticos obtidos por Frizzo (2006) em 234 amostras de água de abastecimento público provenientes de poços tubulares e amazonas e águas superficiais no Ceará, em 43% foram

detectadas concentrações de alumínio de 0,11–0,80 mg$Al^{+3}L^{-1}$. Estas informações foram repassadas pelo pesquisador para o órgão responsável pelo saneamento do estado, para adoção das medidas mitigadoras a serem tomadas.

Em relação à saúde, o alumínio é uma substância que afeta a qualidade da água, e valores acima de 0,2mgL^{-1} podem causar processos neurodegenerativos. Estudos epidemiológicos sugerem possível associação entre o mal de Alzheimer e alumínio na água como um fator de risco para o desenvolvimento ou aceleração da doença; entretanto, outros estudos não confirmam esta associação (CETESB, 2017).

Neto *et al*. (2020) realizaram uma pesquisa sobre a relação alumínio e doença de Alzheimer e verificaram que as concentrações de alumínio na água podem ser um fator de risco para o desenvolvimento de Alzheimer, observando que o aumento dessa substância no cérebro favoreceu a formação de placa Beta-Amiloide. No entanto, o tempo de exposição, a origem da água e a presença de outras substâncias também são fatores que podem influenciar. Além disso, dois estudos experimentais conseguiram reproduzir a doença em animais, conseguindo resultados histopatológicos, cognitivo e na memória das cobaias.

Porém, tem sido considerado que a doença de Alzheimer seja correlacionável com acúmulo de alumínio em regiões críticas do cérebro e com a formação de ligações alumínio-DNA (CORTECCI, 2006). Conforme dados obtidos na plataforma do Departamento de Informática do Sistema Único de Saúde do Brasil (DATASUS, 2022), figura 5, observa-se um aumento progressivo nos casos da doença de Alzheimer no município de Russas. Isso se deve provavelmente a presença desse metal na água.

Conforme dados obtidos na plataforma do Departamento de Informática do Sistema Único de Saúde do Brasil (DATASUS, 2022), figura 5, observa-se um aumento progressivo nos casos da doença de Alzheimer no município de Russas. Isso se deve provavelmente a presença desse metal na água.

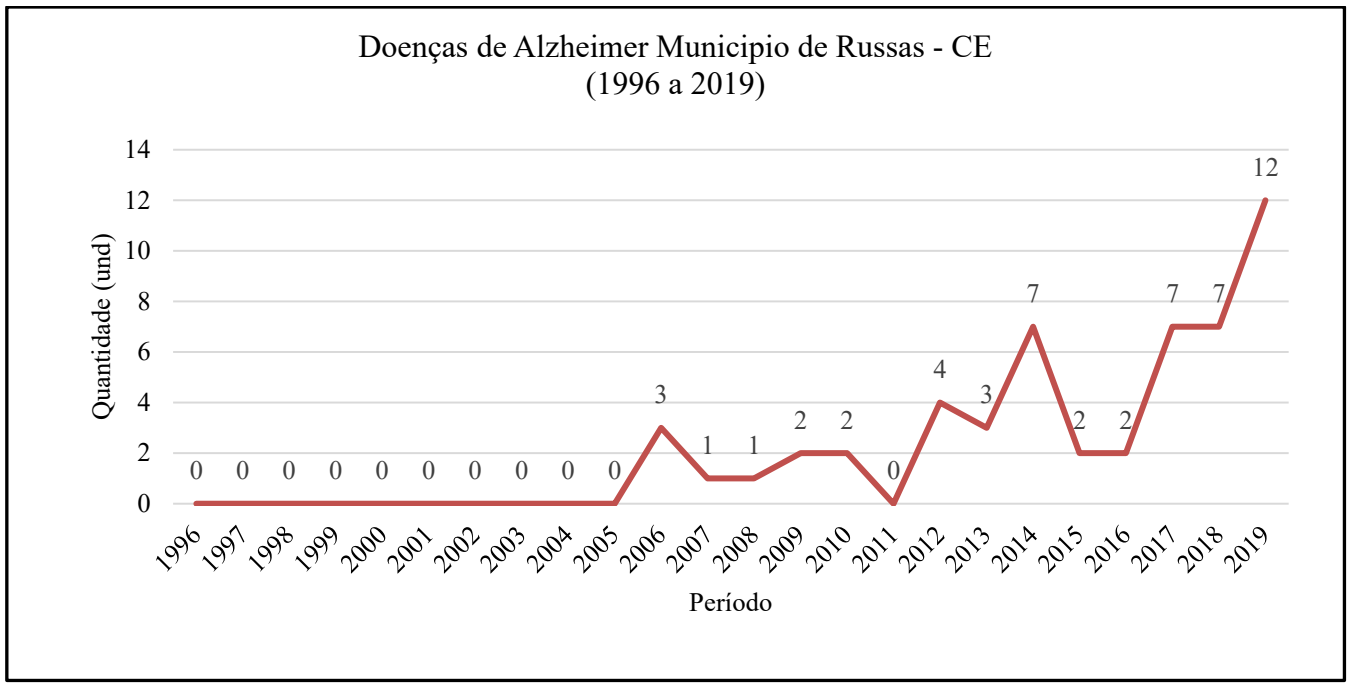


Figura 5: Doenças de Alzheimer no município de Russas (1996 a-2021). Fonte: Autores (2026)

Considerações Finais

Diante dos resultados obtidos, conclui-se que as amostras de água coletadas em setembro de 2019, correspondente ao período seco, e em maio de 2021, correspondente ao período chuvoso, apresentaram concentrações acima do Valor Máximo Permitido (VMP), conforme estabelecido pela Portaria GM/MS nº 888/2021, em 42,85% e 100% das amostras, respectivamente. Dessa forma, essas águas são consideradas impróprias para o consumo humano.

Os resultados indicam que o município de Russas apresenta um cenário de significativa vulnerabilidade ambiental, com implicações diretas para a saúde pública. A baixa cobertura de saneamento, aliada à contaminação das águas subterrâneas, reforça a necessidade de implementação de políticas públicas voltadas ao monitoramento, controle e uso sustentável dos recursos hídricos, visando à redução dos riscos à saúde da população.

Essas condições contribuem para a elevada vulnerabilidade dos aquíferos, ampliando o risco de exposição da população a substâncias potencialmente tóxicas. A ingestão de alumínio em concentrações elevadas, além de comprometer a qualidade da água destinada ao abastecimento público, pode representar riscos à saúde da população do município.

Adicionalmente, os achados da pesquisa sugerem que a qualidade da água destinada ao consumo humano pode estar associada ao aumento dos casos de Doença de Alzheimer no referido município, ainda que não seja possível estabelecer uma relação de causalidade direta.

Agradecimentos

Os autores agradecem a Núcleo de Tecnologia e Qualidade Industrial do Ceará - Nutec, pela realização das análises de metais pesados e oa Laboratório de Processamento do Estado do Ceará - GEOCE, pela disponibilidade do laboratório para confecção dos mapas.

Referências

ANA (Agência Nacional de Águas). **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos.** Brasília, DF: ANA; CETESB, 2011. Disponível em: https://arquivos.ana.gov.br. Acesso em: 30 set. 2025.

APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20. ed. Washington, DC: APHA, 2012.

ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). **Toxicological profile for aluminium**. Atlanta, 2008. Disponível em: http://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp22.pdf. Acesso em: 30 set. 2025.

BAKULSKI, K. M. et al. Heavy metals exposure and Alzheimer's disease and related dementias. *Journal of Alzheimer's Disease*, v. 47, n. 3, p. 1215–1242, 2020.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Biblioteca Virtual em Saúde: Classificação Internacional de Doenças (CID)**. Disponível em: https://bvsms.saude.gov.br. Acesso em: 30 set. 2025.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021**. Dispõe sobre os padrões de potabilidade da água para consumo humano.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021**. Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS nº 5, de 28 de setembro de 2017. Disponível em: http://bvsms.saude.gov.br. Acesso em: 28 set. 2025.

CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo). **Ficha de informação toxicológica (FIT)**. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br. Acesso em: 30 set. 2025.

CORTECI, G. **Geologia e salute**. Disponível em: https://www.dst.unipi.it/fist/salue/salute.htm. Acesso em: 30 set. 2025.

DATASUS. Departamento de Informática do Sistema Único de Saúde do Brasil. Disponível em: https://datasus.saude.gov.br. Acesso em: 30 set. 2025.

DATASUS. Departamento de Informática do SUS. **Informações de saúde (epidemiológicas e morbidade)**.

FRIZZO, S. J. Elementos químicos em águas de abastecimento público no Estado do Ceará. In: **INTERNATIONAL WORKSHOP ON MEDICAL GEOLOGY**, 2005, Rio de Janeiro. Anais [...]. Rio de Janeiro: CPRM, 2006.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). Disponível em: https://www.ibge.gov.br. Acesso em: 30 set. 2025.

INSTITUTO ÁGUA E SANEAMENTO. **Municípios e saneamento: Russas (CE)**. Disponível em: https://www.aguaesaneamento.org.br/municipios-e-saneamento/ce/russas. Acesso em: 8 abr. 2026.

INSTITUTO TRATA BRASIL. **Painel de saneamento básico**.

IPECE (Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará). Disponível em: https://www.ipece.ce.gov.br. Acesso em: 30 set. 2025.

MENDES, L. S. A. **Avaliação do potencial de contaminação por agrotóxicos em águas subterrâneas de abastecimento no município de Russas – Ceará e as implicações na saúde humana**. 2023. Tese (Doutorado em Geologia) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2023.

NETO, G. C. e SILVA et al. O nível de concentração de alumínio na água como fator de risco para o desenvolvimento da doença de Alzheimer. *Brazilian Journal of Health Review*, v. 3, n. 5, p. 15324–15339, 2020.

OMS (Organização Mundial da Saúde). **Guidelines for drinking-water quality**.

ROSALINO, M. R. R. **Potenciais efeitos da presença de alumínio na água de consumo humano**. Disponível em: http://hdl.handle.net/10362/6323. Acesso em: 7 out. 2025.

SILVA, C. R. da et al. **Geologia médica no Brasil: efeitos dos materiais e fatores geológicos na saúde humana, animal e meio ambiente**. Rio de Janeiro: CPRM, 2006.

WHO (World Health Organization). Disponível em: https://www.who.int. Acesso em: 30 set. 2025.

WILLHITE, C. C. et al. Systematic review of potential health risks posed by aluminum. *Critical Reviews in Toxicology*, v. 44, supl. 4, p. 1–80, 2014. DOI: 10.3109/10408444.2014.934439.

IMPACTOS DE CONTAMINANTES ORGÂNICOS NA ICTIOFAUNA NO RIO POT I- CE

1 Janaína Lopes Leitinho, 2 Ana Clara Rosendo de Sousa, 3Rivelino Martins Cavalcante, 4 Luísa Gardênia Alves Tome Farias

1 Universidade Federal do Ceará - campus Crateús, Ceará, Brasil. E mail: janaina@crateus.ufc.br; 2 1 Universidade Federal do Ceará - campus Crateús, Ceará, Brasil. E mail:rosendoana2018@gmail.com 3 Universidade Federal do Ceará - campus LABOMAR, Ceará, Brasil. E-mail: rivelino@ufc.br; 4 Universidade Federal do Ceará - campus Crateús, Ceará, Brasil. E-mail: luisa@crateus.ufc.br.

Palavras-chave: Poluentes orgânicos; pesticidas, Rio Poti; Saúde dos peixes.

Resumo

A utilização cada vez maior de pesticidas na agricultura, especialmente de triazinas e organofosforados, é um alerta quanto aos seus efeitos nos ecossistemas aquáticos, destacando o semiárido cearense que sofre influência das mudanças climáticas. Este estudo tem como objetivo avaliar a presença e os efeitos dos contaminantes na saúde de peixes do Rio Poti (CE), no em torno da Área de Proteção Ambiental (APA) do Boqueirão e no interior da mesma, sendo coletadas amostras nos distritos de Ibiapaba e Oiticica. A metodologia consistiu em estudar a presença e a concentração de contaminantes pertencentes às classes das triazina e dos organofosforados por cromatografia gasosa e os cálculos dos índices de saúde nos peixes: Índice Hepatossomático (IHS), Índice Gonadossomático (IGS), Índice Gastrossomático (IGI) e o Fator de Condição (FC). O estudo histológico do fígado também foi realizado com objetivo de verificar possíveis alterações no tecido. Os resultados das análises cromatográficas evidenciaram a presença de atraton, simetrina, malation e clorpirifós compatíveis com pesticidas. Os valores dos índices de saúde revelaram que a contaminação por pesticidas pode ser potencializada com o aumento da temperatura e escassez de chuvas, afetando o sistema locomotor, o estado nutricional e as condições corporais, bem como a capacidade reprodutiva de alguns peixes estudados. A análise histológica do fígado evidenciou alterações como melanomacrófagos, vacuolização e necrose, nos indivíduos das duas localidades, sendo esta última a mais severa e, geralmente, irreversível. O estudo estatístico cromatográfico e histológico, dentro e fora da APA, revelaram que a distribuição da contaminação nas espécies se dá de forma similar, evidenciando a persistência dos poluentes. Por fim, pode-se concluir que os efeitos crônicos da exposição a pesticidas podem comprometer à saúde dos peixes ampliando os riscos à biodiversidade aquática do local.

Introdução

A crescente preocupação com a qualidade dos ecossistemas aquáticos têm direcionado a atenção para contaminantes orgânicos, especialmente pesticidas, devido aos riscos à biota aquática e à saúde humana. Peixes atuam como importantes bioindicadores da poluição hídrica, pois estão continuamente expostos a esses compostos, podendo bioacumulá-los e transferi-los pela cadeia alimentar (Adokiya et al., 2025).

Dentre os pesticidas, destacam-se as classes de contaminantes triazínicos (TP) e organofosforados (OPP). Os triazínicos (TP), amplamente utilizados no controle de ervas daninhas, mas com elevada persistência ambiental e toxicidade, afetando organismos aquáticos ao interferirem na fotossíntese e no metabolismo energético (Cardoso & Lanças, 2025; Zhao et al., 2023). Os organofosforados (OPP), por sua vez, são amplamente empregados no controle de pragas agrícolas e domésticas, em especial para controle de sugadores, mastigadores e parasitas veterinários. Os OPPs apresentam elevada lipofilicidade, favorecendo a bioacumulação em tecidos de peixes. A exposição a esses compostos pode desencadear respostas fisiológicas de estresse nos organismos aquáticos, evoluindo para comprometimento da aptidão e sobrevivência em exposições prolongadas (Vieira et al., 2025).

Esses contaminantes atingem os corpos hídricos por diferentes vias, como escoamento superficial e dispersão atmosférica, acumulando-se em sedimentos os quais são fontes de alimentação primária para a vida aquática. Ao serem inseridas na cadeia alimentar estes contaminantes bioacumulam podendo afetar a saúde de várias espécies e, até mesmo, provocar alterações na biodiversidade (Maia, 2023; Orou-Seko et al., 2024).

Nos peixes os principais mecanismos de absorção destes contaminantes orgânicos ocorrem por via braquial, dérmica e por ingestão oral. A via de absorção, porém, depende do biótopo e dos hábitos alimentares dos peixes . Uma vez absorvidos, esses compostos químicos são distribuídos para órgãos diversos, onde podem exercer efeitos biológicos diretos. Os órgão metabolizadores como intestino, fígado e rins são, em geral, os que apresentam alterações com mais frequência. O fígado por metabolizar aminoácidos, proteínas, gorduras e armazenar energia na forma de glicogênio termina por ser alvo destas substâncias tóxicas e apresentam alterações que afetam a saúde dos peixes (Santana & Cavalcante, 2016).

O Rio Poti, rio Federal localizado no Sertão de Crateús no Estado do Ceará, representa um importante recurso hídrico para a sobrevivência do sertanejo e da biodiversidade da fauna e flora da caatinga.

No entanto, atividades antrópicas associadas à agricultura e agropecuária, supressão de mata ciliar, descarte de resíduos de forma inadequada são comuns e facilmente observadas na zona urbana e na zona rural. Nos períodos de escassez chuvosa, no segundo semestre, as altas temperaturas aceleram o processo de evaporação das águas do rio Poti. Este fenômeno provoca aumento da concentração de poluentes, aumentando a disponibilidade dos contaminantes para a fauna aquática. Uma vez absorvidos o fluxo na cadeia alimentar e rápido chegando aos peixes. Estudos realizados por Sousa et al (2025) na região mostram

risco à saúde dos ribeirinhos ao consumirem apenas 100g de filé de peixe por dia. A região do estudo de Sousa abrange a área de proteção ambiental Boqueirão do Poti, uma APA de uso sustentável, de apenas 5 anos de criação, que contempla espécies nativas importantes para o equilíbrio ambiental e segurança alimentar das pessoas.

Diante disso, este estudo tem como objetivo avaliar a presença e os efeitos de pesticidas triazínicos e organofosforados na saúde de peixes do Rio Poti (CE), considerando áreas dentro e no entorno da APA do Boqueirão do Poti, por meio de análises cromatográficas e índices biométricos (IHS, IGS, IGI e FC).

Materiais e Métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado no Rio Poti, no município de Crateús (CE). Os pontos de coleta foram: distrito de Ibiapaba (fora da APA) e o distrito de Oiticica (dentro da APA).

Coleta das amostras

Foram coletados 39 exemplares de peixes no mês de agosto de 2024.

Espécies estudadas

As espécies estudadas foram: Oreochromis niloticus, Hypostomus pleocostus, Leporinus friderici, Cichla monoculus, Prochilodus lacustris, Psectrogaster rhombioides, Serrasalmus rhombeus, Hoplias malabaricus e Geophagus brasiliensis, permitindo uma avaliação representativa da fauna local.

Preparação das amostras e análise cromatográfica

A avaliação cromatográfica foi realizada através de extração de pesticidas do músculo de peixe, realizado pelo método QuEChERS (*Quality Assurance of Information in Marine Environmental Monitoring*). A detecção e quantificação dos pesticidas foram realizadas por cromatografia gasosa com detector de nitrogênio e fósforo (GC/NPD).

Avaliação da saúde dos peixes

A saúde dos peixes foi avaliada por meio dos índices biométricos: Índice Hepatossomático (IHS), Índice Gonadossomático (IGS), Índice Gastrossomático (IGI) e Fator de Condição (FC), utilizados para inferir condições fisiológicas, nutricionais e reprodutivas.

Índice Hepatassomático: IHS (%) = $(\frac{Pfígado}{Pt})x\ 100$ (1)

Índice Gonadossomático: IGS (%) = $(\frac{Pgônada}{Pt})x\ 100$ (2)

Índice Gastrossomático: IGI (%) = $(\frac{Pestômago+intestino}{Pt})x\ 100$ (3)

Fator de Condição de Fulton: FC (%) = $(\frac{Pt}{CP^3})x\ 100$ (4)

Onde: Pt = Peso total, em gramas, P = Peso total do órgão, em gramas, CP = Comprimento padrão, em cm.

Análise histológica

A avaliação das alterações teciduais e classificando o grau de comprometimento do fígado, foram realizadas através de análise histológica e avaliação do Índice de Alterações Histopatológicas (IAH) dos peixes coletados.

Análise estatística

Os dados cromatográficos e histológicos foram submetidos a testes de normalidade e análises estatísticas paramétricas e não paramétricas, incluindo Shapiro-Wilk, Mann-Whitney e Teste T, para avaliar a consistência da amostragem nas áreas estudadas**.**

Resultados e Discussão

Estudo dos níveis de triazinas e organofosforados nos peixes das localidades estudadas

As análises cromatográficas evidenciaram a presença de pesticidas das classes das triazinas e organofosforados em ambas as localidades estudadas (Tabela 1). O atraton, apresentou-se em maior quantidade entre os pesticidas triazínicos, quanto o malation, foi o mais abundante entre os pesticidas organofosforados.

TRIAZINAS		
Compostos	**Ibiapaba**	**Oiticica**
Atraton	29,70 (±53,97)	29,13 (±29,13)
Simetrina	7,12 (±6,28)	6,72 (±6,72)
Propazina	4,26 (±6,77)	2,33 (±2,33)
Simagina	3,24 (±3,35)	2,39 (±2,39)
Prometron	2,51 (±5,26)	3,09 (±3,09)
Ametrina	1,55 (±2,66)	2,87 (±2,87)
Atrazina	1,27 (±1,38)	1,28 (±1,28)

ORGANOFOSFORADOS		
Compostos	**Ibiapaba**	**Oiticica**
Malation	8,21 (±8,20)	7,93 (±8,35)
Clorpirifos	1,78 (±1,80)	3,68 (±1,43)

Tabela 1. Concentrações médias em (ng/g) para as classes de triazinas e de organofosforados..

Análise estatística dos níveis de contaminantes nos peixes das localidades

A Figura 1 apresenta a distribuição das concentrações de triazinas e organofosforados nos locais estudados. Observa-se que a distribuição dos contaminantes apresentou baixa variabilidade entre as áreas, sugerindo persistência ambiental e possível acúmulo nos sedimentos.

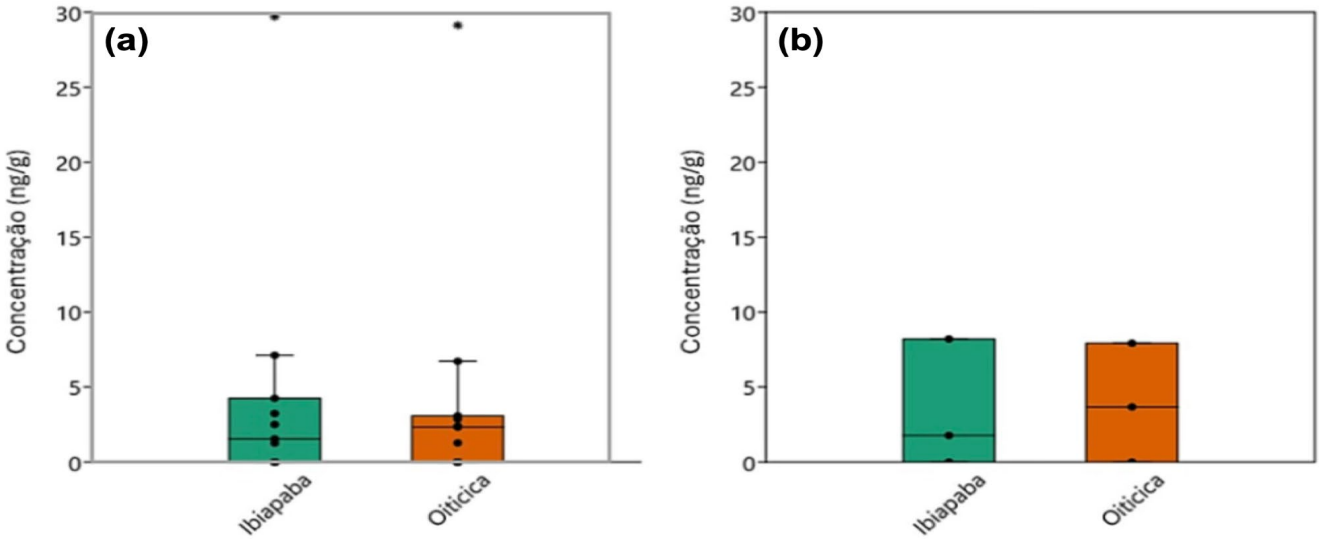


Figura 1: Concentrações médias de pesticidas: a) Triazínicos; b) organofosforados.

O estudo estatístico dos teores de contaminantes obtidos nos peixes em Ibiapaba e Oiticica não apontaram diferença significativa entre as localidades ($p > 0,05$), evidenciando que a contaminação ocorre de forma semelhante dentro e fora da APA, conforme a Tabela 2.

Teste de normalidade Shapiro-Wilk		
	Ibiapaba	Oiticica
N	14,00	14,00
Shapiro-Wilk W	0,58	0,57
p(normal)	$2,57 \times 10^{-5}$	$2,44 \times 10^{-5}$

Tabela 2: Resultado do Teste de normalidade Shapiro-Wilk.

Avaliação da saúde dos peixes

Os índices biométricos apresentaram variações entre espécies e localidades, sugerindo possíveis diferenças no estado fisiológico dos indivíduos, na alimentação e nas contaminações das áreas (Figura 2).

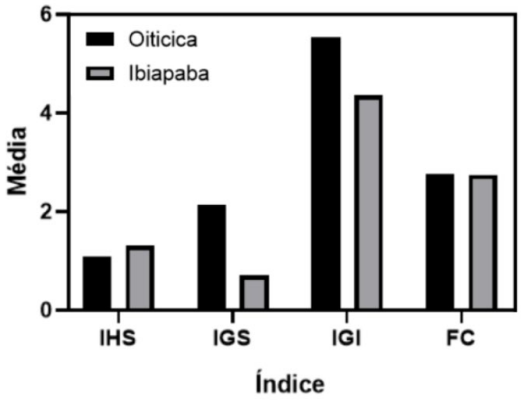


Figura 2: Média dos índices em porcentagem (%) de acordo com a localidade. IHS- Índice Hepatossomático; IGS- Índice Gonadossomático; IGI- Índice Gastrossomático; FC- Fator de Condição.

O IHS variou de 0,41% a 2,70% considerando os dois locais, indicando atividade metabólica elevada quando comparado com os estudos *in vitro* realizados por Ada & Ayotunde (2013) que variaram de 0,015% a 0,047% em *Oreocromus niloticus*. Os maiores valores encontrados de IHS foram observados em *Oreocromus niloticus* e os menores valores na espécie *Hoplias malabaricus*.

O IGS variou de 0,07 a 5,05% indicando possíveis impactos na capacidade reprodutiva dos peixes estudados. A espécie com maior IGS (5,05%) foi o *Leoporinus friderici* e a com menor valor (0,07%) foi o *Hypostomus pleocostus*.

Os valores encontrados para o IGI variam de 1,04% a 18,14%. O maior valor observado foi de 18,14% para espécie *Serrasalmus rhombeus* e o menor valor de 1,04% para a espécie *Leoporinus friderici*. A avaliação deste índice indica que, apesar dos peixes estarem alimentados, a qualidade do alimento pode estar comprometida, uma vez que os teores de contaminante encontrados (Tabela 1) são considerados elevados quando comparados com estudos controlados.

Para o FC a variação foi de 0,62% a 5,21%, sendo os maiores valores observados para o *Geophagus brasiliensis* com 5,21%, indicando estado corporal adequado e os menores valores evidenciados para a espécie *Hypostomus pleocostus* com 0,62% demonstrando que esta espécie possui um baixo grau de bem-estar. É importante mencionar que o bodó é uma espécie que vive nos sedimentos e, portanto, alimenta-se com frequência dos mesmos. Desta forma, o *Hypostomus pleocostus* pode estar suscetível a contaminantes como Clorpirifós que, mesmo em pequenas quantidades, podem afetar as condições corporais da espécie.

Com base nos estudos estatísticos é importante salientar que, embora sejam visíveis as diferenças entre as percentagens observadas para as regiões dentro e fora da área de proteção (Figura 2), não se pode afirmar que uma dada região é mais vulnerável à contaminação que a outra. No entanto, é possível evidenciar que a contaminação é presente em ambas as regiões e que a saúde dos peixes já apresentaram variações negativas, podendo interferir na preservação e conservação de espécies nativas.

Além disso, fatores ambientais como altas temperaturas e escassez hídrica podem intensificar os efeitos dos contaminantes, aumentando o estresse fisiológico dos organismos.

Análise histológica

A Figura 3 apresenta as imagens microscópicas das principais alterações histológicas apresentadas no tecido do fígado dos peixes estudados em ambas regiões. Entre as alterações mais encontradas estão os melanomacrófagos (Figura 3-b), a vacuolização (Figura 2-k) e a necrose (Figura 3-g). As análises revelaram alterações em todos os indivíduos avaliados. Alterações mais severas, como necrose, foram mais frequentes em Oiticica.

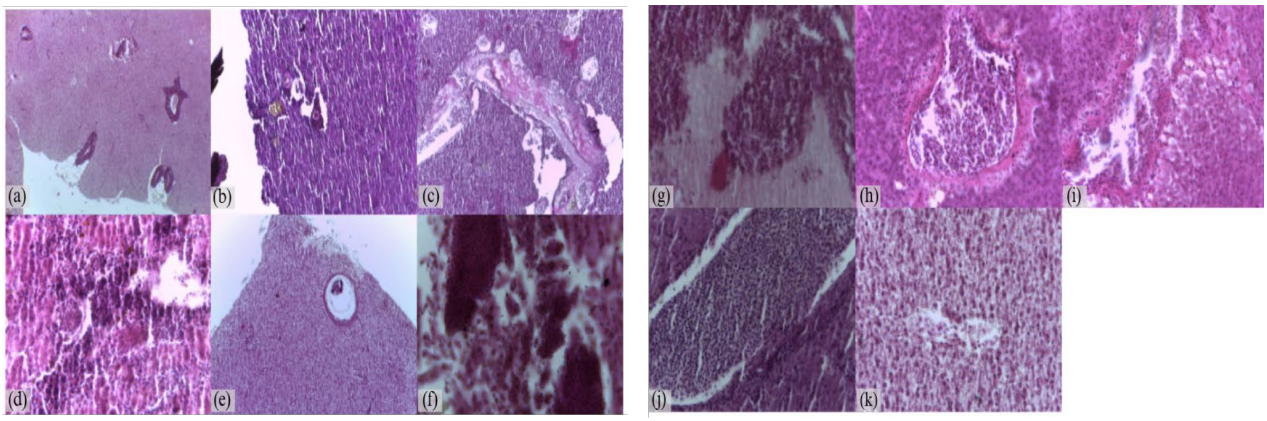


Figura 3. histopatológicas encontradas: a)Sem alterações; b)Melanomacrófagos; c)Alteração no ducto biliar; d)Infiltração leucocitária; e)Parasita; f)Hemorragia; g)Necrose; h)Alteração nos vasos; i)Hipertrofia; j)Congestão vascular; k)Vacuolização.

Apesar das diferenças observadas, a análise estatística do Índice de Alterações Histopatológicas (IAH) não indicou diferença significativa entre as localidades ($p > 0,05$), sugerindo que os impactos ocorrem de forma semelhante nas duas áreas.

O uso contínuo de agrotóxicos, em especial as triazinas e os organofosforados e a baixa qualidade da água são interpretados como sendo os causadores das alterações encontradas (Castro *et al*., 2014) fato também observado no estudo em questão.

Considerações Finais

Os resultados evidenciaram a presença de pesticidas triazínicos e organofosforados em peixes do Rio Poti, dentro e fora da área de proteção ambiental boqueirão do Poti no Estado do Ceará. A avaliação estatística dos dados apontam que, ambas regiões, não apresentam diferenças significativas de contaminantes e de seus efeitos na saúde dos peixes, sugerindo que há persistência ambiental desses contaminantes e que, áreas protegidas, não estão isentas de impactos antrópicos.

A avaliação dos índices de saúde e das análises histológicas demonstrou que a exposição, mesmo em baixas concentrações de triazinas e organofosforados, podem provocar efeitos crônicos nos organismos, afetando o metabolismo, a condição corporal e a capacidade reprodutiva dos peixes. O estudo histológico do fígado corrobora com os achados apresentados pelos índices de saúde e mostram alterações teciduais relevantes, como a vacuolização e necrose.

Dessa forma, os resultados reforçam a necessidade de monitoramento contínuo da qualidade ambiental, especialmente em áreas de proteção, bem como da adoção de práticas agrícolas mais sustentáveis, a fim de mitigar os impactos dos pesticidas sobre os ecossistemas aquáticos e a saúde das populações dependentes desses recursos.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001 e da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), através do Convênio CAPES/UNESP Nº. 951420/2023. Agradeço ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - ProfÁgua pelo apoio técnico científico aportado até o momento.

Referências Bibliográficas

ADOKIYA, Martin Nyaaba et al. **Pesticide contamination and associated health risks in fish from Libga and Builpela reservoirs, Northern Ghana**. *BMC Environmental Science*, v. 2, n. 1, p. 12, 2025.

CARDOSO, Alessandra Timóteo; LANÇAS, Fernando Mauro. **Determination of triazine herbicides in environmental waters using graphene oxide-ionic liquid-based SBSE coupled to capillary liquid chromatography-tandem mass spectrometry**. *Microchemical Journal*, v. 215, p. 114, 2025.

CASTRO, J.s.; SILVA, J.s.; FREITAS, L.C.; CARVALHO-NETA, R.N.F.. **Biomarcadores histopatológicos na espécie Hoplias malabaricus (Pisces, Osteichthyes, Erythrinidae) em uma Unidade de Conservação de São Luís (MA)**. Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia, [S.L.], v. 66, n. 6, p. 1687, 2014.

FINIZIO, A.; VIGHI, M; SANDRONI, D. **Determination of n-octanol/water partition coefficient (kow) of pesticide critical review and comparison of methods**. Chemosphere, Milão, v. 34, n. 1, p. 131, 1996.

Nandi, N. K.; Vyas A., Akhtar, Md J., Kumar B., **Pesticide Biochemistry and Physiology**, 185 (2022)-https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048357522001055

MAIA, Maria Eduarda de Souza. **Avaliação da toxicidade dos herbicidas diuron, glifosato, atrazina e suas misturas em embriões e larvas de peixe-zebra (*Danio rerio*)**. 2023. 71 f. **Dissertação (Mestrado)** - Curso de Pós-Graduação em Bioquímica, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2023.

OROU-SEKO, **Abdou et al. Farmers' pesticide use and knowledge of aquatic ecosystem contamination with its perceived health risk from contaminated fish consumption in northern Ghana**. Scientific African, [S.L.], v.50, p. 150, 2024.

QAYOOM, Imtiyaz; BALKHI, Masood; MUKHTAR, Malik; ABUBAKR, Adnan; SIDDIQUI, Uzma; KHAN, Sameena; SHERWANI, Asma; JAN, Ishrat; SAYYED, Riyazali; MASTINU, Andrea. **Assessing organophosphate insecticide retention in muscle tissues of juvenile common carp fish under acute toxicity tests.** Toxicology Reports, [S.L.], v. 12, p. 253, 2024.

SANTANA, Ligia Maria Borges Marques; CAVALCANTE, Rivelino Martins. Transformações Metabólicas de Agrotóxicos em Peixes: uma revisão. **Orbital - The Electronic Journal Of Chemistry**, [S.L.], v. 8, n. 4, p. 150, 2016.

SOUSA, Ana Clara Rosendo de. **Avaliação dos níveis de agrotóxico em peixes no rio Poti, Crateús, Ceará, Brasil;**. Trabalho de Conclusão de Curso; Universidade Federal do Ceará, 2025.

VIEIRA, Carlos Eduardo Delfino; TESSER, Maria Eduarda; MELETTI, Paulo Cesar; MARTINEZ, Claudia Bueno dos Reis. **Chronic in-situ exposure to pesticide-contaminated water bodies impairs the metabolism, growth, and performance of the freshwater fish Prochilodus lineatus**. Science Of The Total Environment, [S.L.], v. 995, p. 180, set. 2025.

ZHAO, Lingchao; YANG, Mengyao; YU, Xiaowen; LIU, Lijuan; GAO, Chen; LI, Huaxin; FU, Sui; WANG, Wei; WANG, Jun. **Presence and distribution of triazine herbicides and their effects on microbial communities in the Laizhou Bay, Northern China**. Marine Pollution Bulletin, [S.L.], v. 186, p. 114, 2023.

AVALIAÇÃO SAZONAL DA QUALIDADE DA ÁGUA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO FRESCO, MUNICÍPIO DE TUCUMÃ (PA)

1Viviane da Silva Matos; 2Tacila Marinho Rodrigues; 3Iohrana Fereira Lopes; 4Jamilly Samira dos Santos Vaz; 5Maria da Conceição Rabelo Gomes.

1 Universidade do Estado do Pará-UEPA, e-mail: matosviviane797@gmail.coml; 2 Universidade do Estado do Pará-UEPA, e-mail:tacilamarinho9@gmail.com; 3 Universidade do Estado do Pará-UEPA, e-mail: iohrannalopes@gmail.com; 4 Universidade do Estado do Pará-UEPA, e-mail: jamillyvaz017@gmail.com; 5 Universidade do Estado do Pará-UEPA, e-mail: maria.dcr.gomes@uepa.br

Palavras-chave: Recursos hídricos; Índice de Qualidade da Água; Monitoramento.

Resumo

A água é um recurso indispensável para o desenvolvimento das atividades humanas e equilíbrio dos ecossistemas, sendo sua qualidade influenciada por fatores antrópicos e naturais. Nesse contexto, o estudo tem por objetivo analisar a variação sazonal da qualidade da água na Bacia Hidrográfica do Rio Fresco, especificamente no Igarapé do Coronel, no município de Tucumã (PA), no período de 2022 a 2024. A pesquisa consiste em uma abordagem quantitativa e descritiva, com base em dados secundários disponibilizados pela Secretaria de Meio Ambiente, Clima e Sustentabilidade do Estado do Pará (SEMAS). Para a avaliação da qualidade da água, foi utilizado o Índice de Qualidade da Água (IQA), calculado a partir de parâmetros físico-químicos e biológicos, com auxílio do software Qualigraf. Os resultados indicaram variação sazonal significativa, com índices mais elevados no período chuvoso e condições mais críticas no período seco. Observou-se, ainda, uma redução da qualidade da água ao longo dos anos, nos dois períodos analisados, evidenciando um processo de degradação progressiva. Esses processos podem estar associados tanto à sazonalidade climática, que influencia processos como diluição e concentração de poluentes, quanto a possíveis pressões antrópicas, como uso inadequado do solo e expansão agropecuária. Diante disso, destaca-se a importância de adoção de medidas como o controle do uso e ocupação do solo, implementação de práticas sustentáveis, além de monitoramento contínuo da bacia hidrográfica, visando a conservação dos recursos hídricos e a sustentabilidade ambiental.

Introdução

A água é um recurso natural indispensável ao equilíbrio dos ecossistemas e ao desenvolvimento das atividades humanas, desempenhando papel fundamental no abastecimento humano em setores como agricultura, indústria e geração de energia (ANA, 2024). Nesse contexto, as bacias hidrográficas se mostram essenciais para o desempenho dessas utilidades, pois constituem unidades essenciais para o planejamento e gestão dos recursos hídricos ao possibilitar a integração de componentes naturais e atividades antrópicas.

Conforme a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA, 2024), a integração dessas unidades é essencial para a segurança hídrica, mitigação de impactos ambientais e promoção da sustentabilidade dos ecossistemas, pois influenciam diretamente a disponibilidade e a qualidade da água. No entanto, a disponibilidade e a qualidade da água vêm sendo comprometida por diferentes fatores ao longo dos anos.

As fontes poluidoras podem ser provenientes de diversos meios, podendo ser classificadas em fontes pontuais ou difusas; as pontuais seriam as fontes de fácil identificação, como os efluentes domésticos e industriais, diferentes das fontes difusas, que não apresentam uma fonte definida de poluição, como na agricultura (EMBRAPA, 2018). Para Snapshot *et al*. (2016) *apud* EMBRAPA (2018), os meios de poluição na agricultura podem ser devido a agrotóxicos, adubos e dejetos em excesso no solo, os quais, assim como os sedimentos, são levados pela água da chuva para dentro dos corpos hídricos.

Essas atividades contribuem para a deterioração da qualidade da água por meio das alterações das características físico-químicas e biológicas (Suszek *et al*., 2024). Além disso, a qualidade da água pode variar em função das condições climáticas, variando entre os períodos secos e chuvosos.

A sazonalidade influencia processos como o escoamento superficial, a diluição de poluentes e a concentração de substâncias nos corpos hídricos, tornando a análise temporal um importante instrumento para a compreensão da dinâmica ambiental (Souza *et al*., 2022).

Nesse contexto, o presente estudo tem por objetivo analisar a variação sazonal da qualidade da água na Bacia Hidrográfica do Rio Fresco, especificamente no Igarapé do Coronel, no município de Tucumã (PA), buscando compreender e identificar possíveis variações sazonais e tendências na qualidade da água ao longo do período estudado, assim contribuindo para o entendimento das condições ambientais da área estudada.

Material e Métodos

Área de estudo

A área de pesquisa é a Bacia Hidrográfica do Rio Fresco, especificamente o Igarapé do Coronel, na estação de monitoramento da Secretaria de Meio Ambiente, Clima e Sustentabilidade do Estado do Pará (SEMAS), localizado no município de Tucumã, no Sudeste do Estado do Pará (Figura 1). A região detém um clima equatorial quente e úmido, apresentado elevadas

temperaturas anuais (IBGE, 2023), além de um regime pluviométrico bem definido, possuindo variações sazonais ao longo do ano, com períodos menos chuvosos entre os meses de junho a novembro e períodos mais chuvosos nos meses de dezembro a maio, conforme os dados climatológicos (INMET, 2020).

Do ponto de vista físico, a área apresenta relevo predominantemente suave ondulado, apresentando solos do tipo Latossolos e Argissolos, amplamente distribuídos na região sudeste do Pará, característico da região (EMBRAPA, 2018). Essas características físicas influenciam diretamente a dinâmica hidrológica, influenciando processos como infiltração e escoamento superficial, além de contribuírem para o transporte de sedimentos, nutrientes e poluentes, impactando a qualidade da água ao longo do sistema fluvial.

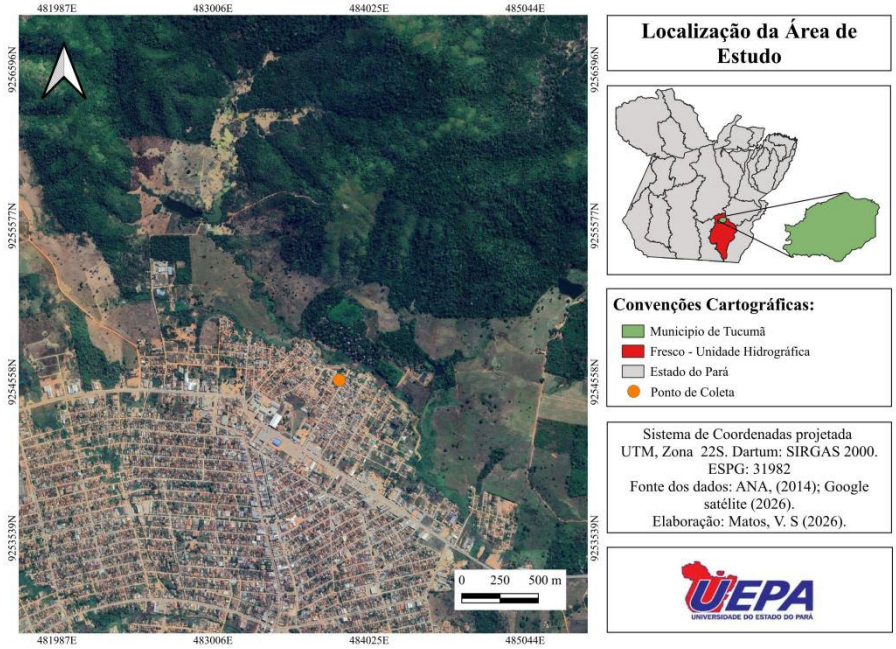


Figura 1: Mapa de localização da área de estudo
Fontes: Autoras (2026)

Metodologia aplicada

O estudo contou com uma abordagem quantitativa e descritiva, baseando-se em dados de análises de água da Bacia Hidrográfica do Rio Fresco obtidos por meio da plataforma "Painel de Qualidade da Água e Vazão", vinculada à Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Sustentabilidade (SEMAS, 2024).

Os dados analisados foram referentes aos anos de 2022 a 2024. Os dados foram organizados em dois períodos do ano, correspondentes ao período chuvoso e ao período seco. Para cada ano analisado, foi considerado duas amostras, uma para cada período. No ano de 2022, as coletas ocorreram no mês de março e setembro; em 2023, no mês de abril e setembro; já 2024, as coletas foram referentes aos meses de abril e agosto.

A partir dessa organização, foi realizada a análise da série temporal, considerando os parâmetros físicos, químicos e biológicos, utilizados no Índice de Qualidade da Água (IQA) (Quadro 1). Esta metodologia IQA é frequentemente utilizada em pesquisas acadêmicas (Moreira *et al*., 2023; Oliveira *et al*., 2024) para avaliação integrada da qualidade dos recursos hídricos, já que foi desenvolvida para avaliar a qualidade da água para o abastecimento público, após o tratamento convencional (ANA, 2024).

Parâmetro	Peso (wi)
Oxigênio dissolvido (%ODSat)	0,17
Coliformes termotolerantes*(NMP/100mL)	0,15
pH	0,12
Demanda bioquímica de oxigênio – DBO (mg/L)	0,1
Nitratos (mg/L NO_3^-)	0,1
Fosfato total (mg/L PO_4^{-2})	0,1
Variação da temperatura (°C)	0,1
Turbidez (UNT)	0,08
Sólidos totais (mg/L)	0,08

Quadro 1: Parâmetros e seus respectivos pesos para o cálculo do IQA.
Fonte: IGAM, (2021)
* Substituído por E.Coli a partir de 2013.

De acordo com Arcos e Cunha (2022), o índice do IQA é adquirido por meio do cálculo do produtório ponderado dos nove parâmetros físico-químicos e biológicos, apresentados no quadro 1, sendo uma metodologia amplamente utilizada em estudos de monitoramento da qualidade da água, sendo expressa por meio da seguinte fórmula.

$$IQA = \prod_{i=1}^{n} qi^{wi}$$

IQA: Índice de Qualidade das Águas, um número entre 0 e 100
qi: qualidade do parâmetro i obtido através da curva média específica de qualidade;
wi = peso atribuído ao parâmetro, em função de sua importância na qualidade, entre 0 e 1.

Ressalta-se que, para esta pesquisa, o cálculo do Índice de Qualidade da Água (IQA) foi realizado com base nos parâmetros disponíveis, uma vez que não foram fornecidos dados referentes à variação de temperatura e o parâmetro nitrato foi substituído por nitrogênio total. Conforme IGAM, (2021), em situações de indisponibilidade de informações, adaptações no cálculo do IQA podem ser realizadas, desde que devidamente justificadas e mantendo a proporcionalidade dos pesos dos parâmetros utilizados. Dessa forma, o índice foi estimado pelo software Qualigraf considerando a adaptação dos parâmetros e seus respectivos pesos, sendo o peso do parâmetro faltante redistribuído entre os demais.

Para a organização dos dados, foi utilizado o software Excel para a criação de tabelas e gráficos, para a interpretação dos dados foi utilizado os critérios utilizadas pelo IGAM (Instituto Mineiro de Gestão das Águas) (Quadro 2) e o software Qualigraf (versão 1.17) para estimativa do IQA. O estudo também fez uso do software Qgis (versão 3.40) para a elaboração do mapa de localização.

Valor do IQA	Classes	Significado
90 < IQA ≤ 100	Excelente	Águas apropriadas para tratamento convencional visando ao abastecimento público.
70 < IQA ≤ 90	Bom	
50 < IQA ≤ 70	Médio	
25 < IQA ≤ 50	Ruim	Águas impróprias para tratamento convencional visando ao abastecimento público, sendo necessários tratamentos mais avançados.
IQA ≤ 25	Muito Ruim	

Quadro 2: Classificação do Índice de Qualidade das Águas -IQA e significados
Fonte: CETESB (2008) e IGAM (2012) *apud* IGAM (2021)

Resultados e discussão

A tabela 1 apresenta os principais parâmetros físico-químicos e biológicos da água monitorada no período de 2022 a 2024, permitindo uma análise temporal da qualidade da Bacia Hidrográfica do Rio Fresco, no estado do Pará. Esses dados são fundamentais para identificar variações nos indicadores e possíveis impactos ambientais ao longo do período avaliado.

N°	Ano da coleta	0.D. (mg/L)	T (°C)	Coliformes Fecais (NPM/100ml)	pH	DBO (mg/L)	Nitrogênio Total (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Turbidez (UNT)	Resíduos Totais (mg/L)
1	2022 (19/03)	86,4	ND	1,0	7,3	2,0	21,4	0,02	32,9	20
2	2022 (23/09)	93,5	ND	3.900	6,0	2,0	5,5	0,04	15,7	26
3	2023 (15/04)	97,4	ND	1.800	6,2	3,0	12,8	0,14	20,8	96
4	2023 (29/09)	58,8	ND	1,0	6,9	35,0	1,3	3,34	17,8	510
5	2024 (03/04)	56,6	ND	4.100	6,1	13,0	16,9	0,86	23,4	104
6	2024 (12/10)	80,0	ND	1.700	6,5	6,60	1,3	8,76	143	768

Tabela 1: Parâmetros físico-químicos e biológicos da água (Período: 2022–2024)
Fonte dos dados: SEMAS, 2024.

De acordo com as análises dos dados disponíveis pela SEMAS, referente aos anos de 2022 a 2024 (Tabela 1), é possível observar que ocorre uma variação do índice de qualidade da água (IQA) entre os períodos analisados, evidenciando uma variação sazonal bem definida nos períodos chuvoso e seco. Ademais, os dados mostram que ao longo dos anos a qualidade da água vem sofrendo deterioração, apresentando uma redução na sua qualidade nos períodos analisados, conforme é apresentado na Figura 2.

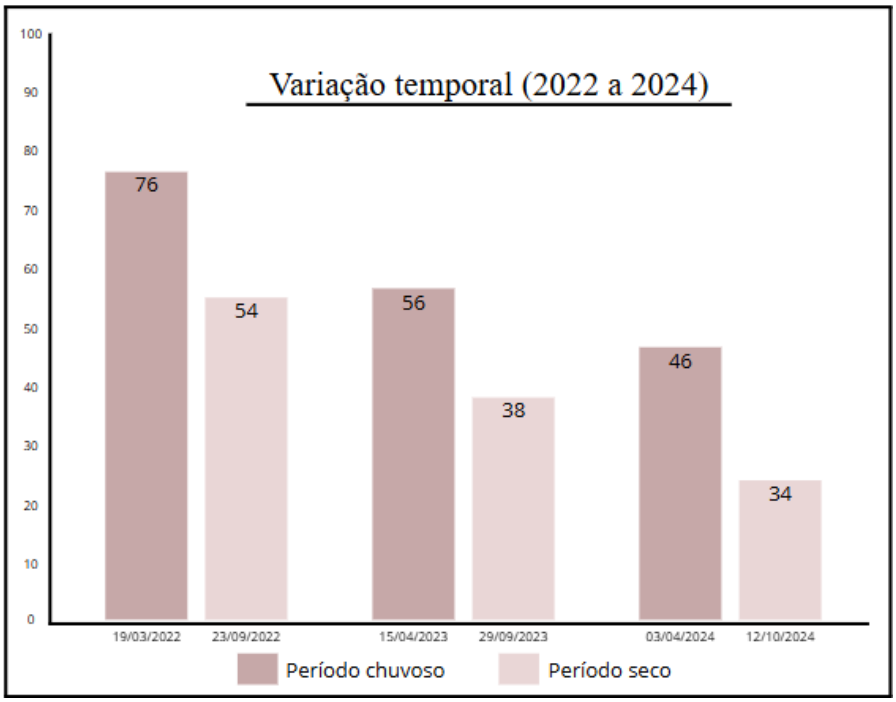


Figura 2: Variação temporal do índice de qualidade de água (2022 a 2024).
Fonte: Autoras (2026).

Os resultados do IQA no período chuvoso e seco variaram ao longo dos anos. De acordo com o quadro 3, o índice de qualidade da água teve uma variação entre 54 a 34 no período seco, tendo classificações variando entre "Médio" a "Ruim", e no período chuvoso, os valores variaram entre 76 a 46, sendo classificados entre "Bom" e "Ruim", conforme os critérios estabelecidos.

Ano	IQA-período Seco	Classificação	IQA-período Chuvoso	Classificação
2022	54	Médio	76	Bom
2023	38	Ruim	56	Médio
2024	34	Ruim	46	Ruim

Quadro 3: Classificação do Índice de Qualidade da Água.
Fonte: Autoras (2026).

Observa-se que nos períodos chuvosos os dados apresentaram IQA mais elevados, indicando melhores condições na qualidade da água em comparação ao período seco. Esse processo pode ser explicado pelas influências climáticas sob os recursos hídricos, devido ao aumento da vazão. Estudos de Moreira *et al*. (2023) e Oliveira *et al*. (2024) evidenciam que a sazonalidade exerce papel determinante na dinâmica da qualidade da água, com tendência de melhores índices de qualidade durante os períodos de maior precipitação.

De acordo com Sousa *et al*. (2022), o volume de precipitação influencia diretamente na diluição da carga poluidora, uma vez que, com o aumento da vazão, ocorre a redução dos poluentes em função da carga de lavagem da atmosfera e da superfície de captação. Nesse contexto, observa-se que o parâmetro "resíduos totais" apresentou maiores valores no período seco, devido à redução da vazão, que favorece a concentração de partículas em suspensão. Já o oxigênio dissolvido apresentou melhores condições no período chuvoso, em função da maior renovação hídrica e da diluição da carga poluidora. O DBO e a Turbidez, em geral, apresentaram valores mais elevados no período seco, o que pode estar associado a ressuspensão de sedimentos no leito do rio e menor diluição.

Além da influência da variação sazonal, os dados indicam possíveis processos de degradação nas condições ambientais. De acordo com os dados, especificamente no período seco, os índices de qualidade foram bem mais críticos, apresentado índice predominante " ruim", o que sugere influência de pressões antrópicas na Bacia Hidrográfica do Rio Fresco, como o processo de urbanização, uso inadequado do solo, expansão agropecuária, entre outras atividades.

De acordo com Costa *et al.* (2024), em áreas de mananciais, as atividades humanas são as principais potencializadoras da degradação dos recursos hídricos, alterando as condições da disponibilidade da água, tanto em qualidade quanto em quantidade. Nesse sentido, os valores elevados de DBO e coliformes fecais indicam maior carga de matéria orgânica, o que possivelmente pode estar relacionado ao lançamento de efluentes domésticos ou industriais sem tratamento adequado (ANA, 2023), o que pode ter influenciado significativamente a redução do IQA no período. Já o nitrogênio total e o fósforo total refletem o aporte de nutrientes, possivelmente oriundos de atividades agropecuárias, visto que essas atividades geram impactos por diferentes meios, seja devido aos fertilizantes, excretas de animais e erosões (Snapshot *et al.,* 2016 *apud* EMBRAPA, 2018).

Em áreas de sub-bacias, um dos principais impactos são os processos erosivos, que desencadeiam uma série de problemas, como a remoção de nutrientes do solo e a diminuição da capacidade de absorção das raízes das plantas, o que compromete o armazenamento de água disponível (GUO *et al*., 2019 *apud* Costa *et al.,* 2024).

No contexto da Bacia Hidrográfica do Rio Fresco, tais fatores podem estar relacionados ao uso intensivo do solo e à ausência de práticas adequadas de manejo e conservação ambiental, pois, embora os dados indicam que o período chuvoso apresentou melhores índices comparados ao período seco, os dois períodos ao longo dos anos apresentam reduções significativas no índice de qualidade da água, o que pode comprometer a aptidão da água para usos múltiplos, especialmente para abastecimento público, o que pode demandar tratamentos mais complexos, uma vez que, ao longo dos anos, os dados apresentam índices classificados como ruins.

Dessa forma, a adoção de medidas para reverter esse cenário, contribuindo para a melhoria da qualidade da água, torna-se fundamental. Entre essas medidas, destaca-se a necessidade de controle do uso e ocupação do solo, especialmente em áreas próximas aos corpos hídricos, a fim de reduzir o carreamento de sedimentos e poluentes. De acordo com Romanini (2023), mudanças no uso do solo são uma das responsáveis pela piora da qualidade da água nos rios, uma vez que a intensificação no uso do solo favorece processos erosivos e o transporte de contaminantes para os corpos hídricos, comprometendo os serviços relacionados à água e sua qualidade.

Outra medida importante consiste na adoção de práticas sustentáveis, como preservação de matas ciliares e áreas de preservação permanente, visando minimizar os impactos. Embora a vegetação nativa e a cobertura vegetal tenham uma capacidade limitada de proteção aos recursos hídricos, nos casos de baixa cobertura vegetal do solo e chuvas intensas, o poder protetivo dessa cobertura mostrou-se altamente relevante para os corpos d´água, conforme o estudo de Romanini (2023).

Ademais, o monitoramento contínuo dos parâmetros físico-químicos e biológicos da água é fundamental para o acompanhamento das condições ambientais da bacia, permitindo a identificação de alterações ao longo do tempo e subsidiando tomadas de decisões. Dessa forma, a integração dessas ações pode contribuir para a redução dos impactos observados e para a melhoria das condições de qualidade da água ao longo dos anos.

Conclusão

Diante dos resultados obtidos, é possível evidenciar um cenário de indícios de degradação da qualidade da água na área ao longo dos anos, especialmente no período de estiagem, o qual apresentou índices de qualidade mais agravantes. Esses impactos estão relacionados às condições climáticas, as variações sazonais demonstraram influência sobre os índices de qualidade, visto que, no período seco, ocorre a redução do volume hídrico, intensificando a concentração de contaminantes. Já no período chuvoso, há melhores condições devido ao aumento da vazão, favorecendo a diluição e escoamento dos poluentes.

Além da sazonalidade, a diminuição dos valores de IQA evidencia a influência de fatores antrópicos, indicando a degradação da qualidade da água e das condições ambientais na bacia hidrográfica em estudo. Esse quadro relaciona-se ao aumento das pressões humanas, como a expansão agropecuária e a intensificação de processos erosivos, que contribuem diretamente para o comprometimento dos recursos hídricos. Dessa forma, destaca-se a importância de implementação de medidas de gestão ambiental, como estratégia fundamental para garantir a sustentabilidade dos recursos hídricos, como controle do uso e ocupação do solo, implementação de práticas sustentáveis, além de monitoramento contínuo na região, visando à conservação dos recursos hídricos e à sustentabilidade ambiental da bacia hidrográfica.

Referências Bibliográficas

ARCOS, A. N; CUNHA, H. B. Índice de qualidade de água (IQA) e balneabilidade em praias de água doce no rio Negro, Manaus (Amazonas). **Revista Espinhaço**, v. 11, n. 1, 2022. DOI: 10.5281/zenodo.7108333. Disponível em: https://portal.amelica.org/ameli/journal/485/4852823009/html/.Acesso em: 19 jan. 2026.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). *Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2023: informe anual*. Brasília, DF: ANA, 2024.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). *Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2022: informe anual*. Brasília, DF: ANA, 2023.

COSTA, C. W.; CUNHA, G. K. G.; BEZERRA, A. V. S.; MOREIRA, C. V. M.; DINIZ, G. J. S.; SOUZA, A. G. R.; CÂMARA, H. C. B.; RAMALHO, J. A. N.; SOUSA, M. N. F. A. Aplicação do índice de qualidade ambiental dos recursos hídricos (IQA-HIDRO) em manancial periurbano. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 17, n. 4, p. 3022–3036, 2024.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). *Água e saneamento: contribuições da Embrapa*. Brasília, DF: Embrapa, 2018. Disponivel em: https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/1101773/1/final8906.pdf.Acesso em: 04 mar. 2026.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). *Sistema brasileiro de classificação de solos*. 5. ed. Brasília: Embrapa, 2018.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS (IGAM). **Avaliação da qualidade das águas superficiais de Minas Gerais em 2020: resumo executivo anual**. Belo Horizonte: Igam, 2021.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET). Normais climatológicas do Brasil 1991–2020. Disponível em: https://portal.inmet.gov.br/normais. Acesso em: 20 abr. 2026.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Clima do Brasil. 2023. Disponível em: https://educa.ibge.gov.br/jovens/conheca-o-brasil/territorio/20644-clima.html. Acesso em: 13 abr. 2026.

OLIVEIRA, Aline Claro de; LIMA, Karina da Costa Sousa; SANTANA, Ana Flávia Mendonça; ASSIS, Leonardo Campos de. Influência da sazonalidade na qualidade da água na APA do rio Uberaba, Uberaba, Minas Gerais. *Revista Tocantinense de Geografia*, Araguaína, v. 13, n. 31, p. 29–40, out./dez. 2024.

MOREIRA, Débora Astoni; SOUZA, José Antonio Rodrigues de; COSTA, Loiany Gonçalves; SILVA, Ellen Lemes. Captação de água pontual e sazonalidade na qualidade da água: estudo de caso da microbacia do Ribeirão Palmital. Revista Eletrônica do curso de Geografia – GeoAmbiente, Jataí, n. 47, set./dez. 2023.

ROMANINI, Eduarda. *Uso do solo e regimes de precipitação como determinantes para a qualidade da água.* 2023. Tese (Doutorado em Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2023. Disponível em: https://teses.usp.br/teses/disponiveis/41/41134/tde-05032024-113241/pt-br.html. Acesso em: 20 abr. 2026.

SUSZEK, Ericleia Büerg; DOMINGUES, Shayani Paula de Oliveira; FERREIRA, Willian José; SILVA, Rodrigo Cesar da; CEZAR, Vicente Rodolfo Santos; TARGA, Marcelo dos Santos. **Impactos das atividades antrópicas na qualidade da água e dinâmica hidrológica da bacia do rio Areal, Taubaté-SP**. *Rev. Tec. Ciências Ambientais*, Taubaté, v. 1, n. 8, 2024.

SOUZA, Caroline Moreira de; ALMEIDA, Jaqueline Costa Areas de; ALVES, Letícia Delduque; DOMINGOS, Ryan Rodrigues; BILA, Daniele Maia; OHNUMA JÚNIOR, Alfredo Akira. **Avaliação da sazonalidade do fenômeno da primeira carga de lavagem em um sistema de captação e armazenamento de águas pluviais**. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 27, n. 3, p. 571–583, maio/jun. 2022.

SECRETARIA DE MEIO AMBIENTE E SUSTENTABILIDADE DO PARÁ (SEMAS). Painel de monitoramento ambiental: dados de 2022 a 2024. Disponível em: https://app.powerbi.com/view?r=eyJrIjoiNzIwMzE1NWQtMDBlZC00YmExLTliNjAtOTM3NmZiNTNhYjlkIiwidCI6ImJiOWRkMWUwLTgzYmEtNGZmYS1hY2Q3LTQyNzJhZGY4ZGIyNSJ9. Acesso em: 17 abr. 2026.

CALIBRAÇÃO E VALIDAÇÃO DE SENSORES DE BAIXO CUSTO PARA MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA APLICADOS AO DESENVOLVIMENTO DE UM ROBÔ

1Geovanna Fernandes Freitas, 2Danielly Dantas Nunes, 3Leibiane Silva Barbosa, 4Maria Eduarda Teixeira, 5Glaicon Florisbelo Alves, 6Sueli Moura Bertolino

1 Universidade Federal de Uberlândia, e-mail: geovanna.fernandes727@gmail.com; 2 Universidade Federal de Uberlândia, e-mail: danielly.nunes@ufu.br; 3 Universidade Federal de Uberlândia, e-mail: leibiane7@ufu.br; 4 Universidade Federal de Uberlândia, e-mail: mariaetc@ufu.br; 5 Universidade Federal de Uberlândia, e-mail: glaicon@ufu.br; 6 Universidade Federal de Uberlândia, e-mail:.suelibertolino@ufu.br.

Palavras-chave: Sistemas embarcados; ROV; Parâmetros físico-químicos.

Resumo

O monitoramento da qualidade da água é fundamental para a gestão de recursos hídricos e para a avaliação de impactos ambientais em corpos d'água naturais. Entretanto, equipamentos multiparâmetros profissionais apresentam elevado custo de aquisição, o que pode limitar sua aplicação em programas de monitoramento contínuo. Nesse contexto, o presente estudo teve como objetivo desenvolver e avaliar um sistema embarcado de baixo custo para monitoramento de parâmetros de qualidade da água, a partir da validação e calibração de sensores. O projeto utiliza sensores para medição de condutividade elétrica, pH, temperatura e turbidez, integrados a um microcontrolador ESP32 responsável pela aquisição e processamento dos dados. Foram realizados procedimentos de calibração para cada sensor por meio de soluções padrão, permitindo estabelecer relações entre os sinais elétricos obtidos e os valores físicos das variáveis analisadas. As equações de calibração obtidas foram incorporadas ao algoritmo de processamento implementado no sistema, possibilitando a conversão automática das leituras em valores estimados dos parâmetros monitorados. Posteriormente, as medições realizadas pelo sistema desenvolvido foram comparadas com as obtidas por uma sonda multiparâmetro comercial de referência, com o objetivo de avaliar e validar a confiabilidade das medições. Os resultados indicaram comportamento linear satisfatório nas curvas de calibração dos sensores e boa concordância entre as leituras do sistema desenvolvido e do equipamento de referência. Os testes iniciais demostram o potencial de aplicação de sistemas baseados em sensores de baixo custo para o monitoramento ambiental de parâmetros físico-químicos da água, contribuindo para o desenvolvimento de tecnologias acessíveis voltadas à gestão e ao acompanhamento da qualidade de recursos hídricos.

Introdução

A qualidade da água é um dos principais indicadores da integridade ambiental de bacias hidrográficas, sendo essencial para usos como abastecimento público, irrigação e preservação de ecossistemas aquáticos. No Brasil, os padrões de qualidade das águas superficiais são regulamentados pela Resolução CONAMA nº 357, que define classes de uso e limites para parâmetros como pH, turbidez, oxigênio dissolvido (OD), temperatura e condutividade elétrica e reforça a importância do monitoramento sistemático para a gestão ambiental.

O modelo convencional de monitoramento baseado em coletas pontuais e análises laboratoriais, apresenta limitações de resolução temporal, cobertura espacial e custos operacionais, sendo frequentemente incapaz de capturar a variabilidade de parâmetros em ambientes lênticos, por exemplo, onde gradientes de profundidade e estratificação térmica influenciam significativamente a dinâmica do ecossistema (Zainurin et al., 2022). Como alternativa, sistemas embarcados com sensores de baixo custo integrados a microcontroladores, especialmente ESP32, Arduino e Raspberry Pi, associados a arquiteturas IoT (Internet das Coisas), têm viabilizado o monitoramento contínuo *in situ* com maior escalabilidade e menor custo (Manoharan et al., 2025). Os parâmetros mais monitorados em projetos que utilizam essas plataformas, de acordo com a revisão sistemática realizada para iniciar esse estudo, coincidem com aqueles exigidos pela CONAMA nº 357, evidenciando a convergência entre os avanços tecnológicos e as demandas regulatórias.

Nesse contexto, veículos subaquáticos operados remotamente (ROVs) equipados com sensores multiparâmetro têm se destacado por possibilitar medições em diferentes profundidades e a obtenção simultânea de dados físico-químicos e registros visuais em tempo real (Chang et al., 2021). Equipamentos profissionais equivalentes, podem ultrapassar US$ 3.000, valor que se eleva consideravelmente no Brasil devido a custos de importação e tributos.

Diante disso, o presente estudo descreve o desenvolvimento de um protótipo de ROV de baixo custo para monitoramento *in situ* da qualidade da água, com foco nas etapas de seleção, calibração e validação dos sensores em ambiente laboratorial controlado, correspondentes ao nível de maturidade tecnológica TRL 4 na escala *Technology Readiness Level*, como etapa fundamental para a progressão do sistema em direção à validação em ambiente relevante.

Materiais e Métodos

A metodologia adotada para o desenvolvimento inicial do protótipo de ROV estrutura-se em três eixos: (i) definição dos parâmetros e sensores de monitoramento, calibração e validação; (ii) arquitetura eletrônica do sistema embarcado geral; e (iii) avaliação da confiabilidade metrológica e viabilidade econômica em comparação com equipamentos multiparâmetro comerciais.

A seleção dos parâmetros foi orientada pela literatura sobre sistemas embarcados de monitoramento hídrico e pelos critérios da Resolução CONAMA nº 357. Foram priorizados condutividade elétrica, temperatura, pH e turbidez por constituírem indicadores primários de alterações físico-químicas em corpos hídricos superficiais. Como unidade de controle, foi adotado o microcontrolador ESP32, em razão de sua capacidade de processamento, múltiplos conversores analógico-digitais (ADCs) e conectividade Wi-Fi e Bluetooth integradas.

A confiabilidade das medições foi avaliada considerando fontes de erro como ruído elétrico, deriva de eletrodos, interferência térmica e variações de tensão de alimentação, com procedimentos de calibração multiponto para os sensores eletroquímicos e ópticos. O infográfico apresentado na Figura 01 representa as etapas realizadas de aquisição de dados, processamento do sinal e calibração dos parâmetros.

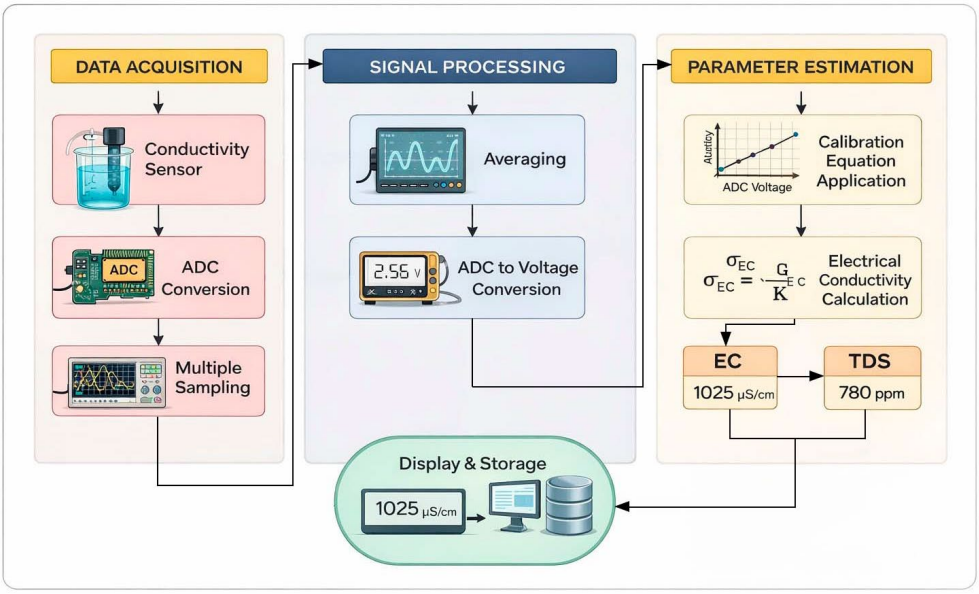


Figura 01: Fluxograma do algoritmo de aquisição e processamento das leituras do sensor de condutividade. Fonte: Autores (infográfico adaptado com utilização de IA), 2026.

O estágio de desenvolvimento do sistema foi caracterizado com base na escala de Nível de Maturidade Tecnológica (TRL – *Technology Readiness Level)*, desenvolvida pela NASA e amplamente adotada em projetos de pesquisa e desenvolvimento tecnológico para descrever o grau de maturidade de uma tecnologia em uma escala de 1 a 9. Os níveis iniciais (TRL 1 – 3) compreendem as fases de concepção e validação de princípios em laboratório, os níveis intermediários (TRL 4 – 6) correspondem à validação de componentes e protótipos em ambientes controlados e relevantes, e os níveis avançados (TRL 7 – 9) abrangem a demonstração e operação do sistema em ambiente real. O presente trabalho situa-se no nível TRL 4, caracterizado pela validação de componentes individuais em ambiente laboratorial controlado, etapa que antecede a integração do sistema e os testes em condições de campo.

Sensor de Condutividade Elétrica

A condutividade elétrica (EC) permite estimar a concentração de íons dissolvidos e, indiretamente, os sólidos totais dissolvidos (TDS) por fator de conversão empírico (Von Sperling, 1996). A calibração foi realizada com cinco soluções padrão de 200, 400, 600, 800 e 1000 $\mu S \cdot cm^{-1}$, faixa representativa de águas naturais superficiais, que tipicamente variam entre 10 e 1000 $\mu S \cdot cm^{-1}$ em sistemas pouco impactados, e que também permite identificar possíveis impactos antrópicos associados ao aumento de sólidos dissolvidos (CETESB, 2023). A solução de 1000 $\mu S \cdot cm^{-1}$ foi utilizada como solução estoque, com as demais obtidas por diluição sucessiva.

O procedimento consistiu na imersão do sensor em cada solução, com registro de múltiplas leituras de tensão e posterior cálculo da média. A curva de calibração foi obtida por regressão linear entre os valores médios de tensão e as respectivas condutividades conhecidas, método amplamente empregado na calibração de sensores eletroquímicos (Fraden, 2010).

O algoritmo embarcado realiza a aquisição do sinal analógico, o cálculo da média de múltiplas amostras para redução de ruídos, a conversão em tensão, a aplicação da equação de calibração, que determina os coeficientes obtidos a partir da regressão linear e, por fim, a estimativa do TDS mediante fator empírico entre 0,50 e 0,70 (APHA, 2023).

Sensor de pH

O pH é um parâmetro adimensional que expressa a concentração de íons H^+ em solução, influenciando a solubilização de sais, a disponibilidade de nutrientes e a toxicidade de compostos (Esteves, 2011). O sensor utiliza os princípios potenciométricos, no qual a diferença de potencial entre um eletrodo sensível ao H^+ e um eletrodo de referência é descrita pela equação de Nernst, resultando em saída analógica de tensão proporcional ao pH (Zainurin et al., 2022).

O sinal foi condicionado por um divisor de tensão (R1 = 10 kΩ e R2 = 20 kΩ) conectado ao pino GPIO34 do ESP32, adequando a saída do sensor à faixa de leitura do ADC do microcontrolador (0 – 3,3 V). A calibração foi realizada pelo método de dois pontos com soluções tampão de pH 4,0 e 7,0, com ajuste linear para determinação dos coeficientes de inclinação (*slope*) e intercepto, que foram incorporados à programação e permitem a conversão direta da tensão (V) em pH (Equação 01). A validação foi conduzida por comparação com sonda de referência previamente calibrada.

$$pH = (slope \cdot V) + intercepto \qquad (01)$$

Sensor de Temperatura

A temperatura influencia diretamente processos como a solubilidade de gases, a cinética de reações e a dinâmica dos ecossistemas aquáticos (Wetzel, 2001). Optou-se por sensor digital, em razão de sua maior robustez, menor suscetibilidade a interferências elétricas e facilidade de integração com o ESP32, eliminando a necessidade de circuitos de condicionamento de sinal e conversão ADC exigidos por sensores analógicos do tipo NTC (Solomon, 2010). Um resistor de *pull-up* de 10 kΩ foi utilizado para estabilizar o nível lógico no barramento de comunicação, garantindo a integridade na transmissão dos dados.

Sensor de Turbidez

A turbidez é um parâmetro óptico associado à presença de partículas em suspensão, como sedimentos, matéria orgânica e microrganismos, sendo indicador de processos como erosão, escoamento superficial e lançamento de efluentes (Von Sperling, 1996). Foi utilizado o módulo TS-300B, que opera por emissão de luz infravermelha e detecção do sinal espalhado pelas partículas, com saída analógica adquirida via ADC do ESP32.

A calibração foi realizada com padrões de formazina de 100, 200, 400 e 800 NTU, faixa que abrange condições moderadas a elevadas de turbidez e permite avaliar o desempenho do sensor sob diferentes cenários de qualidade hídrica, incluindo situações de impacto antrópico (CETESB, 2023).

Resultados e Discussão

A seção apresenta os resultados dos procedimentos de calibração dos sensores de condutividade elétrica, pH, temperatura e turbidez, seguidos da comparação entre as medições do sistema desenvolvido e as de uma sonda multiparâmetro comercial de referência.

Sensor de Condutividade Elétrica

A regressão linear aplicada aos dados experimentais resultou na equação de calibração V = 0,0013C − 0,0572, com R^2 = 0,9977, indicando que aproximadamente 99,77% da variabilidade da tensão medida é explicada pela variação da condutividade elétrica. A forte linearidade é compatível com o princípio de funcionamento de sensores eletroquímicos de condutividade, nos quais a corrente conduzida é proporcional à concentração iônica da solução (Zhang et al., 2020), e sugere boa estabilidade do circuito de medição.

A comparação com a sonda de referência (Tabela 01) demonstrou boa correlação linear ao longo de toda a faixa de calibração (200–1000 µS·cm⁻¹). Observou-se que ambos os instrumentos tenderam a superestimar os valores reais, com desvio mais pronunciado na sonda comercial, que registrou 1037 µS·cm⁻¹ para a solução de 1000 µS·cm⁻¹, enquanto o sensor calibrado apresentou leitura de 956 µS·cm⁻¹, com menor dispersão em relação aos valores de referência.

Leitura sensor calibrado (média 12 leit.) (µS·cm⁻¹)	Leitura Sonda Multiparâmetros (µS·cm⁻¹)	µS·cm⁻¹ solução
214	225	200
368	438	400
580	640	600
762	835	800
956	1037	1000

Tabela 1: Comparativo entre leituras realizadas pela sonda multiparâmetros de referência e as leituras do sensor de interesse calibrado com o valor real das soluções. Fonte: Autores, 2026.

A temperatura é um fator crítico nas medições de condutividade elétrica, pois influencia diretamente a mobilidade dos íons e, consequentemente, a capacidade da solução de conduzir corrente elétrica. Assim, variações entre a temperatura da amostra, das soluções padrão e dos sistemas de compensação térmica podem gerar desvios nas leituras (APHA, 2023) Além disso, erros instrumentais também afetam a precisão das medições, incluindo falhas de calibração, variações na constante de célula e limitações do sistema de medição. A formação de incrustações ou depósitos nos eletrodos pode comprometer a resposta do sensor, enquanto inadequações na compensação de temperatura e na verificação da constante de célula podem introduzir incertezas adicionais. Esses fatores contribuem para desvios sistemáticos, como a superestimação dos valores medidos em relação aos padrões de referência, especialmente em condições de operação sem controle rigoroso (APHA, 2023).

Sensor de pH

A calibração de dois pontos (pH 4,0 e 7,0) resultou nos coeficientes *slope* = −9,0909 e *intercepto* = 21,86, confirmando a relação inversamente proporcional entre tensão e pH esperada para sensores potenciométricos baseados na equação de Nernst, com inclinação teórica de aproximadamente −59 mV por unidade de pH a 25 °C (Skoog et al., 2014).

A avaliação do desempenho foi conduzida a partir de um protocolo de leituras repetidas, no qual o sensor registrou, internamente, a média de 30 leituras consecutivas por linha de exibição. Foram coletadas 10 dessas médias para cada solução tampão, obtendo-se, ao final, uma média geral (n = 10 médias de 30 leituras individuais, totalizando 300 leituras por ponto de calibração). Para pH 7,0, os valores variaram entre 6,95 e 6,98 (média ≈ 6,97), com erro absoluto médio de 0,03 unidades, demonstrando elevada acurácia e estabilidade do sinal. Para pH 4,0, os valores variaram entre 4,15 e 4,19 (média ≈ 4,16), com erro absoluto médio de 0,16 unidades. O desempenho inferior nessa faixa pode ser atribuído à não linearidade residual do sensor fora do ponto central de calibração, à sensibilidade reduzida em meio ácido e a limitações inerentes ao modelo de regressão linear de dois pontos. De forma geral, os resultados demonstram desempenho satisfatório em termos de precisão e repetibilidade, sendo a calibração multiponto e a compensação térmica estratégias recomendadas para aprimoramento do sistema.

Sensor de Temperatura

A avaliação do desempenho do sensor de temperatura foi conduzida com o objetivo de verificar sua estabilidade operacional, precisão das medições e contribuição para a qualidade dos dados obtidos no sistema de monitoramento. Nesse contexto, analisou-se o comportamento do sensor em condições controladas, bem como sua integração com os demais componentes do sistema, especialmente no que se refere à compensação térmica das medições de condutividade elétrica.

Durante os testes realizados, o sensor apresentou comportamento estável e consistente, com baixa variabilidade entre medições sucessivas. As leituras mostraram-se coerentes com os valores esperados, indicando adequada precisão para aplicação no sistema proposto. Além disso, a integração do sensor de temperatura permitiu a compensação térmica das leituras de condutividade elétrica, contribuindo para o aumento da confiabilidade dos dados obtidos.

Sensor de Turbidez

O sensor TS-300B não apresentou desempenho adequado para medições quantitativas diretas. Os valores de tensão não mantiveram relação consistente com os níveis de turbidez aplicados: na primeira série, observou-se tendência crescente de 4,2052 V (0 NTU) a 4,3877 V (800 NTU), na segunda, houve queda abrupta para 3,9267 V em 400 NTU, contrariando o comportamento esperado. Embora sensores ópticos de turbidez com saída analógica possam apresentar relação aproximadamente linear com a turbidez em determinadas faixas (Anderson, 2005), essa linearidade frequentemente não se sustenta em valores mais elevados, e fatores como interferência de luz ambiente e limitações do ADC interno do ESP32 comprometeram a confiabilidade dos resultados.

Como propostas de aprimoramento, indicam-se: (i) substituição do ADC interno pelo conversor externo ADS1115 (16 bits), para maior sensibilidade a pequenas variações de tensão; (ii) isolamento do sensor da luz ambiente por meio de câmaras ou cilindros opacos; e (iii) aquisição de múltiplas leituras com cálculo de média aritmética para redução de ruídos (APHA, 2023). Com essas melhorias, o sistema apresenta potencial para aplicações qualitativas e comparativas em monitoramento ambiental de baixo custo.

Considerações Finais

O presente estudo descreveu o processo de calibração e validação de sensores de baixo custo integrados ao microcontrolador ESP32, com vistas ao desenvolvimento de um protótipo de ROV para monitoramento *in situ* da qualidade da água. Os resultados obtidos demonstram que a abordagem adotada é tecnicamente viável para a maior parte dos parâmetros analisados, com desempenho satisfatório dos sensores de condutividade elétrica, pH e temperatura.

O sensor de condutividade elétrica apresentou elevada linearidade na faixa de 200 a 1000 $\mu S \cdot cm^{-1}$ ($R^2 = 0,9977$), com leituras comparáveis às da sonda multiparâmetro comercial e menor dispersão em relação aos valores de referência após calibração, demonstrando consistência metrológica adequada para aplicações em monitoramento de águas naturais superficiais. O sensor de pH exibiu desempenho satisfatório na faixa neutra, com erro absoluto médio de 0,03 unidades de pH, e desempenho ligeiramente inferior na faixa ácida (erro de 0,16 unidades), atribuível às limitações inerentes à calibração linear de dois pontos. Ainda assim, os resultados de precisão e repetibilidade obtidos são compatíveis com as exigências práticas do monitoramento ambiental. O sensor de temperatura demonstrou estabilidade operacional e integração eficiente ao sistema, contribuindo adicionalmente para a compensação térmica das leituras de condutividade elétrica.

O sensor de turbidez TS-300B, por sua vez, não apresentou desempenho adequado para medições quantitativas na configuração inicial utilizada, em razão de inconsistências na resposta analógica e suscetibilidade a interferências externas. Esse resultado, embora represente uma limitação do protótipo atual, não inviabiliza o sistema como um todo, uma vez que melhorias específicas, como a adoção de conversor ADC externo de maior resolução, isolamento óptico do sensor e estratégias de média amostral, constituem soluções tecnicamente acessíveis e de baixo custo adicional.

De forma geral, os resultados reforçam o potencial dos sistemas embarcados de baixo custo baseados em plataformas *open-source* como alternativa viável e escalável aos equipamentos multiparâmetro comerciais, cujos custos de aquisição são significativamente mais elevados, sobretudo no contexto brasileiro. A convergência entre os parâmetros monitorados e os critérios estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357 demonstra, ainda, a adequação do sistema às demandas regulatórias de monitoramento hídricos.

Como perspectivas para trabalhos futuros, pode-se incluir a implementação das melhorias propostas para o sensor de turbidez, a incorporação de calibração multiponto e compensação térmica para o sensor de pH, e a integração simultânea de todos os sensores validados em uma única plataforma embarcada com suportes desenvolvidos a partir da modelagem 3D, de modo a viabilizar o monitoramento em tempo real. Essa integração constituirá a base para o desenvolvimento de um protótipo inicial do ROV, permitindo a realização dos primeiros testes de operação *in situ* em corpos hídricos sob condições reais de campo, com comparação sistemática a equipamentos de referência certificados.

Em termos de maturidade tecnológica, o sistema encontra-se atualmente no nível TRL 4, tendo sido validado em ambiente laboratorial controlado. A consolidação das etapas descritas, como integração dos sensores, desenvolvimento do protótipo e testes em campo, permitirá a progressão para TRL 5, correspondente à validação do sistema em ambiente relevante, aproximando o protótipo de uma ferramenta operacional de monitoramento ambiental aquático de baixo custo.

Referências Bibliográficas

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 24. ed. Washington, D.C.: APHA, 2023.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. ASTM D1125-95(2009): **Standard Test Methods for Electrical Conductivity and Resistivity of Water.** West Conshohocken, PA: ASTM, 2009.

ANDERSON, C., 2005, Chapter A6. Section 6.7. Turbidity (Version 2.1): U.S. **Geological Survey Techniques of Water-Resources Investigations** 09-A6.7, 55 p., https://doi.org/10.3133/twri09A6.7.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 18 mar. 2005.

CHANG, H. C.; CHEN, Y. C.; LIN, Y. C.; LIN, Y. T.; HUANG, Y. T. **Autonomous water quality monitoring and water surface cleaning for unmanned surface vehicles**. Sensors, Basel, v. 21, n. 4, p. 1102, 2021. DOI: https://doi.org/10.3390/s21041102.

CHAPMAN, D.; KIMSTACH, V. **Selection of water quality variables**. In: CHAPMAN, D. (Ed.). **Water quality assessments - a guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring**. 2.ed. Londres: UNESCO/ WHO/UNEP, 1996. p.74-133.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB, 2023.

ESTEVES, F. A**. Fundamentos de limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

FRADEN, Jacob. **Handbook of modern sensors: physics, designs, and applications**. 3. ed. New York: Springer, 2004.

GHONEIM, M. T.; NGUYEN, A.; DEREJE, N.; HUANG, J.; MOORE, G. C.; MURZYNOWSKI, P. J.; DAGDEVIREN, D. **Recent progress in electrochemical pH-sensing materials and configurations for biomedical applications.** *Chemical Reviews*, Washington, v. 119, n. 8, p. 5248–5297, 2019. Disponível em: https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.chemrev.8b00655.

MANOHARAN, Dinesh et al. **Design and development of autonomous amphibious unmanned aerial vehicle for in situ water quality assessment and water sampling**. Journal of Unmanned *Vehicle Systems*, v. 9, p. 182–204, 2021. DOI: https://doi.org/10.1139/juvs-2020-0036.

MINAS GERAIS. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável de Minas Gerais. **Sistema de cálculo da qualidade da água (SCQA), estabelecimento das equações do índice de qualidade das águas (IQA)**. Belo Horizonte: SEMAD/UCEMG/ PNMAII. 2005. 16p.

NASA. **Technology Readiness Levels**. National Aeronautics and Space Administration, [s.d.]. Disponível em: https://www.nasa.gov/directorates/somd/space-communications-navigation-program/technology-readiness-levels/.

SKOOG, Douglas A. et al. **Fundamentos de química analítica**. 9. ed. São Paulo: Cengage Learning, 2014.

SOLOMAN, Sabrie. *Sensors handbook*. 2. ed. New York: McGraw-Hill, 2010.

VON SPERLING, Marcos. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 1996.

WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). **Water quality & treatment: a handbook on drinking water**. 6. ed. New York: McGraw-Hill, 2017.

WETZEL, R. G. **Limnology: lake and river ecosystems.** 3. ed. San Diego: Academic Press, 2001.

ZAINURIN, Siti Nadhirah; ISMAIL, Wan Zakiah Wan; MAHAMUD, Siti Nurul Iman; ISMAIL, Irneza; JAMALUDIN, Juliza; ARIFFIN, Khairul Nabilah Zainul; KAMIL, Wan Maryam Wan Ahmad. **Advancements in monitoring water quality based on various sensing methods: a systematic review.** International Journal of Environmental Research and Public Health, Basel, v. 19, n. 21, p. 14080, 2022. DOI: https://doi.org/10.3390/ijerph192114080.

ZHANG, Y.; et al**. Estimation of total dissolved solids (TDS) using new hybrid machine learning models**. Journal of Hydrology, v. 587, p. 124989, 2020.

AVALIAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA E DETERMINAÇÃO DA POTABILIDADE DA ÁGUA ARMAZENADA EM CISTERNAS NA ZONA RURAL DO MUNICÍPIO DE MASSARANDUBA - PB

1 Maria Isabella de Sousa Oliveira, 2 Allycia Costa Vieira, 3 Elizabeth Feliciano Barbosa, 4 Pedro Lucas Nunes da Silveira, 5 Aldeni Barbosa da Silva, 6 Edmilson Dantas da Silva Filho, 7 Francisco de Assis da Silveira Gonzaga 8 Geraldo da Mota Dantas.

1 Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Paraíba, e-mail: isabella.sousa@academico.ifpb.edu.br ; 2 Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Paraíba, email: allycia.costa@academico.ifpb.edu.br ; 3 Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Paraíba email: elizabeth.feliciano@academico.ifpb.edu.br ; 4 Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Paraíba emai: pedro.lucas@ifpb.edu.br ; 5 Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Paraíba, e-mail: aldeni.silva@ifpb.edu.br ; 6 Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Paraíba, e-mail: edmilson.silva@ifpb.edu.br ; 7 Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Paraíba, e-mail: francisco.gonzaga@ifpb.edu.br. 8 Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Paraíba, e-mail: geraldo.dantas@ifpb.edu.br

Palavras-chave: Água de cisterna; físico-química; potabilidade.

Resumo

A escassez hídrica no semiárido nordestino compromete o abastecimento regular de água potável, tornando as cisternas uma alternativa essencial para comunidades rurais. No município de Massaranduba, a água armazenada nesses reservatórios constitui, muitas vezes, a principal fonte para consumo humano. Diante disso, este estudo teve como objetivo avaliar as características físico-químicas da água armazenada em cisternas na zona rural do município, verificando sua conformidade com os padrões de potabilidade estabelecidos pela Portaria GM/MS nº 888/2021 do Ministério da Saúde. A coleta das amostras foi realizada em novembro de 2025, acompanhada da aplicação de questionário a cinco famílias beneficiárias do Programa Cisternas. As análises físico-químicas foram conduzidas no IFPB – Campus Campina Grande, conforme os métodos do Instituto Adolfo Lutz, contemplando parâmetros como pH, condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos, alcalinidade, dureza, cloretos, turbidez e cor aparente. Os resultados preliminares indicaram insuficiência no volume armazenado (60%), alterações sensoriais em 20% das amostras e fragilidades nas práticas de limpeza e ausência de tratamento prévio. Os achados reforçam a necessidade de monitoramento contínuo e ações de educação sanitária para garantir a segurança hídrica e a proteção da saúde da população.

Introdução

A água é um recurso natural indispensável à manutenção da vida e ao equilíbrio dos ecossistemas, desempenhando papel fundamental nos processos biológicos, químicos e socioeconômicos que sustentam as sociedades humanas. Apesar de aproximadamente 71% da superfície terrestre ser coberta por água, apenas cerca de 2,5% corresponde à água doce, sendo grande parte armazenada em geleiras e aquíferos profundos, o que limita sua disponibilidade imediata para consumo humano (UNESCO, 2021). O uso da água está diretamente associado ao desenvolvimento das populações, sendo essencial para abastecimento público, produção agrícola, atividades industriais e promoção da saúde coletiva.

No Brasil, as desigualdades na distribuição espacial e temporal das chuvas intensificam os desafios relacionados ao acesso à água potável, especialmente na região semiárida do Nordeste. Caracterizada por elevada evaporação, irregularidade pluviométrica e escassez de rios perenes, essa região enfrenta recorrentes crises hídricas que comprometem a segurança hídrica das comunidades rurais (CIRILO; MONTENEGRO; CAMPOS, 2010). Diante desse cenário, tecnologias sociais de convivência com o semiárido, como as cisternas de captação e armazenamento de água da chuva, têm sido amplamente difundidas como estratégias eficazes para garantir segurança hídrica às populações rurais. O Programa de Formação e Mobilização Social para a Convivência com o Semiárido: Um Milhão de Cisternas Rurais (P1MC), instituído no Brasil, representa um marco na democratização do acesso à água, especialmente em comunidades vulneráveis.

Embora construídas com a finalidade de captar água de chuva e armazená-la nos meses sem precipitação, a utilização da cisterna vai além da captação da água de chuva, pois as mesmas são abastecidas, também, por água oriunda de carros-pipa, sendo esta uma prática comum nas comunidades do semiárido nordestino. Em ambos os casos, a qualidade da água de cisterna pode ser afetada por diversos fatores. Quando a água é oriunda das chuvas, a qualidade pode ser influenciada pela poluição do ar em regiões industriais, e pelo sistema de captação (telhados, calhas e superfícies de escoamentos), que permitem a entrada de contaminantes, tanto biológicos como não biológicos. Poeira, sujeira, fezes de animais e folhas de árvores podem, além de contaminar a água com microrganismos nocivos à saúde, causar sabores e odores desagradáveis à água (AMORIM; PORTO, 2003).

Morais *et al.* (2018), caracterizaram a qualidade físico-química e biológica da água armazenada em cisternas domiciliares de comunidades rurais sergipanas, nos períodos chuvoso (água de chuva) e seco (água mista), que resulta do

complemento da água da cisterna com outras fontes trazidas por carro-pipa. Os autores verificaram que a água proveniente de carros reduziu a qualidade da água nas cisternas. A análise de parâmetros físico-químicos, como pH, turbidez, condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos, dureza e cloretos, é fundamental para avaliar a qualidade da água destinada ao consumo humano. Esses indicadores permitem verificar possíveis alterações e contaminações, contribuindo para a segurança sanitária. Além disso, possibilitam a comparação com os padrões estabelecidos pela Portaria GM/MS nº 888/2021, do Ministério da Saúde, assegurando a conformidade com os critérios de potabilidade e a proteção da saúde pública.

Diante desse cenário, o presente estudo tem como principal objetivo avaliar as características físico-químicas da água armazenada em cisternas utilizadas para consumo humano nas comunidades rurais do município de Massaranduba-PB, a fim de verificar sua conformidade com os padrões de potabilidade estabelecidos pela legislação vigente e identificar potenciais riscos à saúde da população local, além de propor ações de educação sanitária e estratégias de intervenção, com foco na melhoria da qualidade da água armazenada nas cisternas, visando à promoção da saúde e à prevenção de agravos na população local.

Materiais e Métodos

O município de estudo, Massaranduba, está localizado no estado da Paraíba, integrando a região do Agreste Paraibano e situando-se nas proximidades do município de Campina Grande. Sua população, segundo estimativas do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2022), é de aproximadamente 14.139 habitantes, distribuídos em um território com área aproximada de 205 km². A economia local é predominantemente voltada às atividades agropecuárias, e parte significativa da população residente na zona rural depende de tecnologias alternativas de abastecimento, como as cisternas de captação de água da chuva. O estudo foi realizado especificamente no Sítio Aningas, onde residem famílias beneficiárias do Programa de Formação e Mobilização Social para a Convivência com o Semiárido: Um Milhão de Cisternas Rurais (P1MC), iniciativa governamental voltada à ampliação do acesso à água em regiões com déficit hídrico (BRASIL, 2013).

A pesquisa caracteriza-se como um estudo de natureza exploratória e descritiva, com abordagem quantitativa e qualitativa, voltado à avaliação da qualidade físico-química da água armazenada em cisternas utilizadas para consumo humano. Inicialmente, realizou-se uma revisão bibliográfica com o objetivo de fundamentar teoricamente o estudo, contemplando publicações científicas, documentos técnicos e legislações relacionadas à qualidade da água, aos parâmetros físico-químicos utilizados em sua avaliação e às tecnologias sociais de armazenamento hídrico aplicadas ao semiárido brasileiro. Nesse contexto, foram consideradas especialmente as diretrizes estabelecidas pela Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021, que dispõe sobre os procedimentos de controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e estabelece os padrões de potabilidade no Brasil (BRASIL, 2021).

Posteriormente, realizou-se o mapeamento das cisternas selecionadas para o estudo por meio de técnicas de georreferenciamento, permitindo registrar com precisão a localização geográfica dos pontos de coleta e possibilitando uma melhor compreensão da distribuição espacial das estruturas analisadas. Paralelamente, foi elaborado um questionário de campo estruturado, com a finalidade de coletar informações sobre a origem da água armazenada, as condições de armazenamento, a frequência de limpeza das cisternas, os métodos de tratamento utilizados antes do consumo e a percepção dos moradores em relação à qualidade da água utilizada. Esse instrumento foi aplicado diretamente aos moradores no momento da coleta das amostras, permitindo estabelecer relações entre as condições de manejo das cisternas e os parâmetros de qualidade da água analisados.

A coleta das amostras de água foi realizada no dia 3 de novembro de 2025, em cinco cisternas localizadas no Sítio Aningas, pertencentes a proprietários beneficiários do Programa Cisternas, que aceitaram participar voluntariamente da pesquisa. As amostras foram coletadas seguindo procedimentos padronizados de amostragem ambiental, utilizando frascos previamente higienizados e esterilizados, adequados às análises físico-químicas previstas no estudo. Após a coleta, as amostras foram devidamente identificadas e acondicionadas em caixas térmicas contendo gelo, com o objetivo de preservar suas características originais e evitar possíveis alterações durante o transporte até o laboratório, garantindo assim a integridade e a confiabilidade dos resultados obtidos (PARRON; MUNIZ; PEREIRA, 2011).

As análises físico-químicas das amostras foram realizadas no Laboratório de Tratamento de Água, Efluentes e Resíduos do Instituto Federal da Paraíba (IFPB), Campus Campina Grande. Os procedimentos analíticos seguiram metodologias descritas pelo Instituto Adolfo Lutz (2008), amplamente utilizadas para avaliação da qualidade da água em estudos laboratoriais. Entre os parâmetros analisados destacam-se pH, temperatura, condutividade elétrica, teor de cinzas, sólidos totais dissolvidos, cor aparente, alcalinidade, acidez carbônica expressa em carbonato de cálcio ($CaCO_3$), cloro total, dureza total, dureza de cálcio e magnésio, cloretos, turbidez, além da avaliação sensorial de sabor e odor. Esses parâmetros foram selecionados por representarem importantes indicadores da qualidade físico-química da água e permitirem identificar possíveis alterações decorrentes das condições de armazenamento ou de contaminação ambiental.

Após a realização das análises laboratoriais, os resultados obtidos foram organizados e posteriormente comparados com os valores máximos permitidos estabelecidos pela legislação brasileira vigente, especialmente aqueles definidos pela Portaria GM/MS nº 888/2021, a fim de verificar a conformidade da água analisada com os padrões de potabilidade exigidos para consumo humano. Essa etapa permitiu identificar possíveis inconformidades nos parâmetros avaliados e subsidiar a discussão acerca dos fatores ambientais, estruturais e de manejo que podem influenciar a qualidade da água armazenada nas cisternas utilizadas pela população local.



Figura 1: Mapa referente aos pontos de coleta das cisternas
Fonte: Imagem extraída do Software Google Earth®

Resultados e Discussão

A partir da coleta das amostras de água realizada em cisternas localizadas no Sítio Aningas, zona rural do município de Massaranduba-PB, foram analisados 3 (três) pontos de abastecimento utilizados por famílias beneficiárias do Programa de Cisternas do Governo Federal além de levantar dados sobre a captação e o manejo desse recurso. As análises físico-químicas permitiram avaliar diferentes parâmetros relacionados à qualidade da água destinada ao consumo humano, cujos resultados foram posteriormente comparados com os padrões estabelecidos pela Portaria GM/MS nº 888/2021, que define os valores máximos permitidos para água potável no Brasil (BRASIL, 2021).

Tabela 1: Valores Médios das análises realizadas das águas de cisternas do município de Massaranduba-PB.

Parâmetros	C1	C2	C3	Unidades de Medida	VMP
pH	9,4	8,3	10,17	-	6,0-9,5
CE	216,4	195,6	185,13	µS/cm	-
Turbidez	0,05	10,02	0,43	NTU	5
Cinzas	0,3373	0,3078	0,0905	%	-
STD	105,9	97,79	86,80	mg/L	500
Salinidade	120	108	102	mg/L	-
Cor	11,6	235,6	5,3	uH	15
Dureza Total	24,6	45,2	10	mg/L	250
Dureza de Cálcio	22	28	8,6	mg/L	-
Dureza de Magnésio	2,6	17,2	1,4	mg/L	-
Cloreto	76,32	30,16	6,49	mg/L	300
Alcalinidade	8	17	6	mg/L	-
Acidez Carbônica	0	6	0	mg/L	-

C1 = Cisterna 1; C2 = Cisterna 2; C3 = Cisterna 3; C4 = Cisterna 4; C5 = Cisterna 5; STD = Sólidos Totais dissolvidos; CE = Condutividade Elétrica; VMP = Valores Máximos Permitidos.
Fonte: Dados da Pesquisa, 2025

De modo geral, observou-se que a maioria dos parâmetros avaliados apresentou valores dentro dos limites estabelecidos pela legislação vigente, indicando que, sob o ponto de vista físico-químico, grande parte das amostras analisadas apresenta características compatíveis com os padrões de potabilidade. Entretanto, algumas alterações foram identificadas em determinados parâmetros, o que evidencia a necessidade de monitoramento periódico da qualidade da água armazenada nessas estruturas. Em relação aos padrões organolépticos, as amostras 1 e 3 apresentaram aparência límpida e ausência de odor ou gosto perceptível, indicando condições sensoriais satisfatórias para consumo humano. Entretanto, a amostra 2 evidenciou uma aparência turva o que pode indicar possíveis alterações na qualidade da água, associadas a fatores como acúmulo de matéria orgânica, contaminação ambiental ou deficiência nos processos de limpeza e manutenção da cisterna. Alterações sensoriais, mesmo quando não acompanhadas de parâmetros físico-químicos fora dos padrões legais, podem representar um indicativo inicial de degradação da qualidade da água armazenada (PARRON; MUNIZ; PEREIRA, 2011).

No que se refere ao pH, os resultados variaram entre 8,3 e 10,17. De acordo com a legislação brasileira, o valor recomendado para água destinada ao consumo humano deve situar-se entre 6,0 e 9,5 (BRASIL, 2021). As amostras apresentaram valores dentro

desse intervalo, com exceção da amostra 3, que apresentou pH de 10,17 ultrapassando o limite máximo permitido, segundo Piratoba *et al.* (2017) revelam que a análise deste parâmetro interage diretamente com a sazonalidade, podendo haver alterações nos teores médios de alcalinidade de acordo com as condições climáticas do período. A turbidez, por sua vez, é o parâmetro relacionado à presença de partículas em suspensão, apresentou valores inferiores ao limite máximo permitido de 5 NTU na maioria das amostras analisadas, com exceção da amostra 2, que apresentou turbidez de 10,02 NTU. Segundo os autores Parron, Muniz e Pereira (2011), os valores elevados de turbidez podem indicar presença de sedimentos, partículas orgânicas ou matéria em suspensão na água, sendo frequentemente associados a falhas na proteção da cisterna ou à entrada de impurezas durante a captação da água da chuva. A presença de turbidez elevada pode favorecer a proliferação de microrganismos e comprometer a qualidade da água destinada ao consumo.

Em relação à cor aparente, verificou-se que as amostras apresentaram valores dentro do limite de 15 unidades de cor (PCU), conforme estabelecido pela legislação. Contudo, a amostra 2 apresentou valor de 235,6 PCU, significativamente superior ao padrão permitido. Esse resultado indica a possível presença de substâncias dissolvidas ou partículas orgânicas na água, que podem estar associadas à entrada de resíduos durante o processo de captação ou à ausência de manutenção adequada das cisternas. Os resultados referentes à condutividade elétrica variaram entre 185,13 e 216,4 µS/cm, valores considerados relativamente baixos e característicos de águas com baixa concentração de sais dissolvidos. Esse resultado está relacionado também aos baixos valores de sólidos totais dissolvidos (STD) observados nas amostras analisadas, que variaram entre 50,35 e 105,9 ppm. Esses dados indicam que a água armazenada nas cisternas apresenta baixa mineralização, característica comum em águas provenientes da captação de água da chuva.

Quanto à dureza total, os valores encontrados variaram entre 10 e 45,2 mg/L, valores significativamente inferiores ao limite máximo permitido de 300 mg/L, esses resultados indicam que a água analisada pode ser classificada como água mole ou de baixa dureza, o que é esperado em sistemas de captação de água pluvial. A Dureza total é dada pela concentração de 2 íons: cálcio e magnésio que também foi evidenciada pelos baixos teores encontrados nas amostras conforme mostrado na tabela 1. O parâmetro cloreto apresentou concentrações variando entre 6,49 mg/L e 76,32 mg/L, valores muito inferiores ao limite máximo permitido de 250 mg/L, indicando ausência de contaminação significativa por sais de origem mineral ou antrópica.

No que se refere à alcalinidade e à acidez carbônica, os valores observados foram relativamente baixos, indicando ausência de alterações expressivas no equilíbrio ácido-base da água. A acidez carbônica está diretamente associada à presença de dióxido de carbono dissolvido (CO_2), que ao reagir com a água forma o ácido carbônico (H_2CO_3), conforme a reação:

$$CO_2 + H_2O \rightleftharpoons H_2CO_3$$

Esse ácido fraco pode se dissociar parcialmente, liberando íons hidrogênio (H^+), contribuindo para a redução do pH e influenciando o sistema tampão da água, especialmente em conjunto com bicarbonatos (HCO_3^-) e carbonatos (CO_3^{2-}). Em sistemas de captação de água da chuva, como cisternas, a presença de acidez carbônica está geralmente relacionada à dissolução de CO_2 atmosférico e à decomposição de matéria orgânica presente nas superfícies de captação ou no interior do reservatório.

No presente estudo, a baixa concentração de acidez carbônica sugere reduzida presença de CO_2 dissolvido ou equilíbrio químico relativamente estável. No entanto, é importante destacar que variações nesse parâmetro podem ocorrer em função de fatores como temperatura, tempo de armazenamento, atividade microbiológica e presença de matéria orgânica. Alterações na acidez carbônica podem impactar diretamente o pH da água, influenciar processos de corrosividade e afetar a solubilidade de minerais, o que pode comprometer a qualidade da água para consumo humano.

Dessa forma, a análise conjunta da acidez carbônica, alcalinidade e pH é fundamental para compreender o comportamento químico da água armazenada em cisternas, permitindo uma avaliação mais completa de sua estabilidade e potabilidade.

Também foi realizado um questionário com os proprietários sobre a origem, manutenção e o manejo das amostras, com finalidade de levantar informações essenciais para a compreensão dos resultados. No que se refere ao conhecimento sobre a procedência da água, todos os participantes relataram saber a origem do recurso hídrico armazenado em suas cisternas, o que demonstra um nível satisfatório de conscientização quanto à fonte de abastecimento. Entretanto, ao serem questionados sobre as práticas de manutenção e limpeza das cisternas, observou-se que todos os entrevistados realizam a limpeza anualmente, ou seja, 6 meses a mais do que o recomendado pelos órgãos de saúde e saneamento. Esse dado é preocupante e reflete significativamente nos resultados apresentados, uma vez que, a ausência de higienização inadequada pode comprometer significativamente a qualidade da água armazenada. O gráfico abaixo apresenta informações sobre o tipo de tratamento é utilizada antes do manejo da amostra entre os 3 proprietários:



Gráfico 1: Métodos de tratamento utilizado entre os proprietários das cisternas no município de Massaranduba-PB. Fonte: Dados da Pesquisa, 2025.

Considerações finais

De maneira geral, os resultados obtidos indicam que, apesar de algumas inconformidades pontuais relacionadas à turbidez, cor e pH em determinadas amostras, a maior parte dos parâmetros físico-químicos analisados encontra-se dentro dos padrões estabelecidos pela legislação brasileira para água destinada ao consumo humano. Contudo, a ocorrência dessas alterações reforça a necessidade de maior atenção às práticas de manejo, limpeza e manutenção das cisternas, uma vez que esses fatores exercem influência direta na qualidade da água armazenada e podem justificar as variações observadas entre as amostras. Além disso, os dados obtidos por meio dos questionários evidenciam que, embora haja conhecimento sobre a origem da água, ainda existem fragilidades quanto à periodicidade adequada de higienização, o que pode comprometer a segurança sanitária do recurso hídrico. Destaca-se também que as análises físico-químicas isoladas não são suficientes para determinar completamente a potabilidade da água, sendo imprescindível a realização de análises microbiológicas complementares, especialmente em sistemas de armazenamento domiciliar, onde há maior vulnerabilidade à contaminação.

Referências Bibliográficas

AMORIM, M. C. C.; PORTO, E. R. Considerações sobre controle e vigilância da qualidade de água de cisternas e seus tratamentos. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE CAPTAÇÃO E MANEJO DE ÁGUA DE CHUVA, 4., 2003, Juazeiro. Anais… Juazeiro: ABCMAC; Petrolina: Embrapa Semi-Árido, 2003.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Diário Oficial da União, Brasília, 2021. Disponível em: https://www.gov.br/saude/pt-br/composicao/svsa/vigiagua/portaria-gm-ms-no-888-de-4-de-maio-de-2021.

BRASIL.Lei nº 12.873, de 24 de outubro de 2013. Institui o Programa Nacional de Apoio à Captação de Água de Chuva e outras Tecnologias Sociais de Acesso à Água – Programa Cisternas. Diário Oficial da União, Brasília, 2013. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2013/lei/l12873.htm.

CIRILO, José Almir; MONTENEGRO, Suzana Maria Gico Lima; CAMPOS, José Nilson Bezerra.A questão da água no semiárido brasileiro. In: BICUDO, Carlos Eduardo de Mattos; TUNDISI, José Galizia; SCHEUENSTUHL, Marcos do Carmo (org.). Águas do Brasil: análises estratégicas. São Paulo: Instituto de Botânica, 2010. p. 79–91. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/318778262_A_questao_da_agua_no_Semiarido_brasileiro.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Massaranduba (PB). Disponível em: https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pb/massaranduba/panorama.

INSTITUTO ADOLFO LUTZ. Métodos físico-químicos para análise de alimentos. 4. ed. São Paulo: Instituto Adolfo Lutz, 2008.
MORAIS, G. F. O.; VASCO, A. N.; BRITTO, F. B.; SANTOS, N. A. Qualidade da água de cisternas em comunidades rurais do semiárido de Sergipe. Revista Meio Ambiente e Sustentabilidade, v. 14, n. 7, 2018.

PARRON, L. M.; MUNIZ, D. H. F.; PEREIRA, C. M. Manual de procedimentos de amostragem e análise físico-química de água. Colombo: EMBRAPA Florestas, 2011. Disponível em: https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/921050/manual-de-procedimentos-de-amostragem-e-analise-fisico-quimica-de-agua.

PIRATOBA, A. R. A. et al. Caracterização de parâmetros de qualidade da água na área portuária de Barcarena, PA, Brasil. Rev Amb Água, v. 12, p.435-456, 2017.

UNESCO. World Water Development Report 2021: Valuing Water. Paris: UNESCO, 2021.Disponível em: https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000375724.

PRODUÇÃO DE UM NOVO BIOCARVÃO PARA REMOÇÃO DE MICROPLÁSTICOS DE ÁGUA

1 Amanda Leticia Silva Santos, 2 Eduardo Beraldo de Morais, 3 Julia Roberta Candido, 4 Natan de Oliveira Ferreira, 5 Nathalia Oliveira Tavares, 6 Manoel Marcos Santiago Nassarden, 7 Luciana Nascimento da Silva, 8 Kezya Dos Santos Nogueira

1 Universidade Federal do Mato Grosso, e-mail: amanda.santos9@sou.ufmt.br; 2 Universidade Federal do Mato Grosso, e-mail: eduardo.morais@ufmt.br; 3 Universidade Federal do Mato Grosso, e-mail: julia.candido@sou.ufmt.br; 4 Universidade Federal do Mato Grosso, e-mail: natan.ferreira@sou.ufmt.br; 5 Universidade Federal do Mato Grosso, e-mail: nathalia.tavares@sou.ufmt.br; 6 Universidade Federal do Mato Grosso, e-mail: manoel.nassarden@sou.ufmt.br; 7 Universidade Federal do Mato Grosso, e-mail: eng.lucianasilva@gmail.com; 8 Universidade Federal do Mato Grosso, e-mail: kezya.nogueira@sou.ufmt.br.

Palavras-chave: Microplásticos; Biocarvões; Adsorção.

Resumo

Os microplásticos constituem uma fração crescente dos resíduos sólidos ambientais, sendo caracterizados por partículas menores que 5 mm, originadas principalmente da fragmentação de plásticos descartados inadequadamente. Devido à sua elevada persistência e reduzido tamanho, apresentam alto potencial de dispersão, interação com organismos vivos e bioacumulação, ocasionando efeitos biológicos adversos. Nesse contexto, a adsorção tem se destacado como uma alternativa promissora para a remoção desses contaminantes em ambientes aquáticos. Neste estudo, avaliou-se a capacidade de adsorção de dois materiais adsorventes: biocarvão produzido a partir do endocarpo do fruto do baru, um resíduo agroindustrial do Cerrado brasileiro, e carvão ativado de Pinus, amplamente empregado no tratamento de água, visando à remoção de microplásticos de cloreto de polivinila (PVC). O biocarvão foi obtido por pirólise a 800 °C em atmosfera inerte, e os ensaios foram conduzidos em sistema em batelada, investigando-se a influência do pH, tempo de contato, concentração inicial de microplásticos e força iônica. A quantificação dos microplásticos foi realizada por meio da correlação entre turbidez e concentração. Os resultados indicaram que ambos os materiais apresentaram eficiência na remoção de microplásticos, com melhor desempenho em condições ácidas. O carvão ativado de Pinus atingiu eficiência máxima de 47,2% em pH 4, enquanto o biocarvão de baru apresentou desempenho competitivo, embora ligeiramente inferior, possivelmente devido à menor área superficial e porosidade. Além disso, parâmetros como pH, tempo de contato e concentração de sais influenciaram diretamente o processo adsortivo. A partir dos experimentos realizados, observa-se que o biocarvão do endocarpo do fruto baru apresenta potencial relevante como material adsorvente, especialmente em condições ácidas, nas quais demonstrou elevada eficiência na remoção de microplásticos. Embora o carvão ativado de *Pinus* tenha apresentado desempenho consistente, o biocarvão destacou-se como uma alternativa sustentável e de baixo custo, associada ao reaproveitamento de resíduos agroindustriais. Esses resultados reforçam a viabilidade do uso de biocarvões em processos de tratamento de água, contribuindo para estratégias mais eficientes de mitigação de microplásticos e gestão sustentável de resíduos.

Introdução

A poluição por microplásticos é um problema ambiental emergente que tem recebido cada vez mais atenção da comunidade científica e da sociedade em geral. Os microplásticos possuem várias definições quanto ao tamanho de sua partícula, sendo a mais utilizada o descrevendo como partículas de polímero orgânico sintético com menos de 5mm de diâmetro, definição esta proposta pela National Oceanic and Atmospheric Administration (COURTNEY et al; NOAA, 2009). Estes podem ser encontrados em diversos ambientes, como oceanos, rios, lagos, solos e até mesmo no ar, sendo classificados como contaminantes emergentes. Esses materiais podem ser formados por fragmentação de plásticos maiores, mas também são produzidos intencionalmente para uso em produtos de higiene pessoal, cosméticos, roupas e outros (GANIE et al. 2021).

O primeiro registro brasileiro dessas partículas plásticas no ambiente foi publicado em 1972, onde foram identificadas partículas de polietileno e poliestireno no litoral do Rio Grande do Sul (GOMES, 1973). O termo “microplásticos” passou a ser usado formalmente em uma publicação científica no ano de 2004, por Richard Thompson, sendo o primeiro trabalho a utilizar o termo para descrever partículas muito pequenas identificadas em praias e no ambiente marinho do Reino Unido.

Os microplásticos são uma ameaça para o ambiente e para a saúde humana, pois são facilmente ingeridos por animais aquáticos e podem se acumular na cadeia alimentar. Alguns estudos sugerem que a ingestão de microplásticos pode causar danos à saúde dos animais, como inflamação intestinal, alterações hormonais e toxicidade celular. Além disso, a presença de microplásticos em ecossistemas aquáticos pode afetar a produção primária, a biodiversidade e o ciclo de nutrientes (ZHAO et al. 2021). A poluição por microplásticos também pode afetar a qualidade do solo e a produção agrícola. Alguns estudos têm demonstrado que a presença de microplásticos no solo pode alterar as suas propriedades físicas e químicas, afetando a absorção de nutrientes pelas plantas e a produção de alimentos (ZHANG et al. 2020).

No Brasil, ainda não há uma legislação ambiental específica que estabeleça limites máximos permitidos para a presença de microplásticos em água potável ou em corpos hídricos, o que evidencia uma lacuna regulatória frente ao crescente reconhecimento desse contaminante como um problema ambiental emergente. Embora existam normativas voltadas à qualidade

da água, como a Portaria GM/MS nº 888/2021, que dispõe sobre os padrões de potabilidade, os microplásticos não são contemplados entre os parâmetros monitorados. Essa ausência de regulamentação dificulta o controle, monitoramento e mitigação desses poluentes no país, apesar de evidências crescentes sobre seus potenciais impactos à saúde humana e aos ecossistemas aquáticos.

Neste contexto, novas tecnologias de remoção de microplásticos principalmente do ambiente aquático são necessários. A adsorção é uma tecnologia de simples operação, baixo custo e que vem sendo aplicada na remoção de contaminantes orgânicos e inorgânicos de água (MAGALHÃES et al. 2022). Estudos recentes têm demostrado que a adsorção também é eficiente para a remoção de microplásticos (ZHOU et al. 2022). Assim, o desenvolvimento de novos materiais adsorventes específicos para a remoção de microplásticos contribuirão para a mitigação desse problema ambiental.

Os adsorventes usados para remover microplásticos consistem principalmente em biocarvões, carvão ativado e materiais estruturais metal-orgânicos (LIU et al. 2022). Todos esses adsorventes têm uma alta eficiência de remoção para microplásticos devido à interação π-π, interação hidrofóbica, ligação de hidrogênio ligação, interação eletrostática e outras interações intermoleculares (ZHOU et al., 2022).

Os materiais adsorventes de biocarvão são sintetizados através da pirólise, uma degradação térmica de um material na ausência total ou parcial de oxigênio, de modo a evitar a combustão dos produtos, podendo também utilizar-se do gás nitrogênio. A matéria prima para realização da pirólise pode ser proveniente de diversos recursos, como também o reaproveitamento de resíduos sólidos, apresentando uma alternativa interessante para o manejo de resíduos sólidos agroindustriais (LI; ZHANG, 2021).

A partir disto, a utilização do endocarpo de baru, material frequentemente descartado, é uma opção para sintetização de um biocarvão, promovendo a conversão de um material de baixo valor agregado em um produto carbonáceo estável, com aplicação ambiental. Além da redução de volume de resíduos destinados à disposição final, essa abordagem contribui para a valorização de resíduos regionais, especialmente nas regiões do Cerrado brasileiro, alinhando-se aos princípios da economia circular e a gestão sustentável de resíduos sólidos.

Neste estudo, dois materiais adsorventes foram avaliados quanto a capacidade de adsorção de microplásticos: biocarvão produzido a partir do endocarpo do fruto baru e carvão ativado de Pinus. Para a compreensão do processo de adsorção, a influência dos fatores pH, tempo de contato, concentração de microplástico e concentração de sais foram avaliados.

Materiais e Métodos

O microplástico utilizado nesse estudo foi obtido a partir da trituração de embalagens de cloreto de polivinila (PVC) obtidas de uma empresa de reciclagem. Após a trituração, o microplástico em pó foi passado em uma peneira padrão de 0,063 mm para homogeneização das partículas. Para avaliar a remoção do microplásticos (MP) foi construída uma curva de calibração relacionando a concentração do MP e a turbidez conforme a Figura 01.

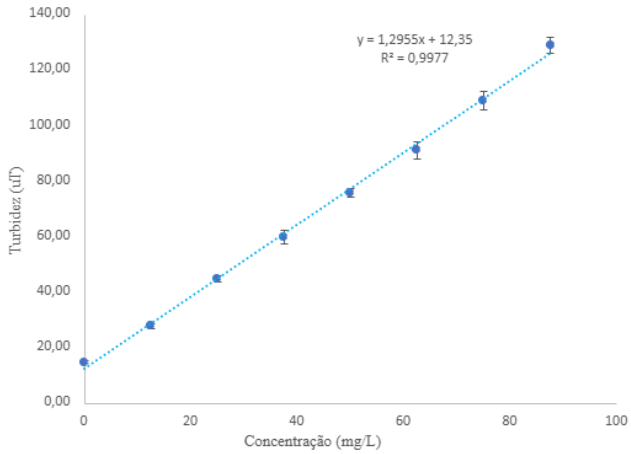


Figura 01: Curva de calibração relacionando a turbidez com a concentração de microplásticos (mg/L). Fonte: Autora (2024)

Assim, o microplástico foi quantificado a partir da turbidez da solução por meio da equação:

$$Turbidez = 1{,}2955\ x\ concentração\ de\ MPs + 12{,}35 \quad (01)$$

Onde: concentração de MPs: Concentração de microplásticos em mg/L.

O baru é um fruto típico do Cerrado brasileiro, bioma caracterizado por sua grande biodiversidade e pela presença de espécies adaptadas a condições ambientais adversas, como solos pobres e longos períodos de seca (SOUSA et al., 2024; COSTA

et al., 2026). Nesse contexto, o endocarpo do fruto do baru apresenta natureza lenhosa, fato diretamente relacionado à sua composição lignocelulósica, rica em celulose, hemicelulose e lignina (NUNES et al., 2024), representado na Figura 02.

A síntese deste material foi realizada lavando o mesmo em água de torneira, seguida de secagem em estuda a 80 °C por 48 h e triturado usando um moinho de facas. O material moído é mostrado na Figura 03. Após, o endocarpo do baru foi submetido à pirólise em mufla a 800° C por 2 horas com atmosfera inerte (gás nitrogênio). O biocarvão obtido foi peneirado e separados em partículas menores que 2 mm e menores que 4 mm as quais foram utilizadas na adsorção do microplástico.



Figura 02: Endocarpo do fruto do baru in natura após trituração em moinho de facas.
Fonte: Autora (2024)

O carvão ativado de *Pinus* é amplamente consolidado na literatura devido à sua elevada área superficial específica, predominância de microporos e relativa uniformidade estrutural, características que favorecem sua eficiência na adsorção de contaminantes orgânicos e inorgânicos (NORHUSNA et al, 2013). Por se tratar de uma biomassa lignocelulósica, sua conversão por carbonização seguida de ativação física ou química resulta em materiais com estrutura porosa bem desenvolvida e propriedades reprodutíveis, o que sustenta seu desempenho adsorvente e viabiliza sua aplicação em larga escala no tratamento de água e efluentes (LI et al., 2023; ZHANG et al., 2024). O carvão ativado de *Pinus* foi obtido pela empresa AlphaCarbo Industrial LTDA, especializada em carvões ativados utilizados no tratamento de água.

Os experimentos de adsorção do microplástico foram executados em frascos Erlenmeyer contendo 100 mL de suspensão do microplástico. Aos frascos foram adicionados o adsorvente (biocarvão do endocarpo do baru ou carvão ativado de *Pinus*). A suspensão do MP e adsorvente foram agitados em agitador magnético. Foram avaliados diferentes fatores quer influência a adsorção: pH, concentração do microplástico, tempo de contato e concentração de sal (NaCl). Os experimentos foram executados em triplicata. Em tempos específicos, alíquotas da suspensão de MP foram retiradas e submetidas à medida de sua turbidez. A conversão de turbidez para concentração de microplásticos foi efetuada de acordo com a equação apresentada anteriormente.

A porcentagem de remoção de microplástico foi mensurada de acordo com a Equação:

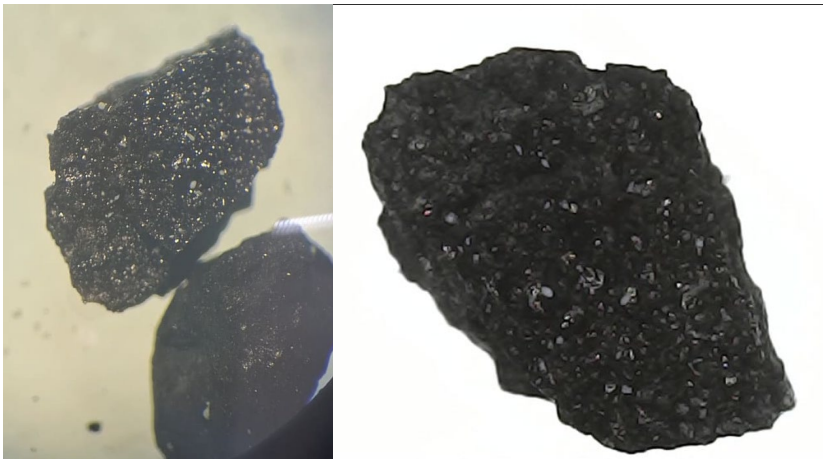
$$R(\%) = \frac{C_i - C_f}{C_i} \text{ x } 100 \quad (02)$$

Onde: Ci é a concentração inicial de microplásticos em solução e Cf é a concentração final de microplásticos, ambos em mg/L.

Resultados e Discussão

Após a síntese, o material foi classificado granulometricamente e empregado nos ensaios de adsorção de microplásticos de PVC.

A análise microscópica revelou uma superfície altamente irregular, marcada por poros e cavidades que favorecem a retenção de partículas. Observa-se, de forma evidente, a presença de múltiplas estruturas particuladas de elevada reflectância distribuídas ao longo da matriz carbonácea, manifestando-se como pontos claros contrastantes em relação ao fundo escuro do biocarvão. Tais estruturas são atribuídas aos microplásticos de PVC adsorvidos, encontrando-se aderidos e, em alguns casos, parcialmente acomodados nos poros e sítios ativos do material. Essa evidência visual reforça a ocorrência de interações físico-químicas entre o adsorvente e o adsorvato, corroborando os resultados experimentais e destacando o potencial do biocarvão de baru como material eficiente na remoção de microplásticos em sistemas aquosos. As Figuras 03 e 04 demonstram a adsorção dos microplásticos no biocarvão sintetizado.



Figuras 03 e 04: Imagem microscópica do biocarvão sintetizado após o processo de adsorção de microplásticos de PVC.
Fonte: Autora (2024)

A influência do pH na remoção do microplástico de PVC pelo carvão ativado de *Pinus* por meio da adsorção foi avaliada em uma suspensão de 25 mg/L de microplástico, concentração de carvão de 3,0 g/L, pH natural durante 60 minutos. Os resultados são apresentados na Figura 3. Em valores de pH ácidos, 2 e 4, foi observada as maiores remoções do microplástico, 46,2 e 47,2% respectivamente. Estes valores podem ser atribuídas à protonação dos grupos funcionais oxigenados na superfície do carvão ativado, o que reduz a repulsão eletrostática e favorece interações hidrofóbicas e forças de van der Waals com o PVC. Esse comportamento é amplamente reportado na literatura recente, que aponta o pH como um dos principais fatores que controlam a adsorção de microplásticos por biochar, influenciando diretamente a disponibilidade de sítios ativos e os mecanismos de interação (LI et al., 2024; SHAHZAD et al., 2025). Por outro lado, as menores porcentagens de remoção, 32,0 e 38,8%, foram observadas em pH alcalino, 8 e 10 respectivamente, podendo ser atribuída a desprotonação dos grupos funcionais do carvão ativado, resultando em uma superfície com carga negativa. A figura 03 indica o gráfico da influência do pH.

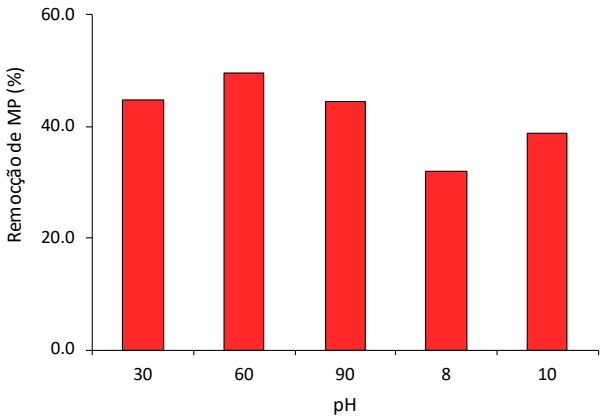


Figura 03: Influência do pH na remoção do microplástico por carvão ativado de *Pinus*.
Fonte: Autora (2024)

A influência do tempo de contato na adsorção do microplástico pelo biocarvão do endocarpo do baru foi avaliada considerando uma solução de 50 mg/L de MP, 6,0 g/L de carvão ativado e pH natural. Os resultados (Figura 04), indicaram que após 30 minutos foram removidos 48,4% do microplástico e que após esse tempo o equilíbrio foi atingido, ou seja, o aumento da remoção do microplástico após 60 e 90 minutos foi mínimo. Esse comportamento é característico de sistemas que utilizam o carvão ativado, nos quais ocorre inicialmente uma etapa rápida de adsorção em sítios superficiais mais acessíveis, seguida por uma fase controlada por difusão intrapartícula e limitação de sítios ativos. Trabalhos recentes demonstram que biochars apresentam elevada área superficial e estrutura porosa desenvolvida, favorecendo a rápida difusão e adsorção de microplásticos nas etapas iniciais do processo (ZHANG et al., 2024; WANG et al., 2024).

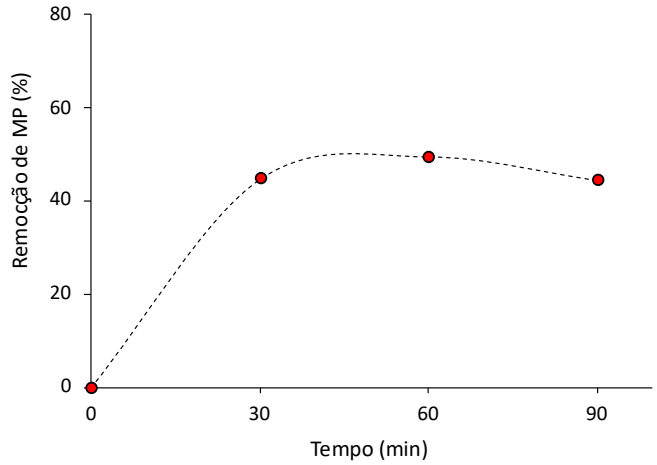


Figura 04: Influência do tempo de contato na remoção do microplástico por carvão ativado de *Pinus*.
Fonte: Autora (2024)

A presença de sais na água também pode influenciar a capacidade de adsorção do carvão ativado, uma vez que altera propriedades como força iônica, espessura da dupla camada elétrica e interações entre adsorvente e adsorbato. Assim, experimentos de adsorção do microplástico na presença de NaCl foram executados considerando uma suspensão de MP de 50 mg/L, concentração de carvão de 3,0 g/L e pH natural durante 60 minutos. Os resultados (Figura 05) indicaram que um aumento na concentração de NaCl de 0,3 para 3,0 g/L reduziu a adsorção do microplástico de 56,0 para 49,8% corroborando que a concentração de sais pode influenciar negativamente na adsorção. Esse comportamento pode ser explicado pela compressão da dupla camada elétrica e pela competição iônica entre os íons Na^+ e Cl^- e os microplásticos pelos sítios ativos do adsorvente, além da possível estabilização coloidal das partículas de microplástico em solução.

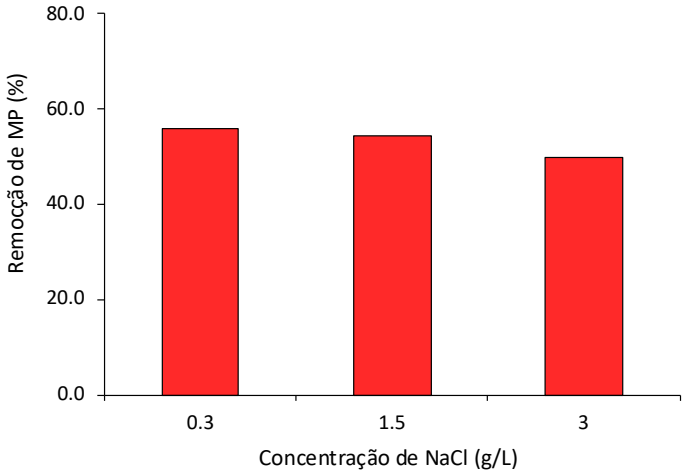


Figura 05: Influência da concentração de NaCl na remoção do microplástico por carvão ativado de *Pinus*.
Fonte: Autora (2024)

A influência do pH na remoção do microplástico de PVC pelo biocarvão do endocarpo do baru por meio da adsorção foi avaliada em uma suspensão de 25 mg/L de microplástico, concentração de carvão de 3,0 g/L, pH natural durante 60 minutos. Os resultados na Figura 06 também indicaram que valores de pH ácidos, assim como aqueles obtidos para o carvão ativado, foram mais satisfatórios para a remoção do microplástico. Nos pHs 2 e 4, a remoção do microplástico foi de 73,6 e 51,4% respectivamente. Já nos valores de pH 8 e 10 a remoção foi de 40,3 e 34,7%. O biocarvão apresentou maior eficiência em pH 2 (73,6%), superando significativamente o carvão ativado (46,5%), o que sugere maior afinidade em condições de alta protonação superficial. Em pH 4, os desempenhos tornam-se mais próximos, enquanto em meio alcalino ambos apresentam queda na remoção, devido à repulsão eletrostática e maior estabilidade dos microplásticos em solução.

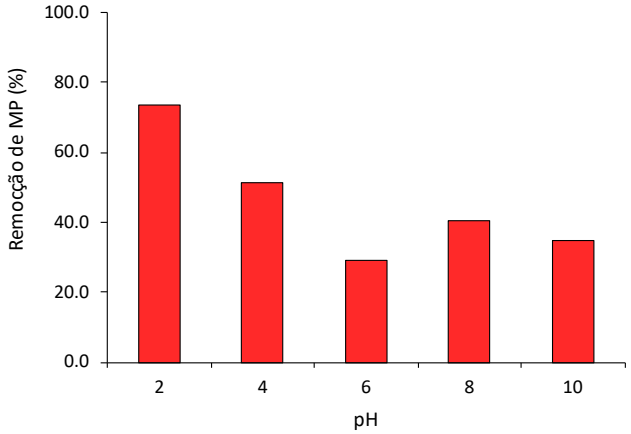


Figura 06: Influência do pH na remoção do microplástico por biocarvão do endocarpo do baru.
Fonte: Autora (2024)

A influência do tempo de contato na adsorção do microplástico pelo biocarvão do endocarpo do baru foi avaliada considerando uma solução de 50 mg/L de MP, 6,0 g/L de biocarvão e pH natural. Os resultados representados na Figura 07, indicaram que após 30 minutos foram removidos 48,4% do microplástico e que após esse tempo o equilíbrio foi atingido, ou seja, o aumento da remoção do microplástico após 60 e 90 minutos foi mínimo. Este experimento indica que, em relação à cinética, ambos os materiais apresentaram comportamento semelhante, com rápida adsorção inicial e equilíbrio atingido em cerca de 30 minutos, indicando limitação da capacidade adsortiva após a saturação dos sítios disponíveis.

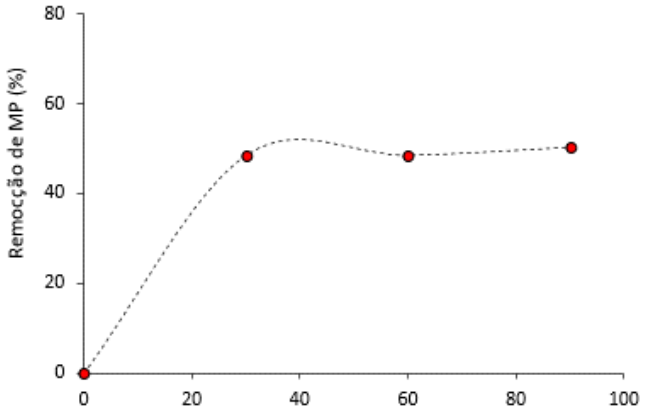


Figura 07: Influência do tempo de contato na remoção do microplástico por biocarvão do endocarpo do baru.
Fonte: Autora (2024)

Os ensaios destinados à avaliação da influência da força iônica, por meio da adição de NaCl, na remoção de microplásticos utilizando o biocarvão do endocarpo do fruto do baru não apresentaram resultados com reprodutibilidade satisfatória, indicando limitações experimentais que requerem investigação adicional. As variações observadas entre as replicatas, associadas à ausência de um comportamento sistemático em função da concentração salina, indicam limitações experimentais que comprometem a confiabilidade dos dados obtidos.

Considerações Finais

Os resultados obtidos neste estudo demonstram que tanto o carvão ativado de Pinus quanto o biocarvão produzido a partir do endocarpo do fruto do baru são materiais promissores para a remoção de microplásticos de PVC em meio aquoso por adsorção. De modo geral, ambos apresentaram maior eficiência em condições ácidas, evidenciando o papel determinante do pH na modulação das interações adsorvente e adsorbato, especialmente aquelas de natureza eletrostática e hidrofóbica. Destaca-se que, embora o carvão ativado tenha apresentado desempenho consistente, o biocarvão de baru atingiu maior eficiência em pH fortemente ácido (até 73,6%), indicando elevada afinidade nessas condições específicas.

A análise dos parâmetros operacionais reforça a complexidade do processo, uma vez que variáveis como pH, tempo de contato e força iônica influenciam diretamente a eficiência da adsorção. A redução da remoção em meio alcalino e na presença de sais evidencia a importância das interações eletrostáticas e da estabilidade coloidal dos microplásticos no sistema. Além disso, ambos os materiais apresentaram cinética rápida, com equilíbrio atingido em aproximadamente 30 minutos, o que indica viabilidade para aplicações práticas e sistemas de tratamento em menor tempo de retenção, como a filtração rápida.

O biocarvão de baru sintetizado destacou-se de forma significativa, apresentando desempenho expressivo mesmo na ausência de processos avançados de ativação, o que evidencia sua elevada eficiência intrínseca como adsorvente. Esse resultado reforça seu potencial como uma alternativa altamente competitiva ao carvão ativado convencional, aliando baixo custo, disponibilidade regional e caráter renovável.

Nesse contexto, o uso do biocarvão se destaca não apenas pela eficiência adsortiva, mas também pelo aproveitamento de resíduos agroindustriais regionais, contribuindo para estratégias alinhadas à economia circular. Por fim, os resultados indicam que a modificação e ativação de biocarvões representam uma abordagem promissora para aumentar a eficiência na remoção de microplásticos, sendo recomendados estudos futuros voltados à otimização das propriedades superficiais, bem como à aplicação em sistemas contínuos e em condições reais de tratamento de água.

Agradecimentos

Os autores expressam seu sincero agradecimento ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Mato Grosso (DESA/UFMT) pelo apoio institucional e pela infraestrutura disponibilizada ao longo do desenvolvimento deste trabalho. Agradecem, de forma especial, ao Laboratório de Microbiologia Sanitária e Ambiental (LAMSA) e a Central Analítica do Laboratório de Pesquisas em Química de Produtos Naturais e Novas Metodologias Sintéticas em Química Orgânica (CALPQPN), pelo suporte técnico, disponibilidade de equipamentos e auxílio nas etapas experimentais.

Aos discentes e técnicos envolvidos no processo de orientação, registra-se o reconhecimento pela colaboração, troca de conhecimentos e apoio no desenvolvimento das atividades. Aos colegas de profissão, os autores agradecem a cooperação, contribuições técnicas e auxílio durante a execução da pesquisa.

Os autores também agradecem à Agência Regional de Regulação de Saneamento do Complexo Nascentes do Pantanal – AGERR Pantanal pelo apoio institucional à realização desta pesquisa. Por fim, expressa-se gratidão à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Mato Grosso (FAPEMAT) pela concessão da bolsa de iniciação científica, cujo suporte foi essencial para a viabilização deste estudo.

Referências Bibliográficas

ARTHUR, C.; BAKER, J. E.; BAMFORD, H. A. In Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects, and Fate of Microplastic Marine Debris; **NOAA Marine Debris Program**, 2009; p. 530.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA DO PLÁSTICO (ABIPLAST). Perfil 2018: indústria brasileira de transformação e reciclagem de material plástico. São Paulo: **ABIPLAST**, 2018.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Diário Oficial da União**: seção 1, Brasília, DF, 7 maio 2021.

CECCARINI, A. et al. The hidden microplastics: new insights and figures from the thorough separation and characterization of microplastics and of their degradation byproducts in coastal sediments. **Environmental science & technology**, v. 52, n. 10, p. 5634-5643, 2018.

GANIE, Z. A.; KHANDELWAL, N.; TIWARI, E.; SINGH, N.; DARBHA, G. K.; Biochar-facilitated remediation of nanoplastic contaminated water: effect of pyrolysis temperature induced surface modifications. **Journal of Hazardous Materials**. v. 417, p. 126096. 2021.

GOMES, C. M. B. Lançamento de partículas de polietileno à costa do Rio Grande do Sul. **Separatas da Revista Veritas**, v. 70, n. 73, p. 174-206, 1973.

KATAOKA, T.; NIHEI, Y.; KUDOU, K.; HINATA, H.; **Environ. Pollut**. 2019, 244, 958.

LI, X. et al**.** Preparation and characterization of activated carbon from biomass for environmental applications. 2023**.**

LI, W. et al. The removal and mitigation effects of biochar on microplastics in water and soils: application and mechanism analysis. ***Sustainability***, v. 16, n. 22, p. 9749, 2024.

LIU, N.; YU, F.; WANG, Y.; MA, J. Effects of environmental aging on the adsorption behavior of antibiotics from aqueous solutions in microplastic-graphene coexisting systems. **Science of the Total Environment**, v. 806, p. 150956, 2022.

MAGALHÃES, T. F. S.; BARBOSA, A. G.; GOLIN, R.; TEREZO, A. J.; VASCONCELOS, L. G.; MORAIS, E. B. Síntese de hidrocarvão a partir da casca do fruto de bocaiuva e sua aplicação na remoção de diuron de água contaminada. **Nativa**, v. 10, n. 4, p. 486-494, 2022.

NORHUSNA M. N.; LEE C. L.; KEAT T. L.; ABDUL R. M. Synthesis of activated carbon from lignocellulosic biomass and its applications in air pollution control — a review, **Journal of Environmental Chemical Engineering**, Volume 1, Issue 4, 2013.

NUNES, B. V. et al. Investigating the Chemical Profile of Underexplored Parts of Dipteryx alata (Baru). **Plants**, 2024.

MARTINS, B. A. et al. Physical characteristics of baru tree fruit aimed at kernel extraction. **Semina: Ciências Agrárias**, 2017.

SHAHZAD, K. et al. Recent advances and factors affecting the adsorption of nano/microplastics by magnetic biochar. **Chemosphere**, v. 370, p. 143936, 2025.

SOUSA, T. L. et al. Unraveling the Potential of Baru (Dipteryx alata Vog.) Fruit Fractions as a Sustainable Food Ingredient. **Sustainability**, 2024.

WANG, Y. et al. Research status, trends, and mechanisms of biochar adsorption for wastewater treatment: a scientometric review. **Environmental Sciences Europe**, v. 36, p. 25, 2024

WWF Brasil é o 4° país do mundo que mais gera lixo plástico, **WWF**, 2019.

YEE, X. S.; YIE, H. T.; MUBARAK, N.M.; JIBRAIL, K.; MOHAMMAD K.; MOHD, L. I.; MOSTAFA G.; A review on biochar production from different biomass wastes by recent carbonization technologies and its sustainable applications, **Journal of Environmental Chemical Engineering**, Volume 10, Issue 1, 2022, 107017, ISSN 2213-3437.

ZHANG, S.; HAN, B.; SUN, Y.; WANG, F. Microplastics influence the adsorption and desorption characteristics of cd in an agricultural soil. **Journal of Hazardous Materials**, v. 388, p. 121175, 2020.

ZHANG, Y. et al. Biochar as adsorbents for environmental microplastics and nanoplastics removal. *Journal of Environmental* ***Chemical Engineering***, v. 12, n. 5, p. 113377, 2024.

MÉTODOS ANALÍTICOS PARA CONTAMINANTES EMERGENTES EM ÁGUAS: REVISÃO SISTEMÁTICA

1 André Ricardo Faccini, 2 Marcela Fernandes Silva, 3 José Augusto Alves Pimenta, 4 Cláudia Telles Benatti
1 Universidade Estadual de Maringá, e-mail:ra129817@uem.br;2 Universidade Estadual de Maringá, e-mail: mfsilva2@uem.br; 3 Universidade Estadual de Maringá, e-mail: jaapimenta@uem.br; 4 Universidade Estadual de Maringá, e-mail:ctbenatti@uem.br

Palavras-chave: contaminantes emergentes; método analítico; espectrofotometria UV-VIS.

Resumo

A urbanização e o desenvolvimento industrial intensificaram o descarte de contaminantes emergentes (CEs) nos recursos hídricos, substâncias pseudopersistentes que desafiam os sistemas convencionais de tratamento e ameaçam a saúde pública. Esta revisão sistemática, baseada no protocolo PRISMA 2020, teve como objetivo mapear os métodos analíticos empregados na identificação e quantificação de CEs em matrizes aquosas, com ênfase no potencial da espectrofotometria UV-Vis como alternativa às técnicas cromatográficas tradicionais. A busca, realizada nas bases ScienceDirect, Scopus e Web of Science, contemplou estudos publicados entre 2016 e 2026, resultando na seleção de 42 artigos. Os resultados apontaram o predomínio das técnicas cromatográficas acopladas à espectrometria de massa (80,95%), que, apesar de sensíveis, apresentam alto custo e complexidade operacional. Como alternativa, a espectrofotometria UV-Vis, associada a estratégias de pré-concentração e ferramentas quimiométricas, demonstrou potencial para quantificação seletiva em matrizes complexas. Essa abordagem mostra-se promissora para a democratização e sustentabilidade do monitoramento ambiental, especialmente em países em desenvolvimento com limitações de infraestrutura laboratorial.

Introdução

A ampla urbanização e o intenso desenvolvimento industrial consolidaram-se como um dos maiores desafios globais (United Nations, 2025). Essa expansão acelerada desencadeia uma série de impactos ambientais, decorrentes da superexploração dos recursos naturais, levando à degradação da qualidade do solo, do ar e, sobretudo, dos recursos hídricos, deteriorados pelo constante lançamento de efluentes (Gameiro *et al.*, 2025; Hayouni *et al.*, 2025).

Nesse cenário, destaca-se a problemática dos contaminantes emergentes (CEs), que englobam uma vasta gama de compostos, como produtos farmacêuticos, de higiene pessoal, agrotóxicos, hormônios, drogas ilícitas e subprodutos industriais (Ide et al., 2017). Em virtude de suas propriedades físico-químicas intrínsecas e de sua ocorrência na faixa de µg/L a ng/L, essas substâncias não são eficientemente removidas pelos processos das Estações de Tratamento de Água (ETAs) e de Efluentes (ETEs) convencionais, atingindo os corpos hídricos de forma contínua (Machado et al., 2016). Ainda que parte desses contaminantes sofra degradação ambiental, a exemplo da fotólise induzida pela luz solar, o lançamento ininterrupto de efluentes confere a essas substâncias um caráter de pseudopersistência (Arsand et al., 2023; Chekili et al., 2025; Frazão et al., 2025).

Consequentemente, a exposição ambiental prolongada a esses compostos pseudopersistentes provoca efeitos adversos aos organismos, como a feminização de peixes machos e a alteração do sistema imunológico da vida selvagem (Machado et al., 2016). Em humanos, a bioacumulação desses poluentes está associada a riscos que englobam desde a indução de cânceres (como o de mama e de próstata) e distúrbios metabólicos (como a obesidade), até disfunções nos sistemas reprodutivos (infertilidade), tireoidiano, cardiovascular e neuroendócrino. Esse panorama toxicológico demonstra que os contaminantes emergentes configuram um problema para a saúde pública global (Nazifa et al., 2020; Sun et al., 2025).

No contexto do Sul Global, esse cenário de contaminação é agravado não apenas pela baixa eficiência das ETEs convencionais, mas também pelo déficit crônico de infraestrutura em saneamento básico. No Brasil, por exemplo, 49,2% do esgoto gerado ainda é descartado *in natura* nos corpos hídricos (Brasil, 2021). A presença de CEs resultante desse aporte direto tem sido comprovada por estudos científicos utilizando técnicas analíticas de alta sensibilidade, como a cromatografia líquida (HPLC/LC) e cromatografia gasosa (GC). Tais investigações revelam a presença de diversas classes de micropoluentes, abrangendo fármacos e estimulantes (como paracetamol, diclofenaco e cafeína) (Arsand et al., 2023; Frazão et al., 2025; Gameiro et al., 2025), conservantes e antimicrobianos usados em produtos de higiene pessoal (parabenos e triclosan) (Akintobi et al., 2025; Santos et al., 2016), hormônios (Domingues et al., 2021; Ide et al., 2017), pesticidas (De Caroli Vizioli et al., 2023; Machado et al., 2016) e compostos industriais (como bisfenol A) (Machado et al., 2016; Vivas et al., 2022).

Apesar das técnicas cromatográficas predominarem como o padrão analítico devido à sua elevada sensibilidade e seletividade, o uso de instrumentação mais ecológica, econômica, rápida e simples é de suma importância nas análises de rotina. Esses métodos alternativos permitem a utilização racional dos recursos, protegem o meio ambiente e evitam o uso de solventes tóxicos. Dentre essas técnicas, destaca-se a espectrofotometria UV-Vis. Entretanto, esta apresenta a desvantagem de ter baixa seletividade, o que dificulta a análise de matrizes aquosas multicomponentes, visto que os espectros tendem a se sobrepor. Contudo, estudos demonstram que, a associação quimiométrica com técnicas de pré-concentração, é possível obter uma quantificação seletiva sem a necessidade de separação química prévia. (Glavanović; Glavanović; Tomišić, 2016; Velevska et al., 2025).

Diante desse contexto, o objetivo deste estudo é mapear e analisar os métodos analíticos aplicados na identificação e quantificação de contaminantes emergentes em matrizes aquosas, com ênfase no potencial da espectrofotometria UV-Vis como alternativa complementar às técnicas cromatográficas tradicionais. Para tanto, conduziu-se uma revisão sistemática da literatura, visando sintetizar o estado da arte e discutir a viabilidade dessa abordagem em contextos de monitoramento ambiental.

etodologia

Esta revisão sistemática foi conduzida sob as diretrizes do protocolo PRISMA 2020 (*Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses*), com o objetivo de mapear métodos analíticos aplicados à identificação e quantificação de poluentes emergentes em recursos hídricos, com ênfase no desenvolvimento e na otimização da espectrofotometria UV-Vis. A busca bibliográfica foi realizada nas bases de dados *ScienceDirect*, *Scopus* e *Web of Science*, selecionadas em função de sua ampla cobertura multidisciplinar e relevância na área.

Durante a pesquisa, utilizou-se a seguinte *string* de busca, com os devidos operadores booleanos e ajustes morfológicos de plural, conforme as especificidades de cada plataforma: ("emerging pollutant" OR "micropollutant" OR "emerging contaminant") AND ("analytical method" OR "UV-Vis" OR "spectrophotometry" OR "spectrometry" OR "chromatography") AND "water". Para a manipulação do montante de dados, identificação e remoção de duplicatas, utilizou-se software gerenciador de referências (Zotero, versão 8.0.4).

A seleção dos estudos baseou-se em critérios de elegibilidade. Foram incluídos apenas artigos de pesquisa, publicados entre 1º de janeiro de 2016 e 15 de março de 2026, nos idiomas português e inglês. O escopo abrangeu estudos que reportassem a ocorrência de poluentes emergentes ou o desenvolvimento de técnicas analíticas aplicadas exclusivamente a amostras de matrizes aquosas ambientais (águas superficiais, subterrâneas, de abastecimento e águas residuárias).

Por outro lado, os critérios de exclusão abrangeram: a) estudos que aplicaram métodos analíticos exclusivamente em matrizes biológicas ou não aquosas; b) estudos cujo foco principal consistiu na síntese de novos materiais voltados ao tratamento; c) estudos centrados em processos oxidativos ou ensaios de degradação/tratamento de efluentes, sem enfoque na quantificação analítica ambiental.

O processo de triagem ocorreu em duas etapas: primeiramente, os registros foram avaliados com base na leitura de seus títulos e resumos. Em seguida, os textos completos dos artigos pré-selecionados foram recuperados e analisados integralmente para confirmar sua elegibilidade e inclusão na síntese qualitativa dos resultados, de acordo com os critérios previamente estabelecidos.

A análise bibliométrica foi realizada no software VOSviewer (1.6.20), por meio da construção de redes de coocorrência de palavras-chave extraídas dos estudos selecionados. A distribuição geográfica dos estudos foi representada utilizando o software de geoprocessamento (QGIS 3.44.9), a partir da identificação dos países de afiliação dos autores, permitindo a visualização da distribuição espacial das publicações.

Resultados e discussão

O processo de triagem dos estudos está detalhado no fluxograma PRISMA (Figura 01).

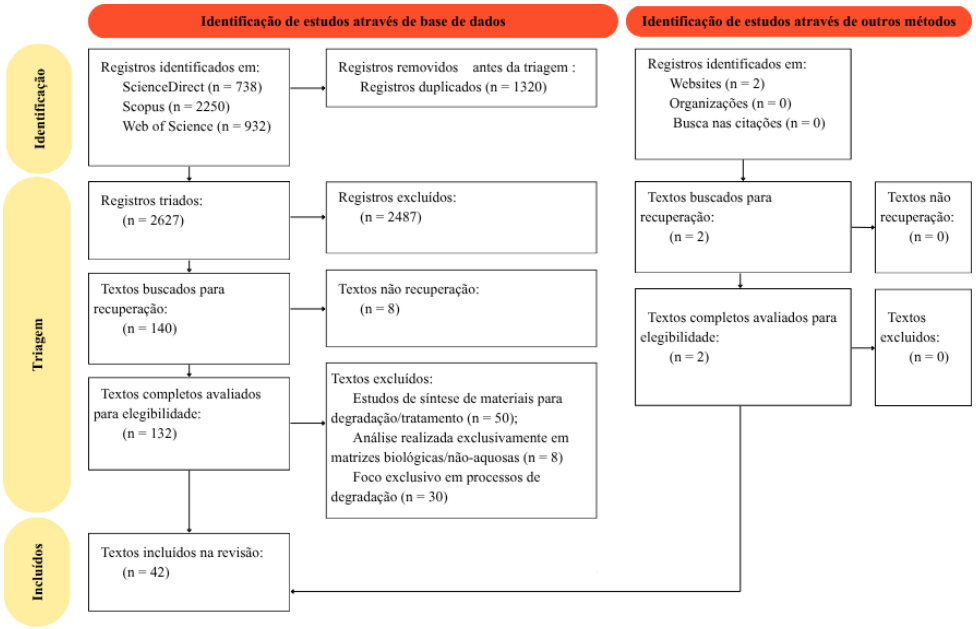


Figura 01. Fluxograma PRISMA 2020 detalhando as etapas de identificação, triagem e inclusão.

O levantamento inicial retornou 3.947 registros nas três bases de dados, resultando em 2.627 estudos remanescentes após a remoção das duplicatas. Em seguida, após a triagem por título e resumo, 140 textos foram pré-selecionados para leitura integral; no entanto, 8 deles não puderam ser recuperados. Dessa forma, 132 artigos foram avaliados em sua totalidade para elegibilidade, baseando-se nos critérios de exclusão estabelecidos, o que culminou na seleção de 40 artigos científicos considerados relevantes para o escopo do trabalho. Adicionalmente, dois estudos foram identificados por meio de busca manual, utilizados como suporte teórico para a discussão dos modelos de calibração multivariada aplicados à espectrofotometria, totalizando 42 artigos.

A Figura 02 apresenta os países dos quais advém os estudos. Observa-se uma concentração de estudos em países com maior capacidade tecnológica e infraestrutura analítica, o que pode influenciar a predominância de técnicas de alto custo, como a cromatografia acoplada à espectrometria de massa. Essa distribuição sugere possíveis limitações na geração de dados em regiões com menor acesso a tecnologias avançadas, reforçando a relevância da investigação de métodos alternativos mais acessíveis.

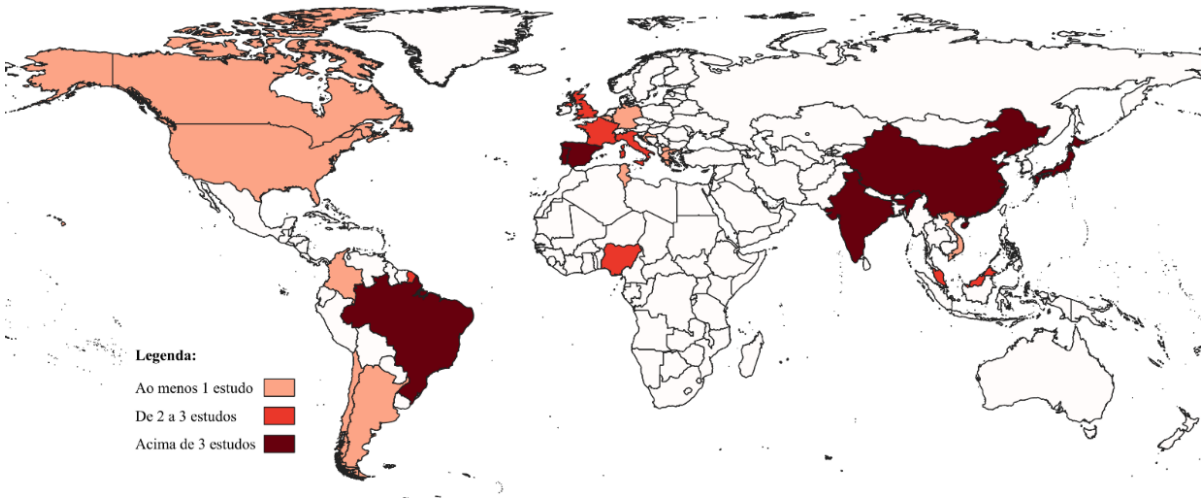


Figura 02: País de origem dos estudos selecionados.

Figura 03 apresenta graficamente o mapa de rede de coocorrência de palavras-chave na literatura selecionada. A visualização da rede VOSviewer ilustra a interconexão de 15 palavras-chave. Conforme observado, a estrutura da rede evidencia a predominância de termos associados ao contexto ambiental e às matrizes de estudo, como água potável, águas superficiais e poluição hídrica, refletindo o foco da literatura na ocorrência e monitoramento de contaminantes emergentes. Embora termos relacionados a técnicas analíticas, como cromatografia líquida (LC) e espectrometria de massas (MS), também estejam presentes, estes aparecem integrados a esse contexto, indicando que o desenvolvimento metodológico está fortemente orientado pelas demandas de monitoramento ambiental. Nesse sentido, a inclusão de estudos focados em técnicas cromatográficas ocorreu de forma estratégica, para estabelecer o estado da arte e fornecer a fundamentação teórica sobre a ocorrência e o comportamento dos contaminantes emergentes em matrizes aquáticas, visto que essas técnicas representam o padrão analítico predominante na literatura.

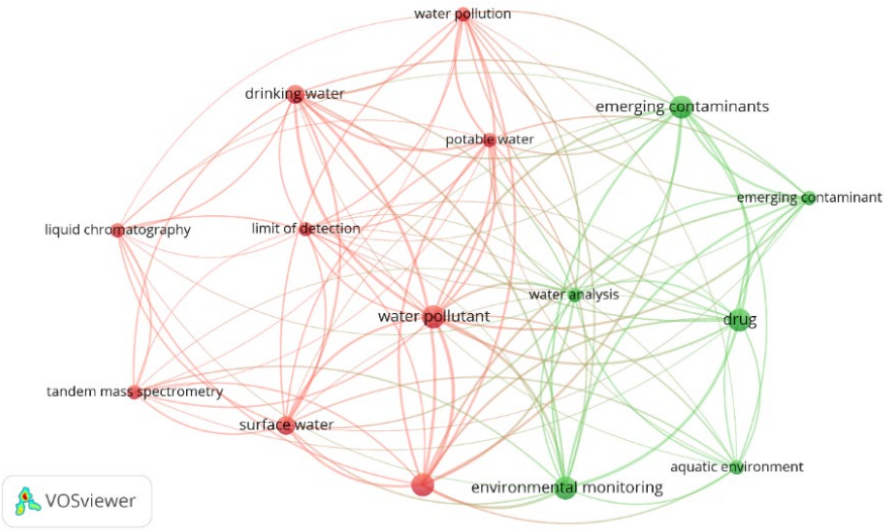


Figura 03: Mapa de coocorrência de palavras-chave baseado em análise bibliométrica usando o programa VOSviewer.

Para delinear o estado da arte e embasar a discussão dos métodos analíticos, a Tabela 01 sintetiza os parâmetros experimentais dos 42 artigos inclusos. O levantamento consolida informações como os contaminantes-alvo, a matriz de estudo, as estratégias de extração/pré-concentração e as técnicas de detecção empregadas. A análise integrada dos estudos, Tabela 01, revela que a maioria dos contaminantes emergentes pertencem às classes de fármacos, hormônios e produtos de cuidado pessoal, com destaque para compostos como anti-inflamatórios, antibióticos e desreguladores endócrinos. Além disso, observa-se uma predominância da extração em fase sólida (SPE) como técnica de preparo de amostras, empregada em 68,2% dos trabalhos, consolidando-se como estratégia fundamental para a pré-concentração dos analitos e a minimização de interferentes em matrizes aquosas complexas. Ainda, nota-se o predomínio das técnicas cromatográficas acopladas ao espectrofotômetro de massa na etapa analítica, presentes em 80,95% dos estudos, com

destaque para a cromatografia líquida (LC), cromatografia líquida de alta eficiência (HPLC), cromatografia líquida de ultra alta eficiência (UHPLC) e cromatografia gasosa (GC). Esse cenário reforça a consolidação desses métodos como padrão analítico na determinação de contaminantes emergentes, em função de sua elevada sensibilidade e seletividade.

Tabela 01: Métodos analíticos, técnicas de preparo de amostra e ocorrência de poluentes emergentes em matrizes hídricas nos estudos selecionados (2016–2026).

Autor	Categoria do Contaminante Emergente	Matriz	Preparo de Amostra	Técnica analítica
(Ge et al., 2026)	Fármacos (Antivirais)	Água superficial	SPE	HPLC - MS/MS
(Roveri et al., 2026)	Fármacos, Estimulantes e Drogas ilícitas	Água superficial	SPE	HPLC - MS/MS
(Kumara; Bhattacharyya, 2026)	Fármacos, Pesticidas, Produtos de Higiene Pessoal (PHP), Estimulantes e Compostos Industriais	Água superficial	-	LC-QToF
(Velevska et al., 2025)	Fármacos (Analgésicos e Anti-inflamatórios)	Solução sintética	-	Espectrofotometria UV-Vis
(Chekili et al., 2025)	Fármacos, Estimulantes, Conservantes e Compostos Industriais	Água superficial	SPE	LC-ESI-MS/MS
(Sun et al., 2025)	Fármacos (Antibióticos), Hormônios e Compostos Industriais (Bisfenóis)	Lagoas agrícolas	SPE	LC-MS/MS
(Hayouni et al., 2025)	Fármacos, Pesticidas, Conservantes e Compostos Industriais	Água superficial e água subterrânea	-	LC - MS/MS
(Gameiro et al., 2025)	Fármacos, Estimulantes, Pesticidas e Compostos Industriais (Fenóis)	Água residual	SPE	HPLC-UV-VIS
(Akintobi et al., 2025)	Fármacos e Conservantes	Água subterrânea	SPE	LC-UV
(Paíga et al., 2025)	Fármacos, Estimulantes e Drogas ilícitas	Água residual	SPE	UHPLC - MS/MS
(Frazão et al., 2025)	Fármacos, Estimulantes e Drogas ilícitas	Água superficial	SPE	LC - MS/MS
(Schiesari et al., 2025)	Fármacos (Antidepressivos)	Água superficial	SPE	LC - MS/MS
(De Caroli Vizioli et al., 2023)	Pesticidas (Herbicidas e metabólitos)	Solução sintética e água de abastecimento	SPE	LC-ESI-MS/MS
(Pandey et al., 2023)	Pesticidas e Compostos Industriais (Solventes, Retardantes de Chama e PFAS)	Água residual	SPE	LC-HRMS
(Arsand et al., 2023)	Fármacos e Pesticidas	Água superficial	SPE	LC-QTOF-MS
(Chen et al., 2022)	Fármacos (Antidepressivos)	Água residual	SPE	LC-MS/MS
(Vivas et al., 2022)	Hormônios, Compostos Industriais (Bisfenóis e Ftalatos) e Conservantes	Solução sintética e água envazada	SPE	LC-ESI-MS
(Bolujoko et al., 2022)	Conservantes	Água superficial	SPE	LC-UV
(Vicente-Martínez; Caravaca; Briceño, 2022)	Fármacos (Analgésico)	Solução sintética	SPE	Espectrofotometria UV-Vis
(Gupta et al., 2021)	Fármacos (Antibióticos)	Solução sintética	-	Espectrofotometria UV-Vis
(Valdés et al., 2021)	Fármacos (Antibióticos e Antimicrobianos)	Água superficial	SPE	UPLC -ESI-MS/MS
(Domingues et al., 2021)	Hormônios (Estrogênios)	Solução sintética	ATPS	Espectrofotometria UV-Vis
(Böger et al., 2021)	Fármacos (Antibióticos e Antimicrobianos)	Água superficial	SPE	LC-MS/MS
(Guedes-Alonso et al., 2020)	Fármacos e Estimulantes	Solução sintética	SPE	UHPLC - MS/MS
(Di Carro et al., 2020)	Fármacos (Anti-inflamatórios não esteroides - AINEs) e Antissépticos	Solução sintética	-	LC-ESI-MS/MS
(Vashisht et al., 2020)	Pesticidas	Água de abastecimento e água subterrânea	-	GC-MS
(Muñoz; Palacio; Rivas, 2020)	Fármacos (Antibióticos)	Solução sintética	-	Espectrofotometria UV-Vis

Autor	Categoria do Contaminante Emergente	Matriz	Preparo de Amostra	Técnica analítica
(Nazifa et al., 2020)	Hormônios, Compostos Industriais (Bisfenóis), Antissépticos e Conservantes	Água residual	-	GC-FID
(Papageorgiou et al., 2019)	Fármacos, Estimulantes e PHP	Água residual	SPE	LC-MS
(Zhang; Jiang, 2019)	Pesticidas e Compostos Industriais (Bisfenóis)	Solução sintética	SPE	Espectrofotometria UV-Vis e LC - MS
(Wee et al., 2019)	Hormônios, Fármacos (Antibióticos, Anti-inflamatórios e Anticonvulsivantes), Pesticidas e Compostos Industriais	Água superficial	SPE	LC-MS/MS
(Botero-Coy et al., 2018)	Fármacos (Antibióticos, Anti-inflamatórios, Anti-hipertensivos, Anticonvulsivantes e Ansiolíticos)	Água residual hospitalar	-	LC-ESI-MS/MS
(Böger et al., 2018)	Fármacos (Anticonvulsivantes e Ansiolíticos)	Água superficial	SPE	HPLC-DAD
(Cortez et al., 2018)	Fármacos (Anti-hipertensivos)	Água superficial	SPE	LC - MS/MS
(Riva et al., 2018)	Fármacos (Antibióticos, Antineoplásicos, Hormônios, Anti-hipertensivos), Estimulantes, Drogas ilícitas, Compostos Industriais (PFAS, Bisfenóis), e PHP	Água de abastecimento	SPE	LC - MS
(Chau et al., 2018)	Fármacos, Pesticidas, Hormônios, Compostos Industriais (Ftalatos e Bisfenóis), Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos (HAPs)	Água superficial	SPE	LC-MS/MS
(Ide et al., 2017)	Fármacos (Analgésicos, Reguladores Lipídicos), Hormônios e PHP	Água superficial	SPE	GC-MS/MS
(Glavanović; Glavanović; Tomišić, 2016)	Fármacos (Analgésicos e Opioides)	Solução sintética	-	Espectrofotometria UV-Vis
(Andrade et al., 2016)	PHP	Solução sintética e água superficial e de abastecimento	-	Espectrofotometria UV-Vis
(Machado et al., 2016)	Pesticidas (Herbicidas), Hormônios (Estrogênios e Progestagênios), Compostos Industriais (Alquilfenóis e Bisfenóis) e Antissépticos.	Água de abastecimento e água superficial	SPE	LC-ESI-MS/MS
(Santos et al., 2016)	PHP	Água superficial	SPE	GC-MS
(Burke et al., 2016)	Fármacos (Antibióticos e Antimicrobianos)	Água superficial	SPE	HPLC-MS/MS

Para complementar a análise dos métodos analíticos, a Figura 04 apresenta a evolução temporal da ocorrência das técnicas ao longo do período de 2016 a 2026.

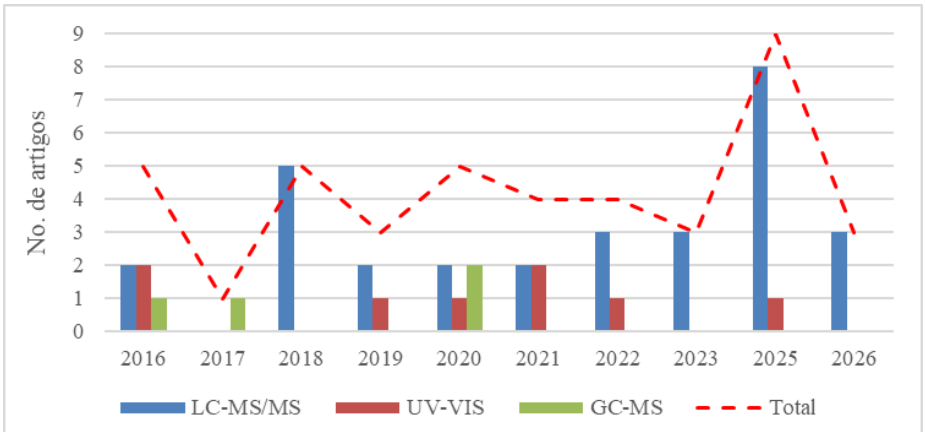


Figura 04: Ocorrência das técnicas analíticas nos estudos selecionados (2016–2026).

A análise temporal dos estudos selecionados evidencia a consolidação progressiva das técnicas cromatográficas, especialmente aquelas baseadas em LC-MS/MS, que passam a predominar nos trabalhos mais recentes. Em contrapartida, a espectrofotometria UV-Vis apresenta ocorrência esporádica ao longo do período, sem tendência clara de crescimento. Observa-se ainda o declínio do uso de GC-MS após 2020, sugerindo sua substituição por técnicas mais sensíveis e seletivas.

Apesar das técnicas cromatográficas como padrão analítico, sua aplicação em larga escala, especialmente em análises de rotina, é frequentemente limitada por fatores como elevado custo instrumental, especialmente do espectrômetro de massa, maior tempo de processamento e uso intensivo de solventes orgânicos os quais são tóxicos. Além disso, a complexidade operacional desses métodos pode restringir sua implementação em laboratórios com infraestrutura limitada, cenário recorrente em países em desenvolvimento (Vicente-Martínez; Caravaca; Briceño, 2022). Essas limitações tornam-se ainda mais relevantes em contextos de monitoramento ambiental contínuo, nos quais a frequência analítica e o custo operacional são fatores críticos para a viabilidade dos programas de controle.

Nesse contexto, cresce o interesse por abordagens analíticas alternativas que conciliem desempenho adequado com maior simplicidade operacional e menor impacto ambiental. Dentre essas, a espectrofotometria UV-Vis destaca-se por sua rapidez, baixo custo e facilidade de aplicação. Contudo, a sobreposição espectral e a baixa seletividade dificultam a análise de contaminantes emergentes em matrizes aquosas complexas (Velevska et al., 2025).

Para superar a barreira da sensibilidade instrumental, estudos recentes têm acoplado a detecção óptica a métodos de pré-concentração miniaturizados e que sigam os princípios da química verde, como o uso de nanopartículas magnéticas funcionalizadas acopladas a sistemas *nanodrop* e a extração termodinâmica por Sistemas Aquosos Bifásicos (ATPS) (Domingues et al., 2021; Vicente-Martínez; Caravaca; Briceño, 2022). Simultaneamente, o grande desafio da sobreposição espectral e da interferência de matriz vem sendo contornado pela integração do UV-Vis com algoritmos matemáticos e inteligência estatística. O emprego de ferramentas avançadas, como o planejamento de matriz de Doehlert, a modelagem preditiva via Redes Neurais Artificiais, e calibrações quimiométricas multivariadas (como PLS e PCR) provaram ser capazes de extrair a informação química relevante e isolar o sinal do analito alvo de forma seletiva (Andrade et al., 2016; Glavanović; Glavanović; Tomišić, 2016; Velevska et al., 2025). Essa combinação anula a necessidade de etapas de separação química prévia, consolidando o UV-Vis otimizado como uma ferramenta eficaz para a quantificação simultânea e o monitoramento de contaminantes em amostras complexas.

Comentários finais

A presente revisão sistemática destaca que a espectrofotometria UV-Vis, quando aliada a estratégias de pré-concentração da amostra e modelagem quimiométrica, mostra-se promissora para a identificação e quantificação de contaminantes emergentes presentes nas matrizes aquosas. Em contextos específicos, essa abordagem pode substituir a instrumentação convencional, configurando-se como uma estratégia relevante para ampliar a acessibilidade do monitoramento ambiental. Em países em desenvolvimento, onde o déficit de infraestrutura em saneamento básico e as limitações financeiras laboratoriais intensificam a exposição crônica aos contaminantes emergentes, a adoção de métodos analíticos acessíveis, rápidos e sustentáveis torna-se altamente relevante para viabilizar análises de rotina em larga escala.

Agradecimentos

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e a Fundação Araucária pelo financiamento e a Universidade Estadual de Maringá pelo apoio recebido. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

Referências Bibliográficas

AKINTOBI, O. A. *et al.* Occurrence and exposure assessment of antibiotics, parabens, and potentially toxic elements in groundwater sources from two rural communities in Nigeria. **Environ. Toxicol. and Chem.**, v. 44, n. 11, p. 3336–3348, 1 nov. 2025.

ANDRADE, C. E. O. *et al.* A new spectrophotometric method for determination of EDTA in water using its complex with Mn(III). **Spectrochim. Acta, Part A**, v. 168, p. 253–257, nov. 2016.

ARSAND, J. B. *et al.* Spatial-temporal occurrence of contaminants of emerging concern in urban rivers in southern Brazil. **Chemosphere**, v. 311, p. 136814, jan. 2023.

BÖGER, B. *et al.* Determination of carbamazepine and diazepam by SPE-HPLC-DAD in Belém River water, Curitiba-PR/Brazil. **Revista Ambiente e Agua**, v. 13, n. 2, 2018.

BÖGER, B. *et al.* Occurrence of antibiotics and antibiotic resistant bacteria in subtropical urban rivers in Brazil. **J. Hazard. Mater.**, v. 402, p. 123448, jan. 2021.

BOLUJOKO, N. B. *et al.* Occurrence and human exposure assessment of parabens in water sources in Osun State, Nigeria. **Sci. Total Environ.**, v. 814, p. 152448, mar. 2022.

BOTERO-COY, A. M. *et al.* An investigation into the occurrence and removal of pharmaceuticals in Colombian wastewater'. **Sci. Total Environ.**, v. 642, p. 842–853, nov. 2018.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento. **Panorama do Saneamento Básico no Brasil 2021**. Brasília: MDR, 2021. Disponível em: https://www.gov.br/mdr/pt-br/assuntos/saneamento/snis/produtos-do-snis/panorama-do-saneamento-basico-do-brasil. Acesso em: 01 abr. 2026.

BURKE, V. *et al.* Occurrence of antibiotics in surface and groundwater of a drinking water catchment area in Germany. **Water Environ. Res.**, v. 88, n. 7, p. 652–659, 2016.

CHAU, HTC *et al.* Occurrence of 1153 organic micropollutants in the aquatic environment of Vietnam. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 8, p. 7147–7156, mar. 2018.

CHEKILI, M. *et al.* Assessing pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) and their environmental risk in a lake in North Quebec. **Case Studies in Chemical and Environmental Engineering**, v. 12, p. 101295, dez. 2025.

CHEN, Y. *et al.* Antidepressants as emerging contaminants: Occurrence in wastewater treatment plants and surface waters in Hangzhou, China. **Frontiers in Public Health**, v. 10, 2022.

CORTEZ, F. S. *et al.* Ecotoxicological effects of losartan on the brown mussel Perna perna and its occurrence in seawater from Santos Bay (Brazil). **Science of the Total Environment**, v. 637–638, p. 1363–1371, 2018.

DE CAROLI VIZIOLI, B. *et al.* Atrazine and its degradation products in drinking water source and supply: Risk assessment for environmental and human health in Campinas, Brazil. **Chemosphere**, v. 336, p. 139289, set. 2023.

DI CARRO, M. *et al.* An innovative sampling approach combined with liquid chromatography–tandem mass spectrometry for the analysis of emerging pollutants in drinking water. **Journal of Mass Spectrometry**, v. 55, n. 11, 2020.

DOMINGUES, J. T. *et al.* Extraction of estrogen hormones from water samples using an aqueous two-phase system: A new approach for sample preparation in the analysis of emerging contaminants. **Microchemical Journal**, v. 166, p. 106231, jul. 2021.

FRAZÃO, L. R. *et al.* Pharmaceuticals and personal care products in the coastal zone of Ubatuba (Brazil): An ecological and touristic hotspot facing high contamination. **Science of The Total Environment**, v. 973, p. 179167, abr. 2025.

GAMEIRO, P. H. *et al.* Mutagenic drinking water and different levels of emerging micropollutants in Southern Brazil: A new challenge. **Environmental Pollution**, v. 365, p. 125401, jan. 2025.

GE, L. *et al.* Occurrence of Antiviral drugs in the urban rivers of Xi'an, a megacity of northwest China: Analytical methods, distribution characteristics, and ecological risk. **Emerging Contaminants**, p. 100647, mar. 2026.

GLAVANOVIĆ, S.; GLAVANOVIĆ, M.; TOMIŠIĆ, V. Simultaneous quantitative determination of paracetamol and tramadol in tablet formulation using UV spectrophotometry and chemometric methods. **Spectrochim. Acta Part A.**, v. 157, p. 258–264, mar. 2016.

GUEDES-ALONSO, R. *et al.* A survey of the presence of pharmaceutical residues in wastewaters. Evaluation of their removal using conventional and natural treatment procedures. **Molecules**, v. 25, n. 7, 2020.

GUPTA, B. *et al.* A multivariate modeling and experimental realization of photocatalytic system of engineered S–C3N4/ZnO hybrid for ciprofloxacin removal: Influencing factors and degradation pathways. **Environ. Res.**, v. 196, p. 110390, maio 2021.

HAYOUNI, W. *et al.* Contaminants of emerging concern (CECs) as indicators of pollution and hydrological processes in an anthropized mediterranean water basin: Case of the Kasserine Basin (Central Tunisia). **Sci. Total Environ.**, v. 984, p. 179744, jul. 2025.

IDE, A. H. *et al.* Occurrence of Pharmaceutical Products, Female Sex Hormones and Caffeine in a Subtropical Region in Brazil. **Clean - Soil, Air, Water**, v. 45, n. 9, 2017.

KUMARA, MK; BHATTACHARYYA, D. Spatial Distribution of Conventional Pollutants and Micropollutants in an Urban River in India: A Preliminary Analysis of the Water Quality of Musi River. **Water Air & Soil Pollution**, v. 237, n. 8, 28 jan. 2026.

MACHADO, K. C. *et al.* A preliminary nationwide survey of the presence of emerging contaminants in drinking and source waters in Brazil. **Science of The Total Environment**, v. 572, p. 138–146, dez. 2016.

MUÑOZ, C.; PALACIO, D. A.; RIVAS, B. L. Effect of solvent behavior of nalidixic acid by ultraviolet spectroscopy. **Journal of the Chilean Chemical Society**, v. 65, n. 3, p. 4885–4887, set. 2020.

NAZIFA, TH *et al.* Occurrence and distribution of estrogenic chemicals in river waters of Malaysia. **Toxicology and Environmental Health Sciences**, v. 12, n. 1, p. 65–74, mar. 2020.

PAÍGA, P. *et al.* Occurrence of 97 pharmaceuticals in wastewater and receiving waters: Analytical validation and treatment influence. **Journal of Xenobiotics**, v. 15, n. 3, 2025.

PANDEY, A. *et al.* Concurrent analysis of 84 compounds among emerging contaminants listed by the Ministry of the Environment, Japan, in domestic wastewater treatment plants using liquid chromatography and high-resolution mass spectrometry (LC-HRMS). **Journal of Water and Environment Technology**, v. 21, n. 2, p. 108–118, 2023.

PAPAGEORGIOU, M. *et al.* Comprehensive investigation of a wide range of pharmaceuticals and personal care products in urban and hospital wastewaters in Greece. **Science of The Total Environment**, v. 694, p. 133565, dez. 2019.

RIVA, F. *et al.* Monitoring emerging contaminants in the drinking water of Milan and assessment of the human risk. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, v. 221, n. 3, p. 451–457, abr. 2018.

ROVERI, V. *et al.* Occurrence, bioaccumulation, and ecological risks of pharmaceutical active compounds in an urbanized estuary on the São Paulo Coast, Brazil. **Environmental Pollution and Management**, v. 3, p. 157–164, dez. 2026.

SANTOS, M. M. *et al.* Occurrence and risk assessment of parabens and triclosan in surface waters of southern Brazil: a problem of emerging compounds in an emerging country. **RBRH**, v. 21, n. 3, p. 603–617, set. 2016.

SCHIESARI, L. *et al.* Population size, income and poor sanitation interact to explain widespread streamwater contamination by antidepressants in the Metropolitan Region of São Paulo. **Environmental Pollution**, v. 367, p. 125658, fev. 2025.

SUN, Q. *et al.* Bioaccumulation and sources of typical emerging pollutants via farming activities: Insight from risk assessment and mitigation. **Environment International**, v. 198, p. 109399, abr. 2025.

UNITED NATIONS. Department of Economic and Social Affairs, Population Division. **World Population Prospects 2025: Summary of Results**. New York: United Nations, 2025. Disponível em: https://www.un.org/development/desa/pd/world-urbanization-prospects-2025. Acesso em: 1 abr. 2026.

VALDÉS, M. E. *et al.* Distribution of antibiotics in water, sediments and biofilm in an urban river (Córdoba, Argentina, LA). **Environmental Pollution**, v. 269, p. 116133, jan. 2021.

VASHISHT, D. *et al.* Analysis of emerging contaminants: A case study of the underground and drinking water samples in Chandigarh, India. **Environmental Advances**, v. 1, p. 100002, set. 2020.

VELEVSKA, N. *et al.* Simultaneous quantification of ibuprofen and paracetamol in combined tablet formulations by UV–VIS spectrophotometry and chemometric modelling. **Next Research**, v. 2, n. 3, p. 100559, set. 2025.

VICENTE-MARTÍNEZ, Y.; CARAVACA, M.; BRICEÑO, M. Spectrophotometric nanodrop system for quantification of trace concentrations of ibuprofen in water samples using silver-functionalized magnetic nanoparticles. **Microchemical Journal**, v. 180, p. 107555, set. 2022.

VIVAS, M. P. M. *et al.* Method development using chemometric tools for determination of endocrine-disrupting chemicals in bottled mineral waters. **Food Chemistry**, v. 370, p. 131062, fev. 2022.

WEE, S. Y. *et al.* Occurrence and risk assessment of multiclass endocrine disrupting compounds in an urban tropical river and a proposed risk management and monitoring framework. **Science of The Total Environment**, v. 671, p. 431–442, jun. 2019.

ZHANG, S.; JIANG, J. Q. Detection of imidacloprid and Bisphenol-S by solid phase extraction (SPE) coupled with UV-VIS spectrometer and LC-MS. **Biointerface Research in Applied Chemistry**, v. 9, n. 5, p. 4433–4438, 2019.

IMPACTOS ANTRÓPICOS NA QUALIDADE DA ÁGUA E NO GRAU DE PRESERVAÇÃO EM BACIA HIDROGRÁFICA URBANA

1 Stephanie Luana Urata, 2 Camila Zoe Correa, 3 Julia Cezare do Santo, 4 Maria Eduarda Scarabelot Cortez, 5 Pedro Henrique Vieira de Almeida Araújo, 6 Thiago Andrade Marques, 7 Edson Fontes de Oliveira, 8 Kátia Valéria Marques Cardoso Prates

1 Universidade Tecnológica Federal do Paraná, stephanieurata@alunos.utfpr.edu.br; 2 Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: camilacorrea@utfpr.edu.br, 3 Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: juliacezare@alunos.utfpr.edu.br, 4 Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: mariacortez@alunos.utfpr.edu.br, 5 Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: araujo.2001@alunos.utfpr.edu.br, 6 Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: thiagomarques@utfpr.edu.br, 7 Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: edsonoliveira@utfpr.edu.br, 8 Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: kprates@utfpr.edu.br

Palavras-chave Geoprocessamento; Protocolo de Avaliação Rápida para Rios Urbanos; Uso e Cobertura do Solo.

Resumo

Os padrões de uso e cobertura do solo exercem influência sobre a qualidade da água e o equilíbrio dos ecossistemas aquáticos, sendo que áreas sob maior pressão antrópica tendem a apresentar degradação progressiva dos corpos hídricos. Nesse contexto, o presente estudo teve como objetivo investigar a influência do uso e ocupação do solo sobre a qualidade da água da bacia hidrográfica do ribeirão Lindóia (BHRL), situada nos municípios de Londrina e Ibiporã, no norte do Paraná, buscando estabelecer relações entre as atividades antrópicas e as alterações nos parâmetros ambientais. O estudo foi estruturado em três etapas principais. A primeira consistiu na análise espaçotemporal do uso e cobertura do solo no período de 1985 a 2023, com base em dados do MapBiomas (Coleção 9). A segunda etapa envolveu a avaliação física de 10 pontos amostrais distribuídos ao longo da bacia, em áreas rurais e urbanas, por meio da aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida para Rios Urbanos (PARu), visando à determinação do grau de preservação ambiental. Por fim, foram realizadas cinco campanhas de coleta de água, durante o período de estiagem, nas quais foram analisados parâmetros físico-químicos para avaliação da qualidade da água. Os resultados evidenciaram uma expressiva expansão urbana na BHRL, em mais de 50% da área da bacia. A aplicação do PARu revelou variabilidade nas condições ambientais, com melhores pontuações associadas a áreas com maior cobertura vegetal e manejo adequado, e piores condições em trechos com ocupação irregular, ausência de mata ciliar e instabilidade das margens. Verificou-se que a degradação ambiental não se restringe às áreas mais urbanizadas, estando também presente em trechos de cabeceira, o que reforça a influência do uso do solo sobre a qualidade ambiental da bacia. A avaliação da qualidade da água indicou um gradiente espacial de degradação no sentido montante-jusante, com condições mais críticas nos pontos a jusante, no qual a condição de seca, com a diminuição da vazão, pode favorecer a concentração de poluentes. Os resultados destacam a importância do planejamento do uso do solo e da implementação de medidas de gestão integrada para a conservação dos recursos hídricos.

Introdução

Os padrões de uso e cobertura do solo influenciam diretamente a qualidade da água e o equilíbrio dos ecossistemas aquáticos, uma vez que diferentes formas de ocupação geram pressões específicas sobre o ambiente, alterando processos hidrológicos, o aporte de sedimentos e a carga de poluentes nos corpos hídricos (Sperling, 2005; Menezes et al., 2016).

A análise da dinâmica espaçotemporal do uso do solo, associada a técnicas de geoprocessamento, permite compreender e quantificar as mudanças ao longo do tempo, subsidiando o planejamento e o monitoramento ambiental (Zhao; Liu, 2016; Medeiros et al., 2022). Paralelamente, a avaliação da qualidade da água possibilita identificar os impactos antrópicos, sendo comum a degradação progressiva no sentido montante–jusante, especialmente em períodos de estiagem, devido à redução da capacidade de diluição (Urata, 2025).

No entanto, a avaliação da integridade ambiental de corpos d'água demanda abordagens complementares que considerem também aspectos físicos do habitat. Nesse contexto, destaca-se a aplicação de Protocolos de Avaliação Rápida para Rios Urbanos (PARu), os quais possibilitam uma análise integrada e sistematizada das condições ambientais dos cursos d'água a partir de critérios visuais e qualitativos. Essa abordagem permite não apenas caracterizar, mas também hierarquizar o grau de preservação dos trechos hídricos, constituindo-se como uma ferramenta para diagnósticos ambientais.

Dessa forma, o presente trabalho teve como objetivo analisar a relação entre o uso e ocupação do solo, a qualidade da água e o grau de preservação da bacia hidrográfica do ribeirão Lindóia (BHRL), situada nos municípios de Londrina e Ibiporã (PR), a partir de uma abordagem espaçotemporal (1985–2023), integrando a avaliação da qualidade da água e a aplicação do PARu.

Material e Métodos

Caracterização da área de estudo

A BHRL é uma das sete bacias urbanas intermunicipais de Londrina, abrangendo o município de Ibiporã e uma pequena porção de Cambé, no norte do Paraná. O ribeirão Lindóia, principal curso d'água que dá nome à bacia, possui nascente próxima à divisa de Londrina e Cambé, em área rural. Ao longo de seu percurso, possui contribuição de tributários que atravessam áreas

urbanas e rurais, até se unir com o ribeirão Jacutinga em Ibiporã. Além disso, o ribeirão Lindóia é enquadrado como corpo d'água classe III, recebendo o despejo de efluentes da Estação de Tratamento de Esgoto da Zona Norte – ETE Norte (SNIRH, 2017).

Entre os principais afluentes do ribeirão Lindóia destacam-se o ribeirão Quati e o córrego Água das Pedras, ambos inseridos em área urbana. Esses cursos d'água apresentam problemáticas ambientais semelhantes, como erosão, assoreamento, descarte irregular de resíduos sólidos, ocupações irregulares e lançamento ilegal de esgoto doméstico (Lopes, 2010; Machado; Silva, 2016; Silva, 2017; Morais; Machado, 2021; Silva, 2022).

Para a aplicação do PARu e a realização das campanhas de coleta de água foram definidos dez pontos amostrais na BHRL, como ilustrado na Figura 01, contemplando diferentes corpos d'água e distintas classes de uso e cobertura do solo.

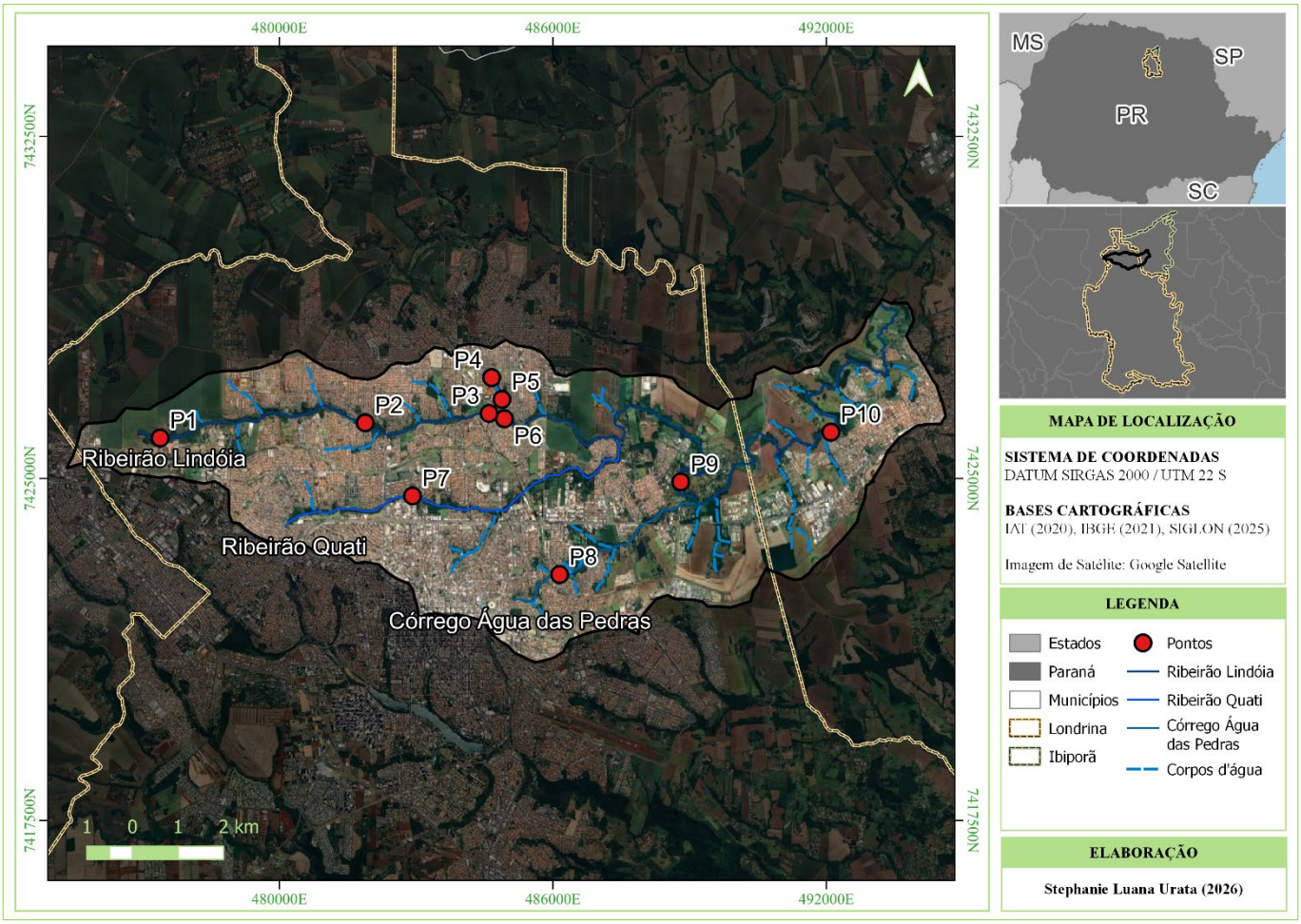


Figura 01: Localização geográfica da bacia hidrográfica do ribeirão Lindóia, com destaque aos pontos amostrais. Fonte: Autoria Própria (2026)

No ribeirão Lindóia situam-se os pontos P1 e P10 em área rural, P2, P3 e P6 em área urbana e P9 em zona de transição entre chácaras e área urbana, a jusante da ETE Norte. Destaca-se que o P3 se situa no Lago Norte. Nos afluentes, os pontos P4 e P5 localizam-se no córrego Cabrinha (sendo P5 no Lago Cabrinha), P7 no ribeirão Quati após área de ocupação irregular, e P8 no córrego Água das Pedras, em área de ocupação regular.

Análise espaçotemporal do uso e cobertura do solo

Para a análise espaçotemporal do uso e cobertura do solo foram utilizados dados do MapBiomas (Coleção 9) para o período de 1985 a 2023 com intervalos de cinco anos (MapBiomas, 2024). As classes originais foram reagrupadas em quatro categorias: Área Rural, Área Urbana, Formação Florestal e Ambiente Aquático. A dinâmica de transição entre essas classes foi representada por meio de um Diagrama de Sankey, elaborado na plataforma *SankeyMATIC* (2025), permitindo a visualização dos fluxos de mudança ao longo do período analisado.

Protocolo de Avaliação Rápida para Rios Urbanos (PARu)

Para avaliar o grau de preservação do ribeirão Lindóia, foi adaptado um PARu com base nas metodologias propostas por Gomes et al. (2005) e Campos (2020). A aplicação do protocolo foi realizada nas margens esquerda e direita de cada trecho analisado, com a atribuição de pontuações individuais para cada margem. Posteriormente, as pontuações foram somadas e a média calculada para cada ponto amostral, possibilitando a classificação do grau de preservação conforme as faixas estabelecidas

no Quadro 01. Para a representação espacial dos resultados, foi elaborado um mapa temático no software QGIS 3.22.5, utilizando o método de interpolação IDW (*Inverse Distance Weighted*). Essa abordagem possibilitou estimar a distribuição espacial do grau de preservação ao longo da bacia hidrográfica do ribeirão Lindóia.

Grau de preservação	Pontuação
Ótimo (A)	23 a 30
Bom (B)	16 a 22
Razoável (C)	8 a 15
Ruim (D)	0 a 7

Quadro 01: Pontuação para determinação do grau de preservação dos trechos de drenagem analisados. Fonte: Adaptado de Gomes et al. (2005)

Qualidade da água

Nas campanhas de coleta de água, as amostragens foram realizadas em cinco períodos representativos da estação seca (junho/2024, agosto/2024, março/2025, junho/2025 e agosto/2025), com precipitação acumulada variando entre 0 e 25 mm nos 15 dias anteriores às coletas. As coletas foram realizadas seguindo o Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras (ANA, 2021).

Foram analisados os parâmetros físico-químicos de cor aparente, condutividade elétrica, demanda química de oxigênio (DQO), fósforo total, nitrogênio amoniacal, oxigênio dissolvido, pH, sólidos totais dissolvidos, temperatura e turbidez, utilizando sonda multiparâmetro (Hanna/HI9829) e metodologias padronizadas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012).

Para avaliar as diferenças espaciais entre os pontos amostrais, aplicou-se a Análise Discriminante Canônica (ADC), com o objetivo de identificar os parâmetros que mais contribuíram para a diferenciação entre os grupos, utilizando o software Statistica. Os resultados foram comparados aos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005, para corpos d'água de Classe III (Brasil, 2005), bem como aos valores de referência da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2021).

Resultados e Discussão

Análise espaçotemporal do uso e cobertura do solo

Os resultados quantitativos do uso e cobertura do solo na BHRL no intervalo dos 38 anos analisados estão representados no diagrama Sankey na Figura 02. A classe de ambiente aquático apresentou uma pequena variação média (0,08 ± 0,07), sendo desconsiderada no diagrama.

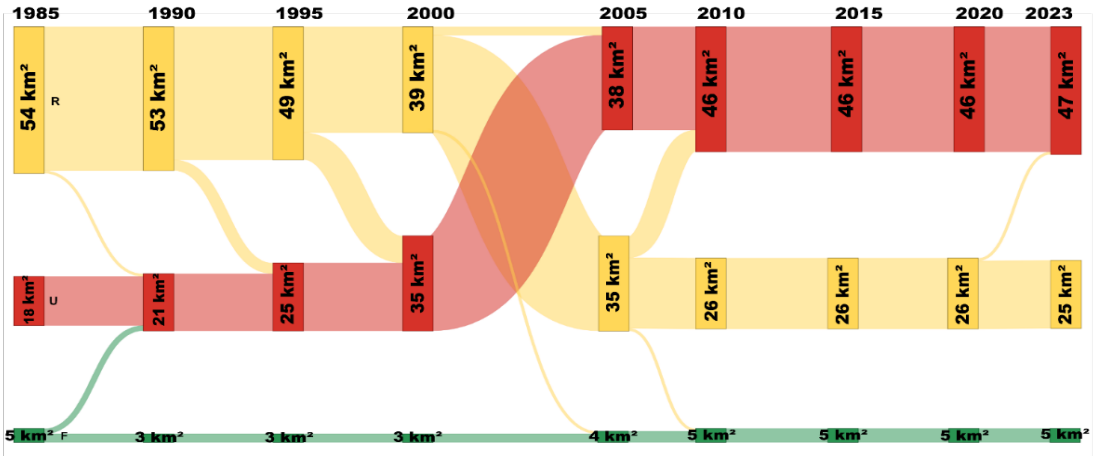


Figura 02: Diagrama de Sankey demonstrando a transição do uso do solo na bacia hidrográfica do ribeirão Lindóia de 1985 a 2023. R = Área Rural (amarelo); U = Área Urbana (vermelho) e F = Formação Florestal (verde). Fonte: Autoria Própria (2026)

Com base na análise espaçotemporal, observa-se predominância rural na BHRL entre 1985 e 2000. Em 1985, aproximadamente 70% do território da BHRL (54,2 km²) era destinado às áreas rurais. Ao longo das décadas seguintes, essa proporção apresentou uma redução progressiva, atingindo 50,2% (38,8 km²) em 2000 e chegando a 32,48% (25,11 km²) em 2023.No entanto, esse cenário começou a se modificar significativamente no final da década de 1990. O ponto de inflexão ocorreu em 2005, quando a área urbana passou a representar 50,08% da BHRL (38,71 km²), ultrapassando, pela primeira vez, a predominância ocupada por atividades rurais. A partir de então, o processo de urbanização se intensificou: entre 2010 e 2020, a área urbana passou a ocupar aproximadamente 60% da bacia. Em 2023, esse percentual chegou a 61,03%. Esses dados evidenciam uma mudança significativa no uso e ocupação do solo, marcada pela substituição gradual das práticas agropecuárias por usos urbanos.

A formação florestal não apresentou mudanças significativas ao longo do período analisado. Em 1985, representavam 6,25% da área total da bacia. Durante a década de 90, houve uma pequena redução atribuída à expansão urbana. No entanto, a partir de 2010, houve uma recuperação parcial, possivelmente em função de processos de adequação das áreas rurais. Em 2023, a área florestal registrou 4,97 km², equivalente a 6,43% do território da bacia. A área de estudo não possui nenhuma unidade de conservação, o que contribui para a baixa representatividade da classe de formação florestal. Somam-se a isso limitações inerentes à base de dados utilizada: de acordo com a classificação do MapBiomas (2024), há restrições na detecção de formações vegetais de menor porte, uma vez que solos cobertos por vegetação rasteira, arbustiva ou gramíneas podem ser classificados como áreas de uso agropecuário, resultando em subestimação da cobertura florestal real.

As representações visuais das mudanças no uso e na cobertura do solo estão apresentadas na Figura 03.

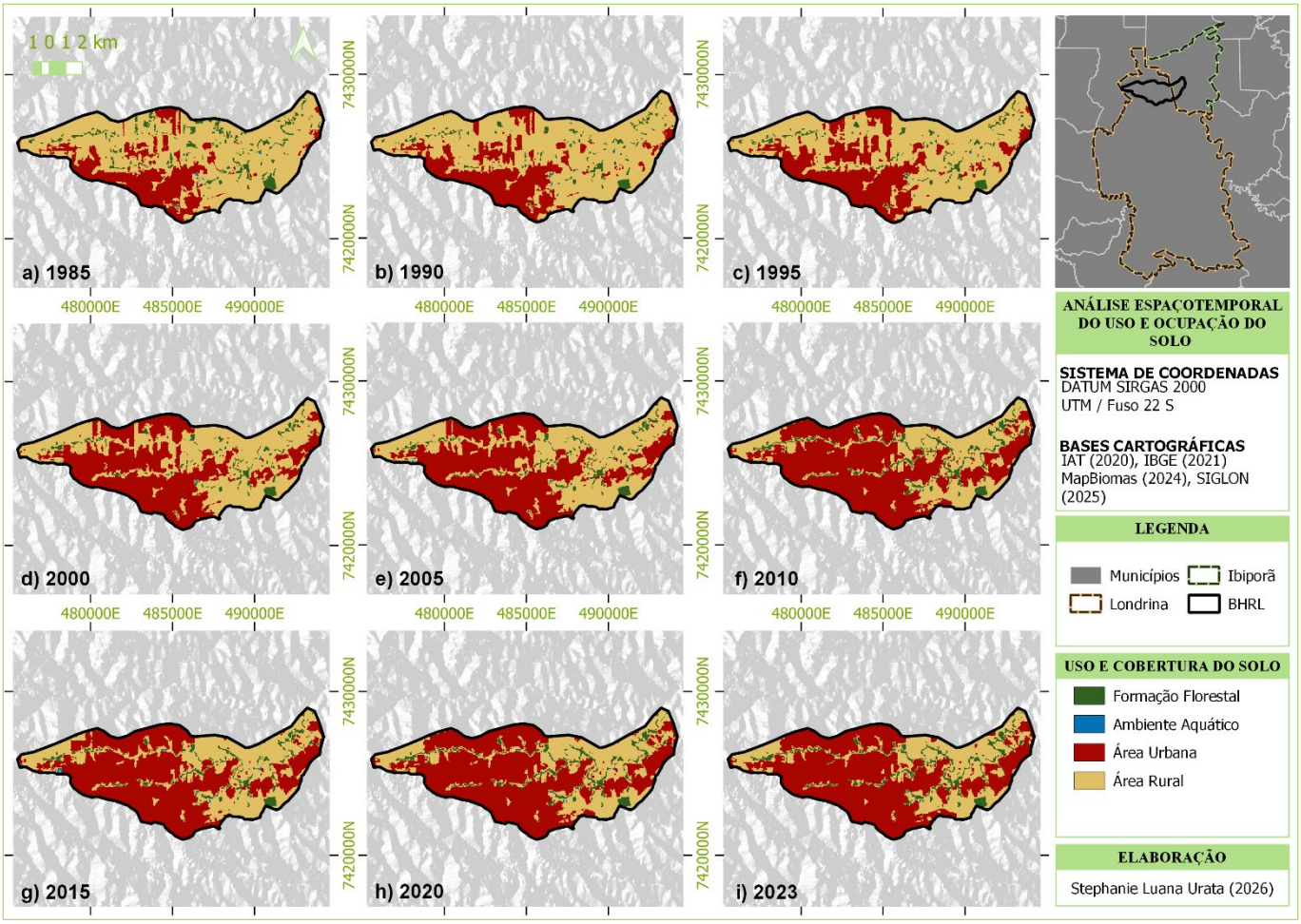


Figura 03: Análise espaçotemporal do uso e cobertura do solo na bacia hidrográfica do ribeirão Lindóia no período de 1985 a 2023.
Fonte: Autoria Própria (2026)

Observa-se que em 1985, a BHRL já se encontrava em processo de urbanização. Em 1990 destaca-se a urbanização nas regiões mais esparsas da bacia, bem como o início da ocupação urbana em Ibiporã. A partir dos anos 2000 observa-se que a expansão urbana foi marcada pela ampliação de bairros já consolidados, evidenciando um processo de adensamento urbano.

Em 2015, foi instituída a Lei Municipal nº 12.236, que dispõe sobre o uso e ocupação do solo de Londrina, posteriormente alterada pela Lei Municipal nº 13.718, de 2023 (Londrina, 2023). De acordo com essa legislação, as áreas destinadas à expansão urbana concentram-se na porção sul e uma pequena parte da região oeste do município de Londrina, o que explica a reduzida ocorrência de alterações no território abrangido pela BHRL. No município de Ibiporã, a área inserida na bacia é composta majoritariamente por empresas e indústrias, o que resultou na estabilização do crescimento urbano nesta região.

Esse histórico evidencia que a BHRL atingiu um estágio avançado de urbanização, impondo desafios à conservação ambiental e à gestão dos recursos hídricos, uma vez que a impermeabilização do solo e a pressão sobre os cursos d'água tendem a intensificar os impactos sobre a qualidade da água. Nesse cenário, a avaliação do grau de preservação dos trechos hídricos torna-se uma importante ferramenta para compreender como essas pressões se manifestam no ambiente fluvial, possibilitando uma leitura mais abrangente das condições ambientais da bacia.

Protocolo de Avaliação Rápida para Rios Urbanos (PARu)

A aplicação do PARu permitiu complementar a análise da pressão antrópica na área em estudo, incorporando aspectos relacionados à integridade física do sistema e ao uso do entorno. Os resultados do índice distribuíram-se entre as classes "bom" e "razoável", evidenciando diferentes níveis de conservação ao longo da área analisada. Os valores médios foram espacializados por meio da interpolação IDW, conforme ilustrado na Figura 04, possibilitando visualizar a distribuição do grau de preservação em toda a região e identificar áreas mais suscetíveis à degradação.

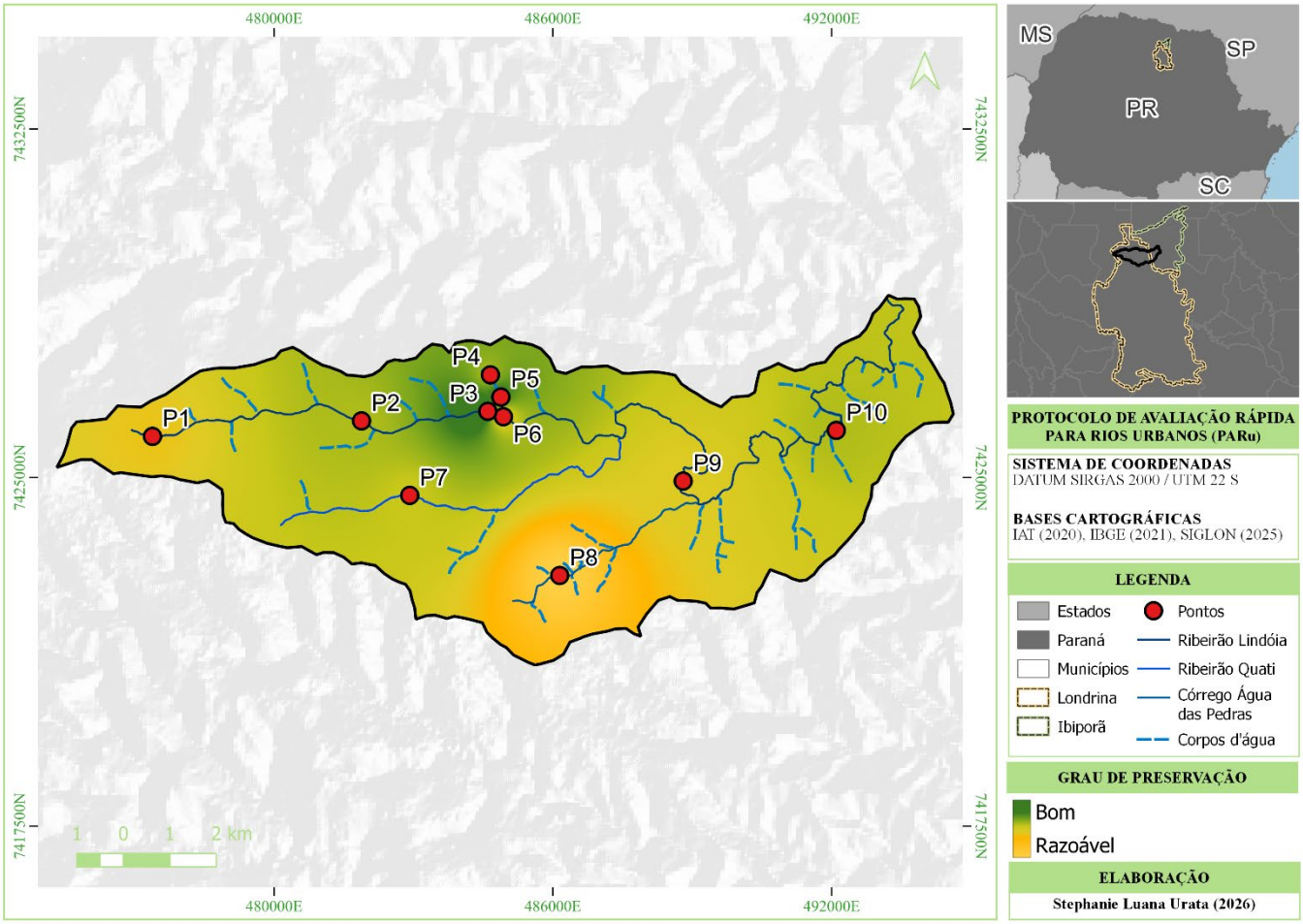


Figura 04: Representação espacial da estimativa do grau de preservação da bacia hidrográfica do Ribeirão Lindóia. Fonte: Autoria Própria (2026)

Em termos comparativos, representados na Figura 05, a melhor condição ambiental concentra-se no ponto P3 – Lago Norte (20 pontos), que, por se tratar de uma área verde urbana destinada ao lazer, apresenta maior nível de cuidado, manutenção e preservação. Em contrapartida, as piores condições foram registradas no ponto P1 – nascente em área rural (14 pontos) e no ponto P8 – área de ocupação irregular (9 pontos), evidenciando que tanto a ausência de manejo adequado em áreas rurais quanto a ocupação urbana desordenada contribuem significativamente para a degradação ambiental.

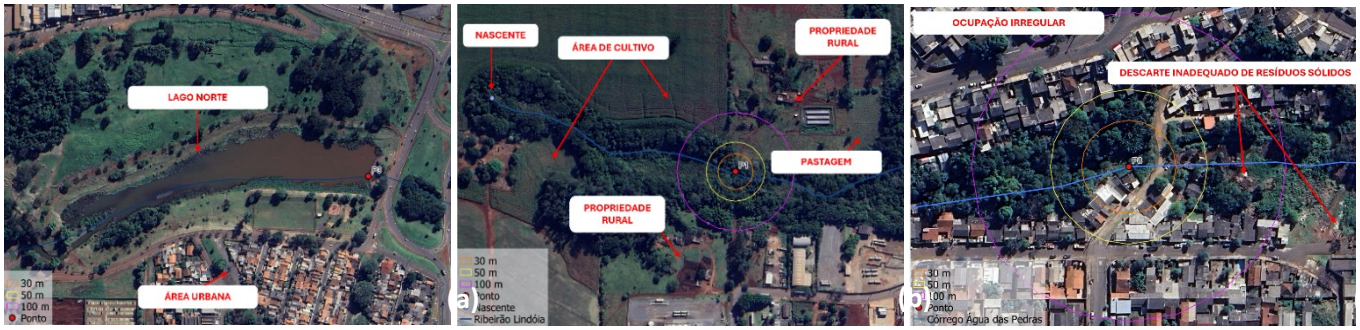


Figura 05: (a)trecho do ponto P3, local mais preservado e (b) trecho do ponto P1 e (c) ponto P8, locais com maior influência antrópica

Fonte: Autoria Própria (2026)

Embora seja esperado que os trechos de cabeceira de uma bacia hidrográfica apresentem melhores condições de preservação ambiental, na BHRL esse padrão não se confirma. O ponto P1 evidencia significativa pressão antrópica, caracterizada pela presença de solo exposto, margens instáveis e sinais de revolvimento do solo. Essas condições favorecem processos erosivos, aumentando o aporte de sedimentos e, consequentemente, a turbidez e a carga de poluentes associados ao material particulado no corpo hídrico. No ponto P8, por sua vez, a pressão antrópica já era esperada, uma vez que está inserido em área residencial com ocupação irregular.

Qualidade da água

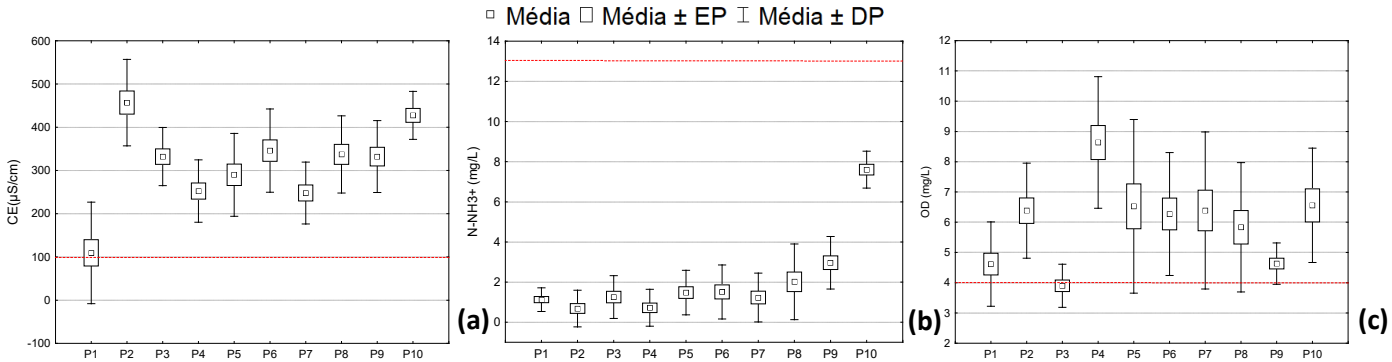
Diante dos padrões observados na avaliação do grau de preservação por meio do PARu, torna-se importante verificar como as condições ambientais dos trechos hídricos se refletem nas características físico-químicas da água, apresentados na Tabela 01.

Pontos	CA (PtCo)	CE (µS/cm)	DQO (mg/L)	PT (mg/L)	N-NH_3^+ (mg/L)	OD (mg/L)	pH	STD (mg/L)	TEMP (°C)	TURB (NTU)
P1	54,6±16,8	109,8±117,4	13,3±18,3	0,0±0,0	1,1±0,6	4,6±1,4	6,3±0,4	40,0±19,4	20,6±1,7	21,5±13,7
P2	25,8±11,9	457,5±100,0	28,7±31,2	0,0±0,0	0,7±0,9	6,4±1,6	6,6±0,2	228,7±49,9	21,1±2,1	5,0±3,2
P3	77,4±76,4	332,5±67,3	22,9±24,7	0,0±0,0	1,3±1,1	3,9±0,7	6,7±0,2	166,2±33,2	22,5±2,5	22,9±22,7
P4	42,7±12,4	252,7±72,3	23,7±15,9	0,0±0,0	0,7±0,9	8,6±2,2	7,0±0,6	126,3±36,0	24,1±3,2	7,0±5,4
P5	36,3±18,1	290,2±96,0	19,3±23,7	0,0±0,0	1,5±1,1	6,5±2,9	6,8±0,3	145,0±48,1	24,5±3,0	7,2±5,4
P6	91,1±63,7	346,3±96,2	16,8±23,6	0,0±0,0	1,5±1,3	6,3±2,0	7,0±0,4	174,0±47,3	22,7±2,4	33,4±15,8
P7	21,4±18,3	248,2±71,6	18,1±21,3	0,0±0,0	1,2±1,2	6,4±2,6	6,7±0,3	124,2±35,8	22,9±2,2	5,4±6,5
P8	17,2±9,9	337,5±89,4	17,9±22,1	0,4±0,8	2,0±1,9	5,8±2,1	7,2±0,5	168,6±44,7	24,0±2,7	4,3±2,9
P9	55,3±31,2	332,4±83,2	31,8±23,1	0,7±0,4	3,0±1,3	4,6±0,7	7,0±0,3	166,3±41,7	23,5±2,5	11,3±12,1
P10	64,3±31,7	427,8±55,6	31,1±25,4	1,1±0,5	7,6±0,9	6,6±1,9	7,6±0,4	213,5±28,2	24,3±3,0	17,4±10,6

Legenda: CA = Cor Aparente; CE = Condutividade Elétrica; DQO = Demanda Química de Oxigênio; PT =Fósforo Total; N-NH_3^+ = Nitrogênio Amoniacal; OD = Oxigênio Dissolvido; STD = Sólidos Totais Dissolvidos; TEMP = Temperatura; TURB = Turbidez.

Tabela 01: Médias e desvios padrão dos parâmetros físico-químicos de qualidade da água nos pontos amostrais da bacia hidrográfica do Ribeirão Lindóia em época de seca. Valores referentes a 5 campanhas de coleta de água.
Fonte: Autoria Própria (2026)

Pela análise estatística, os parâmetros mais discriminantes foram o nitrogênio amoniacal ($F= 15,49$; $p < 0,0000$), condutividade elétrica ($F = 13,63$; $p < 0,0000$) e oxigênio dissolvido ($F = 12,99$; $p < 0,0000$), indicando influência de fontes de contaminação orgânica e pressão antrópica ao longo da bacia na época de seca. Com base nessas variáveis, foram elaborados boxplots com o objetivo de analisar a distribuição dos resultados em cada ponto amostral, conforme apresentado na Figura 06, bem como avaliar sua conformidade com os limites estabelecidos na Resolução CONAMA nº 357/2005 para corpos d'água classe III e com o valor de referência da CETESB (2022).



Legenda: A linha tracejada em vermelho representa o valor de referência da CETESB (2022)(a) e o estabelecido na Resolução CONAMA n° 357/2005 para corpos d'água classe III (b e c).

Figura 06: Valores de (a) condutividade elétrica (CE), (b) nitrogênio amoniacal (N–$NH3^+$) e (c) oxigênio dissolvido (OD) nos pontos amostrais. Os símbolos indicam a média e os respectivos intervalos de média ± erro padrão (EP) e média ± desvio-padrão (DP).
Fonte: Autoria Própria (2026)

Considerando que as amostragens foram realizadas durante o período de estiagem, os valores observados refletem um cenário de menor diluição e maior concentração de íons nos corpos hídricos. Nesse contexto, os elevados valores de condutividade elétrica na maior parte dos pontos, superior ao valor de referência (CETESB, 2022)(Figura 06a), indicam aumento da fração iônica dissolvida, sugerindo a influência de fontes contínuas de aporte de substâncias, possivelmente associadas ao uso e ocupação do solo.

Para o nitrogênio amoniacal (Figura 06b), observa-se um aumento progressivo das concentrações no sentido montante–jusante, embora os valores permaneçam abaixo do limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para corpos d'água de classe III. Destacam-se os pontos P1, P9 e P10. No P1, o solo exposto pode contribuir para o aporte de compostos nitrogenados por escoamento superficial. No P9, localizado a jusante da ETE Norte, os valores sugerem influência de efluentes tratados. Já no P10, as concentrações mais elevadas podem estar associadas a contribuições acumuladas ao longo do curso principal, além de possíveis fontes locais, como atividades de aquicultura.

A análise conjunta dos parâmetros indica um padrão típico de degradação associada à poluição orgânica, evidenciado pelo aumento da condutividade elétrica e das concentrações de nitrogênio amoniacal, concomitante à redução do oxigênio dissolvido em alguns trechos. Esse comportamento reflete o aporte de matéria orgânica e nutrientes, cuja decomposição promove o consumo de oxigênio na coluna d'água, caracterizando processos de deterioração da qualidade ambiental.

A variabilidade observada nos boxplots também evidencia diferenças nos padrões de aporte de poluentes entre os pontos amostrais. Locais com maior dispersão dos dados podem estar associados a contribuições intermitentes, enquanto pontos com menor variabilidade indicam fontes mais contínuas de impacto. Esse padrão apresenta coerência com os resultados do PARu, nos quais os trechos com menor grau de preservação coincidem com aqueles que apresentam maior comprometimento da qualidade da água.

Destaca-se também que, de modo geral, os resultados evidenciam um gradiente de degradação da qualidade da água no sentido montante-jusante, com aumento de parâmetros indicativos de poluição (CE e N-NH_3^+) e variações no oxigênio dissolvido. As possíveis influências nos pontos a jusante podem estar relacionados à presença de indústrias, atividade de aquicultura, área de transição de área urbana e chácaras, bem como a influência do despejo dos efluentes tratados da ETE Norte.

Considerações Finais

A análise integrada do uso e ocupação do solo, das condições físicas dos trechos hídricos e dos parâmetros de qualidade da água evidenciou um cenário de degradação ambiental progressiva na área de estudo, associado à intensificação da urbanização e às formas de uso do território. A substituição de áreas rurais por áreas urbanizadas contribuiu para o aumento da impermeabilização do solo e do aporte de cargas poluidoras, refletindo-se tanto na redução do grau de preservação dos trechos avaliados quanto na alteração dos parâmetros físico-químicos da água.

Os resultados indicam que a degradação não se limita às áreas mais urbanizadas ou aos trechos a jusante, ocorrendo também em regiões de cabeceira, o que evidencia o caráter difuso das pressões antrópicas na bacia. A convergência entre os resultados do PARu e os parâmetros de qualidade da água reforça a estreita relação entre a integridade física do ambiente fluvial e os processos que governam a dinâmica da qualidade da água.

Durante o período de estiagem, observou-se maior suscetibilidade do sistema hídrico aos impactos antrópicos, em função da redução da vazão e da menor capacidade de diluição, favorecendo a concentração de substâncias dissolvidas e a intensificação dos efeitos da poluição.

Nesse contexto, os resultados destacam a necessidade de adoção de estratégias integradas de gestão, com ênfase na recuperação de áreas de preservação permanente, no controle de processos erosivos e na ampliação da infraestrutura de saneamento, de modo a mitigar os impactos ao longo de toda a área de drenagem.

Por fim, a abordagem integrada adotada, combinando análise espacial, avaliação física por meio do PARu e monitoramento da qualidade da água, mostrou-se eficaz para a compreensão das pressões antrópicas sobre o sistema, podendo subsidiar ações de planejamento e gestão ambiental em bacias hidrográficas com características semelhantes.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer a Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA-UTFPR), ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio recebido.

Referências Bibliográficas

ANA. Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos. 2 ed. São Paulo: CETESB, Brasília: ANA, 456 p. 2023.

APHA; AWWA; WEF. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 22 ed. Washington, DC: APHA, 2012.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução n°357 de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, DF: Diário Oficial da União, 2005.

CAMPOS, J.C. Protocolo de avaliação rápida de rios urbanos como subsídio ao planejamento da paisagem: estudo de caso da bacia do rio Palmital na região metropolitana de Curitiba (PR). 108 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2020.

GOMES, P. M. et al. Avaliação dos impactos ambientais em nascentes na cidade de Uberlândia-MG: análise macroscópica. Sociedade & Natureza, v.17, n.32, p. 103-120. 2005.

LONDRINA. Lei Ordinária n°13.718 de 2023. Institui a Lei da Divisão Territorial do Município de Londrina, definindo as divisas dos distritos administrativos; os perímetros das áreas urbanas; a delimitação das áreas de expansão urbana e a delimitação das regiões e bairros que compõe a área urbana do Distrito Sede do Município de Londrina. Londrina: Jornal Oficial, 2023.

LOPES, A.C. As margens do progresso. A expansão urbana de Londrina nas representações de moradores de um bairro popular as margens da cidade. Antíteses, vol. 3, n. 5, p. 553-585. 2010.

MACHADO, G. SILVA, E. Impactos Ambientais Causados Pela Urbanização na Bacia Hidrográfica do Ribeirão Quati - Londrina - PR: uma análise dos depósitos tecnogênicos. Geographia Opportuno Tempore, v.2, n.3, p. 01–16, 2016. https://doi.org/10.5433/got.2016.v2.31350. Acesso em: 18 nov. 2025.

MAPBIOMAS. Coleção MapBiomas. 2024. Disponível em: https://brasil.mapbiomas.org/colecoes-mapbiomas/. Acesso em: 23 abr. 2024.

MEDEIROS, F.H.F. et al. Integração de análise de decisão multicritério e SIG para auxílio à tomada de decisão em zoneamentos ambientais. Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais, v.13, n.1, p.358-377, 2022. http://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2022.001.0027. Acesso em: 27 de abr. de 2025.

MENEZES, J.P.C. et al. Relação entre padrões de uso e ocupação do solo e qualidade da água em uma bacia hidrográfica urbana. Eng Sanit Ambient., v.21, n.3, p. 519-534. 2016. https://doi.org/10.1590/S1413-41522016145405. Acesso em: 28 out. 2025.

MORAIS, V.A. de; MACHADO, G. Caracterização da situação ambiental das Áreas de Preservação Permanente das nascentes 3 e 4 da bacia hidrográfica do ribeirão Quati – Londrina-PR. In: FARIA, K.M.S de; TRINDADE, S.P (org.). Planejamento e desenvolvimento sustentável em bacias hidrográficas. Goiânia: C&A Alfa Comunicação, 2021. p. 125 – 136.

PARANÁ. Companhia Melhoramentos Norte do Paraná. Colonização e desenvolvimento do Norte do Paraná. Publicação Comemorativa do Cinquentenário da Companhia Melhoramentos Norte do Paraná (CMNP). São Paulo, 1975.

SANKEYMATIC. SankeyMATIC: Build a Sankey diagram. Disponível em: https://sankeymatic.com/build/. Acesso em: 18 nov. 2025.

SILVA, E.J. da. A formação de depósitos tecnogênicos entre o médio-baixo curso do ribeirão Quati – Londrina – PR. 106 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2017.

SILVA, R.D. da. Dinâmica do uso da terra na bacia hidrográfica do ribeirão Lindóia em Londrina – PR (2006-2017). 91 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina. 2022.

SNIRH. Atlas Esgoto. Relatório de Esgotamento Sanitário Municipal: Londrina. 2017. Disponível em: https://portal1.snirh.gov.br/arquivos/atlas_esgoto/Paraná/Relatorio_Geral/Londrina.pdf. Acesso em: 03 abr. 2024.

SPERLING, M. Von. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2005.

URATA, S.L. Análise ambiental da bacia hidrográfica do Ribeirão Lindóia (PR): integração entre geoprocessamento e qualidade da água na identificação de pressões antrópicas e sazonais. 135 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2025.

ZHAO, M.; LIU, X. Regional risk assessment for urban major hazards based on GIS geoprocessing to improve public safety. Safety Science, v. 87, pp. 18-84. 2016. https://doi.org/10.1016/j.ssci.2016.03.016. Acesso em: 19 de abr. de 2025.

MONITORAMENTO AMBIENTAL COM BIOINDICADORES AQUÁTICOS: REVISÃO DA LITERATURA E APLICAÇÃO

1 Jaíny Silva Nascimento, 2 Hercules da Silva Carvalho, 3 Vinícius de Amorim Silva, 4 Emerson Machado de Carvalho

1 Universidade Federal do Sul da Bahia, e-mail: jainy.nascimento@cja.ufsb.edu.br; 2 Universidade Federal do Sul da Bahia, e-mail: hercules.carvalho@cja.ufsb.edu.br; 3 Universidade Federal do Sul da Bahia, e-mail: vinicius@ufsb.edu.br; 4 Universidade Federal do Sul da Bahia, e-mail: emerson.carvalho@ufsb.edu.br

Palavras-chave: Bioindicadores aquáticos. Qualidade hídrica. Análise bibliométrica.

Resumo

O monitoramento da qualidade da água é essencial para subsidiar a gestão, o controle e orientar a tomada de decisão dos impactos ambientais por compreender a complexidade ecológica dos corpos hídricos e identificar potenciais alternativas estratégicas de manejo. Este estudo de revisão objetiva trazer à luz da ciência o uso de bioindicadores aquáticos na verificação das condições dos recursos hídricos no Brasil. Para isso, realizou-se uma revisão da literatura nas bases Web of Science e Scopus. A seleção ocorreu por triagem na plataforma Rayyan, seguida de análise bibliométrica no RStudio. Os resultados indicam crescimento da produção científica entre 2021 e 2026, com predominância por universidades públicas, especialmente nos estados de São Paulo e Pará. Identificou-se ampla diversidade de espécies utilizadas como bioindicadores, como os grupos de fitoplâncton Copepoda (Cyclopoida), Cladocera (Chydorida) e Rotifera. Destaca-se a ênfase em impactos associados a metais e metalóides, com uma enorme amplitude de aplicação. Conclui-se que os bioindicadores são ferramentas estratégicas para a avaliação integrada da qualidade da água e seus resultados podem fornecer subsídios para aplicação e elaboração de políticas públicas sustentáveis.

Introdução

O monitoramento da qualidade da água constitui uma prática essencial para a identificação das condições dos corpos hídricos e, segundo a Lei nº 9.433/97, um de seus objetivos é assegurar a disponibilidade de água em padrões de qualidade compatíveis com os respectivos usos, para às gerações atuais e futuras (Brasil, 1997). Assim, torna-se fundamental o desenvolvimento de ações voltadas à gestão eficiente desse recurso, já que sua disponibilidade e qualidade estão diretamente associadas à vida humana, refletindo-se em indicadores de condição social, qualidade de vida e saúde pública (Couto et al, 2021).

A gestão sustentável deste recurso integra, entre outras ações, procedimentos de diagnóstico e controle, por meio do monitoramento da qualidade da água, com a avaliação das condições físicas, químicas e biológicas ao longo do tempo e do espaço, bem como a associação com ferramentas de análise sistêmica, como o Índice de Qualidade da Água (Thomaz; Centeno; Tolentino; Cecconello, 2023). Diversos autores utilizam organismos como moluscos, peixes, macrófitas e macroinvertebrados como indivíduos capazes de constatar alterações no ambiente (Souza; Vianna, 2022).

Microrganismos, por exemplo, auxiliam no monitoramento de corpos hídricos afetados por impactos associados às atividades antropogênicas, como as espécies *Brachionus calyciflorus* e *Brachionus havanaensis* que são reconhecidas como indicadoras de ambientes eutróficos (Albuquerque et al, 2022) ou mesmo a bactéria *Escherichia coli*, indicadora de ambientes contaminados com poluição fecal (Barone et al, 2026).

Neste contexto, parte-se da hipótese de que o monitoramento da qualidade da água por meio de bioindicadores aquáticos apresenta grande eficiência quando comparado ou utilizado de forma auxiliar aos métodos físicos e químicos tradicionais. Além disso, eles oferecerem vantagem de menor custo e maior viabilidade operacional para a gestão dos corpos hídricos. Tal hipótese se fundamenta na sensibilidade desses microrganismos às alterações de temperatura da água, à disponibilidade de oxigênio dissolvido, ao regime de precipitação e ao aumento da frequência de eventos extremos, destacando-se grupos como o zooplâncton e os macroinvertebrados bentônicos, que são mais explorados na literatura (Dantas; Silva; Nogueira, 2023; Costa; Silva; Linares, 2024).

Diante desse contexto, o presente estudo fundamenta-se em uma revisão da literatura acerca do uso de bioindicadores aquáticos no Brasil como ferramentas para o monitoramento da qualidade da água. A revisão tem como foco identificar como esses microrganismos vêm sendo empregados na avaliação de corpos hídricos, bem como os principais grupos biológicos utilizados, além de analisar a distribuição espacial e temática dos estudos desenvolvidos no país.

A compreensão dessas abordagens torna-se fundamental para analisar as transformações ambientais associadas às pressões antropogênicas sobre os recursos hídricos, especialmente em um cenário de intensificação das mudanças climáticas e de crescente demanda por métodos de monitoramento mais eficientes, acessíveis e integrados. Adicionalmente, emerge a necessidade de buscar o avanço do conhecimento ao sistematizar informações sobre o uso de bioindicadores aquáticos no contexto brasileiro, fornecendo subsídios técnicos e científicos para a gestão dos corpos hídricos, o planejamento de políticas públicas e a adoção de estratégias sustentáveis de monitoramento ambiental. Portanto, este trabalho tem como objetivo apresentar uma revisão da literatura sobre o uso de bioindicadores aquáticos para discussão das condições dos recursos hídricos no Brasil.

Material e Métodos

A estrutura metodológica deste trabalho segue as diretrizes do protocolo Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses (PRISMA), assegurando transparência, reprodutibilidade e rigor na condução da revisão da literatura. Inicialmente, procede-se à definição do objetivo do estudo e à elaboração das strings de busca. Em seguida, as strings são aplicadas às bases de dados científicas, com a utilização dos filtros previamente estabelecidos, culminando na triagem dos estudos selecionados. Por fim, realiza-se a análise bibliométrica e a avaliação sistemática dos resultados obtidos (Figura 01).

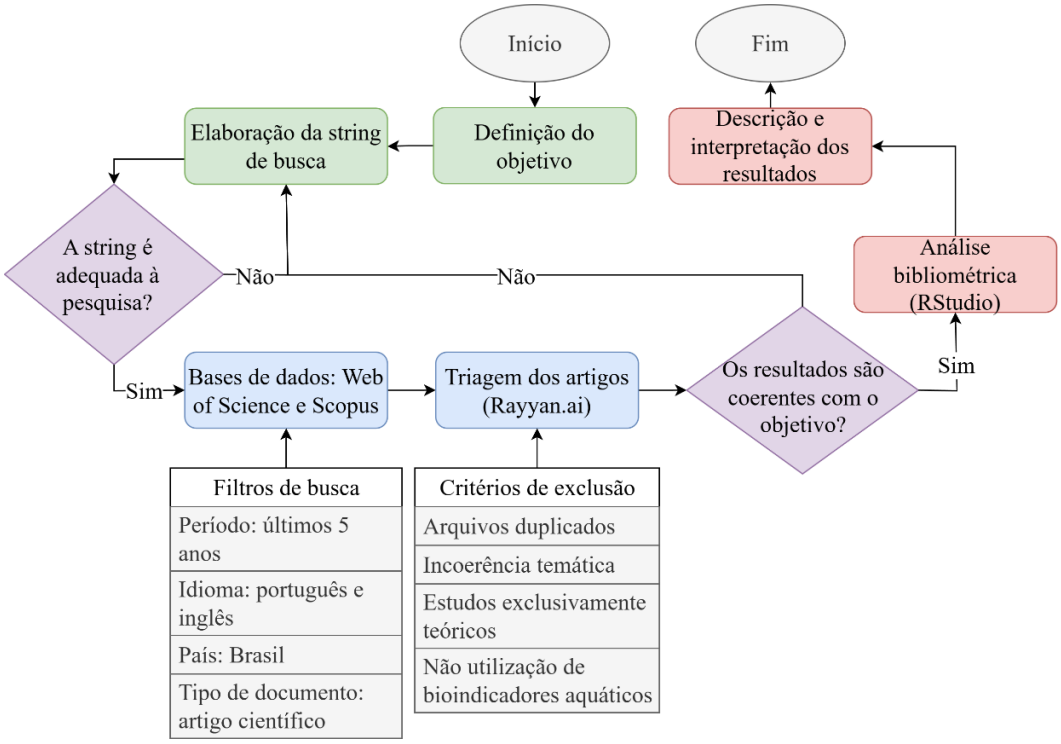


Figura 01: Fluxograma metodológico com as etapas da revisão da literatura.
Fonte: os autores (2026)

Inicialmente, foram definidas as strings de busca, combinando termos relacionados ao monitoramento ambiental, à qualidade da água e ao uso de bioindicadores aquáticos, com recorte geográfico para o Brasil, associados por operadores booleanos, visando ampliar a abrangência e a precisão da busca nas bases de dados selecionadas. A string utilizada foi: ("environmental monitoring" AND "water quality" AND (bioindicator* OR "aquatic bioindicator*") AND Brazil). As buscas foram realizadas nas bases científicas Web of Science e Scopus, consideradas referências internacionais em razão de sua ampla cobertura e da qualidade de seus indexadores.

Em seguida, foram aplicados filtros para o refinamento dos resultados, incluindo o estabelecimento do período de publicação correspondente aos últimos cinco anos (2021–2026), os idiomas português e inglês, bem como o tipo de documento, restringindo-se a artigos científicos de acesso aberto, em consonância com os objetivos da pesquisa. Após a recuperação dos registros, procedeu-se à etapa de triagem dos documentos, por meio da leitura dos títulos e resumos e, posteriormente, pela leitura integral dos textos considerados elegíveis. Essa etapa foi conduzida com o auxílio da plataforma Rayyan.ai, a qual possibilitou a organização dos estudos, a identificação e exclusão de duplicatas e o apoio à tomada de decisão no processo de seleção dos artigos em colaboração.

Posteriormente, os dados bibliográficos dos estudos selecionados foram exportados para o ambiente RStudio (versão 4.4), onde se realizou a análise bibliométrica por meio do pacote bibliometrix (ARIA, 2017).

Resultados e Discussão

Os resultados indicaram um total inicial de 197 artigos, com redução de 74,6% após a etapa de triagem, sendo a incoerência temática o principal critério de exclusão e a disponibilidade total do artigo para leitura (Figura 02). Além disso, avaliou-se a predominância de periódicos com restrição para a língua inglesa, justificando o fato de mais de 80% das pesquisas estarem publicados nesse idioma. Esse cenário demonstra o interesse de pesquisadores brasileiros em divulgar suas pesquisas em veículos de circulação internacional. Assim, torna-se relevante propor estratégias de divulgação científica que ampliem o alcance dessas informações, especialmente junto aos atores locais.

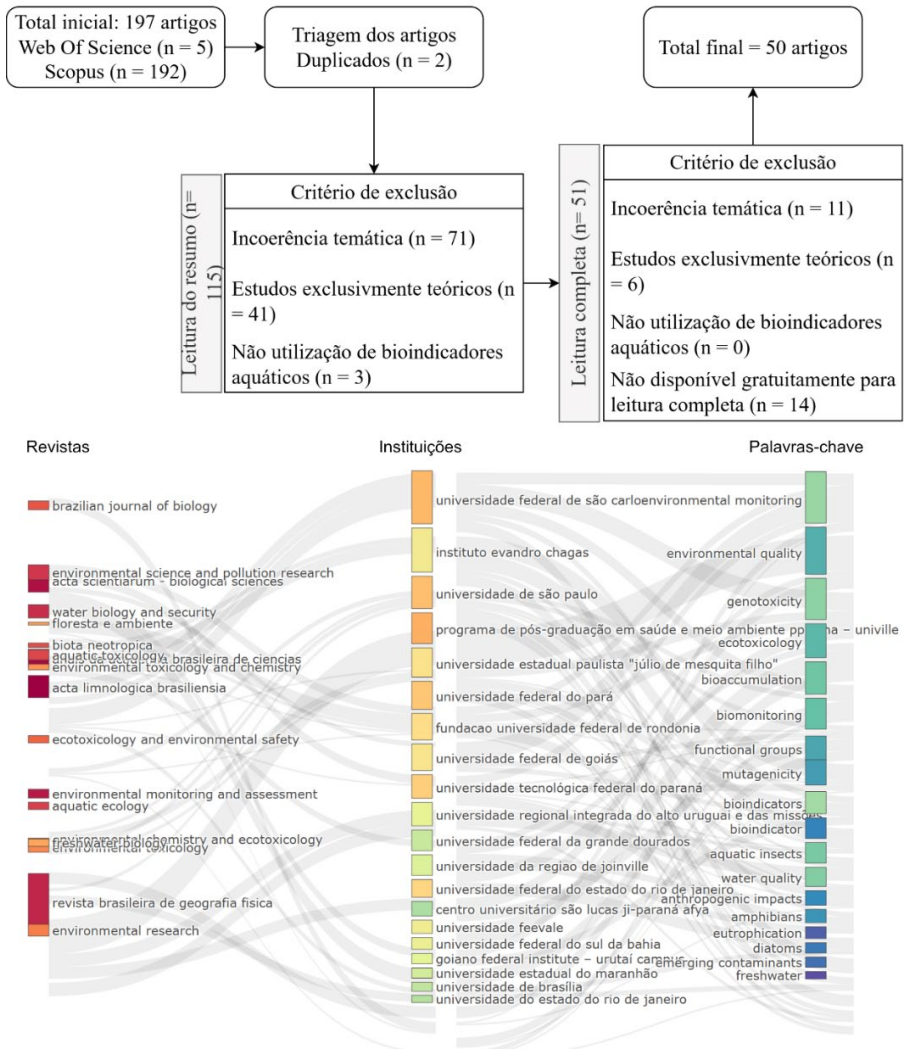


Figura 02: Fluxograma prisma e a relação entre revistas, instituições e palavras-chave.
Fonte: os autores (2026)

Além disso, identifica-se uma tendência de crescimento da produção científica, com destaque para o ano de 2025, com 16 publicações (Figura 03). Entre os periódicos, sobressai-se a Acta Limnologica Brasiliensia, cujo escopo abrange aspectos físicos, químicos e biológicos relacionados à ecologia de ambientes aquáticos. Na análise das instituições, avaliou-se a predominância de universidades públicas, como a Universidade de São Paulo (12,7%), Universidade Federal do Pará (12,0%) e Universidade Tecnológica Federal do Paraná (12,0%), cada uma com mais de 15 publicações. Quanto às palavras-chave dos autores, identificou-se com maior frequência termos relacionados a bioindicadores (14,9%), monitoramento ambiental (12,8%) e qualidade da água (12,8%), corroborando o foco da revisão.

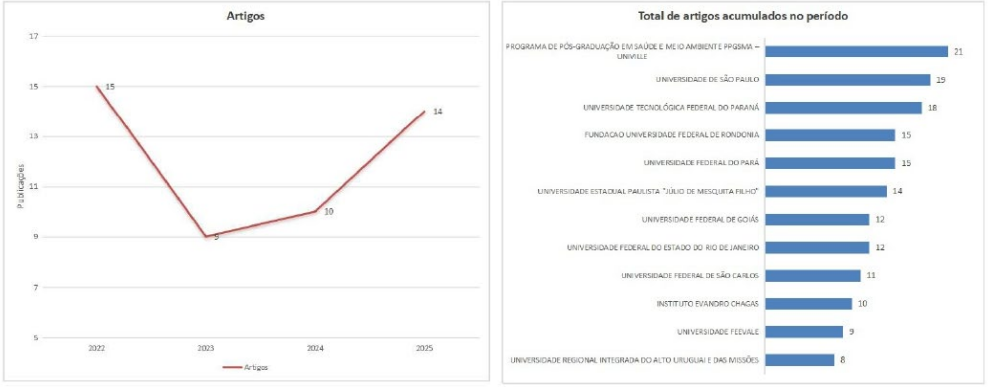


Figura 03: Tendência de publicação durante o período analisado.
Fonte: os autores (2026)

Na Figura 4 verifica-se forte predominância de pesquisas nos estados do Pará e São Paulo, que concentram o maior número de investigações analisadas. No Pará, essa concentração pode ser atribuída à relevância ambiental da região amazônica e do cerrado, alta biodiversidade e intensa pressão antropogênica resultante de atividades econômicas poluidoras, fatores que tornam a região particularmente atrativa para estudos de biomonitoramento ambiental (Bomfim et al, 2025; Sousa et al, 2025; Monteiro et al, 2024).

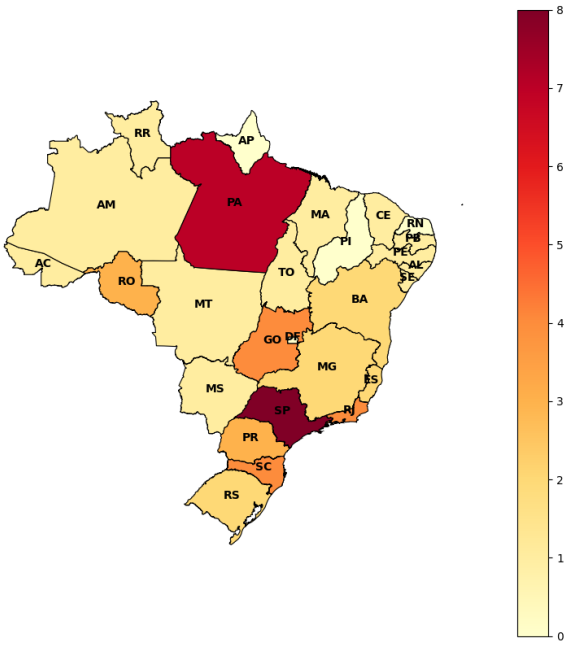


Figura 04: Distribuição de Estudos por Estado no Brasil.
Fonte: os autores (2026)

Já em São Paulo, o número de pesquisas pode ser explicado pela elevada concentração de instituições de ensino e pesquisa, infraestrutura científica consolidada e maior disponibilidade de financiamento, o que favorece o desenvolvimento de investigações ambientais.

Os resultados evidenciam a diversidade de espécies utilizadas nos estudos analisados, refletindo a ampla aplicação de organismos bioindicadores em diferentes contextos ambientais. A análise apresentada na Tabela 01 demonstra que os indicadores biológicos e ecológicos, físicos, químicos e ambientais constituem o principal foco das pesquisas, concentrando a maior variedade de espécies investigadas.

Indicadores biológicos e ecológicos	**Bioindicador utilizado**	**Espécie, Táxon, Classe ou Filo**	**Indicadores genotóxicos e citotóxicos**	**Bioindicador utilizado**	**Espécie, Táxon, Classe ou Filo**
Abundância	Insetos	*Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT)*	Citotoxicidade	Minhoca	*Eisenia fetida L.*
	Zooplâncton	*Copepoda (Cyclopoid)*	Genotoxicidade	Peixe	*Astyanax lacustris*
		Cladocera (Chydorida)			*Plagioscion squamosissimus*
		Ostracodos			*Mylossoma duriventre*
		Rotifera			*Leporinus friderici*
		Cyanophyceae		Carangueijo	*Ucides cordatus*
		Coscinodiscophyceae	Danos ao DNA	Camarão	*Macrobrachium rosenbergii*
		Bacillaripophyceae		Peixe	*Astyanax lacustris*
					Mylossoma duriventre

		Chlorophyceae			*Leporinus friderici*
		Euglenophyceae			*Danio rerio*
		Aulacoseira			*Plagioscion squamosissimus*
				Anfíbio	*Leptodactylus fuscusand*
					L. petersii
	Foraminíferos bentônicos	*Calcareous foraminifera*	**Indicadores físico-químicos e ambientais**	**Bioindicador utilizado**	**Espécie, Táxon, Classe ou Filo**
		Ammoniatepida	pH	Minhoca	*Oligochaeta*
		Ammonia parkinsoniana	Concentração de metais e metaloides	Macrófita	*Salvinia auriculata*
		Elphidium excavatum			*Paspalum repens Berg.*
Ausência/presença	Zooplâncton	Copepoda (Cyclopoid)			*Echinodorus grandiflorus*
		Cladocera (Chydorida)		Rã	*Leptodactylus fuscusand*
		Rotifera			*Leptodactylus macrosternum*
	Endoparasitas	*Neoechinorhynchus buttnerae*			*Aquarana catesbeiana*
	Libélula (larvas)	*Larval Odonata*		Peixe	*Cynoscion acoupa*
	Cianobactéria	*Aphanocapsa parasitica*			*Cynoscion leiarchus*
		Dinobrium sertularia			*Centropomus un decimalis*
	Insetos	*Ephemeroptera*			*Plagioscion squamosissimus*
	Foraminíferos bentônicos	*Ammoniatepida*			*Selene setapinnis*
		Ammonia parkinsoniana			*Caranx hippos*
		Elphidium excavatum			*Hoplosternum littorale*
	Fitoplâncton	*Rhopalodia sculpta*			*Pterygoplichthys ambrosettii*
		Iconella pseudotenuissima			*Hypostomus ancistroides*
		Surirella splendidoides			*Geophagus iporangensis*
	Peixe	*Geophagus brasiliensis*			*Psalidodon cf. fasciatus*
Crescimento	Macrófita	*Salvinia auriculata*			*Prochilodus lineatus*
		Lemna minor			*Rhamdia quelen*
Diversidade	Comunidades bentônicas	*Anomalocardia brasiliana*		Camarão	*Farfantepenaeus subtilis*
Diversidade de Shannon-Wiener (H')	Zooplâncton	*Copepoda (Cyclopoid)*		Siri	*Callinectes sapidus*
		Cladocera (Chydorida)			*Callinectes bocourti*

		Rotifera		Comunidades bentônicas	*Anomalocardia brasiliana*
	Foraminíferos bentônicos	*Ammoniatepida*		Inseto	*Chironomidae*
		Ammonia parkinsoniana		Bactéria	*Deinococo*
		Elphidium excavatum		Carangueijo	*Ucides cordatus*
			Condutividade elétrica	Cianobactéria	*Aphanocapsa parasitica*
Equitabilidade (Índice de Pielou – J')	Zooplâncton	*Copepoda (Cyclopoid)*	Concentração de contaminantes	Macrófita	*Paspalum repens Berg.*
		Cladocera (Chydorida)			*Eichhornia sp.*
		Rotifera	Sedimento superficial	Comunidades bentônicas	*Anomalocardia brasiliana*
Riqueza de espécies (S)	Zooplâncton	*Copepoda (Cyclopoid)*	Clorofila-a	Fitoplâncton	*Bacillariophyta*
		Cladocera (Chydorida)			*Cyanobacteria*
		Rotifera			*Chlorophyta*
	Foraminíferos bentônicos	*Calcareous foraminifera*			
	Insetos	*Ephemeroptera*	**Indicadores ecotoxicológicos**	**Bioindicador utilizado**	**Espécie, Táxon, Classe ou Filo**
Estrutura funcional da comunidade	Zooplâncton	*Copepoda (Cyclopoid)*	Toxicidade	Camarão	*Macrobrachium rosenbergii*
		Cladocera (Chydorida)		Microalga	*Tetraselmis sp*
		Rotifera		Camarão	*Artemia sp*
Compostos químicos gerais	**Bioindicador utilizado**	**Espécie, Táxon, Classe ou Filo**		Hortaliça	*Eruca sativa*
Compostos orgânicos tóxicos	Anfípode	*Mídia apohyale*		Anfípode	*Mídia apohyale*
	Camarão	*Farfantepenaeus subtilis*		Falso Mexilhão	*Mytilopsis leucophaeata*
Misturas de contaminantes orgânicos e inorgânicos	Biofilme	-		Minhoca	*Eisenia fetida L.*
Hidrocarbonetos	Bactéria	Acinetobacter		Peixe	*Danio rerio*
	Peixe	*Geophagus brasiliensis*			*Geophagus brasiliensis*
Nutrientes	Fitoplâncton	*Triceratium favus*	Bioacumulação	Camarão	*Macrobrachium rosenbergii*
		Navicula		Macrófita	*Echinodorus grandiflorus*
		Pinnularia			*Paspalum repens Berg.*
	Cianobactéria	*Sinecococo*			*Salvinia auriculata*
	Bactéria	*Enhidrobacter*	Biodisponibilidade de contaminantes	Zooplâncton	*Bdelloidea*
	Peixe	*Rhamdia quelen*			*Testudinella patina*
Matéria Orgânica	Comunidades bentônicas	*Anomalocardia brasiliana*			*Platyias quadricornis*
	Inseto	*Chironomidae*			*Lecane bulla bulla*

Carbono Orgânico Total (COT)	Fitoplâncton	*Euglenoficeas*		Endoparasitas	*Procamallanus*
Fármacos e contaminantes emergentes	**Bioindicador utilizado**	**Espécie, Táxon, Classe ou Filo**		Insetos	*Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT)*
Fármacos em geral	Macrófita	*Lemna minor*		Peixe	*Geophagus brasiliensis*
	Biofilme	-			
Contaminantes emergentes	Peixe	*Danio rerio*			
	Cianobactéria	*Planktothrix spp*			

Tabela 01: Classificação dos indicadores biológicos e ecológicos.
Fonte: os autores (2026)

Adicionalmente, identifica-se uma predominância marcante de análises voltadas para metais e metalóides, evidenciando a relevância desses contaminantes nos estudos de biomonitoramento ambiental. Dentre os elementos mais investigados, destacam-se Cobre (Cu), Zinco (Zn), Cromo (Cr), Cádmio (Cd) e Chumbo (Pb), que configuram-se como os poluentes mais recorrentes nos trabalhos analisados. Essa tendência pode ser explicada pela ampla distribuição desses elementos em ambientes aquáticos e terrestres impactados por atividades antropogênicas, como processos industriais, mineração, expansão urbana e práticas agrícolas, que constituem importantes fontes de introdução de metais no ambiente (Britto et al, 2024; Reginato et al, 2023).

Os metais apresentam elevada persistência ambiental, potencial de bioacumulação e reconhecida toxicidade para organismos aquáticos e terrestres, características que os tornam particularmente adequados para estudos de monitoramento ambiental (Monteiro et al, 2024). Dentre os organismos empregados nos estudos analisados, destacam-se os microrganismos zooplanctônicos, com ênfase nos grupos Copepoda (Cyclopoida), Cladocera (Chydorida) e Rotifera, que se mostraram amplamente utilizados em investigações de caráter biológico e ecológico. A predominância desses organismos é explicada pelos autores Bomfim et al (2025) devido à sua elevada sensibilidade às alterações ambientais, rápida resposta a mudanças nas condições físico-químicas da água e papel fundamental na estrutura trófica dos ecossistemas aquáticos.

Considerações finais

A ampla utilização de indicadores ambientais em estudos de biomonitoramento no Brasil é evidente, com destaque para a integração entre parâmetros biológicos, físico-químicos e ecotoxicológicos. Vale ainda destacar que a elevada frequência de metais e metalóides reflete a disponibilidade de métodos analíticos consolidados e comparáveis entre diferentes estudos, o que favorece sua utilização como indicadores de contaminação ambiental e permite avaliações mais consistentes sobre os níveis de impacto antropogênicos nos ecossistemas investigados, principalmente em razão de sua persistência, potencial de bioacumulação e elevada toxicidade. Entretanto, mesmo com adequada factibilidade, precisa-se de incentivos à divulgação dos resultados nas comunidades, pois pesquisadores brasileiros possuem uma tendência de transmitir seus dados em revistas acadêmicas internacionais, dificultando o acesso à informação à comunidade diretamente impactada.

Os bioindicadores são ferramentas-chave para o monitoramento da qualidade ambiental. As variadas espécies sensíveis às alterações no ambiente como os grupos Copepoda (Cyclopoida), Cladocera (Chydorida) e Rotifera, torna a análise e acompanhamento de impactos na biodiversidade economicamente viável a análise dos mais diversos setores e fontes de poluição. Vale ressaltar que a predominância de pesquisas identificadas em estados como Pará e São Paulo reflete tanto a importância ecológica e vulnerabilidade ambiental de determinadas regiões, quanto a distribuição desigual da capacidade científica e tecnológica no território brasileiro.

Agradecimentos

À Fundação de Amparo de Pesquisa da Bahia (FAPESB) pela bolsa dos autores. À Universidade Federal do Sul da Bahia pelo apoio à pesquisa.

Referências Bibliográficas

AMORIM, R. R. A representação de mapas de paisagens na escala regional: o exemplo da Região Costa do Descobrimento (Bahia). Revista da ANPEGE, v. 12, n. 17, p. 257–292, 2017.

ARIA, M.; CUCCURULLO, C. Bibliometrix: an R-tool for comprehensive science mapping analysis. Journal of Informetrics, v. 11, n. 4, p. 959–975, 2017.

BARONE, L. C. O impacto da sazonalidade na concentração de Escherichia coli na qualidade da água: uma revisão bibliográfica. RCMOS - Revista Científica Multidisciplinar O Saber, v. 1, n. 1, 2026.

BOMFIM, F. F. et al. Zooplankton species indicate water quality and land use changes in Amazonian streams and ponds. Water

Biology and Security, 2025, art. 100506.

BRITTO, K. L. et al. Bioacumulação de metais pela macrófita aquática Echinodorus grandiflorus (Alismataceae) em um rio urbano de Santa Catarina. ResearchGate, v. 17, n. 3, p. 1582–1595, 2024.

FRIEDENREICH, G.; GARROTE, M. S. A paisagem e uso da biodiversidade da Mata Atlântica no Vale do Itajaí-Açu (Santa Catarina) no século XIX. Caminhos de Geografia, v. 23, n. 88, p. 173–188, 2022.

MONTEIRO, L. C. et al. Mercury bioconcentration and translocation in rooted macrophytes (Paspalum repens Berg.) from floodplain lakes in the Araguaia River watershed, Brazilian Savanna. Water, v. 16, n. 9, p. 1199, 2024.

REGINATO, B. C. et al. Análise de metais pesados pelo método de biomonitoramento no rio Cachoeira, região Nordeste de Santa Catarina. Revista Brasileira de Geografia Física, v. 16, n. 1, p. 310–324, 2023.

SANTOS, L. D. dos et al. Dinâmica do desmatamento da Mata Atlântica: causas e consequências. Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental, v. 9, n. 3, p. 378–395, 2020.

SILVA, B. E. C. et al. Dinâmicas do desmatamento na Mata Atlântica baiana: correlações socioeconômicas e ambientais. Observatorio de la Economía Latinoamericana, v. 23, n. 4, p. 153–171, 2025.

SILVA, M. F. de O. et al. Análise-diagnóstico de sistemas agrários no Território de Identidade Baixo Sul da Bahia, Brasil. Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental, v. 9, n. 4, p. 64–85, 2020.

SOUSA, E. B. de et al. Effects of aquatic macrophytes on phytoplankton in a shallow tropical reservoir (Amazon, Brazil). Biota Neotropica, v. 25, n. 2, p. e20241698, 2025.

SOUZA, G. B. G.; VIANNA, M. Challenges in identifying indicator fish species in highly dynamic systems such as estuaries. Estuarine, Coastal and Shelf Science, v. 276, p. 108019, 2022.

XAVIER, L. B. et al. Da crise regional às novas dinâmicas de especialização da produção de cacau no Sul da Bahia. Caminhos de Geografia, v. 22, n. 79, p. 77–96, 2021.

YOUNG, C. E. F. Desmatamento e desemprego rural na Mata Atlântica. Floresta e Ambiente, v. 13, n. 1, p. 75–88, 2006.

QUALIDADE DA ÁGUA E CONDIÇÕES AMBIENTAIS NO CÓRREGO DA NOITE NEGRA, PONTAL DO PARANAPANEMA, SÃO PAULO, BRASIL

1Letícia Gabriele Cardozo Paião, 1Renata Ribeiro de Araújo
1 Universidade Estadual Paulista - UNESP, Faculdade de Ciências e Tecnologia - FCT, e-mails: leticia.paiao@unesp.br; renata.r.araujo@unesp.br

Palavras-chave: Qualidade da água; Parâmetros limnológicos; Uso e cobertura da terra.

Resumo

Este estudo avaliou a qualidade da água na Bacia Hidrográfica do Córrego da Noite Negra (BHNN), localizada no oeste do estado de São Paulo, com o objetivo de compreender a influência do uso e cobertura da terra sobre parâmetros limnológicos. Foram analisados oxigênio dissolvido, temperatura da água, pH, condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos, a partir de duas campanhas de campo realizadas em agosto e outubro de 2025, em dois pontos com diferentes características ambientais. Os dados foram interpretados em conjunto com informações de uso da terra e condições ambientais locais. Os resultados evidenciaram uma bacia hidrográfica fortemente antropizada, com predominância de atividades agropecuárias e redução da vegetação nativa, refletindo em alterações nos parâmetros físico-químicos da água. Observou-se contraste entre os pontos monitorados, indicando a influência direta das condições locais e do manejo do solo. O estudo destaca a importância do monitoramento limnológico como ferramenta para subsidiar estratégias de gestão e conservação dos recursos hídricos.

Introdução

A qualidade da água em bacias hidrográficas está diretamente relacionada às formas de uso e ocupação da terra, especialmente em regiões com predominância de atividades agropecuárias e redução da cobertura vegetal nativa. Essas transformações alteram os processos hidrológicos, favorecendo o transporte de sedimentos e substâncias dissolvidas para os cursos d'água e, consequentemente, modificando suas características físico-químicas. A intensificação das atividades humanas, como o uso de fertilizantes, o manejo inadequado do solo e a supressão da vegetação, contribui para o aumento da carga poluidora e para a degradação dos ecossistemas aquáticos (CALLISTO et al., 2001).

No oeste do estado de São Paulo, o manancial do rio Santo Anastácio assume papel estratégico no abastecimento público, sendo responsável por suprir cerca de 30% da população do município de Presidente Prudente. Inserida nesse sistema, a BHNN (Figura 01) destaca-se como uma de suas principais contribuintes, configurando-se como a segunda maior bacia do manancial.

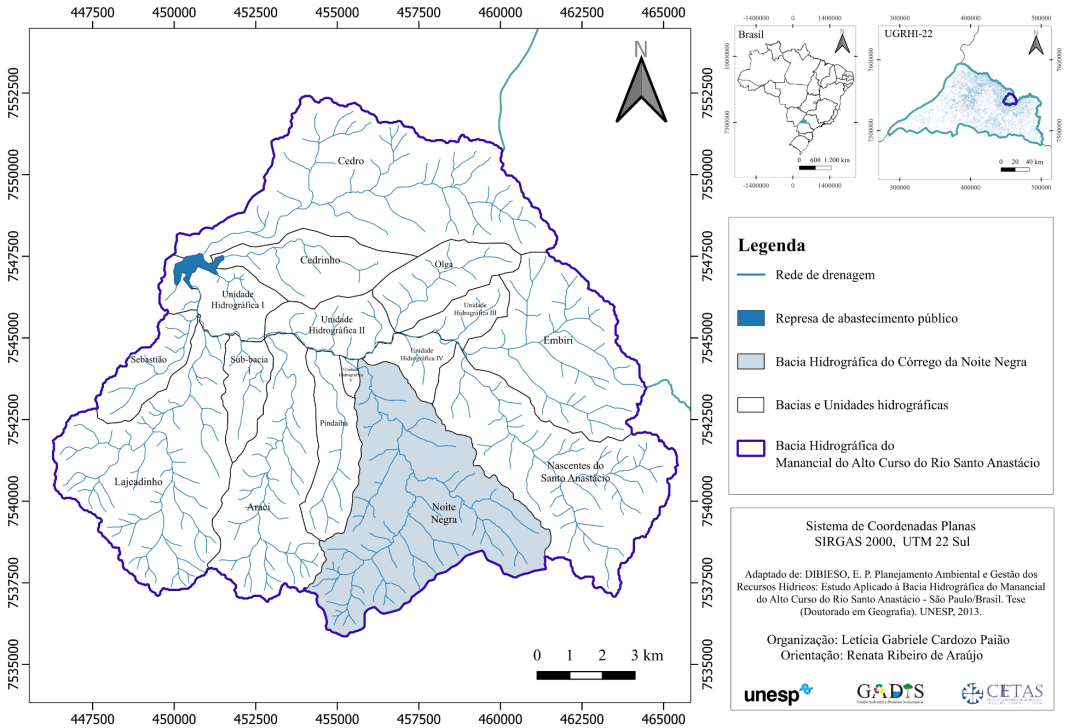


Figura 01: Localização da BHNN. Fonte: Primeira autora (2026)

Localizada entre os municípios de Anhumas e Pirapozinho, a área apresenta histórico de ocupação intensiva, com substituição quase completa da vegetação nativa por pastagens e cultivos agrícolas. Esse processo resultou na degradação das Áreas de Preservação Permanente (APPs), favorecendo a ocorrência de erosão, assoreamento e comprometimento da qualidade da água, o que representa risco direto à segurança hídrica regional (DIBIESO, 2007).

Parâmetros físico-químicos, como oxigênio dissolvido, temperatura da água, pH, condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos, constituem ferramentas essenciais para a avaliação da qualidade da água, uma vez que refletem tanto processos naturais quanto interferências antrópicas. O monitoramento desses indicadores permite compreender as respostas dos sistemas aquáticos às pressões ambientais e fornece subsídios técnicos para a gestão dos recursos hídricos (BARRETO et al., 2014). Apesar da relevância da área, ainda são limitados os estudos que integram, de forma atualizada, dados limnológicos e características ambientais na BHNN, o que dificulta a elaboração de estratégias eficazes de manejo e conservação.

Diante desse contexto, este estudo tem como objetivo analisar a qualidade da água na BHNN, investigando a relação entre os parâmetros físico-químicos e as condições ambientais locais. A pesquisa foi desenvolvida a partir de campanhas de campo realizadas em diferentes períodos do ano de 2025, permitindo avaliar a dinâmica dos indicadores limnológicos em função das condições hidrológicas e do uso do solo. Assim, a pesquisa alinha-se à Agenda 2030 da Organização das Nações Unidas, especialmente nas aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável 6, 13 e 15. Este artigo resulta de um trabalho de graduação e busca contribuir para o diagnóstico ambiental da área, fornecendo subsídios para a proteção do manancial do rio Santo Anastácio e para o planejamento sustentável dos recursos hídricos na região.

Material e Métodos

A pesquisa foi estruturada em etapas complementares que envolveram levantamento teórico, reconhecimento da área de estudo, análise de dados pluviométricos e monitoramento limnológico. Essa organização permitiu integrar informações ambientais e dados de campo, possibilitando a interpretação dos parâmetros de qualidade da água em função das condições hidrológicas e das características do entorno.

O monitoramento limnológico constituiu a etapa central do estudo, sendo realizado em duas campanhas de campo, conduzidas nos dias 05 de agosto e 10 de outubro de 2025, no período da manhã, de modo a garantir condições comparáveis entre as medições. Em cada ponto, foram mensurados, *in situ*, os parâmetros oxigênio dissolvido, temperatura da água, pH, condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos, considerados indicadores fundamentais da qualidade da água em sistemas fluviais. As medições foram realizadas com o uso de uma sonda multiparamétrica da marca Hanna, modelo HI98124 (Figura 02), previamente calibrada com soluções padrão, assegurando a precisão e confiabilidade dos dados obtidos. Durante as coletas, o equipamento foi submerso diretamente na coluna d'água, evitando o contato com o leito, de modo a minimizar interferências associadas à ressuspensão de sedimentos. Os valores foram registrados após a estabilização das leituras, sendo também anotadas informações complementares, como condições climáticas e características visuais do ambiente, contribuindo para a contextualização dos resultados.



Figura 02: Sonda Multiparâmetro. A) Vista a montante; B) Sendo inserida no leito; C) Como os valores aparecem no visor. Fonte: Primeira autora (2025)

A definição dos pontos amostrais foi realizada com base no reconhecimento prévio da área de estudo, considerando o grau de intervenção antrópica, as características do uso do solo e as condições ambientais locais, sendo selecionados dois pontos ao longo do curso da BHNN representativos de distintos contextos de ocupação e níveis de conservação. A localização geográfica e a caracterização dos pontos estão apresentadas na Tabela 01, enquanto a distribuição espacial pode ser visualizada na Figura 03. A caracterização climática foi realizada a partir de dados de precipitação total mensal e temperatura média mensal do ar, obtidos junto ao Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), referentes à estação A707, situada em Presidente Prudente (SP), abrangendo a série histórica de janeiro de 1975 a outubro de 2025, os quais foram sistematizados em planilhas no software Excel para cálculo das médias mensais ao longo da série histórica e elaboração do climograma, utilizado na representação da sazonalidade das variáveis climáticas na bacia hidrográfica.

Pontos	Latitude	Longitude	Características
P1	22°14'37.7"S	51°24'48.1"O	Localiza-se em um trecho com dinâmica semi-lêntica, caracterizado pela elevada ocorrência de macrófitas aquáticas, inserido em área de pastagem sem cobertura de mata ciliar e com livre acesso de animais.
P2	22°14'37.3"S	51°24'04.8"O	Corresponde a um segmento de regime lótico, com presença de pequenas rupturas de declive no leito; cujas margens apresentam uso heterogêneo, com vegetação arbórea nativa preservada na margem direita e pastagem na margem esquerda.

Tabela 01: Localização e características dos pontos de monitoramento limnológico na BHNN. Fonte: Primeira autora (2025).

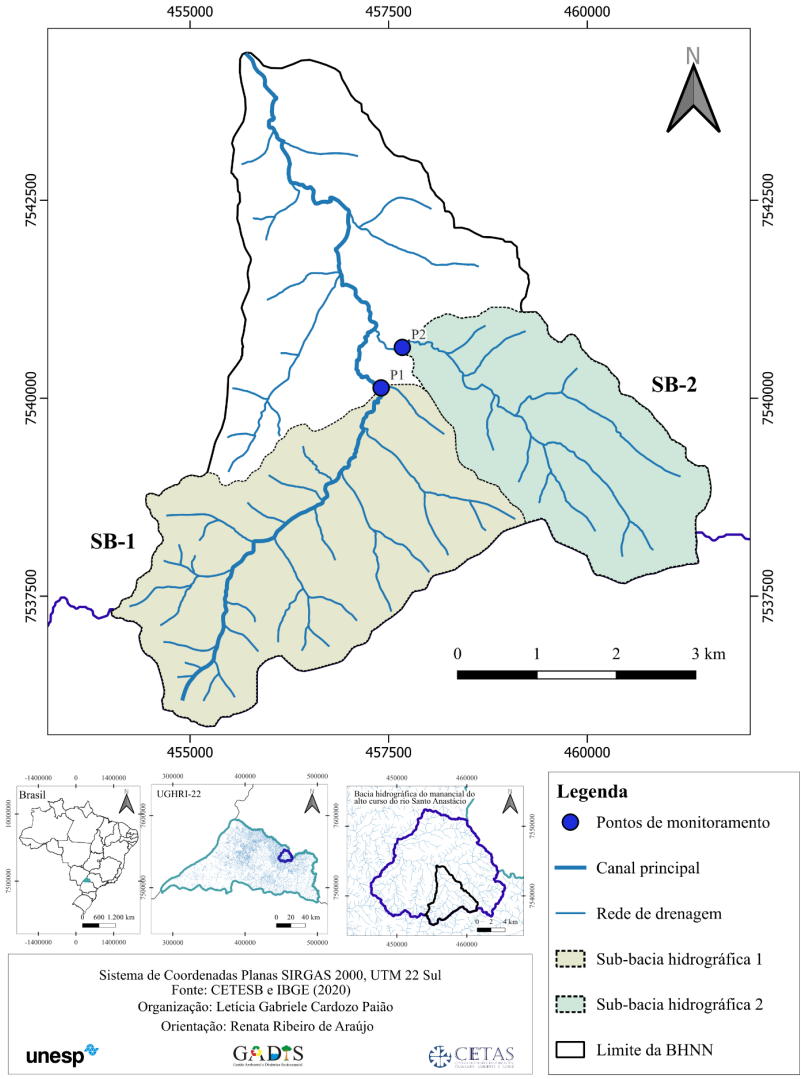


Figura 03: Distribuição espacial dos pontos de mensuração limnológica na BHNN. Fonte: Primeira autora (2025)

Para complementar a análise dos dados limnológicos, foi realizada a avaliação da precipitação antecedente às campanhas de campo, com o objetivo de compreender a influência das condições hidrológicas sobre os parâmetros de qualidade da água. Para isso, foram utilizados dados provenientes da Estação Meteorológica Automática A707, do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), localizada no município de Presidente Prudente, obtidos por meio do Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa (BDMEP). As séries foram organizadas em planilhas eletrônicas e submetidas à verificação de consistência. A partir desses dados, foi calculada a precipitação acumulada nos intervalos de 5, 10, 15 e 20 dias anteriores às coletas, permitindo avaliar a influência de eventos pluviométricos prévios sobre o escoamento superficial e sua relação com os parâmetros analisados.

Resultados e Discussão

As campanhas de monitoramento da qualidade da água foram realizadas em condições do período seco regional, conforme evidenciado pelo climograma do município de Presidente Prudente (Figura 04). que apresenta médias mensais de precipitação no período de 1975 a 2025. Observa-se que o mês de agosto corresponde a um dos períodos mais secos do ano, enquanto outubro marca o início da transição para a estação chuvosa, ainda sem atingir os maiores volumes pluviométricos anuais. Esse contexto climático é fundamental para a interpretação dos dados, uma vez que influencia diretamente a dinâmica hidrológica e os processos de transporte de substâncias no sistema aquático.

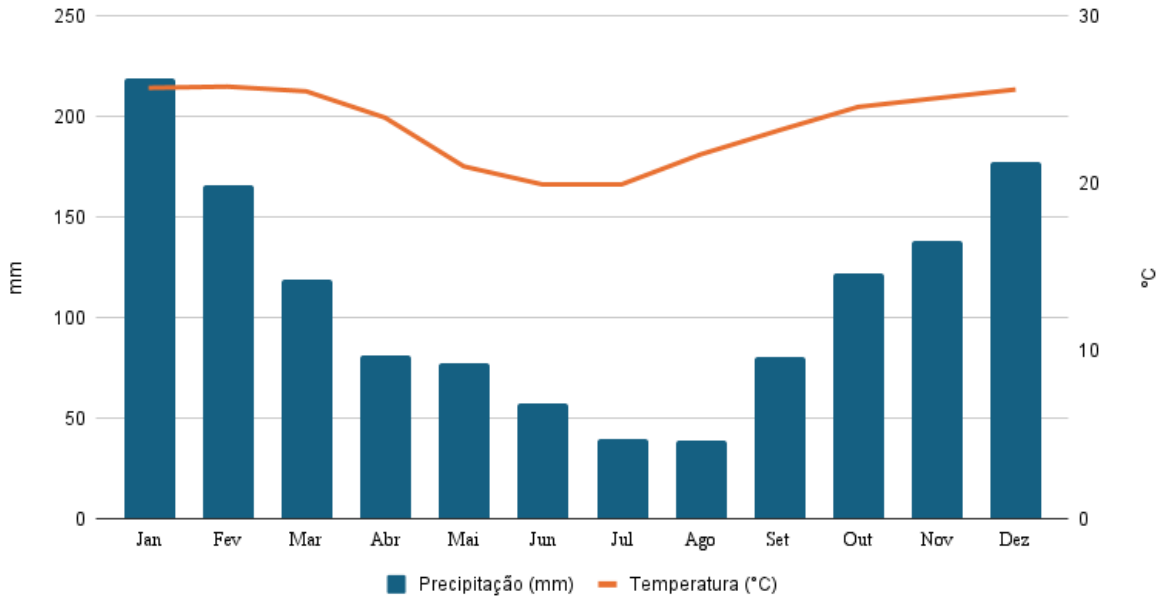


Figura 04: Climograma médio mensal do município de Presidente Prudente no período de 1975 a 2025. Estação Meteorológica da Unesp de Presidente Prudente. Organização: Primeira autora (2025)

Nesse contexto, a análise da precipitação antecedente às campanhas (Tabela 02) reforça esse padrão sazonal. No período que antecedeu a campanha de agosto, a ausência de chuvas nos dias imediatamente anteriores indica condições de estiagem mais consolidada, com predomínio de vazão de base e reduzida contribuição do escoamento superficial. Já no período anterior à campanha de outubro, embora também não tenham sido registrados eventos recentes de precipitação, observa-se um acúmulo distribuído em intervalos maiores, sugerindo uma retomada gradual da umidade do sistema. Esse comportamento pode ter favorecido processos de mobilização de solutos no solo e sua transferência para o corpo hídrico, ainda que de forma menos intensa do que em períodos chuvosos plenamente estabelecidos.

Data da mensuração	Acumulado de 5 dias (mm)	Acumulado de 10 dias (mm)	Acumulado de 15 dias (mm)	Acumulado de 20 dias (mm)	Eventos de precipitação
05/08/2025	0,0	6,2	6,2	6,2	6,2 mm em 28/07/2025 (8 dias antes)
10/10/2025	0,0	1,0	1,0	15,4	1 mm em 04/10/2025 (6 dias antes); 13,4 mm em 23/09/2025 (17 dias antes);

Tabela 02: Precipitação acumulada nos intervalos de 5, 10, 15 e 20 dias anteriores às campanhas limnológicas. Fonte: Primeira autora (2025)

As condições observadas em campo no ponto 1 evidenciam um ambiente com elevado grau de interferência antrópica. Inserido em área de pastagem e sem proteção de vegetação ciliar (Figura 05), o trecho apresentou baixa circulação hídrica, caracterizando um regime mais próximo de ambiente lêntico. Durante as campanhas, foi observada a presença de macrófitas aquáticas, acúmulo de matéria orgânica e reduzida transparência da água. Também foram registrados sinais de uso por animais, como gado no entorno, o que pode intensificar processos de compactação do solo e aporte de material para o curso d'água. Essas características indicam um ambiente com baixa renovação hídrica e maior susceptibilidade a alterações na qualidade da água.



Figura 05: Aspectos morfológicos e hidrodinâmicos do ponto 1. A) Vista a montante; B) Vista a jusante; C) Presença de macrófitas aquáticas. Fonte: Primeira autora (2025)

No ponto 2, as condições ambientais mostraram-se mais favoráveis ao equilíbrio do sistema aquático. Inserido em trecho com presença parcial de vegetação nas margens (Figura 06), o ambiente apresentou maior sombreamento e dinâmica de fluxo mais ativa, caracterizando um regime predominantemente lótico. A água apresentava maior transparência e menor acúmulo de material orgânico visível, enquanto a cobertura vegetal contribuiu para a regulação térmica e a proteção do solo contra processos erosivos. Além disso, a presença de duas pequenas rupturas de declive no canal fluvial, situadas a aproximadamente 25 e 35 metros a montante do ponto amostral, favorece a turbulência e a oxigenação natural da coluna d'água. Esse conjunto de características indica um sistema com maior capacidade de autodepuração e menor influência direta de fontes de degradação.



Figura 06: Aspectos morfológicos e hidrodinâmicos do ponto 2. A) Vista a montante; B) Vista a jusante; C) Rupturas de declive. Fonte: Primeira autora (2025)

A temperatura da água (Figura 07) apresentou variações entre os pontos, sendo mais elevada no ponto 1, possivelmente em função da maior exposição à radiação solar decorrente da ausência de cobertura vegetal. No ponto 2, o sombreamento parcial proporcionado pela vegetação ciliar pode ter contribuído para a atenuação térmica. A temperatura exerce papel fundamental na dinâmica dos sistemas aquáticos, influenciando processos químicos e biológicos, além de afetar a solubilidade de gases (BOTTINO, 2008; FIGUR; REIS, 2017). Conforme Margalef (1983), temperaturas mais elevadas tendem a reduzir a solubilidade do oxigênio, o que pode intensificar efeitos sobre outros parâmetros de qualidade da água.

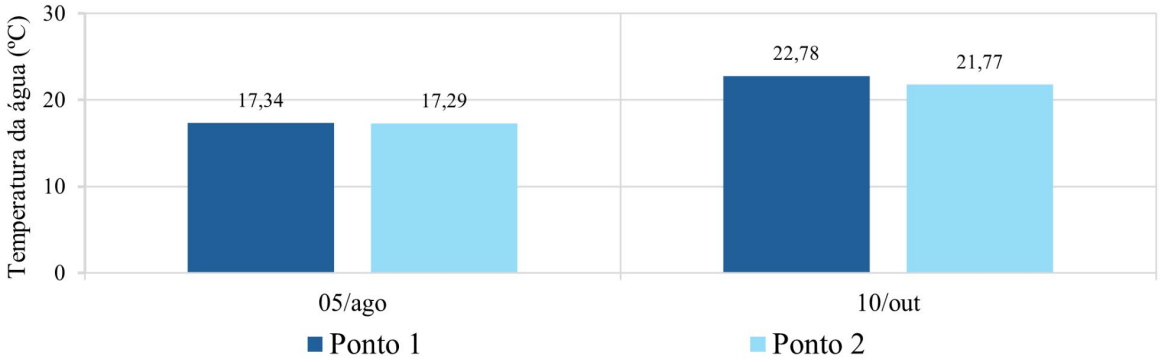


Figura 07: Temperatura da água (°C) medida nos pontos de monitoramento da BHNN nas datas de 05/08/2025 e 10/10/2025. Fonte: Primeira autora (2025)

Os valores de pH (Figura 08) mantiveram-se dentro dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para corpos d'água de Classe 2 (6,0 a 9,0), apresentando-se próximos à neutralidade em ambos os pontos e sem variações significativas. Esse padrão sugere estabilidade química do sistema durante o período de estiagem, quando há menor interferência de eventos de escoamento superficial. De acordo com Rodríguez (2001), o pH é condicionado por processos biológicos, como fotossíntese e decomposição da matéria orgânica, além das características geológicas da bacia hidrográfica. Nesse contexto, as pequenas oscilações observadas podem estar relacionadas à presença de matéria orgânica e à composição do solo, sem indicar comprometimento relevante da qualidade da água.

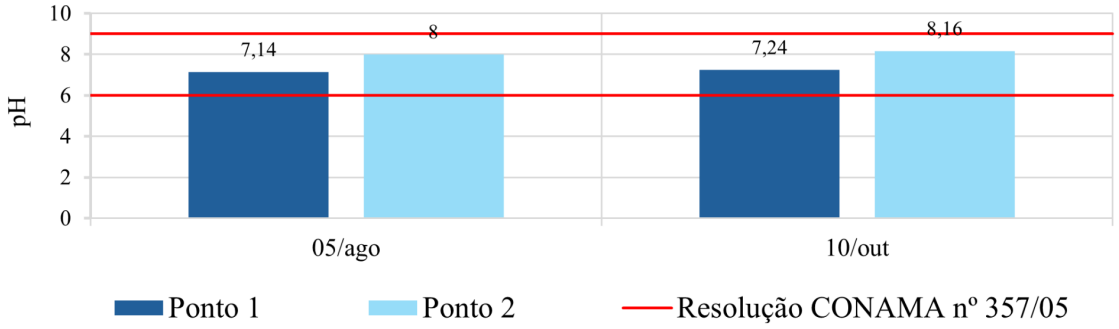


Figura 08: Valores de pH medidos nos pontos de monitoramento da BHNN nas datas de 05/08/2025 e 10/10/2025. Fonte: Primeira autora (2025)

A condutividade elétrica (Figura 09) apresentou valores mais elevados no ponto 1, indicando maior concentração de íons dissolvidos, possivelmente associada ao uso do solo no entorno. Em áreas de pastagem, o escoamento superficial e o contato direto com o solo tendem a intensificar o carreamento de substâncias para o curso d'água. Ainda assim, os valores observados em ambos os pontos permanecem dentro da faixa de referência estabelecida pela CETESB para águas naturais em regiões tropicais e subtropicais (100 a 500 µS/cm). Segundo Esteves (2011), a condutividade está diretamente relacionada à presença de sais dissolvidos e tende a se elevar em condições de estiagem, quando há menor efeito de diluição. Nesse contexto, os menores valores registrados no ponto 2 sugerem menor aporte de íons, possivelmente associado à maior proteção do entorno e à menor interferência antrópica.

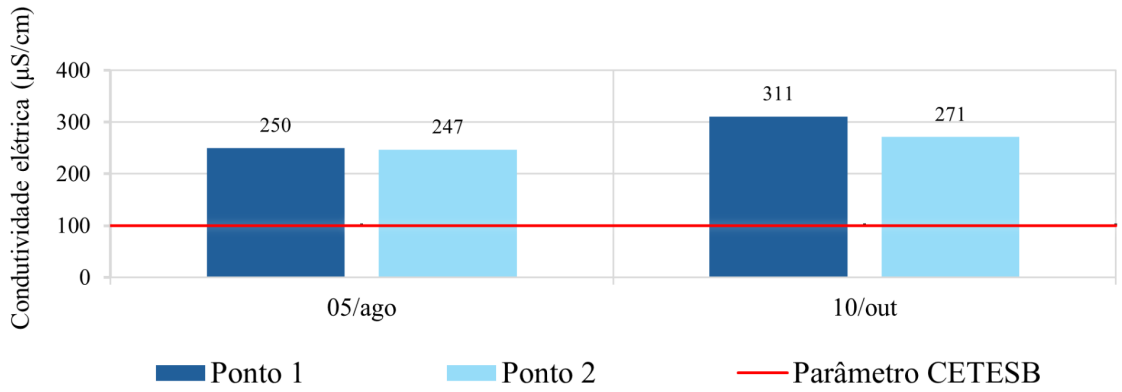


Figura 09: Condutividade elétrica (µS/cm) registrada nos pontos de monitoramento da BHNN nas datas de 05/08/2025 e 10/10/2025. Fonte: Primeira autora (2025)

Os sólidos totais dissolvidos (Figura 10) apresentaram comportamento semelhante ao da condutividade elétrica, evidenciando a relação direta entre esses parâmetros. De acordo com Von Sperling (2014) e CETESB (2023), os sólidos dissolvidos refletem tanto processos naturais quanto influências antrópicas, constituindo um indicador da intensidade de uso da bacia e das condições geoquímicas do sistema. Nesse sentido, a maior concentração observada no ponto 1 pode estar associada ao maior aporte de material dissolvido, favorecido pela ausência de cobertura vegetal e pela maior exposição do solo, que intensificam os processos de transporte de substâncias para o corpo hídrico.

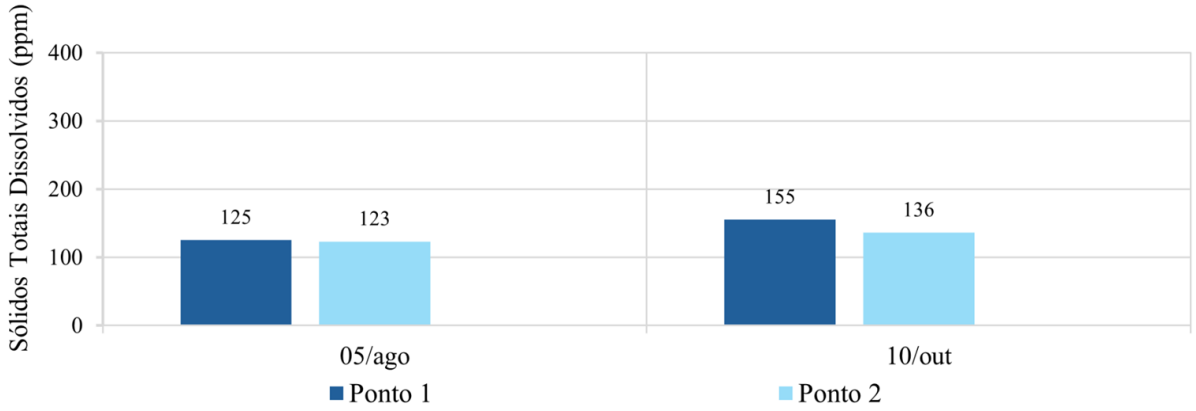


Figura 10: Sólidos Totais Dissolvidos (ppm) observados nos pontos de monitoramento da BHNN nas datas de 05/08/2025 e 10/10/2025. Fonte: Primeira autora (2025)

Por fim, os valores de oxigênio dissolvido (Figura 11) evidenciaram contraste entre os pontos amostrados, com concentrações mais baixas no ponto 1 e mais elevadas no ponto 2, indicando diferenças na qualidade da água entre os ambientes analisados. De acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005, corpos d'água de Classe 2 devem apresentar concentrações mínimas de 5,0 mg/L para garantir condições adequadas à biota aquática, parâmetro que não foi atendido no ponto 1 em ambas as campanhas. Nesse contexto, a baixa circulação hídrica associada à presença de matéria orgânica no ponto 1 pode ter intensificado o consumo de oxigênio durante a decomposição, resultando em condições de hipóxia, com tendência à anoxia no período de agosto, incompatíveis com a maioria dos organismos aquáticos. Em contraste, no ponto 2, a maior dinâmica do fluxo e a presença de vegetação marginal possivelmente favoreceram a oxigenação da água, contribuindo para condições ambientais mais estáveis.

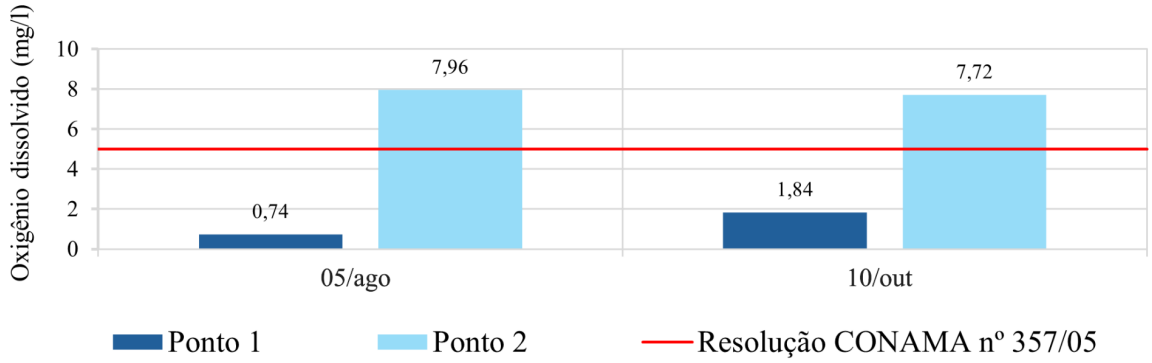


Figura 11: Concentração de oxigênio dissolvido (mg/L) registrada nos pontos de monitoramento da BHNN nas datas de 05/08/2025 e 10/10/2025. Fonte: Primeira autora (2025)

Considerações Finais

Os resultados evidenciam que a qualidade da água no trecho analisado da BHNN está diretamente associada à interação entre o uso e cobertura da terra, as condições hidrodinâmicas locais e o regime pluviométrico antecedente. As campanhas, realizadas em período de estiagem, indicaram predominância de vazão de base e baixa influência imediata do escoamento superficial, embora a distribuição prévia das chuvas possa ter contribuído para a mobilização de solutos na bacia.

Nesse contexto, os contrastes observados entre os pontos monitorados refletem diferentes níveis de intervenção antrópica e conservação ambiental. Trechos com ausência de vegetação ciliar, maior exposição do solo e menor dinâmica de fluxo apresentaram condições mais críticas, com indícios de acúmulo de matéria orgânica e maior concentração de substâncias dissolvidas. Em contrapartida, áreas com presença de vegetação marginal e maior energia do fluxo demonstraram maior estabilidade, sugerindo melhor capacidade de autodepuração do sistema aquático.

Esse padrão evidencia a influência direta do uso do solo sobre o equilíbrio dos sistemas hídricos e reforça a importância das APPs na manutenção da qualidade da água. Ao atuarem na regulação térmica, na retenção de sedimentos e na redução do aporte de poluentes, essas áreas desempenham função essencial na proteção dos cursos d'água. Assim, a predominância de usos agropecuários, associada à fragilidade ou ausência de cobertura ciliar, configura um fator determinante para a degradação ambiental, indicando a necessidade de práticas de manejo mais sustentáveis e de ações de recuperação.

Ainda que o número de campanhas e pontos amostrais tenha sido restrito, foi possível identificar padrões consistentes e avançar na compreensão das relações entre paisagem e qualidade da água. Nesse ínterim, a ampliação do monitoramento, com maior frequência temporal, inclusão de novas variáveis e diversificação espacial das coletas, tende a fortalecer as análises e aprofundar a interpretação dos processos envolvidos.

Todavia, o estudo contribui para o diagnóstico ambiental de uma área de relevância hídrica, especialmente por integrar o sistema do manancial do rio Santo Anastácio, ressaltando a importância da conservação das áreas ripárias e do monitoramento contínuo como estratégias essenciais para a manutenção da qualidade da água e da segurança hídrica regional.

Agradecimentos

À Universidade Estadual Paulista (UNESP), ao corpo docente e à orientadora pelo apoio no desenvolvimento da pesquisa. Aos órgãos responsáveis pela disponibilização dos dados utilizados.

Referências Bibliográficas

BARRETO, L. V.; FRAGA, M. S.; BARROS, F. M.; ROCHA, F. A.; AMORIM, J. S.; CARVALHO, S. R.; BONOMO, P; SILVA, D. P. Relação entre vazão e qualidade da água em uma seção de rio. **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, v. 9, n. 1, 2014.

BOTTINO, F. **Estudo experimental e matemático de qualidade da água com base na ecohidrologia fluvial de pequenas bacias**: estudo de caso do rio Canha, baixo ribeira de Iguape, SP. 2008. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005.** Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, DF: MMA, 18 mar. 2005.

CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. D. C. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 6, n. 1, p. 71-82, 2001.

CETESB. **Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo**: Relatório de 2023. São Paulo: Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, 2023.

DIBIESO, E. P. **Planejamento ambiental da bacia hidrográfica do Córrego do Limoeiro – Presidente Prudente (SP)**. 2007. 167 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente, 2007.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

FIGUR, C.; REIS, J. T. A influência do uso e cobertura da terra nos parâmetros da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Abaúna, em Getúlio Vargas, RS. **Ciência e Natura**, v. 39, n. 2, p. 352–365, 2017.
INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. **Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa (BDMEP)**. Brasília, 2025.

MARGALEF, F. **Liminología**. Barcelona: Omega, 1983.

RODRÍGUEZ, M. P. **Avaliação da qualidade da água da bacia do alto Jacaré-Guaçu/SP (Ribeirão do Feijão e Rio do Monjolinho) através de variáveis físicas, químicas e biológicas**. 2001. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001.

VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2014.

QUALIDADE DA ÁGUA NO BAIXO DO RIO SÃO FRANCISCO NOS ANOS DE 2021 E 2022: ABORDAGEM INTEGRADA COM IQA, PCA E HCA

1 Maria Gabriely de Oliveira Rocha de Souza, 2 Samir Hipólito dos Santos, 3 José Carlos Freitas de Sá Filho, 4 Adnívia Santos Costa Monteiro

1 Universidade Federal de Sergipe, e-mail: mariagabrielyors@gmail.com; 2 Universidade Federal de Sergipe, e-mail: samirhipolito@gmail.com; 3 Universidade Federal de Sergipe, e-mail: : carlos.freitassafilho@gmail.com; 4 Universidade Federal de Sergipe, e-mail: adnivia@academico.ufs.br

Palavras-chave: Monitoramento; Recursos Hídricos; Análise multivariada.

Resumo

A qualidade da água é um fator essencial para a manutenção da vida, sendo necessário que o monitoramento da água de bacias e rios seja realizado com frequência, analisando as características físico-químicas, biológicas e de que forma elas são influenciadas por ações antrópicas. Este estudo teve como objetivo avaliar a qualidade da água do Baixo Rio São Francisco (BRSF) nos anos de 2021 e 2022. Foram coletados dados (pH, oxigênio dissolvido, coliformes, demanda bioquímica de oxigênio, temperatura da água, turbidez, nitrogênio total, fósforo total, sólidos totais dissolvidos e o índice de qualidade da água) disponíveis no site da SERHIDRO, lançado pelo governo de Sergipe e analisados integrando análises multivariadas como PCA e HCA para definir padrões na evolução da composição e/ou manutenção da qualidade da água do BRSF. Os resultados mostraram que a PC1 e a PC2 foram suficientes para entender a estrutura dos dados obtidos, mostrando a existência de heterogeneidade espacial no sistema, com a identificação de áreas sob maior influência de poluição, associadas principalmente à presença de matéria orgânica. Além disso, de acordo com o estudo, identificou-se através das áreas de menor impacto, que o BRSF é influenciado por processos naturais, como intemperismo e carreamento de sedimentos. O HCA demonstrou influência da sazonalidade, indicando maior concentração de nutrientes em áreas de menor vazão de água, pois nestas áreas há menor diluição de nutrientes. Dessa forma, a PCA e a HCA mostraram-se eficientes na análise dos dados, permitindo melhor compreensão do assunto.

Introdução

O monitoramento da qualidade da água tem se tornado uma preocupação na gestão ambiental e de recursos hídricos, principalmente pelo crescimento de ações antrópicas que afetam diretamente a composição físico-química, biológica e a dinâmica de transporte de substâncias nos sistemas aquáticos. Neste contexto, é importante compreender a dinâmica dos sistemas fluviais, identificando fontes de poluição. No entanto, a avaliação da qualidade da água utilizando parâmetros isolados apresenta limitações, pois os rios e as bacias são sistemas complexos e controlados por inúmeras variáveis (MUNIZ; OLIVEIRA-FILHO, 2023).

No estado de Sergipe, regiões como o baixo Rio São Francisco (BRSF) são caracterizadas por intensas atividades antrópicas, como a liberação de poluentes das cidades ribeirinhas e agricultura, mas também pela forte influência da sazonalidade. Portanto, o emprego de análises estatísticas multivariadas de dados combinada aos parâmetros de qualidade mostra-se eficaz na compreensão de processos sofridos pelos sistemas hídricos (BRITTO *et al*., 2018).

Nessa abordagem, o Índice de Qualidade da Água (IQA), a Análise de Componentes Principais (PCA) e a Análise de Agrupamento Hierárquico (HCA) têm sido destaques na análise de qualidade da água, pois permitem reduzir a dimensionalidade dos dados, identificar padrões e características isoladas, agrupando amostras e variáveis com base na similaridade entre elas (GAUTMAN *et al*., 2024; COSTA *et al*., 2020; ARIMAN *et al*., 2024).

Diante disso, o presente estudo teve como objetivo avaliar a qualidade da água da bacia hidrográfica no Baixo São Francisco nos anos de 2021 e 2022 por meio de parâmetros do Índice de Qualidade da Água (IQA), integrando análises multivariadas (PCA e HCA).

Material e Métodos

Área de estudo

A área de estudo selecionada engloba o baixo Rio São Francisco, localizado na região Nordeste do Brasil, principalmente os estados Sergipe e Alagoas. Este trecho está localizado à jusante da Usina Hidrelétrica de Xingó (com capacidade de armazenamento de até 3,8 bilhões m^3) até a foz no Oceano Atlântico, região de alta relevância ambiental (SANTANA, 2017; MEDEIROS *et al*., 2014).

O baixo Rio São Francisco é uma região de grande importância para as comunidades ribeirinhas, que dependem dos recursos hídricos para sobrevivência, realizando atividades de abastecimento, pesca e agricultura (SANTANA, 2017; CBHSF, 2026). No entanto, apesar de ser importante para a conservação da biodiversidade, esta região ainda carece de unidades de conservação (FUNDAJ, 2026). O curso do rio está alterado pela presença de barragens, que controlam totalmente o regime hídrico e influenciam na vazão e arraste de sedimentos (MEDEIROS *et al*., 2014). As características físico-químicas da água do rio são controladas por uma combinação de processos naturais e antrópicos, principalmente pela regulação das barragens, intemperismo, evaporação e intrusão salina (MEDEIROS *et al*., 2014; SANTOS, 2020).

Dados hidroquímicos

Para análise da qualidade da água superficial do baixo Rio São Francisco foram usados os dados disponíveis no observatório dedicado à gestão dos recursos hídricos em Sergipe, o SERHIDRO, lançado pelo governo de Sergipe e mantido pela Secretaria do Estado de Meio Ambiente, Sustentabilidade e Ações Climáticas (SEMAC). Os parâmetros considerados incluíram pH, oxigênio dissolvido (OD), coliformes, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), temperatura da água, turbidez, nitrogênio total (NT), fósforo total (PT), sólidos totais dissolvidos (STD) e o índice de qualidade da água (IQA). O cálculo do IQA foi realizado através do produto desses nove parâmetros, com seus respectivos pesos baseados nas informações descritas pela CETESB (ANA, s.d.). Os dados analisados abrangeram os anos de 2021 e 2022, em 6 pontos de amostragem no Baixo Rio São Francisco (Tabela 01). As amostras foram identificadas por meio de um código, no qual o primeiro algarismo indica o ano de coleta (1 = 2021; 2 = 2022), a letra intermediária representa o período hidrológico (C = chuvoso; S = seco) e o último algarismo corresponde à numeração sequencial da amostra. Após coleta de dados, foram classificados os meses de março a agosto como período chuvoso, e os meses de setembro a fevereiro como período seco. A matriz foi utilizada para a aplicação da análise de componentes principais (PCA) e da análise de agrupamento hierárquico (HCA).

Ponto	Amostras	Coordenadas UTM x	Coordenadas UTM y
F01	1C1; 1S1; 2C1; 2S1	731219	8866574
F02	1C2; 1S2; 2C2; 2S2	759602	8841593
F03	1C3; 1S3; 2C3; 2S3	755430	8846238
F04	1C4; 1S4; 2C4; 2S4	740175	8852688
F05	1C5; 1S5; 2C5; 2S5	742109	8829536
F06	1C6; 1S6; 2C6; 2S6	687298	8903622

Tabela 01: Localização geográfica dos pontos de monitoramento no Baixo Rio São Francisco.

Análise Multivariada de dados

A análise multivariada de dados foi empregada com o objetivo de avaliar a influência dos parâmetros físico-químicos nas 24 amostras de água coletadas no baixo curso do rio São Francisco, possibilitando a identificação de potenciais fontes de origem antrópica e/ou natural. Para isso, foi construída uma matriz de dados de dimensão 24 × 10, na qual as amostras foram dispostas nas linhas e os parâmetros nas colunas. Previamente às análises, os dados foram normalizados por meio do autoescalamento (Z-Scores), a fim de minimizar os efeitos de diferenças de escala entre as variáveis e garantir a comparabilidade entre os parâmetros analisados na PCA e HCA. A ferramenta de linguagem Gemini (Google) foi utilizada na etapa de referências bibliográficas como análise adicional para verificação de acordo com as Normas ABNT (NBR - 6023).

Resultados e Discussão

A Tabela 02 apresenta os valores dos parâmetros físico-químicos e do índice de qualidade da água (IQA) determinados para as 24 amostras coletadas nos 6 pontos do baixo curso do rio São Francisco, os quais foram utilizados na análise multivariada. Os dados coletados do IQA indicaram uma variação entre as faixas “regular” e “boa” ao longo dos períodos chuvosos e secos de 2021 e 2022 (ANA, s.d.). Estes resultados sugerem que a presença de atividades antropogênicas e/ou fontes naturais que ocorrem na região influenciam nessa oscilação da qualidade da água, tornando-se importante realizar o monitoramento e manutenção para aplicar melhorias.

Amostra	pH	OD	Coliformes	DBO	Temperatura	Turbidez	NT	PT	STD	IQA
1C1	8,11	6,99	33000	3,80	24,61	21,99	1,00	0,36	912,82	46
1C2	5,98	4,76	33000	6,10	27,15	0,85	0,50	0,09	53,18	52
1C3	7,45	6,44	13	3,60	24,26	18,23	0,50	0,11	227,92	77
1C4	8,05	7,54	2000	4,30	23,84	5,95	0,50	0,10	929,13	61
1C5	5,26	3,78	79	0,50	23,85	11,86	0,50	0,49	43,41	55
1C6	8,04	6,66	6800	13,70	26,84	21,57	0,80	0,21	3669,72	53
1S1	7,43	2,42	4000	4,40	27,94	3,95	0,42	0,57	1388,19	42
1S2	5,83	4,53	49	0,50	27,75	0,16	0,18	0,04	60,37	72
1S3	7,12	6,77	330	0,50	24,90	14,18	0,36	0,04	187,16	74
1S4	7,66	6,91	330	16,30	24,40	3,29	0,20	0,04	831,30	60
1S5	5,16	1,92	1700	0,51	26,50	20,51	0,02	0,13	73,97	44
1S6	8,05	8,51	94000	19,70	28,89	28,17	1,08	0,21	3728	39
2C1	8,10	6,88	460	7,60	24,18	14,13	1,34	0,20	819,97	63
2C2	6,20	4,55	4,50	0,50	25,93	0,60	0,68	0,03	54,38	80
2C3	7,66	7,09	130	0,50	23,51	21,01	0,87	0,05	226,19	75
2C4	8,12	7,65	790	0,50	22,80	7,36	0,75	0,04	880,96	67
2C5	5,58	2,91	70000	0,50	23,68	4,56	0,87	0,02	45,17	42

2C6	8,25	7,10	6800	7,60	25,52	49,54	3,01	0,48	2891,57	47
2S1	7,33	2,18	1300	0,50	29,38	5,36	0,85	0,43	880,81	46
2S2	5,76	3,95	1,80	37,90	28,83	0,10	0,50	0,16	60,13	50
2S3	7,22	6,33	680	0,50	25,70	9,58	0,55	0,16	151,66	69
2S4	7,7	6,6	130	0,5	24,81	2,92	0,5	0,16	764,68	71
2S5	5,28	0,87	110	0,5	27,43	5,77	0,5	0,15	60,33	45
2S6	8,14	7,73	7900	34,3	30,31	17,78	2,8	0,19	3509,47	36

Tabela 02: Variáveis físico-químicas e índice de qualidade da água (IQA) utilizadas na análise multivariada das amostras do baixo curso do rio São Francisco.

As componentes principais PC1 e PC2 foram utilizadas para analisar a tendência dos dados obtidos, correspondendo a 61,13% da variância total acumulada no sistema e com valores de pesos maiores do que 1,0 para as duas primeiras componentes principais, tornando-as suficientes para explicar a variância total acumulada. A Figura 01 apresenta o gráfico de pesos (círculo de correlações), no qual são evidenciadas as correlações entre os parâmetros físico-químicos analisados e o índice de qualidade da água (IQA), permitindo identificar associações e possíveis padrões de comportamento entre as variáveis.

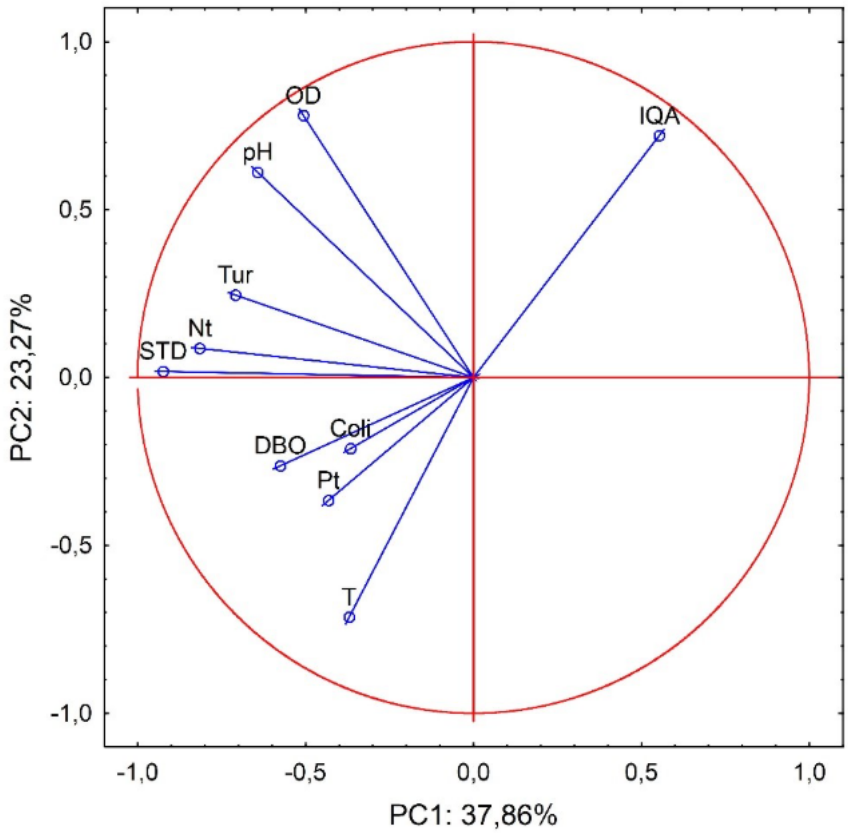


Figura 01: Gráfico de pesos dos parâmetros de qualidade de água do baixo do Rio São Francisco.

A PC1, responsável por 37,86% da variância total explicada, representa o principal gradiente de variação do conjunto de dados. Observa-se que o índice de qualidade da água (IQA) apresenta carga fatorial (loading) positiva, posicionando-se no lado positivo do eixo da PC1, enquanto a maioria das variáveis físico-químicas apresentam cargas fatoriais (loading) negativas da PC1. Essa configuração indica correlação inversa entre o IQA e essas variáveis, sugerindo que o aumento nos valores desses parâmetros está associado à diminuição da qualidade da água. Assim, a PC1 pode ser interpretada como um gradiente de qualidade ambiental, discriminando amostras com melhores condições (escores positivos) daquelas com maior influência de fatores que reduzem a qualidade (escores negativos).

Cabe ressaltar que a interpretação das cargas fatoriais deve ser realizada de forma integrada, uma vez que variáveis com cargas negativas não representam, isoladamente, poluição, mas sim sua contribuição para a estrutura de variância do sistema multivariado.

A PC2, responsável por 23,27% da variância total, evidencia um segundo eixo ortogonal de variação, associado à diferenciação entre processos naturais e aportes relacionados à matéria orgânica. Variáveis como oxigênio dissolvido (OD) e pH apresentam cargas fatoriais positivas mais elevadas, eixo positivo da PC2, enquanto variáveis como coliformes termotolerantes, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), fósforo total (PT) e temperatura apresentam cargas fatoriais negativas, eixo negativo da PC2. Essa oposição sugere um contraste entre condições de maior oxigenação e equilíbrio químico, possivelmente associadas a processos naturais, e condições influenciadas por aporte de matéria orgânica, tipicamente relacionadas a fontes antrópicas.

A turbidez, o nitrogênio total (NT) e os sólidos totais dissolvidos (STD) apresentam cargas fatoriais positivas na PC2, entretanto, suas projeções nesse eixo são reduzidas, indicando baixa contribuição relativa para essa componente. Dessa forma, a variabilidade dessas variáveis está predominantemente associada à PC1, refletindo maior influência no gradiente principal de qualidade da água.

A PCA dos scores das amostras (Figura 02) evidenciou a formação de quatro grupos distintos, com base na tendência entre as amostras com relação aos parâmetros físico-químicos. Esses agrupamentos refletem a organização dos dados em função das características físico-químicas, indicando possíveis influências sazonais (períodos secos e chuvosos), variações interanuais e diferentes níveis de qualidade da água, corroborando os padrões observados na PCA.

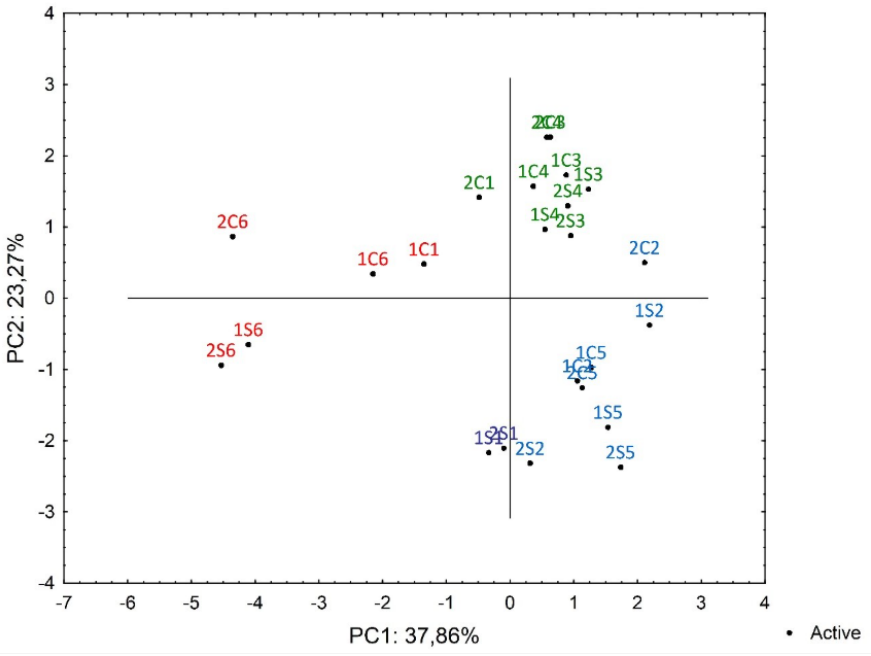


Figura 02: Gráfico de Scores dos parâmetros de qualidade de água do baixo do Rio São Francisco.

O primeiro grupo (cor vermelha) que foi formado pelas amostras 1C1, 1C6, 1S6, 2C6 e 2S6, localizados predominantemente no eixo de valores negativos para PC1 e positivos para PC2 (quadrante superior esquerdo), demonstrou pior qualidade da água, associada a ambientes degradados, com alto índice de DBO, coliformes termotolerantes, fósforo e esgoto doméstico. Como a maioria das amostras são de período chuvoso, os dados sugerem que estes pontos são críticos, de forma que a chuva não foi suficiente para diluir a poluição nesses pontos críticos e melhorar a qualidade da água. Seguindo esta tendência, o grupo de amostras de cor azul indicaram uma qualidade intermediária da água, localizadas principalmente no eixo de valores positivos para PC1 e valores negativos para PC2. As amostras 1S2, 1S5, 1C2, 1C5, 2S2, 2S5 E 2C5 são predominantes de período seco, portanto como há menor índice de chuva, a concentração de poluentes pode ser maior, sendo influenciadas por fatores como temperatura, disposição de nutrientes e possivelmente por influências naturais.

O terceiro grupo, representado pela cor verde e amostras 1S3, 1S4, 1C3, 1C4, 2S3, 2S4, 2C1, 2C3 e 2C4, foi caracterizado pelo alto índice de qualidade da água, ou seja, condições mais preservadas do rio. Com relação ao clima, o predomínio neste grupo foi de amostras em períodos chuvosos, proveniente de uma maior vazão e diluição de componentes, melhorando a oxigenação das águas do rio. O quarto grupo, representado pela cor roxa e as amostras 1S1 e 2S1, é um grupo isolado, próximo ao eixo do PC1 e no eixo negativo do PC2. Como possui comportamento distinto dos outros grupos, sendo representado apenas por amostras do período seco, é possível que nestes pontos houve uma menor vazão, e maior acúmulo de nutrientes.

Análise de agrupamento hierárquico (HCA)

A HCA tem como objetivo classificar amostras em grupos com base no grau de similaridade entre elas, de forma que aquelas mais próximas são as mais semelhantes. Cada linha representa uma amostra, e essa similaridade é geralmente calculada por meio da distância euclidiana e pelo método de Ward.

Essa estrutura hierárquica é representada por um dendograma, no qual as linhas horizontais representam a junção de grupos. Através da Figura 03 foi possível verificar a HCA feita para os dados analisados dos parâmetros de qualidade da água do baixo do Rio São Francisco.

É possível observar a formação de 3 grupos distintos, o primeiro grupo dos parâmetros sólidos totais dissolvidos, nitrogênio total e turbidez, o segundo grupo formado pela temperatura da água, demanda bioquímica de oxigênio e coliformes termotolerantes e o terceiro grupo representado pelo pH e oxigênio dissolvido. Como já foi avaliado pela PCA, a HCA confirma que o terceiro grupo é um indicador de boa qualidade da água, por isso está ligado também ao IQA. Já o segundo grupo que

correlaciona DBO e coliformes totais representam poluição por matéria orgânica, que influencia também na temperatura da água. E o grupo um que relaciona nutrientes e sólidos totais dissolvidos está ligado também ao fósforo total, sugerindo influência no carreamento de sedimentos devido às chuvas. Estes resultados estão de acordo com a análise de componentes principais, demonstrando padrões consistentes dos dados.

Foi realizada também a construção de um dendograma de scores (amostras), representado pela Figura 04. Foi traçada uma linha de Fenon, para melhor visualização dos clusters formados. Este corte definiu 4 grupos, representados pelas cores verde, laranja, azul e vermelho. As amostras de cor verde, com baixa distância e maior similaridade estão associadas a um alto IQA e alto OD, portanto menor degradação ambiental. As amostras representadas pela cor laranja formam um grupo isolado, se conectando com outros grupos apenas por distâncias maiores. Como estes pontos apresentam comportamentos próprios, é possível que eles estejam sofrendo forte influência da sazonalidade, acumulando uma maior quantidade de nutrientes no período de seca. O grupo azul com amostras mais espaçadas e sendo representados por amostras de períodos chuvosos e de seca, apresentam uma similaridade moderada, com condições intermediárias. E o grupo vermelho, o qual está mais separado dos demais, sugere que as amostras estão com maior poluição orgânica. Ambos os gráficos, representados pelas Figuras 3 e 4, demonstram que os anos não tiveram diferenças significativas, tendo a variação da qualidade dos parâmetros controlada pela sazonalidade e localização dos pontos de coleta.

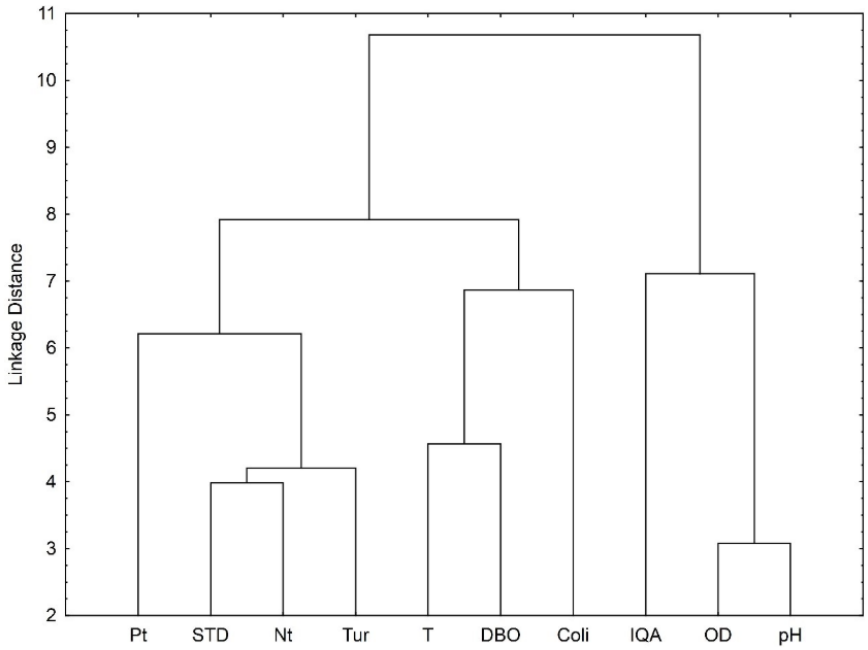


Figura 03: Dendograma dos parâmetros de qualidade de água do baixo do Rio São Francisco.

É possível observar a formação de 3 grupos distintos, o primeiro grupo dos parâmetros sólidos totais dissolvidos, nitrogênio total e turbidez, o segundo grupo formado pela temperatura da água, demanda bioquímica de oxigênio e coliformes termotolerantes e o terceiro grupo representado pelo pH e oxigênio dissolvido. Como já foi avaliado pela PCA, a HCA confirma que o terceiro grupo é um indicador de boa qualidade da água, por isso está ligado também ao IQA. Já o segundo grupo que correlaciona DBO e coliformes totais representam poluição por matéria orgânica, que influencia também na temperatura da água. E o grupo um que relaciona nutrientes e sólidos totais dissolvidos está ligado também ao fósforo total, sugerindo influência no carreamento de sedimentos devido às chuvas. Estes resultados estão de acordo com a análise de componentes principais, demonstrando padrões consistentes dos dados.

Foi realizada também a construção de um dendograma de scores (amostras), representado pela Figura 04. Foi traçada uma linha de Fenon, para melhor visualização dos clusters formados. Este corte definiu 4 grupos, representados pelas cores verde, laranja, azul e vermelho. As amostras de cor verde, com baixa distância e maior similaridade estão associadas a um alto IQA e alto OD, portanto menor degradação ambiental. As amostras representadas pela cor laranja formam um grupo isolado, se conectando com outros grupos apenas por distâncias maiores. Como estes pontos apresentam comportamentos próprios, é possível que eles estejam sofrendo forte influência da sazonalidade, acumulando uma maior quantidade de nutrientes no período de seca. O grupo azul com amostras mais espaçadas e sendo representados por amostras de períodos chuvosos e de seca, apresentam uma similaridade moderada, com condições intermediárias. E o grupo vermelho, o qual está mais separado dos demais, sugere que as amostras estão com maior poluição orgânica. Ambos os gráficos, representados pelas Figuras 3 e 4, demonstram que os anos não tiveram diferenças significativas, tendo a variação da qualidade dos parâmetros controlada pela sazonalidade e localização dos pontos de coleta.

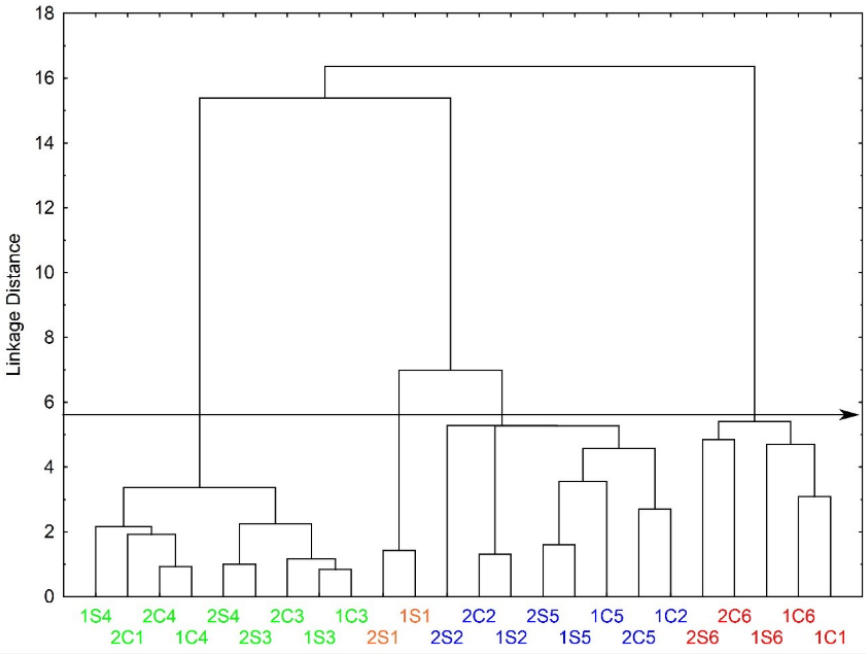


Figura 04: Dendograma das amostras de água do baixo do Rio São Francisco.

Considerações finais

O monitoramento da qualidade da água tem se consolidado como uma ferramenta essencial na gestão de recursos hídricos, especialmente em sistemas fluviais complexos como o baixo curso do rio São Francisco, que vêm sofrendo crescente pressão de atividades antrópicas capazes de alterar suas características físico-químicas. Neste estudo, a análise de componentes principais (PCA) demonstrou que as duas primeiras componentes (PC1 e PC2) foram suficientes para descrever a estrutura dos dados, explicando 61,13% da variância total. A PC1 foi associada ao principal gradiente de qualidade da água, evidenciando a relação inversa entre o índice de qualidade da água (IQA) e os parâmetros físico-químicos, enquanto a PC2 permitiu diferenciar processos naturais daqueles relacionados ao aporte de matéria orgânica. Embora os valores de IQA indiquem, de forma geral, uma condição satisfatória da qualidade da água, a análise multivariada revelou a existência de heterogeneidade espacial no sistema, com a identificação de áreas sob maior influência de poluição, associadas principalmente à presença de matéria orgânica (elevados valores de DBO, coliformes e fósforo total), e áreas com menor impacto, mais relacionadas a processos naturais, como intemperismo e carreamento de sedimentos. As regiões com maior carga orgânica foram consideradas críticas, uma vez que podem comprometer a capacidade de autodepuração do sistema aquático. Por outro lado, os pontos com menor nível de impacto indicam a predominância de processos naturais, possivelmente intensificados por variações hidrológicas, como o aumento da vazão durante períodos chuvosos. A análise de agrupamento hierárquico (HCA) corroborou com os resultados obtidos pela PCA, evidenciando a formação de grupos distintos de amostras e confirmando a influência da sazonalidade na dinâmica da qualidade da água, especialmente em áreas suscetíveis ao acúmulo de nutrientes. Dessa forma, os resultados destacam a importância da aplicação integrada de técnicas multivariadas na avaliação da qualidade da água, permitindo uma compreensão mais abrangente dos processos que controlam a variabilidade do sistema e que pode subsidiar estratégias mais eficazes de monitoramento e gestão ambiental.

Agradecimentos

Os autores agradecem a CNPQ e a CAPES pelo financiamento, ao Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos (PRORH) da Universidade Federal de Sergipe (UFS) e a SEMAC-SE pela disponibilidade dos dados essenciais para realização desta pesquisa. Ao laboratório de Tecnologia e Monitoramento Ambiental (LTMA) da UFS pela infraestrutura disponibilizada.

Referências Bibliográficas

ARIMAN, S.; SOYDAN-OKSAL, N. G.; BEDEN, N.; AHMADZAI, H. Assessment of groundwater quality using PCA and water quality index. ***Water***, v. 16, n. 11, p. 1570, 2024. Disponível em: https://doi.org/10.3390/w16111570.

BRASIL. AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). ***Portal da Qualidade das Águas***. Brasília, DF: ANA, 2026. Disponível em: https://www.ana.gov.br/portalpnqa/indicadores-indice-aguas.aspx.

BRASIL. FUNDAÇÃO JOAQUIM NABUCO (FUNDAJ). ***Unidades de conservação do Baixo São Francisco***. Recife: FUNDAJ, 2026. Disponível em: https://www.gov.br/fundaj/pt-br/destaques/observa-fundaj-itens/observa-fundaj/revitalizacao-de-bacias/unidades-de-conservacao-do-baixo-sao-francisco. Acesso em: 8 abr. 2026.

BRITTO, F. B.; ANDRADE, E. M.; ARAÚJO, L. F. P.; SILVA, M. G.; MEIRELES, A. C. M. Avaliação da qualidade da água superficial dos principais afluentes do baixo rio São Francisco em Sergipe. ***Revista Brasileira de Recursos Hídricos***, Porto Alegre, v. 23, e18, 2018. Disponível em: https://doi.org/10.1590/2318-0331.231820170131.

COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO FRANCISCO (CBHSF). ***O Baixo São Francisco***. Maceió: CBHSF, 2026. Disponível em: https://cbhsaofrancisco.org.br/noticias/documentos/o-baixo-sao-francisco/. Acesso em: 8 abr. 2026.

COSTA, D. A.; AZEVEDO, J. P. S.; SANTOS, M. A.; ASSUMPÇÃO, R. S. F. V. Water quality assessment based on multivariate statistics and water quality index of a strategic river in the Brazilian Atlantic Forest. ***Scientific Reports***, v. 10, n. 21610, 2020. Disponível em: https://doi.org/10.1038/s41598-020-78563-0

GAUTAM, V. K.; KOTHARI, M.; AL-RAMADAN, B.; SINGH, P. K.; UPADHYAY, H.; PANDE, C. B.; ALSHEHRI, F.; YASEEN, Z. M. Groundwater quality characterization using an integrated water quality index and multivariate statistical techniques. ***Plos One***, v. 19, n. 5, e0294533, 2024. Disponível em: https://doi.org/10.1371/journal.pone.0294533.

MEDEIROS, Y. D. P.; SILVA, G. N.; SANTOS, C. A. G. Impactos das alterações hidrológicas no baixo curso do rio São Francisco. ***Geobrasiliensis***, Brasília, DF, v. 3, n. 1, p. 1–15, 2014.

MUNIZ, D. H. F.; OLIVEIRA-FILHO, E. C. Multivariate statistical analysis for water quality assessment. ***Hydrology***, v. 10, n. 10, p. 195, 2023. Disponível em: https://www.mdpi.com/2306-5338/10/10.

SANTANA, Marcos Aurélio Soares. ***Dinâmica ambiental e uso dos recursos hídricos no baixo rio São Francisco***. 2017. 102f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, SE, 2017.

SANTOS, Rogério da Silva. ***Variação temporal da carga de nutrientes e clorofila no Baixo São Francisco para os anos de 2008, 2009 e 2010***. 2020. 91f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Instituto de Geografia, Desenvolvimento e Meio Ambiente, Universidade Federal de Alagoas, Maceió, 2020.

ESTIMATIVA DA CLOROFILA-*A* NA ALBUFEIRA DO VILAR COM SENTINEL-2 E MODELOS LOCAIS DE MACHINE LEARNING

1 Gabriel Silva, 1 Anabela Peixoto

[1] EDP Labelec, Sacavém, Portugal. E-mail: gabriel.silva@edp.com; anabela.peixoto@edp.com

Palavras-chave: Deteção remota; Qualidade da água; Clorofila-*a*; Sentinel-2; Machine learning

Resumo

A albufeira do Vilar (norte de Portugal) é um sistema eutrófico de elevada importância para a produção hidroelétrica e para o abastecimento público de água, cuja monitorização da qualidade da água é tradicionalmente assegurada por campanhas de amostragem *in situ*. Apesar da elevada fiabilidade analítica das análises laboratoriais, a sua reduzida cobertura espacial e temporal limita a caracterização da variabilidade intra-anual e espacial do sistema, reforçando o interesse na deteção remota como ferramenta complementar.

Este estudo avaliou o desempenho de modelos locais de aprendizagem automática na estimativa da concentração de clorofila-*a* a partir de imagens Sentinel-2, tendo como referência o produto operacional gerado pelo processador *Case-2 Regional CoastColour* (C2RCC). Para o efeito, foram utilizados 63 *match-ups* entre determinações laboratoriais de clorofila-*a* e imagens Sentinel-2, previamente sujeitas a correção atmosférica com o C2RCC. A modelação recorreu a refletâncias corrigidas, índices espectrais e variáveis temporais cíclicas, avaliando diferentes algoritmos baseados em *ensembles* de árvores. O desempenho preditivo foi avaliado num conjunto de teste independente, utilizando o coeficiente de determinação (R^2), a raiz do erro quadrático médio (RMSE) e o erro absoluto médio (MAE).

O modelo *Light Gradient Boosting Machine* (LightGBM), com transformação logarítmica da variável resposta, apresentou o melhor desempenho (R^2 = 0,27; RMSE = 3,40 mg.m^{-3}; MAE = 2,79 mg.m^{-3}). Em contraste, o produto C2RCC revelou desempenho substancialmente inferior (RMSE = 9,46 mg.m^{-3}; MAE = 7,92 mg.m^{-3}; R^2 = −4,67). De um modo geral, os resultados indicam que modelos de aprendizagem automática calibrados localmente apresentam maior capacidade para captar relações não lineares em massas de água interiores opticamente complexas, constituindo uma ferramenta complementar robusta para a monitorização ambiental e o apoio à gestão dos recursos hídricos.

Introdução

A monitorização contínua da qualidade da água em ecossistemas aquáticos interiores é fundamental para a gestão sustentável dos recursos hídricos, sobretudo em albufeiras sujeitas a pressões antrópicas, onde são comuns fenómenos de eutrofização. A qualidade da água nestes sistemas condiciona múltiplos usos, incluindo o abastecimento público, a produção de energia hidroelétrica, a irrigação e atividades recreativas, assumindo por isso elevada relevância ambiental, económica e operacional.

Embora as medições *in situ* forneçam dados analiticamente robustos e indispensáveis para a caracterização da qualidade da água, a sua natureza pontual e a frequência limitada das campanhas de amostragem restringem a capacidade de acompanhar a variabilidade espacial e temporal destes sistemas. Esta limitação dificulta a deteção atempada de fenómenos transitórios, como florações fitoplanctónicas, aumentos súbitos de turvação ou alterações rápidas na transparência da água (Gholizadeh et al., 2016; Chen et al., 2025).

Neste contexto, a deteção remota por satélite tem-se afirmado como uma ferramenta complementar de elevado potencial para a monitorização da qualidade da água. A constelação Sentinel-2, integrada no programa Copernicus, disponibiliza imagens multiespectrais, com resolução espacial entre 10 e 60 m e frequência de revisitação adequada a aplicações operacionais. Em particular, as bandas do visível, *red-edge* e infravermelho próximo (NIR) apresentam elevada relevância para a estimativa de parâmetros bio-ópticos, como clorofila-*a*, turvação, sólidos suspensos e profundidade de Secchi, permitindo captar padrões espaciais relevantes em massas de água interiores (Potes et al., 2018; Ansari et al., 2025).

Apesar deste potencial, os algoritmos bio-ópticos genéricos e produtos operacionais baseados em correções atmosféricas generalistas (como o processador *Case-2 Regional CoastColour* (C2RCC), concebido para águas de Caso II) revelam desempenho limitado em massas de água interiores opticamente complexas, onde a coexistência de pigmentos fitoplanctónicos, partículas minerais e matéria orgânica dissolvida altera de forma não linear a resposta espectral. Nestes sistemas, a coexistência de pigmentos fitoplanctónicos, partículas minerais em suspensão e matéria orgânica dissolvida afeta de forma não linear a resposta espectral, reduzindo a robustez de algoritmos desenvolvidos para contextos mais generalistas (Soriano-González et al., 2022; Llodrà-Llabrés et al., 2023).

Nos últimos anos, abordagens empíricas e modelos de aprendizagem automática têm demonstrado elevado potencial para melhorar a estimativa de parâmetros de qualidade da água a partir de dados de deteção remota. Ao captarem relações não lineares entre a reflectância espectral e variáveis biofísicas, estes modelos podem adaptar-se de forma mais eficaz às características óticas específicas de cada sistema, sobretudo quando calibrados com dados locais. Estudos recentes têm reportado melhorias substanciais no desempenho preditivo com recurso a algoritmos como *Random Forest, Gradient Boosting* e outros modelos baseados em *ensembles* de árvores (Ansari et al., 2025; Assaf et al., 2025). No entanto, continua a ser essencial avaliar de forma crítica o desempenho destas abordagens face a produtos operacionais bio-ópticos existentes, como os derivados do processador C2RCC, bem como a sua robustez, interpretabilidade e aplicabilidade em contextos reais de gestão de recursos hídricos.

Apesar dos avanços registados, a evidência sobre o desempenho de modelos calibrados localmente em albufeiras eutróficas de elevada complexidade ótica e forte variabilidade sazonal permanece limitada, em particular no contexto ibérico. Neste enquadramento, o presente estudo tem como objetivo avaliar o contributo da calibração local de modelos de aprendizagem automática na estimativa da concentração de clorofila-*a* na albufeira do Vilar, a partir de imagens Sentinel-2, comparando o seu desempenho com o produto operacional gerado pelo processador C2RCC. O trabalho pretende, assim, analisar o potencial desta abordagem como ferramenta complementar de monitorização ambiental e de apoio à gestão sustentável dos recursos hídricos.

Materiais e Métodos

Área de estudo e dados de campo

A albufeira do Vilar localiza-se no rio Távora, na bacia hidrográfica do Douro, norte de Portugal, tendo entrado em operação em 1965. Apresenta uma área inundada de aproximadamente 670 ha, capacidade total de armazenamento próxima de 100 hm³, área de drenagem de 359 km² e tempo médio de residência da água da ordem dos 400 dias. Do ponto de vista limnológico, trata-se de um sistema monomíctico quente, caracterizado por estratificação térmica entre maio e outubro e classificado como eutrófico segundo os critérios da OCDE (1982).

Para além da sua relevância na produção hidroelétrica (58 MW de potência instalada; produção média anual de 123 GWh), a albufeira desempenha um papel estratégico no abastecimento público de água aos municípios de Sernancelhe, Moimenta da Beira e Tabuaço, justificando a necessidade de monitorização ambiental contínua.

As campanhas de monitorização foram realizadas no âmbito do programa ambiental da EDP, com periodicidade semestral reforçada no período estival, totalizando seis campanhas anuais, das quais três entre junho e setembro. As amostragens incidiram em duas estações de monitorização (A_VA1 e A_VA2), localizadas na proximidade da barragem, ao longo do eixo principal da albufeira (Figura 1).

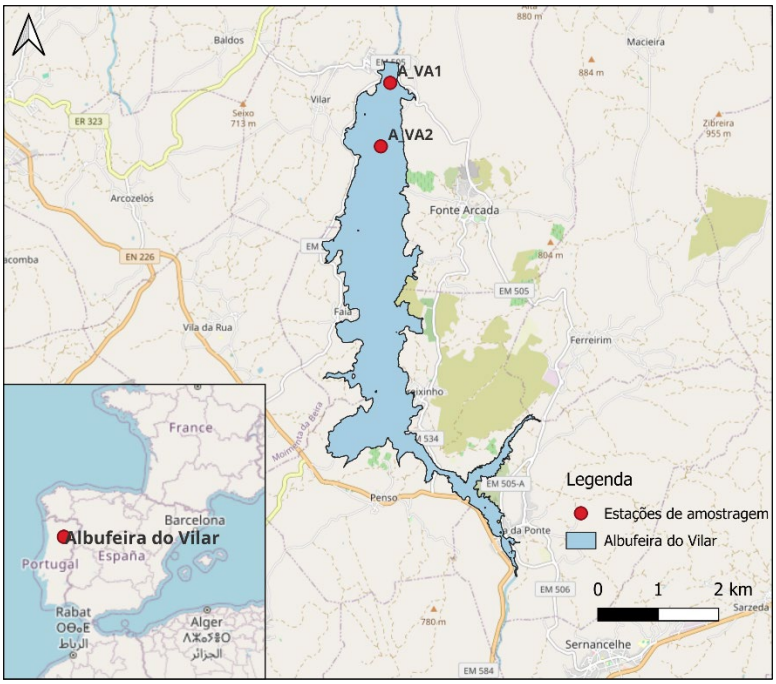


Figura 1 – Localização da albufeira do Vilar e das estações de amostragem

As amostras de água foram recolhidas de forma integrada na zona eufótica, definida entre a superfície e aproximadamente 2,5 vezes a profundidade de Secchi, utilizando uma garrafa Hydro-Bios. A concentração de clorofila-*a* foi determinada por espectrometria de absorção molecular após extração com acetona, de acordo com o método 10200 H – *Chlorophyll* descrito no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, AWWA & WEF, 2023). As análises foram realizadas no laboratório EDP Labelec, acreditado pelo IPAC.

Processamento de imagens Sentinel-2

Foram utilizadas imagens Sentinel-2 de nível L1C (sensor MSI), temporalmente coincidentes com as campanhas de amostragem in situ, admitindo-se uma janela máxima de ± 3 dias. Esta janela foi definida com o objetivo de maximizar o número de match-ups entre observações de campo e imagens satélite, assegurando simultaneamente uma coerência temporal adequada à dinâmica limnológica do sistema.

O pré-processamento foi automatizado em Python através do *Graph Processing Tool* (GPT), integrado no *Sentinel Application Platform* (SNAP), conforme ilustrado na Figura 2. As etapas incluíram: i) leitura, reamostragem e recorte da área de

interesse; ii) identificação de píxeis válidos; iii) correção atmosférica com o algoritmo C2RCC, suportada por dados meteorológicos do ECMWF Reanalysis v5 (ERA5), disponibilizados pelo *European Centre for Medium-Range Weather Forecasts* (ECMWF); iv) seleção de píxeis classificados como água; e v) extração dos valores espectrais numa janela 3×3 centrada nas estações de amostragem.

Para cada *match-up*, foi calculada a média dos píxeis válidos na janela 3×3, excluindo píxeis considerados inválidos, nomeadamente os afetados por nuvens, sombras ou efeitos de bordo. Esta abordagem permitiu reduzir o ruído espacial e mitigar potenciais erros de georreferenciação. O conjunto final incluiu 63 *match-ups* válidos entre dados laboratoriais e imagens Sentinel-2.

Seleção e caracterização das variáveis preditivas

As variáveis preditivas foram derivadas das refletâncias de superfície obtidas após correção atmosférica com o algoritmo C2RCC, complementadas por índices espectrais e variáveis temporais. A seleção baseou-se na literatura e em análise exploratória específica para a albufeira do Vilar, com o objetivo de capturar diferentes processos óticos associados à qualidade da água.

Foram consideradas as bandas Sentinel-2 MSI B2, B3, B4, B5, B6, B7 e B8A, abrangendo o visível, *red-edge* e infravermelho próximo. Estas bandas permitem caracterizar a interação da radiação eletromagnética com pigmentos fotossintéticos, partículas em suspensão e propriedades óticas da coluna de água.

Os índices espectrais incluíram o *Normalized Difference Chlorophyll Index* (NDCI), definido como (B5 – B4)/(B5 + B4), sensível à presença de clorofila-*a*; o *Normalized Difference Turbidity Index* (NDTI), calculado como (B4 – B3)/(B4 + B3), associado à turvação; a razão azul/verde (B2/B3), relacionada com variações em matéria orgânica e absorção na região azul; a razão NIR/vermelho (B8A/B4), indicativa do aumento da reflectância associado à presença de partículas na coluna de água; e dois declives na região do *red-edge*, RE_slope1 e RE_slope2, definidos respetivamente como (B6 – B5)/(B6 + B5) e (B7 – B6)/(B7 + B6), sensíveis a deslocamentos na posição da transição espectral associados a variações em biomassa fitoplanctónica (Tian et al., 2022; Ansari et al., 2025).

Para capturar a variabilidade intra-anual do sistema, foram incluídas variáveis temporais cíclicas, correspondentes ao seno e cosseno do dia do ano e do mês. Esta representação permite modelar a sazonalidade de forma contínua, evitando descontinuidades artificiais associadas a codificação linear do tempo, sendo particularmente relevante em sistemas lênticos sujeitos a forte variabilidade sazonal de produtividade primária (Granata et al., 2024).

A redundância espectral e a multicolinearidade foram mitigadas através de um critério baseado na correlação de Pearson ($|r| > 0{,}9$), eliminando-se, em cada par altamente correlacionado, a variável com menor interpretabilidade física ou relevância espectral. Esta abordagem visa reforçar a estabilidade dos modelos e reduzir o risco de sobreajuste em espaços de elevada dimensionalidade.

O conjunto final de preditores incluiu 13 variáveis: seis índices espectrais (NDCI, NDTI, B2/B3, B8A/B4, RE_slope1 e RE_slope2), três bandas espectrais (B2, B4 e B5) e quatro variáveis temporais cíclicas.

Modelação preditiva

O objetivo da modelação preditiva consistiu em estimar a concentração de clorofila-a a partir das variáveis derivadas de imagens Sentinel-2. Foram avaliados quatro algoritmos de aprendizagem automática para regressão: *Random Forest* (RF), *Extra Trees* (ET), *Light Gradient Boosting Machine* (LightGBM) e *HistGradientBoosting* (HGB). Estes métodos baseados em *ensembles* de árvores foram selecionados pela sua capacidade de modelar relações não lineares, capturar interações complexas entre variáveis e lidar com a elevada colinearidade típica de dados espectrais. Numa fase exploratória inicial, foram igualmente testados modelos de regressão mais simples; no entanto, o seu desempenho revelou-se insuficiente face à complexidade do sistema em estudo, não sendo por esse motivo aqui apresentados.

O conjunto de dados foi dividido em treino/validação (80%) e teste independente (20%). A validação interna foi realizada através de validação cruzada bloqueada no tempo, com três partições sequenciais, assegurando separação temporal estrita entre treino e validação e reduzindo o risco de fuga de informação (*data leakage*).

Durante a fase de treino, foi avaliado o impacto de uma transformação logarítmica da variável resposta, tendo-se observado melhoria na estabilidade dos erros e no desempenho global dos modelos, refletindo a distribuição assimétrica da variável alvo.

A otimização de hiperparâmetros foi realizada com recurso a otimização bayesiana, limitada a 20 iterações por modelo, ajustando parâmetros estruturais e de regularização específicos de cada algoritmo.

A avaliação final foi realizada no conjunto de teste independente, recorrendo ao coeficiente de determinação (R^2), à raiz do erro quadrático médio (RMSE, *Root Mean Square Error*) e ao erro absoluto médio (MAE, *Mean Absolute Error*), permitindo avaliar simultaneamente a capacidade explicativa dos modelos e a precisão das estimativas, bem como efetuar uma comparação consistente entre algoritmos.

Após seleção do modelo com melhor desempenho, foi estimada a importância das variáveis com base nas métricas internas do modelo, permitindo identificar os principais controlos espectrais e temporais da variabilidade da clorofila-*a*.

O desempenho dos modelos foi adicionalmente comparado com o produto operacional de clorofila-*a* fornecido pelo C2RCC, permitindo avaliar o valor acrescentado da abordagem baseada em aprendizagem automática face ao produto físico semi-empírico.

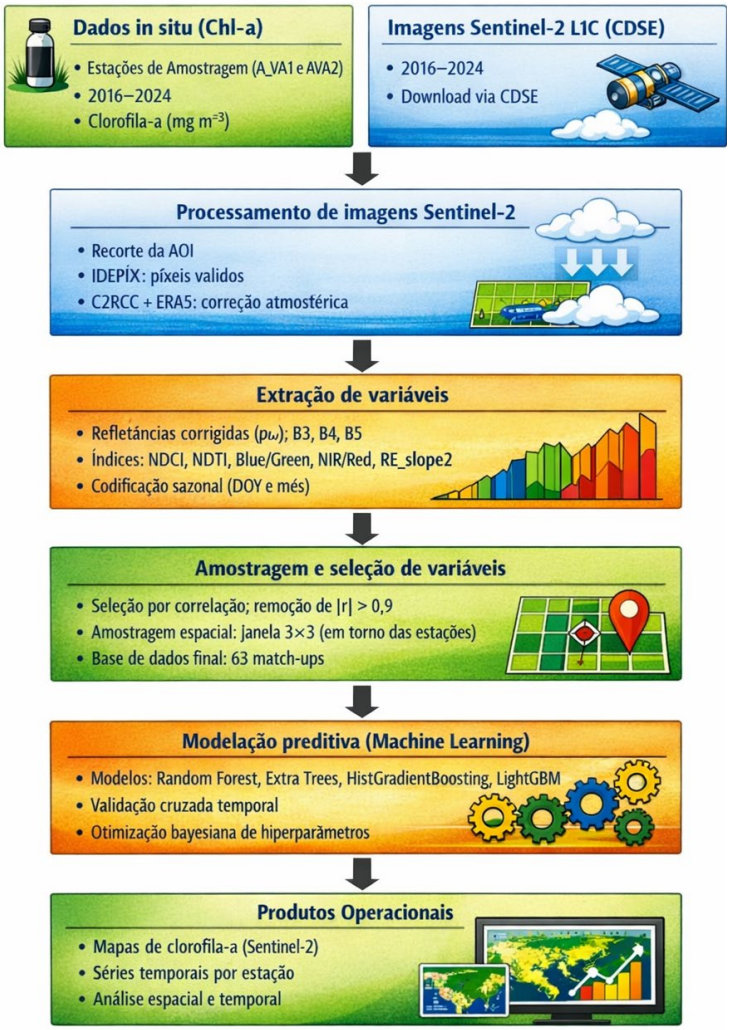


Figura 2 – Fluxo metodológico para estimativa de clorofila-*a* a partir de dados *in situ* e Sentinel-2, incluindo correção atmosférica, engenharia de variáveis, modelação e validação

Resultados e Discussão

A Tabela 1 apresenta as estatísticas descritivas da concentração de clorofila-a determinada *in situ*, com base nas 63 observações laboratoriais utilizadas como dados de referência neste estudo. Os valores variaram entre 1,00 e 50,00 mg.m^{-3}, com média de 9,78 mg.m^{-3} e mediana de 7,50 mg.m^{-3}. A distribuição revelou assimetria positiva acentuada (2,73) e elevada curtose (10,18), indicando a presença de episódios com concentrações mais elevadas e uma distribuição não normal da variável alvo. Para reduzir a influência destes extremos e aproximar a distribuição de normalidade, procedeu-se à transformação logarítmica da variável resposta antes de ajustar determinados modelos, conforme referido na secção de Metodologia.

Tabela 1 – Estatísticas descritivas da concentração de clorofila-*a* (mg.m^{-3}) determinada *in situ*, utilizada no estudo (n = 63).

Estatística	Clorofila-*a* (mg.m^{-3})
n	63
Média	9,78
Desvio-padrão	8,68
Mínimo	1,00
Percentil 25	4,30
Mediana	7,50
Percentil 75	13,20
Máximo	50,00
Assimetria	2,73
Curtose	10,18

O desempenho dos modelos treinados foi avaliado num conjunto de teste independente composto por 13 observações, utilizando o coeficiente de determinação (R^2), a raiz do erro quadrático médio (RMSE) e o erro absoluto médio (MAE). A Tabela 2 sintetiza o desempenho dos três modelos com melhor desempenho e do produto de referência.

Entre os modelos analisados, o *Light Gradient Boosting Machine* (LightGBM), com transformação logarítmica da variável resposta, apresentou o melhor desempenho global (R^2 = 0,27; RMSE = 3,40 mg m^{-3}; MAE = 2,79 mg m^{-3}). Este foi seguido pelos modelos *Extra Trees* e *Random Forest*, igualmente treinados com a variável resposta transformada, cujos valores de R^2 variaram entre 0,12 e 0,19, refletindo um desempenho inferior ao do LightGBM, mas ainda superior ao do produto de referência.

O produto C2RCC, utilizado como termo de comparação, apresentou R^2 negativo (–4,67), bem como valores elevados de RMSE (9,46 mg m^{-3}) e MAE (7,92 mg m^{-3}), evidenciando um afastamento substancial entre as estimativas baseadas na correção atmosférica global e os valores observados. Em termos relativos, o modelo LightGBM permitiu reduzir o MAE em cerca de 65 % face ao C2RCC, representando um ganho materialmente relevante no contexto da monitorização operacional da qualidade da água.

Tabela 2 – Desempenho preditivo dos três modelos com melhor desempenho e do produto de referência C2RCC na estimativa da concentração de clorofila-*a*, avaliado no conjunto de teste independente.

Modelo	RMSE (mg.m^{-3})	MAE (mg.m^{-3})	R^2
LightGBM (log)	3,40	2,79	0,27
Extra Trees (log)	3,59	3,18	0,19
Random Forest (log)	3,74	2,99	0,12
C2RCC (Linha de base)	9,46	7,92	-4,67

Nota: Valores negativos de R^2 indicam desempenho inferior ao modelo de referência baseado na média observada.

A comparação gráfica entre os valores observados e estimados apresentada na Figura 3, mostra que as estimativas do modelo LightGBM se distribuem, em geral, mais próximas da bissetriz (linha 1:1), evidenciando maior concordância com os valores de referência obtidos por ensaios de campo, ao passo que o C2RCC revela desvios sistemáticos e maior dispersão, particularmente para valores baixos de clorofila-*a*. Apesar de persistir alguma variabilidade, sobretudo em concentrações elevadas, a aproximação do modelo local à linha 1:1 confirma a melhoria relativa face ao produto global.

Após a seleção do melhor modelo, foi analisada a importância relativa das variáveis preditivas (Figura 4). O índice NDTI e a razão B2/B3 surgem como as variáveis mais influentes, seguidos pelo declive espectral RE_slope2 e pelas componentes sazonais. Curiosamente, o NDCI, frequentemente utilizado como indicador de clorofila, teve importância reduzida, sugerindo que, nesta albufeira, a turvação e a matéria em suspensão desempenham um papel preponderante na modulação do sinal espectral. Esta análise confirma que a abordagem de aprendizagem automática consegue explorar relações não lineares e combinatórias entre bandas e índices, adaptando-se às características óticas específicas do reservatório.

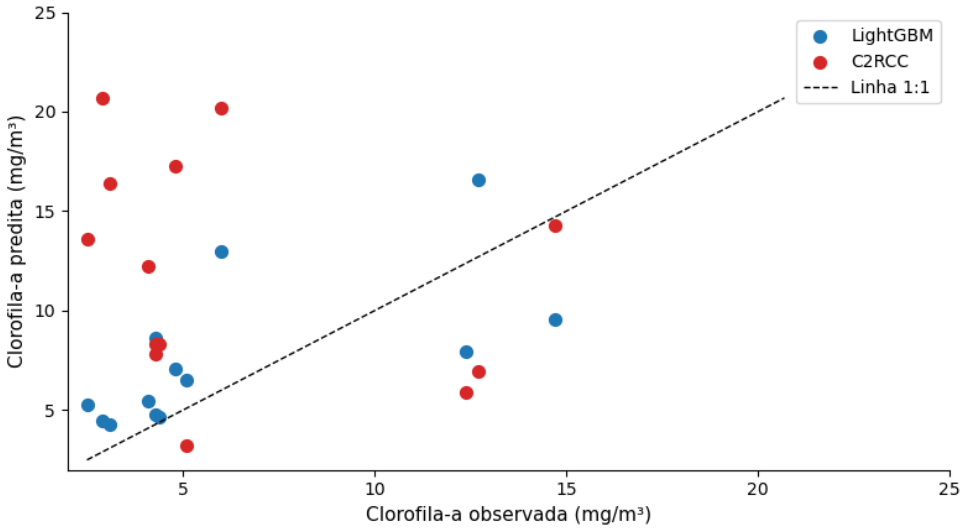


Figura 3 – Relação entre os valores observados de clorofila-*a* (dados de campo) e os valores preditos pelo modelo LightGBM (transformação log) e pelo produto C2RCC no conjunto de teste

A presença de variáveis temporais entre os preditores mais importantes reforça esta interpretação. Por um lado, essa contribuição indica que o modelo beneficia de informação sazonal para representar a dinâmica intra-anual da clorofila-*a*. Por outro, sugere que a cobertura do conjunto de treino poderá ainda ser insuficiente para que a componente espectral, por si só,

capture integralmente a variabilidade observada. Assim, embora a inclusão destas variáveis melhore o desempenho, ela também evidencia uma limitação estrutural do conjunto de dados atualmente disponível.

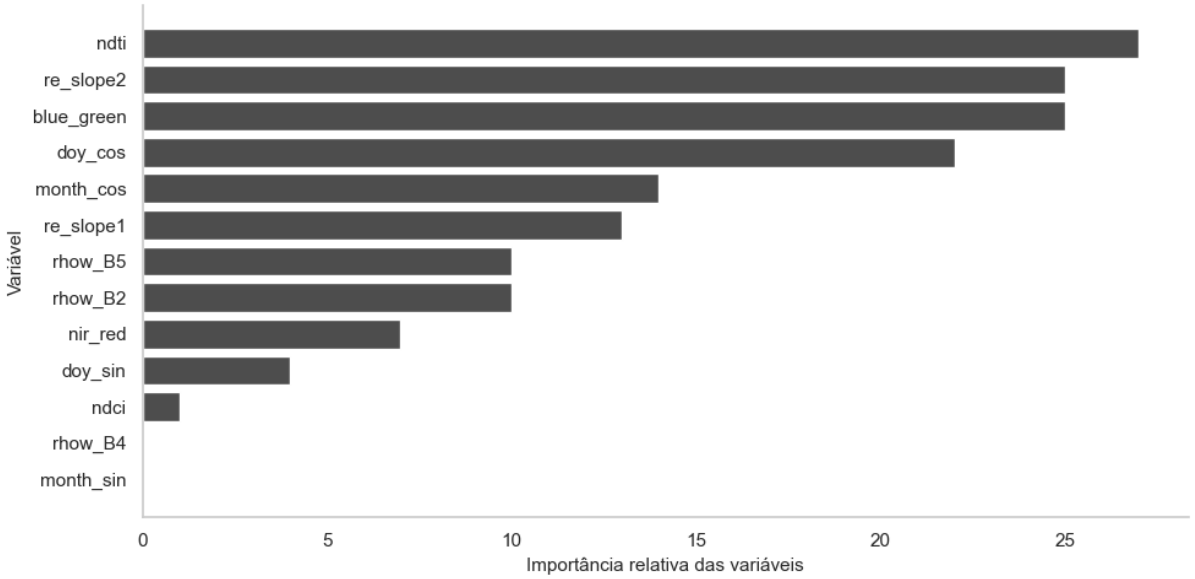


Figura 4 – Importância relativa das variáveis preditivas no modelo LightGBM (com variável resposta transformada logaritmicamente)

Apesar da melhoria face ao C2RCC, o coeficiente de determinação do melhor modelo (R^2 = 0,27) situa-se abaixo do intervalo frequentemente reportado na literatura para modelos calibrados localmente em albufeiras (R^2 ~0,4–0,6; Jaywant & Arif, 2024; Chen et al., 2025). Importa, no entanto, notar que esses estudos beneficiaram de conjuntos de dados mais extensos e/ou de condições óticas menos complexas. No caso da albufeira do Vilar, o desempenho moderado do R^2 pode ser explicado por vários fatores concomitantes, incluindo a reduzida dimensão da amostra, o desfasamento entre a reflectância superficial observada por satélite e a concentração integrada medida in situ, bem como a elevada complexidade ótica do sistema, resultante da coexistência de múltiplos constituintes opticamente ativos.

Apesar destas limitações, o ganho obtido face ao produto de referência é suficientemente expressivo para sustentar a utilidade prática da abordagem. Em particular, a redução substancial dos erros absolutos demonstra que a calibração local permite melhorar de forma significativa a qualidade das estimativas, mesmo em sistemas opticamente complexos e com um número limitado de observações. Neste contexto, modelos calibrados localmente com dados de campo constituem uma ferramenta complementar relevante para a monitorização ambiental, permitindo apoiar a priorização de campanhas de amostragem, a identificação de zonas potencialmente críticas e o acompanhamento de tendências espaciais e temporais da qualidade da água.

Considerações Finais

Este estudo demonstrou que a calibração local de modelos de aprendizagem automática aplicados a imagens Sentinel-2 permite melhorar a estimativa da concentração de clorofila-a em albufeiras eutróficas e opticamente complexas. No caso da albufeira do Vilar, o modelo *Light Gradient Boosting Machine* (LightGBM) apresentou o melhor desempenho no conjunto de teste independente, traduzindo-se numa redução de cerca de 65 % no erro absoluto médio face ao produto obtido através do processador C2RCC.

Embora o desempenho quantitativo global se mantenha moderado (R^2 = 0,27), os resultados confirmam de forma consistente o benefício da calibração local face à aplicação direta de algoritmos genéricos. A abordagem adotada demonstrou maior capacidade para capturar relações não lineares e especificidades bio-óticas do sistema, evidenciando que produtos globais podem não representar adequadamente a complexidade de massas de água interiores sujeitas a múltiplos constituintes opticamente ativos e a forte variabilidade sazonal.

A análise das variáveis preditivas reforçou esta interpretação, ao mostrar que a resposta espectral da albufeira resulta da interação simultânea de diferentes componentes óticas e de uma marcada componente temporal, coerente com a dinâmica típica de sistemas eutróficos. Este resultado sublinha a necessidade de abordagens ajustadas ao contexto local, em detrimento de soluções genéricas, particularmente quando o objetivo é apoiar decisões de gestão em ambientes com elevada heterogeneidade espacial e temporal.

Do ponto de vista aplicado, a metodologia proposta revela potencial como ferramenta complementar à monitorização laboratorial, ao fornecer informação espacialmente explícita e consistente com a dinâmica interna do sistema. A sua utilização pode apoiar a priorização de campanhas de amostragem in situ, a identificação de áreas com maior risco potencial de degradação da qualidade da água e o acompanhamento de tendências espaciais e temporais relevantes para a gestão de albufeiras com múltiplos usos.

Como principais limitações do estudo destacam-se a reduzida dimensão do conjunto de *match-ups*, a discrepância entre a reflectância observada à superfície e a amostragem integrada da coluna de água, bem como a elevada variabilidade ótica do sistema. Trabalhos futuros deverão, por isso, focar-se no aumento do número e da representatividade espacial das observações in situ, na integração de dados provenientes de múltiplos sensores e parâmetros bio-óticos adicionais, e na exploração de estratégias de modelação e validação mais avançadas.

Em síntese, os resultados obtidos indicam que a integração entre deteção remota e aprendizagem automática calibrada localmente constitui uma solução promissora, replicável e operacionalmente útil para reforçar a monitorização da qualidade da água em albufeiras eutróficas, contribuindo para uma gestão mais eficiente, informada e sustentável dos recursos hídricos.

Referências Bibliográficas

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 24th edition ed. Washington: APHA, 2023.

ANSARI, Mohsen *et al.* Retrieving Inland Water Quality Parameters via Satellite Remote Sensing: Sensor Evaluation, Atmospheric Correction, and Machine Learning Approaches. **Remote Sensing**, v. 17, n. 10, p. 1734, 15 maio 2025.

ASSAF, Mohammed N. *et al.* Water quality monitoring and management: integration of machine learning algorithms and Sentinel-2 images for the estimation of Chlorophyll-a. **Modeling Earth Systems and Environment**, v. 11, n. 5, p. 348, out. 2025.

CHEN, Lei *et al.* The Application of Remote Sensing Technology in Inland Water Quality Monitoring and Water Environment Science: Recent Progress and Perspectives. **Remote Sensing**, v. 17, n. 4, p. 667, 16 fev. 2025.

GHOLIZADEH, Mohammad; MELESSE, Assefa; REDDI, Lakshmi. A Comprehensive Review on Water Quality Parameters Estimation Using Remote Sensing Techniques. **Sensors**, v. 16, n. 8, p. 1298, 16 ago. 2016.

GRANATA, Francesco; ZHU, Senlin; DI NUNNO, Fabio. Dissolved oxygen forecasting in the Mississippi River: advanced ensemble machine learning models. **Environmental Science: Advances**, v. 3, n. 11, p. 1537–1551, 2024.

JAYWANT, Swapna; ARIF, Khalid. Remote Sensing Techniques for Water Quality Monitoring: A Review. **Sensors**, v. 24, p. 8041, 17 dez. 2024.

LLODRÀ-LLABRÉS, Joana *et al.* Retrieving water chlorophyll-a concentration in inland waters from Sentinel-2 imagery: Review of operability, performance and ways forward. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 125, p. 103605, dez. 2023.

ORGANIZAÇÃO PARA A COOPERAÇÃO E DESENVOLVIMENTO ECONÓMICO (OCDE). **Eutrophication of waters: Monitoring, assessment and control**. Paris: OECD, 1982.

POTES, Miguel *et al.* Use of Sentinel 2 – MSI for water quality monitoring at Alqueva reservoir, Portugal. **Proceedings of the International Association of Hydrological Sciences**, v. 380, p. 73–79, 18 dez. 2018.

SORIANO-GONZÁLEZ, Jesús *et al.* Towards the Combination of C2RCC Processors for Improving Water Quality Retrieval in Inland and Coastal Areas. **Remote Sensing**, v. 14, n. 5, p. 1124, 24 fev. 2022.

TIAN, Shang *et al.* Remote sensing retrieval of inland water quality parameters using Sentinel-2 and multiple machine learning algorithms. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 30, n. 7, p. 18617–18630, 10 out. 2022.

DESENVOLVIMENTO DE MÉTODOS DE FIXAÇÃO ESTRUTURAL DA CIANOBACTÉRIA ESPIRULINA PARA UTILIZAÇÃO COMO BIOTEMPLATE EM SÍNTESE DE ADSORVEDORES

Marinilza Morgana dos Santos Gaspar[1], Marcelly Beatriz Navarrette[2], Nilce Ortiz[3]
[1]Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares (IPEN-CNEN/SP), e-mail: marinilzamorganagaspar@gmail.com; [2]Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares (IPEN-CNEN/SP), e-mail: beatriznavarrette4@gmail.com; [3]Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares (IPEN-CNEN/SP), e-mail: nortizbr@gmail.com

Palavras-chave: Espirulina; Biotemplate; Adsorvedores.

Resumo

A degradação da qualidade da água e a escassez de recursos hídricos têm intensificado a busca por tecnologias eficientes de tratamento. Nesse contexto, o processo de adsorção se destaca, especialmente quando associado ao uso de biotemplates naturais, como a espirulina, devido à sua estrutura helicoidal tridimensional. No entanto, a preservação dessa estrutura durante o preparo ainda representa um desafio. Assim, este trabalho teve como objetivo avaliar métodos de preservação estrutural da espirulina e seu potencial de aplicação como biotemplate na síntese de materiais adsorvedores. Os resultados indicaram perda parcial da estrutura helicoidal após a secagem, evidenciando a influência da temperatura no preparo do material. Nos ensaios de adsorção em leito fixo, o material apresentou excelente ajuste ao modelo de Adams–Bohart ($R^2 \approx 0,99$), permitindo a determinação dos parâmetros cinéticos K_{AB} e U_0, embora com variações entre as condições experimentais. De modo geral, o material demonstrou potencial de aplicação como adsorvente, indicando a confirmação da hipótese proposta e reforçando a importância da otimização das condições de síntese para melhor preservação estrutural e aprimoramento do desempenho adsorptivo.

Introdução

A água está diretamente relacionada à manutenção da vida na Terra. Porém, o aumento da contaminação dos corpos hídricos e sua crescente escassez têm intensificado a busca por alternativas mais eficientes e sustentáveis para o tratamento da água (OMS; UNICEF, 2025). Nesse contexto, a adsorção tem se destacado como uma tecnologia promissora, pois utiliza materiais adsorventes capazes de remover poluentes por meio de interações físico-químicas com a superfície do sólido, resultando na retenção de compostos orgânicos presentes em meios aquosos. Esse processo apresenta vantagens como simplicidade operacional, baixo custo e elevada eficiência no tratamento de água e efluentes (AZEROUAL et al., 2024).

Os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), estabelecidos pela Organização das Nações Unidas, representam um conjunto de diretrizes voltadas à promoção do desenvolvimento sustentável em diferentes áreas. Entre eles, destacam-se o ODS 6, relacionado ao acesso à água potável e saneamento, o ODS 7, que incentiva o uso de energia limpa, o ODS 13, voltado ao enfrentamento das mudanças climáticas, e o ODS 14, que trata da conservação dos ecossistemas aquáticos. Esses objetivos se relacionam diretamente com a busca por soluções tecnológicas mais sustentáveis, especialmente no que diz respeito ao tratamento de água e à redução de impactos ambientais. Dessa forma, reforça-se a importância de pesquisas que integrem inovação científica e sustentabilidade (ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS, 2015).

Entre os materiais usados em aplicações ambientais, os compostos de zinco têm sido muito estudados, principalmente para o tratamento de água, por apresentarem propriedades favoráveis aliadas a possibilidade de modificação estrutural em processos de adsorção (ABOU ZEID; LEPRINCE WANG, 2024).

Neste trabalho, foi utilizado o cloreto de zinco ($ZnCl_2$) para preservação estrutural, por ser solúvel em água e por interagir facilmente com estruturas biológicas. Além disso, o uso de moldes naturais como a espirulina tem se mostrado uma estratégia muito útil para controlar e manter a estrutura, área superficial e porosidade dos materiais. A espirulina, por ter formato helicoidal, pode servir como molde biológico. Estudos de Kamata et al. (2014) mostraram que é possível formar microestruturas metálicas mantendo a estrutura celular original quando é feito o cultivo em laboratório. Assim, a adição de $ZnCl_2$ a suspensão de água e espirulina surge como uma solução promissora para o desenvolvimento de materiais adsorvedores com aplicação ambiental.

A espirulina é uma cianobactéria filamentosa de coloração verde azulada, que pode ser visualizada na Figura 01, cuja estrutura helicoidal pode variar mesmo dentro da mesma espécie (AKAO et al., 2019). Além de seu valor nutricional e biotecnológico, a espirulina apresenta potencial para aplicações ambientais, devido à sua composição química e à sua morfologia característica, que pode ser transferida para materiais inorgânicos durante processos de síntese (AMBROSI et al., 2008; LIMA et al., 2018).

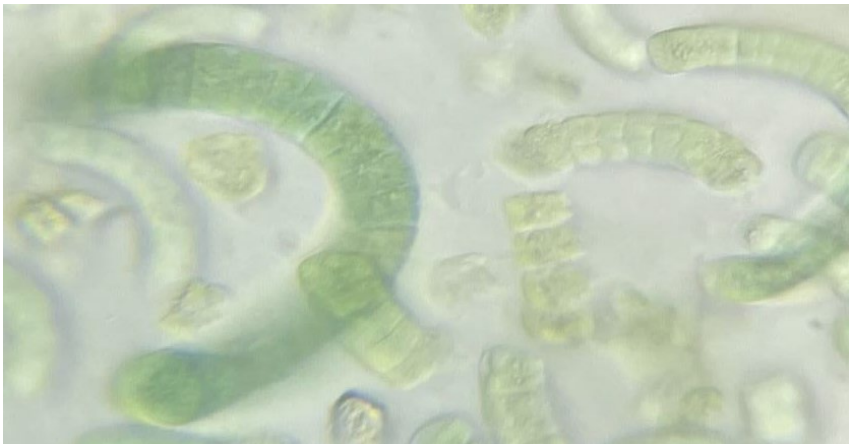


Figura 01: Imagem da Espirulina na objetiva de 100x; Fonte: A autora (2025).

Entretanto, a preservação da estrutura helicoidal da espirulina durante as etapas de preparo, secagem e aplicação experimental representa um desafio importante, quando em condições inadequadas podem causar alterações morfológicas que reduzem e limitam a sua área superficial e o seu uso como biotemplate. Estudos mostram que o controle das condições experimentais e a utilização de agentes estabilizadores são necessários para a manutenção da estrutura helicoidal (CASAZZA et al., 2015; ZAHARESCU, 2023). Nesse sentido, é importante desenvolver estratégias que permitam a fixação estrutural da espirulina, possibilitando sua aplicação em sistemas experimentais e em processos voltados ao tratamento de água (KAMATA et al., 2014).

Este trabalho teve como objetivo avaliar a preservação da estrutura helicoidal da espirulina por meio de métodos de fixação estrutural, visando à sua aplicação como biotemplate na obtenção de materiais com propriedades microestruturais adequadas. Além disso, buscou-se avaliar o potencial da espirulina estruturalmente preservada como base para a produção de materiais com aplicação ambiental, como adsorvedores, considerando a utilização em sistemas experimentais de leito fixo voltados para o tratamento de água contaminada.

Material e Métodos

Análise para caracterização da cianobactéria

O estudo utilizou espirulina in natura obtida comercialmente, dispersa em meio aquoso, com o objetivo de preservar sua estrutura helicoidal para aplicação como biotemplate. A cultura da cianobactéria em laboratório embora apresente predominância da estrutura helicoidal se apresentou ineficiente, foram obtidas poucas gramas em muitos meses de cultivo. A espirulina comercial recebida foi previamente desagregada e dispersa em água destilada, formando uma suspensão. Paralelamente, preparou-se uma solução de cloreto de zinco (0,1 g em 200 mL de água destilada). Em seguida, 20 mL dessa solução de zinco foram adicionados à suspensão de espirulina, mantendo a suspensão final sob agitação, sem aquecimento, por 30 minutos. Uma alíquota foi analisada por microscopia óptica para verificar a preservação da morfologia helicoidal, conforme descrito por Kamata et al. (2014), que destacam a importância dessa estrutura para a aplicação como biotemplate. Está evidenciada uma relação de compromisso entre a manutenção de estrutura helicoidal com eficiência de produção de biomassa. Quando se prevalece à estrutura helicoidal se reduz a produção da biomassa, e o aumento da produção da espirulina em escala comercial compromete a preponderância da estrutura helicoidal.

Síntese do material adsorvedor

A síntese do material foi realizada utilizando a alga espirulina comercial e o cloreto de zinco. Inicialmente, preparou-se uma solução contendo 200 ml de água destilada e 2,5 g ou 5,0 g de cloreto de zinco. Em seguida, foram adicionados 5 g de espirulina à solução, que permaneceu sob agitação a 50 °C por 1 hora, permitindo a interação entre a alga e o zinco. Após esse período, a solução foi mantida em repouso por aproximadamente 1 hora, até a completa decantação do material formado, possibilitando a remoção do sobrenadante. O precipitado obtido foi colocado em um cadinho de porcelana e levado à estufa a 90 °C por 3 a 4 horas para secagem. Por fim, o material seco foi desagregado em almofariz manualmente, até a obtenção de um pó fino e homogêneo. A integridade estrutural foi novamente avaliada por microscopia óptica. Após a síntese, o material obtido foi utilizado na montagem de colunas de leito fixo para ensaios de adsorção, conforme abordagens descritas para sistemas em coluna (LV; LI, 2023).

Processo de adsorção em coluna

A coluna foi montada empregando um pedaço de malha fina, 0,05 g de espirulina sintetizada e duas camadas de quartzo granulado, sendo uma camada de quartzo antes da espirulina ser adicionada e uma camada em cima da espirulina para que não houvesse refluxo, totalizando cerca de 1,2 cm de altura do leito, garantindo estabilidade e escoamento adequado. A Figura 02 apresenta o esquema de montagem experimental.



Figura 02: Esquema de montagem experimental da coluna de adsorção. Fonte: Gerada pelo Google Gemini (2026).

A solução de azul de metileno concentração final entre ($2{,}22x10^{-3}$ e $1{,}8x10^{-3}$) alimentou a coluna de forma contínua, com vazão controlada de 5 ml/min e temperatura monitorada por um termômetro digital. Amostras do eluente foram coletadas em intervalos de tempo de percolação definidos sendo em seguida analisadas por espectrofotometria UV-Vis (ORTIZ et al., 2018). Os dados foram tratados no OriginPro 2025b (64-bit), versão 10.2.5.234 permitindo a construção das curvas de saturação ou ruptura e a avaliação do desempenho da coluna.

Cálculos e tratamento de dados

O tratamento dos dados experimentais foi feito a partir das concentrações obtidas por espectrofotometria UV-Vis, nas diferentes alíquotas coletadas permitindo avaliar o desempenho da espirulina aditivada com zinco na adsorção do azul de metileno em sistema de leito fixo. O comportamento da coluna ao longo do tempo foi analisado por meio da construção da curva de ruptura (breakthrough), que relaciona a razão Ct/C₀ com tCo o tempo de eluição e a C_i (concentração inicial).

A curva foi utilizada para avaliar a eficiência do material adsorvedor e o tempo de saturação do leito. A partir dela, foi possível identificar o ponto de saturação do sistema e analisar o desempenho da espirulina durante o processo.

O modelo de Adams–Bohart foi utilizado para descrever o início da curva de saturação. Segundo Lv e Li (2023), essa equação relaciona a concentração do efluente com o tempo de eluição, levando em conta tanto a capacidade do adsorvente quanto a concentração do soluto, conforme a Equação (01).

$$\ln\left(\frac{C_t}{C_0}\right) = \left(K_{AB}C_0 t - K_{AB}N_0\frac{Z}{U_0}\right) \qquad (01)$$

Onde C_t e C_0 correspondem, respectivamente, às concentrações do efluente no tempo t e à concentração inicial, K_{AB} representa a constante cinética do modelo de Adams–Bohart, N_0 está associada à capacidade máxima do leito adsorvente, Z corresponde à altura do leito e U à velocidade linear do fluido.

Curva de saturação (breakthrough curves)

As curvas de saturação foram obtidas durante a operação da coluna de leito fixo por meio da coleta de alíquotas do efluente em intervalos de tempo definidos, permitindo o monitoramento da concentração do adsorvato ao longo do processo. As concentrações das alíquotas coletadas de azul de metileno nos diferentes tempos de eluição foram determinadas por espectrofotometria UV-Vis e utilizadas para o cálculo de $\ln(C_t/C_0)$ e tCo. As curvas foram construídas a partir do tempo de operação, utilizando o software OriginPro.

Resultados e Discussão

Análise termogravimétrica (TGA)

A análise termogravimétrica mostrou que a espirulina in natura perde cerca de 10,22% de massa durante a secagem até 100 °C, principalmente devido à evaporação da água presente na biomassa. Essa perda está relacionada à umidade ainda existente no material, mesmo após a secagem e embalagem.

A partir de 250 °C começam perdas de massa mais intensas, associadas à degradação dos principais componentes orgânicos da espirulina, como proteínas e polissacarídeos. Esses componentes são responsáveis por manter a estrutura da célula e, consequentemente, a forma helicoidal característica. Como o objetivo deste trabalho é preservar a estrutura helicoidal, os resultados indicam que os processos térmicos devem ser realizados em temperaturas sempre abaixo de 100°C, preferencialmente entre 60°C e 80 °C, para remover a umidade sem causar danos à estrutura. Temperaturas mais elevadas podem comprometer a integridade da biomassa e levar à perda da morfologia original.

Com base nesses resultados, torna-se importante avaliar se as condições de processamento adotadas foram suficientes para preservar a morfologia original helicoidal, o que pode ser avaliado por meio da análise por MEV.

Microscopia eletrônica de varredura (MEV)

A Figura 03 obtida por microscopia eletrônica de varredura mostrou que a amostra de espirulina tratada com zinco apresenta partículas de formato de empacotamento da estrutura helicoidal, com e tamanho na faixa de aproximadamente 3 a 4 µm. Não foi possível identificar de forma clara a estrutura helicoidal original característica da espirulina, o que pode estar relacionado ao processo preparo da amostra. No entanto, os resultados indicam que mesmo após o empacotamento o tamanho de grão na faixa de 3 a 5 µm que ainda apresenta elevada área superficial e contorno de poros adequados para os processos de adsorção. Certamente em condições de processamento mais brandas, especialmente com controle de temperatura, poderiam apresentar grãos menores e resultados mais favoráveis.

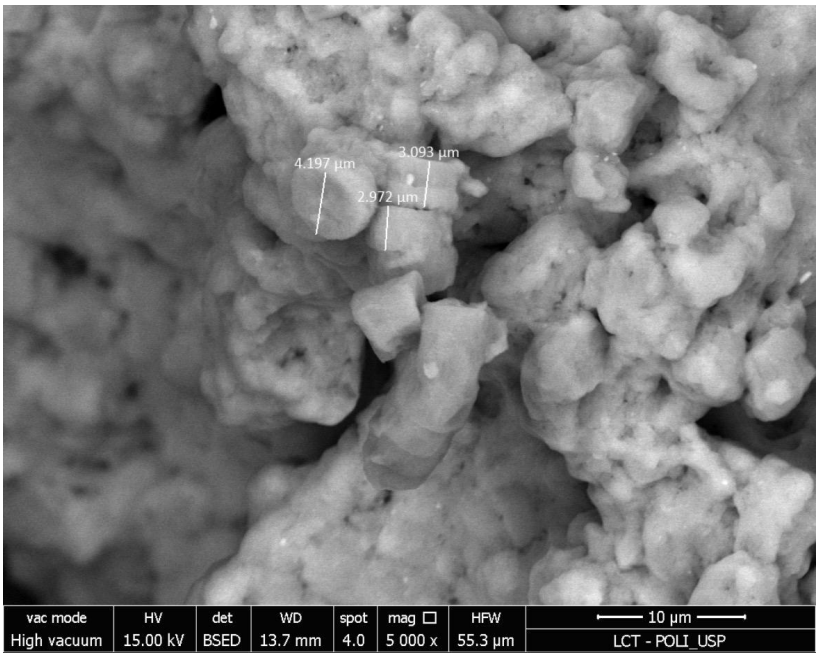


Figura 03: Micrografia da espirulina com Zinco aumento de 5000 x. Fonte: A autora (2025).

Análise da distribuição granulométrica por laser

Observa-se que a distribuição granulométrica apresenta diâmetro mediano (d (0,5)) de aproximadamente 15,8 µm, com variação entre 5,9 µm (d (0,1)) e 48,2 µm (d (0,9)), caracterizando uma distribuição gaussiana. A predominância de partículas na faixa de 10 a 30 µm está de acordo com o perfil esperado para materiais particulados obtidos a partir de biomassa.

A área superficial específica obtida foi de aproximadamente 0,577 m²/g, valor relativamente baixo quando comparado a outros materiais adsorventes. Estudos publicados também com *Spirulina platensis* relatam áreas superficiais mais elevadas típicas na faixa de 1 a 5 m²/g, podendo variar conforme o método de secagem e tratamento da biomassa. Dessa forma, o valor obtido neste trabalho encontra-se abaixo do esperado, o que pode ser atribuído ao empacotamento da estrutura helicoidal durante a secagem. Esse comportamento é comum em materiais biológicos devido à remoção de água e consequente reorganização estrutural, reduzindo a área disponível para adsorção, conforme discutido por Oliveira et al. (2009).

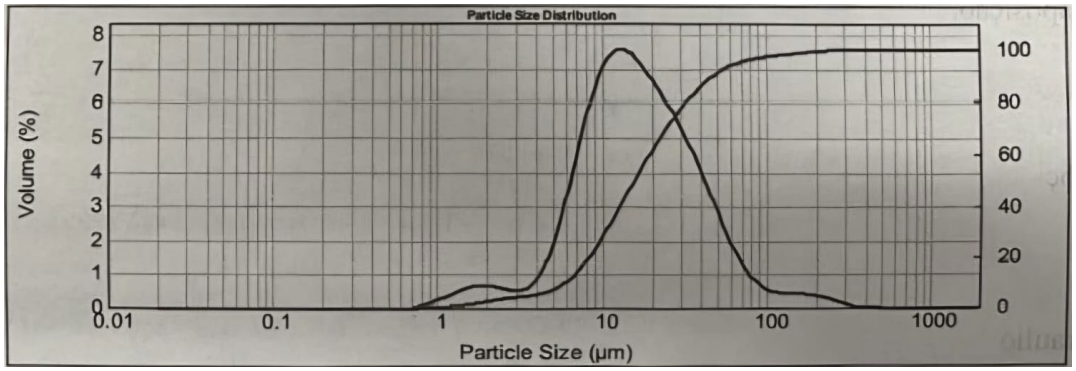


Figura 04: Análise granulométrica por dispersão laser. Fonte: A autora (2025)

Considerando que o objetivo do trabalho é obter um material adsorvedor com elevada área superficial a partir de um biotemplate natural, os resultados indicam que o processamento físico pode influenciar a integridade morfológica da biomassa. Dessa forma, a adoção de métodos de secagem mais suaves e de menor manipulação mecânica pode contribuir para melhor preservação estrutural. Após essa etapa de caracterização, avaliou-se o desempenho do material no processo de adsorção.

Desempenho em adsorção e curvas saturação

O desempenho da espirulina sintetizada com zinco em leito fixo foi avaliado por meio de dados de UV-Vis das alíquotas coletadas durante o processo de adsorção do azul de metileno, permitindo acompanhar o comportamento do material ao longo do tempo, enquanto as curvas de ruptura possibilitaram analisar a eficiência do adsorvente e o perfil de saturação do leito. O modelo cinético de Adams–Bohart foi aplicado para descrever a região inicial do processo, permitindo a determinação dos parâmetros K_{AB} e U_0 a partir da linearização dos dados pela relação entre ln (C_t/C_0) e ($C_0 \cdot t$), sendo o ajuste para a amostra A1 ($2{,}22\times10^{-3}$ g/L) apresentado na Figura 05.

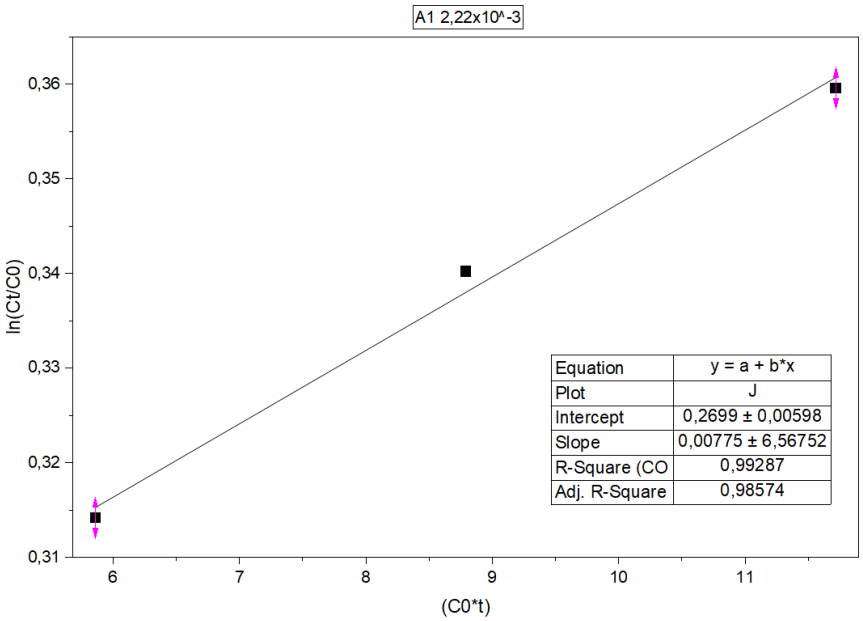


Figura 05: Ajuste linear do modelo cinético de Adams–Bohart para a amostra A1 ($2{,}22\times10^{-3}$ g/L), obtido a partir da relação entre ln (C_t/C_0) e ($C_0 \cdot t$). Fonte: A autora (2026).

A Figura 5 apresenta o ajuste dos dados experimentais da amostra A1 ($2{,}22\times10^{-3}$ g/L) ao modelo cinético de Adams–Bohart. Observa-se que os pontos experimentais apresentam comportamento linear, indicando boa concordância com o modelo teórico na região inicial da curva. A regressão linear resultou na equação $y = 0{,}27 + 0{,}775\ 10^{-3}x$, com coeficiente de Pearson $R^2 = 0{,}993$, evidenciando excelente correlação entre os dados o modelo. O coeficiente angular (slope) positivo ($0{,}00775 \pm 6{,}56752$) está relacionado à constante cinética do modelo de Adams–Bohart (K_{AB}), enquanto o coeficiente linear (intercept) ($0{,}2699 \pm 0{,}00598$) está associado às condições iniciais do sistema, incluindo a capacidade volumétrica do leito.

Na Tabela 01 são apresentados os valores de concentração inicial (C_0), constante cinética (K_{AB}) e velocidade inicial de adsorção (U_0), obtidos a partir dos ajustes lineares do modelo de Adams–Bohart para as diferentes condições experimentais.

Tabela de dados Espirulina				
C0 (mg/L)	Ct (mg/L)	Remoção (%)	KAB (L/mg/min)	U0 (cm/min)
0,575	0,470	18,26	0,0078	2,89E-01
0,594	0,505	14,98	1,6288	7,75E-03
0,503	0,422	16,10	1,1527	3,99E-03
0,395	0,215	45,57	1,4004	1,38E-02
0,378	0,188	50,26	7,9739	1,39E-01
0,345	0,196	43,19	1,8861	1,39E-02

Tabela 01 – Valores de concentração inicial (C_0), constante de adsorção (K_{AB}) e velocidade inicial (U_0) e porcentagem de remoção obtidos para diferentes diluições de Espirulina. Fonte: A autora (2026).

Os valores de K_{AB} e U_0 variaram entre as diluições e suas repetições, indicando dispersão nos dados experimentais, porém dentro da faixa esperada considerando as incertezas experimentais. Para a concentração de $2{,}22\times10^{-3}$ g/L, os valores de K_{AB} variaram de 0,0078 a 1,6288 L/mg/min, enquanto U_0 oscilou entre $3{,}99\times10^{-3}$ e $2{,}89\times10^{-1}$ cm/min, embora as porcentagens de remoção sejam pequenas. Já para a concentração de $1{,}87\times10^{-3}$ g/L, K_{AB} apresentou variação entre 1,4004 e 7,9739 L/mg/min, enquanto U_0 variou de $1{,}39\times10^{-2}$ a $1{,}39\times10^{-1}$ cm/min, com porcentagens de remoção pequenas variando entre 43,19% e 50,26%. Essa variabilidade pode estar relacionada a pequenas diferenças nas condições experimentais, como disposição do material no leito, vazão e preparo das soluções. Resultados semelhantes são reportados na literatura para adsorção de azul de metileno em leito fixo, na qual o modelo de Adams–Bohart é aplicado para descrever a região inicial da curva de saturação e determinar parâmetros cinéticos como K_{AB}, os quais também variam em função das condições operacionais do sistema (AHMED; THEYDAN, 2015). Assim, os valores obtidos neste estudo apresentam concordância com a literatura, situando-se na mesma ordem de grandeza e reforçando a adequação do modelo para descrever o processo de adsorção.

Considerações Finais

Os resultados obtidos indicam que a espirulina com zinco apresenta comportamento adsortivo diretamente relacionado às suas características estruturais e às condições de processamento adotadas. A análise termogravimétrica evidenciou que o controle da temperatura é um fator determinante, uma vez que valores superiores a 100 °C promovem a degradação dos componentes orgânicos da biomassa, comprometendo sua integridade. Esse efeito é consistente com as observações por microscopia eletrônica, nas quais não foi possível identificar de forma clara a perda da morfologia helicoidal após o processamento, sendo observadas partículas irregulares com indícios de empacotamento.

A distribuição granulométrica obtida está de acordo com o esperado para materiais derivados de biomassa; entretanto, a área superficial específica mostrou-se inferior aos valores reportados na literatura, o que sugere empacotamento durante as etapas de secagem. Essa característica pode ter contribuído para a limitação do número de sítios ativos disponíveis, influenciando o desempenho do material no processo de adsorção.

Nos ensaios em leito fixo, observou-se bom ajuste ao modelo de Adams–Bohart na região inicial das curvas de ruptura, com elevados valores de coeficiente de Pearson, indicando que o modelo descreve adequadamente a cinética inicial do sistema. Os parâmetros K_{AB} e U_0 apresentaram variações entre as condições experimentais, refletindo a sensibilidade do processo a fatores operacionais. Além disso, a eficiência de remoção mostrou-se dependente da concentração inicial, com melhor desempenho em soluções mais diluídas, atingindo valores próximos a 50%, enquanto concentrações mais elevadas resultaram em eficiências significativamente menores.

De modo geral, o material apresenta potencial para aplicação como adsorvente em sistemas de leito fixo, especialmente considerando sua obtenção a partir de biomassa. Ainda assim, seu desempenho pode ser aprimorado por meio do controle mais rigoroso das condições de preparo, com ênfase no empacotamento durante a secagem na preservação das características estruturais, de modo a favorecer o aumento da área superficial e, consequentemente, da eficiência adsorptiva.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao CNPq pela concessão da bolsa de Iniciação Científica e ao IPEN-CNEN/SP pela infraestrutura disponibilizada para a realização do projeto.

Referências bibliográficas

ABOU ZEID, S.; LEPRINCE WANG, Y. Advancements in ZnO-based photocatalysts for water treatment: a comprehensive review. Crystals, v. 14, n. 7, p. 611, 2024. DOI: https://doi.org/10.3390/cryst14070611. Acesso em: 28 fev. 2026.

AHMED, M. J.; THEYDAN, S. K. Dynamic adsorption of methylene blue by melon peel in fixed-bed columns. Desalination and Water Treatment, v. 56, n. 11, p. 2966–2975, 2015. DOI: https://doi.org/10.1080/19443994.2014.963158. Acesso em: 20 abr. 2026.

AKAO, P. K. et al. Effect of ozonation on Spirulina platensis filaments by dynamic imaging particle analysis. Biomass and Bioenergy, v. 127, 2019. DOI: https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2019.05.016. Acesso em: 2 mar. 2026.

AMBROSI, M. A. et al. Propriedades de saúde da microalga Spirulina. Revista de Ciências Farmacêuticas Básica e Aplicada, v. 29, n. 2, p. 115–123, 2008. Disponível em: https://rcfba.fcfar.unesp.br/index.php/ojs/article/view/477. Acesso em: 2 mar. 2026.

AZEROUAL, S. et al. A novel approach for adsorption of organic dyes from aqueous solutions using a sodium alginate/titanium dioxide nanowire doped with zirconium cryogel beads. Frontiers in Chemistry, v. 12, p. 1285230, 2024. DOI: https://doi.org/10.3389/fchem.2024.1285230. Acesso em: 28 abr. 2026.

CASAZZA, A. A. et al. Effect of UV radiation or titanium dioxide on polyphenol and lipid contents of Arthrospira (Spirulina) platensis. Algal Research, v. 12, p. 308–315, 2015. DOI: https://doi.org/10.1016/j.algal.2015.09.012. Acesso em: 26 fev. 2026.

KAMATA, K. et al. Spirulina-templated metal microcoils with controlled helical structures for THz electromagnetic responses. Scientific Reports, v. 4, p. 4919, 2014. DOI: https://doi.org/10.1038/srep04919. Acesso em: 3 mar. 2026.

LIMA, P. K. D. et al. Avaliação de diferentes doses de radiação gama aplicadas na microalga Spirulina (Arthrospira platensis). Agrarian, v. 11, n. 40, p. 181–188, 2018. DOI: https://doi.org/10.30612/agrarian.v11i40.7027. Acesso em: 4 mar. 2026.

LV, N.; LI, X. Phosphorus removal from wastewater using Ca-modified attapulgite: fixed-bed column performance and breakthrough curves analysis. Journal of Environmental Management, v. 328, p. 116905, 2023. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116905. Acesso em: 25 fev. 2026.

OLIVEIRA, E. G.; ROSA, G. S.; MORAES, M. A.; PINTO, L. A. A. Moisture sorption characteristics of microalgae Spirulina platensis. Brazilian Journal of Chemical Engineering, v. 26, n. 1, p. 189–197, 2009. DOI: https://doi.org/10.1590/S0104-66322009000100018. Acesso em: 28 abr. 2026.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS (ONU). Transformando nosso mundo: a Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável. Nova York: ONU, 2015. Disponível em: https://sdgs.un.org/2030agenda. Acesso em: 8 abr. 2026.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE (OMS); FUNDO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA A INFÂNCIA (UNICEF). 1 em cada 4 pessoas em todo o mundo ainda não tem acesso a água potável, afirmam OMS e UNICEF. UNICEF Brasil, 26 ago. 2025. Disponível em: https://www.unicef.org/brazil/comunicados-de-imprensa/1-em-cada-4-pessoas-em-todo-o-mundo-ainda-nao-tem-acesso-agua-potavel. Acesso em: 3 mar. 2026.

ORTIZ, N. et al. Using Solar-TiO_2 and biocarbon to decompose and adsorb amoxicillin from polluted waters. International Journal of Chemistry, v. 10, n. 1, p. 131–138, 2018. DOI: https://doi.org/10.5539/ijc.v10n1p131. Acesso em: 1 mar. 2026.

ZAHARESCU, T. Algal extracts – the appropriate stabilizers for radiation processed UHMWPE. Radiation Physics and Chemistry, v. 212, p. 111087, 2023. DOI: https://doi.org/10.1016/j.radphyschem.2023.111087. Acesso em: 23 ago. 2024.

ZHONG, Q.-Q. et al. Breakthrough curve analysis of Enteromorpha prolifera packed fixed-bed column for the biosorption of methylene blue. Environmental Engineering Science, v. 35, n. 8, 2018. DOI: https://doi.org/10.1089/ees.2017.0473.

UTILIZAÇÃO DA ALGA CLORELA ADITIVADA EM PROCESSOS DE REMOÇÃO DE CORANTE DE EFLUENTES

1 Marcelly Beatriz Navarrette, 2 Marinilza Morgana dos Santos Gaspar, 3 Nilce Ortiz
[1]Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares (IPEN-CNEN/SP), e-mail: beatriznavarrette4@gmail.com;
[2]Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares (IPEN-CNEN/SP), e-mail: marinilzamorganagaspar@gmail.com;
[3]Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares (IPEN-CNEN/SP), e-mail: nortizbr@gmail.com.

Palavras-chave:template; Clorela; azul de metileno.

Resumo

O Brasil possui abundância hídrica, porém ainda enfrenta desafios relacionados ao tratamento adequado de águas contaminadas, especialmente no que se refere à remoção de poluentes orgânicos provenientes de atividades industriais. Nesse contexto, o presente trabalho teve como objetivo avaliar a eficiência da microalga Clorela como material adsorvente na remoção do corante azul de metileno em sistema de leito fixo. Para isso, foi utilizado o material obtido a partir da amostra de Clorela comercial, associada ao cloreto de zinco, visando à obtenção de uma estrutura com maior porosidade e área superficial. O material sintetizado foi aplicado em colunas de adsorção, operadas em regime contínuo, com monitoramento da concentração do corante eluente empregando a espectrofotometria UV-Vis. Os resultados indicaram que o material apresentou desempenho satisfatório na remoção do azul de metileno para os testes realizados, evidenciado pelas curvas de saturação e pelo ajuste ao modelo cinético de Adams–Bohart, com elevado coeficiente de correlação. Observou-se ainda que o material possui potencial para aplicação em sistemas de tratamento de efluentes, embora limitações relacionadas à expansão de escala experimental e à tendência de aglomeração das células da Clorela devam ser consideradas.

Introdução

A vida na terra é totalmente dependente da disponibilidade de recursos hídricos, porém nos últimos séculos com a maior utilização desses recursos pelas atividades humanas (consumo e processos industriais),a poluição das águas se tornou uma questão cada vez mais relevante. A qualidade da água que é descartada e consumida é um item importante para o equilíbrio do meio ambiente e para a saúde da população (MANAHAN, 2016). A água ofertada para consumo e abastecimento deve estar dentro do padrão de qualidade exigido pela legislação, que garanta que o consumidor final não entre em contato com água danosa para sua saúde conforme portaria n°5/17 do ministério da saúde (LEI ADÃO LUÍS,1997).No entanto, o aumento das atividades industriais e urbanas tem contribuído significativamente para a contaminação dos corpos hídricos, especialmente pela presença de compostos orgânicos, como corantes sintéticos, que apresentam elevada estabilidade química e impacto ambiental. Dentre esses contaminantes, o corante azul de metileno é amplamente utilizado em diferentes setores industriais, como o têxtil, e sua presença em efluentes pode comprometer a qualidade da água, dificultando a penetração de luz e afetando processos biológicos aquáticos. Nesse contexto, torna-se fundamental o desenvolvimento de métodos eficientes para tratamento e remoção.

A adsorção tem se destacado como uma técnica promissora no tratamento de efluentes, devido à sua eficiência, simplicidade operacional e viabilidade econômica. O uso de materiais de origem biológica, como microalgas, tem despertado interesse por apresentar características como elevada área superficial e potencial de modificação estrutural. A microalga Clorela é amplamente estudada devido à sua capacidade de adaptação a diferentes condições ambientais e à sua composição rica em biomoléculas, o que a torna um material promissor para aplicações em processos de adsorção. No presente trabalho, foi utilizada uma amostra de Clorela obtida comercialmente. Esta escolha foi feita considerando a baixa eficiência produtiva do cultivo em laboratório, o que inviabiliza sua produção em escala experimental. O material foi associado ao cloreto de zinco com o objetivo de estabilizar sua propriedade estrutural e potencializar sua aplicação em sistemas de adsorção.

A figura 1 obtida por microscopia óptica com objetiva de 4× apresenta a suspensão de Clorela em meio aquoso, permitindo avaliar a distribuição e homogeneidade das células e a também alguma ocorrência de agregados da amostra. A microalga apresenta elevada capacidade de adsorção devido a grupos funcionais como hidroxilas e carboxilas em sua parede celular, além de alta eficiência fotossintética, composição rica em nutrientes e potencial biotecnológico. Essas características favorecem sua aplicação em processos como remoção de contaminantes, captura de CO_2 e produção de biocombustíveis.

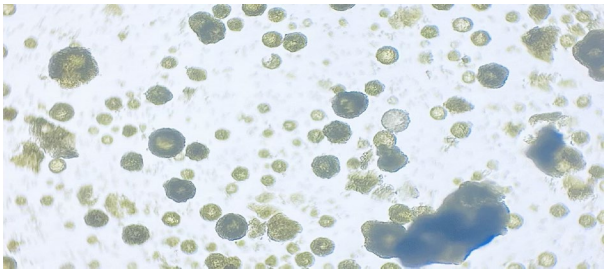


Figura 01: Clorela aumentada em 4x por microscopia ótica . Fonte: A Autora, 2026.

Este estudo está alinhado aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), especialmente o ODS 6 (água potável e saneamento), ODS 7 (energia limpa e acessível), ODS 13 (ação contra a mudança global do clima) e ODS 14 (vida na água), ao propor uma alternativa sustentável para o tratamento de efluentes contaminados.

Material e Métodos

O estudo utilizou uma amostra de Clorela em meio aquoso. O material previamente desagregado foi disperso em água destilada, formando uma suspensão. Paralelamente, preparou-se uma solução de cloreto de zinco (0,1 g em 200 mL de água destilada). Em seguida, 20 mL da solução de zinco foram adicionados à suspensão com a alga, mantendo-se a agitação da mistura, sem aquecimento, por 30 minutos. Uma alíquota da suspensão final foi analisada por microscopia óptica para verificar a formação de aglomerações, possibilitando a próxima etapa da síntese do material. A adição de zinco promoveu maior estabilidade estrutural ao material adsorvedor obtido para a observação no microscópio.

A síntese do material adsorvente utilizado nos experimentos em coluna foi realizada separadamente. Para isso, preparou-se uma solução contendo 200 mL de água destilada e 5,0 g de cloreto de zinco. Em seguida, foram adicionados 2,0 g de Clorela previamente seca e desagregada à solução. Mantendo-se a agitação da mistura a 50 °C por 1 hora. Ao término desse período, o sistema foi deixado em repouso até a completa decantação do material formado, permitindo a remoção do sobrenadante. O precipitado obtido foi colocado em cadinho de porcelana e levado à estufa a 90 °C por 3 a 4 horas para secagem. Posteriormente, o material seco foi desagregado em almofariz de ágata manualmente até a obtenção de um pó fino e homogêneo. O sólido obtido após o processo de síntese foi seco e empregado na confecção das colunas, conforme figura 2.



Figura 02: Esquema de montagem da coluna de adsorção. Fonte: Foto autora e IA (2026).

A solução de azul de metileno preparada sinteticamente em laboratório em concentração inicial próxima a efluentes industriais obtidos em literatura foi adicionada de forma contínua, com vazão controlada e temperatura monitorada. Amostras do eluente da coluna foram coletadas em diferentes intervalos de tempo de percolação e posteriormente analisadas por espectrofotometria UV-Vis. Os dados obtidos foram tratados utilizando o software OriginPro, permitindo a construção das curvas de saturação e a avaliação do desempenho da coluna conforme tabela 1. A coluna foi montada sobre malha de suporte e camada de quartzo granulado, garantindo estabilidade e adequado escoamento. O material adsorvedor foi inserido com controle da massa do adsorvente e altura de leito de 2 cm, vazão de eluição de 5 mL/min, tempo total de operação de 20 min e intervalos de coleta de 5 min.

Resultados e Discussão

Análise termogravimétrica (TGA)

A análise termogravimétrica da amostra de Clorela indicou perda inicial de massa associada à evaporação de água, seguida por etapas de degradação térmica em temperaturas mais elevadas, relacionadas à decomposição de componentes orgânicos. Esses resultados indicam que o material deve ser utilizado sempre em temperaturas controladas tanto no processo de secagem como no de síntese para a preservação da estrutura cristalina e área superficial.

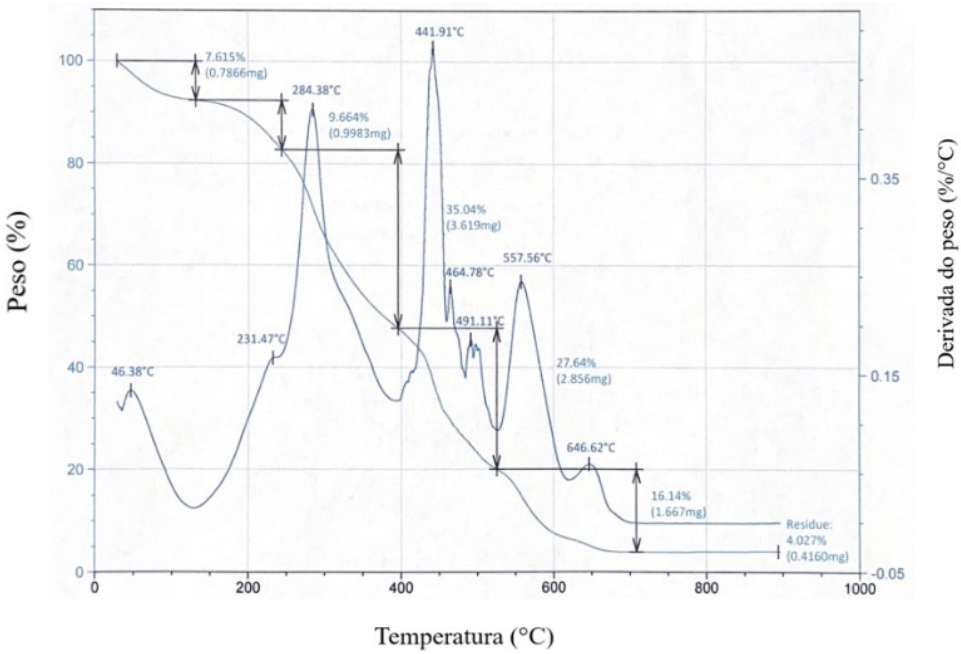


Figura 03: Análise termogravimétrica da Clorela em Natura. Fonte: A Autora, 2025.

De modo geral, os resultados demonstraram que o material apresenta potencial para aplicação em processos de adsorção, embora limitações como tendência à aglomeração e variações experimentais de temperatura devam ser controladas e consideradas para otimização do sistema.

Análise da distribuição das algas em meio aquoso

A análise da distribuição das algas em meio aquoso foi realizada a partir de imagens obtidas por microscopia óptica, utilizando a câmara de Neubauer como referência dimensional. Na imagem analisada, foram identificadas aproximadamente 629 células com características compatíveis com a Clorela, distribuídas na região central da malha. Considerando que a área analisada corresponde a 9 mm², foi possível estimar uma densidade média de aproximadamente 70 células por mm². Com base na profundidade padrão da câmara de Neubauer (0,1 mm), essa densidade corresponde a uma concentração aproximada de $7,0 \times 10^5$ células por mL. A estimativa do tamanho das partículas indicou diâmetros entre aproximadamente 0,2mm e 0,11 mm, com média entre 0,5 e 0,6 mm, valores compatíveis com aqueles descritos na literatura para microalgas do gênero Chlorella. Ressalta-se que a análise pode sofrer influência de fatores como sobreposição de células, variações de foco e presença de impurezas, podendo introduzir pequenas variações nos resultados obtidos como na figura 4.

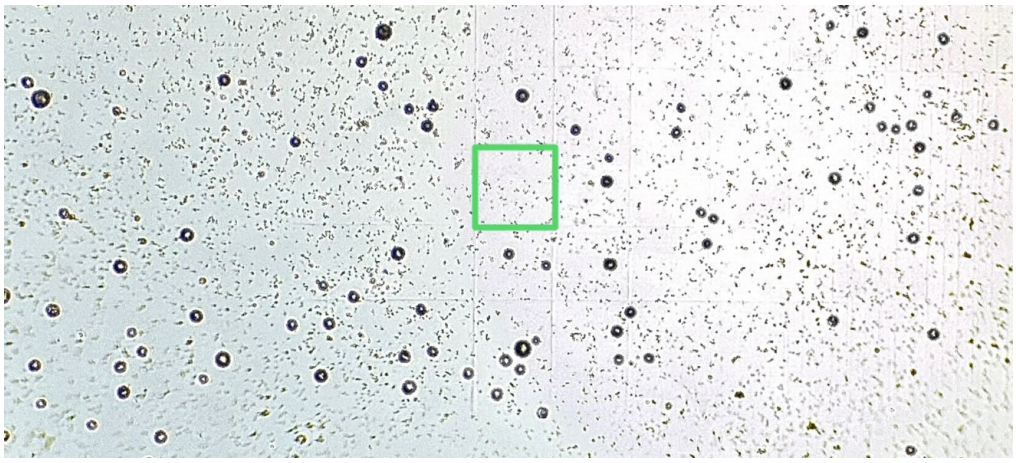


Figura 04: Clorela com Zinco em câmara Neubauer, lente 40x. Fonte: Autora, 2026.

Do ponto de vista do processo de adsorção, o elevado número de algas por mL, é favorável uma vez que partículas menores apresentam maior área superficial, favorecendo a interação com o adsorvato. Ressalta-se que a metodologia empregada apresenta limitações associadas à resolução da imagem, possíveis sobreposições de partículas e variações no foco. Ainda assim, os resultados obtidos permitem uma avaliação aproximada da ordem de grandeza das partículas analisadas, esses resultados corroboram o potencial do material como adsorvente em sistemas de leito fixo.

Porcentagem de remoção do azul de metileno

O cálculo de porcentagem de remoção para a solução de azul de metileno foi determinada a partir da concentração inicial – concentração final dividido pela concentração inicial conforme equação 1.

$$\%\ \text{Remoção do azul} = \left[\left(\frac{Cinicial - Cfinal}{Cinicial}\right)\right] \times 100 \quad (01)$$

De tal modo o cálculo é essencial para padronização e comparação entre os valores de remoção, evidenciando como o aumento gradual de corante na solução inicial interfere a eficiência de remoção, contribuindo para a interpretação dos resultados e avaliação do sistema estudado.

Cálculos e tratamento de dados

O tratamento dos dados experimentais foi realizado a partir das concentrações obtidas para o azul de metileno por espectrofotometria UV-Vis, permitindo avaliar o desempenho da Clorela com Cloreto de Zinco em sistema de leito fixo. O comportamento da coluna ao longo do tempo foi analisado por meio da construção da curva de saturação, que relaciona ln(Ct/C₀) com o tempo de eluição x concentração inicial. A curva foi utilizada para avaliar a eficiência do material absorvedor e o tempo de saturação do leito. A partir dela foi possível identificar o ponto de saturação do sistema e analisar o desempenho da Clorela durante o processo.

Para a descrição da região inicial da curva de saturação, aplicou-se o modelo matemático de Adams–Bohart, que correlaciona a variação da concentração do efluente com o tempo de operação da coluna, considerando a capacidade do adsorvente e a concentração do soluto nos diferentes tempos de eluição. A expressão matemática correspondente é apresentada na equação 2, conforme descrito por Lv e Li (2023).

$$ln\left(\frac{C_t}{C_0}\right) = \left(K_{AB}C_0\ t\ - K_{AB}N_0\frac{Z}{Uo}\right) \quad (02)$$

Onde C_t e C_0 correspondem, respectivamente, às concentrações do efluente no tempo t e inicial, K_{AB} representa a constante cinética do modelo de Adams–Bohart, N_0 está associada à capacidade máxima do leito adsorvente, z corresponde à altura do leito e U à velocidade linear do fluido.

Curva de Saturação

As curvas foram obtidas durante a operação da coluna de leito fixo, permitindo o monitoramento da concentração do adsorvato ao longo do processo. As concentrações foram utilizadas para o cálculo de ln(C_t/C_0)a partir da plotagem de C_0*t em função do tempo de operação ou do volume tratado.

A partir dos dados experimentais, foi aplicado o modelo cinético de Adams–Bohart, amplamente utilizado para descrever as curvas de saturação em sistemas de adsorção em coluna. Para isso, os dados foram linearizados a partir da relação entre ln(Ct/C₀) e (C_0·t), possibilitando a obtenção dos parâmetros cinéticos por meio de regressão linear, a concentração inicial foi de 3,12 x 10^{-2} g/L é apresentado na Figura 5.

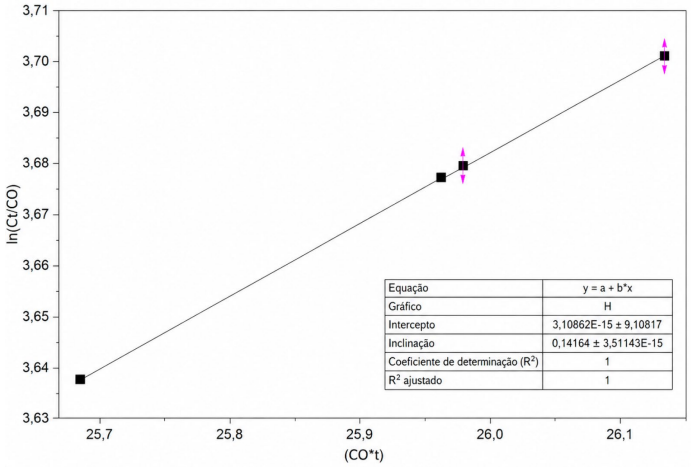


Figura 5: Ajuste linear do modelo cinético de Adams–Bohart para a concentração inicial de 3,12 x 10^{-2} g/L obtido a partir da relação entre ln(Ct/C₀) e (C_0·t). Fonte: A autora, 2026.

A Figura 5 apresenta a aplicação dos dados experimentais ao modelo cinético de Adams–Bohart, representado pela relação entre ln(Ct/C₀) e (C_0·t). Observa-se que os pontos experimentais apresentam correspondência com o comportamento linear, indicando alinhamento ao modelo aplicado. Os cálculos de velocidade foram feitos empregando a massa de adsorvente de 0,025 g de Clorela em natura, altura de leito de 2 cm, vazão de 5 mL/min, tempo total de operação de 20 min e intervalos de coleta de 5 min. O coeficiente de Pearson obtido foi $R^2 = 1$, indicando forte correlação entre os dados experimentais e o modelo

cinético. O valor do coeficiente angular (slope) (0,14 ± 3,51) está relacionado à constante cinética do modelo de Adams–Bohart, enquanto o coeficiente linear (intercept) (3,11 x 10^{-15} ± 9,10) está associado às condições iniciais do sistema. O elevado valor de R^2 indica que o modelo descreve adequadamente o comportamento do processo para a amostra analisada, sugerindo que o material apresenta eficiência no processo de adsorção nas condições experimentais avaliadas.

C_0 (mg/L)	Ct (mg/L)	Coeficiente Linear	KAB (L/mg/min)	U_0 (cm/min)	Porcentagem de remoção (%)
0,251	0,038	1,56 ± 8,35E-17	0,06 ± 2,51E-17	2,06	84,62%
0,331	0,124	0,58 ± 0,42	0,13 ± 0,10	1,17	62,38%
0,325	0,238	1,66 ± 0,23	0,07E-1 ± 0,02E-1	0,09	26,76%
0,401	0,322	3,59 ± 0,01E-2	4,35E-4 ± 0,01E-1	1,53	19,70%
0,368	0,330	2,65 ± 0,01	0,16 ± 0,01E-1	0,01	10,32%
0,487	0,402	2,32 ± 0,01E-1	0,06E-1 ± 1,29	0,91	17,45%
0,460	0,398	3,10E-15 ± 9,10	0,14 ± 3,51E-15	0,67	13,00%

Tabela 02: Resultados dos ensaios de curvas de saturação. Fonte: A autora, 2026.

Os resultados obtidos sugerem que o material apresenta comportamento adequado para aplicação em processos de adsorção em coluna e indicam eficiência na retenção do corante nas condições experimentais avaliadas. Os valores de Kab Obtidos neste trabalho encontram-se na mesma ordem de grandeza daqueles reportados na literatura para sistemas de biossorção em coluna utilizando biomassa algal, os quais variam tipicamente entre 10^{-4} e 10^{-1} $mL \cdot mg^{-1} \cdot min^{-1}$(ZHONG,et al 2018). A concordância com os valores citados em literatura indica que o sistema apresenta comportamento cinético compatível com processos descritos pelo modelo, sugerindo que a transferência de massa e a interação adsorvente–adsorbato ocorrem de forma eficiente ao longo do leito, favorecendo a aplicação do modelo para descrever as curvas de saturação.

Considerações Finais

O presente estudo demonstrou que a Clorela associada ao cloreto de zinco apresenta potencial para aplicação como material adsorvente na remoção do corante azul de metileno em sistemas de leito fixo com valores de remoção de até 90% . Os resultados obtidos indicaram desempenho satisfatório, com bom ajuste ao modelo cinético de Adams–Bohart e comportamento adequado nas curvas de saturação. A respectiva concordância com a literatura indica que o sistema apresenta comportamento cinético compatível com processos descritos em literatura, sugerindo que a transferência de massa e a interação adsorvente–adsorbato ocorrem de forma eficiente ao longo do leito, favorecendo a aplicação do modelo para descrever as curvas de saturação. Apesar das limitações observadas, como a tendência de aglomeração e a necessidade controle de temperatura e perda de massa, o material se mostra promissor para aplicações em tratamento de efluentes, contribuindo para o desenvolvimento de soluções sustentáveis para o tratamento de efluentes contendo corantes orgânicos.

Agradecimentos

As autoras agradecem ao CNPq pela concessão da bolsa de Iniciação Científica e ao IPEN-CNEN/SP pela infraestrutura disponibilizada para a realização do projeto.

Referências bibliográficas

ARDILA-ÁLVAREZ, Humberto Alexander et al. Chlorella vulgaris, a microalgae important to be used in biotechnology: a review. Food Science and Technology, Campinas, v. 42, 2022. Disponível em: https://www.scielo.br/j/cta/a/LPWd8fhNT6TRZrVqtCckWfh/. Acesso em: 19 jan. 2025. DOI: https://doi.org/10.1590/fst.37320.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 jan. 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos,regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 mar. 1990. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, 9 jan. 1997. Disponível em https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9433.htm. Acesso em: 21 jan. 2025.

BECKER, E. W.; VENKATARAMAN, L. V. Biotechnology and exploration of algae: the India approach. Mangalore: Sharada, 1981. p. 24–79.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos. Brasília, DF: Presidência da República, 1997. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9433.htm. Acesso em: 1 nov. 2020.

CARCARÁ, Maria do Socorro Monteiro; SILVA, Elaine Aparecida da; MOITA NETO, José Machado. Saneamento básico como dignidade humana: entre o mínimo existencial e a reserva do possível. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 24, n. 3, p. 493–500, maio 2019. DOI: https://doi.org/10.1590/S1413-41522019183905.

LEHMANN, Johannes; JOSEPH, Stephen. Biochar for environmental management: science and technology. Londres: Routledge, 2012. 448 p.

LV, Na; LI, Xiufen. Phosphorus removal from wastewater using Ca-modified attapulgite: fixed-bed column performance and breakthrough curves analysis. Journal of Environmental Management, v. 328, p. 116905, 2023.

MANAHAN, Stanley. Química ambiental. 9. ed. Porto Alegre: Bookman, 2016.

NASCIMENTO, Ronaldo Ferreira do et al. Adsorção: aspectos teóricos e aplicações ambientais. Fortaleza: Imprensa Universitária, 2020.

VAZZOLER, A. Cálculo de reatores catalíticos gás–sólido. v. 1. Vitória: [s.n.], 2019.

ZHONG, Q.-Q. et al. Breakthrough curve analysis of Enteromorpha prolifera packed fixed-bed column for the biosorption of methylene blue. Environmental Engineering Science, v. 35, n. 8, 2018. DOI: https://doi.org/10.1089/ees.2017.0473.

HIREMATH, P. G.; THEODORE, T.Biosorption of fluoride from synthetic and ground water using Chlorella vulgaris immobilized in calcium alginate beads in an upflow packed bed column. Periodica Polytechnica Chemical Engineering, v. 61, n. 3, p. 188–199, 2017.DOI: https://doi.org/10.3311/PPch.10085.

QUALIDADE DA ÁGUA COMO INDICADOR DE CONFLITO ENTRE A ATIVIDADE AGROPECUÁRIA E UMA COMUNIDADE QUILOMBOLA: MESCLANDO CIÊNCIA COM PERCEPÇÃO SOCIAL

1 Leonardo da Silva Mendes, 2 Rhaniely Félix Vasconcelos, 3 Marianny Ester Lima da Silva, 4 Fernanda Facundes da Silva, 5 Daniela Maimoni de Figueiredo, 6 Laura Cristina Khalil Musa Ahmad, 7 Silvana Hirooka

1 Universidade Federal de Mato Grosso, e-mail: leonardo.mendes@sou.ufmt.br; 2 Universidade Federal de Mato Grosso , e-mail: rhaniely.vasconcelos@sou.ufmt.br; 3 Universidade Federal de Mato Grosso, e-mail: marianny.silva@sou.ufmt.br ; 4 Universidade Federal de Mato Grosso, e-mail: fernanda.silva14@sou.ufmt.br; 5 Universidade Federal de Mato Grosso, e-mail: daniela.figueiredo@ufmt.br; 6 Universidade Federal de Mato Grosso, e-mail: khalaura14@gmail.com; 7 SEDUC-Escola Estadual Rafael de Siqueira/MT, e-mail: silvana.hirooka@gmail.com

Palavras-chave: Conflitos Socioambientais; Injustiça Ambiental; Degradação hídrica.

Resumo

O presente trabalho objetiva correlacionar a qualidade da água com a percepção de uma comunidade quilombola sobre a degradação de uma microbacia. A pesquisa foi desenvolvida na microbacia do córrego Lagoinha, situada no município de Chapada dos Guimarães, Mato Grosso, na porção do planalto da Região Hidrográfica do Paraguai, em cuja porção baixa da microbacia se localiza a comunidade Quilombola Lagoinha de Baixo. O estudo foi motivado pela crescente vulnerabilidade desta comunidade tradicional frente à degradação hídrica, causada principalmente pelo intenso uso da terra pela atividade agropecuária. A metodologia consistiu na realização de quatro campanhas de amostragem em pontos de coleta no córrego Lagoinha e Glória, cujas análises físico-químicas e microbiológicas foram comparadas com os padrões da Resolução Conama 357 para rios de classe 2, como é o caso. Complementarmente, foi promovida uma oficina na comunidade para obter relatos sobre a percepção ambiental e o processo histórico de degradação e conflitos hídricos-ambientais na microbacia. Os resultados indicaram violação dos limites da Resolução Conama 357 para os parâmetros turbidez, cor, fósforo total e *Escherichia coli*, de 5 até 29 vezes o limite legal, corroborando com os relatos da comunidade e com as causas relacionadas ao avanço da fronteira agrícola sobre seus territórios. O estudo reforça a necessidade de proteção territorial e conformidade legal para garantir o direito da comunidade a um ambiente saudável e à manutenção dos usos múltiplos da água, historicamente demandados por eles.

Introdução

A dinâmica do meio rural no estado de Mato Grosso é marcada por uma profunda dualidade entre a pujança econômica do agronegócio e a fragilidade socioambiental de grupos que dependem diretamente da terra para sua subsistência e modos de vida. O avanço da fronteira agrícola nas últimas décadas, caracterizado pelo uso intensivo de agrotóxicos e pela substituição da vegetação nativa por monoculturas mecanizadas de soja, milho e algodão, tem gerado impactos que transcendem as fronteiras produtivas e atingem comunidades vulneráveis localizadas em áreas de entorno (Pignati et al., 2017). Este cenário configura uma nítida situação de injustiça ambiental, uma vez que populações tradicionais enfrentam a degradação de seus recursos hídricos e a ameaça constante à sua segurança alimentar e territorial (Acselrad, 2004).

A Comunidade Quilombola Lagoinha de Baixo, em Chapada dos Guimarães (MT) surge como um espaço de resistência histórica. O território, que abrange aproximadamente 2.514 hectares no bioma Cerrado, possui reconhecimento formal pela Fundação Cultural Palmares (2005) e pelo INCRA (2008), abrigando nascentes estratégicas e práticas de uso sustentável da terra. Contudo, a integridade do território quilombola está sob pressão direta da atividade agropecuária em seu entorno, tornando-a vulnerável aos efeitos negativos que resultam do modelo de ocupação das terras da microbacia.

Na microbacia do córrego Lagoinha, onde está localizada a maior parte da área desta comunidade quilombola, a atividade agropecuária vêm ocupando e pressionado seu território, tornando os córrego como principais veículos de transporte dos excedentes químicos e sedimentares das lavouras

Diante deste cenário, o presente trabalho objetiva quantificar, por meio da avaliação da qualidade da água, o grau e a magnitude das alterações dos córregos da microbacia pela atividade agropecuária e analisar sua correlação com a percepção da comunidade quilombola. Com isso, pretende-se avaliar o conflito socioambiental na microbacia do córrego Lagoinha através da mescla entre o conhecimento científico e a percepção social. Esta abordagem interdisciplinar visa não apenas diagnosticar a qualidade da água, mas fundamentar a denúncia de injustiça ambiental e fornecer subsídios para a proteção do território da comunidade Lagoinha de Baixo.

Área de estudo

Esta pesquisa foi desenvolvida na microbacia do córrego Lagoinha, inserida na Área de Proteção Ambiental (APA) Estadual de Chapada dos Guimarães (MT). O referido recorte espacial integra a sub-bacia do Rio Quilombo, situada no alto curso (planalto) da Bacia do Rio Cuiabá, importante tributária da Região Hidrográfica do Paraguai (Figura 1). Sob o aspecto hidrográfico, com a implantação do reservatório da Usina Hidrelétrica (UHE) Manso, os cursos d'água locais agora desaguam diretamente no lago artificial da usina, alterando a foz original que ocorria no Rio da Casca.

A área está inserida no domínio do bioma Cerrado, caracterizado por elevada diversidade ecológica, presença de nascentes e cursos d'água, além de áreas de vegetação nativa fundamentais para a manutenção dos serviços ecossistêmicos regionais (INCRA, 2008). Atualmente, o uso da terra na microbacia é dominado por pastagens e monoculturas mecanizadas em grandes fazendas, com rodízio entre soja, milho e algodão. Esse avanço do agronegócio tem exercido pressão crescente sobre o território quilombola, manifestada pelo desmatamento da vegetação nativa e pelo uso intensivo de agrotóxicos que ameaçam a integridade dos recursos hídricos locais.

Atualmente, o uso da terra na microbacia é dominado por pastagens e monoculturas mecanizadas em grandes fazendas, com rodízio entre soja, milho e algodão. Esse avanço do agronegócio tem exercido pressão crescente sobre o território quilombola, manifestada pelo desmatamento da vegetação nativa e pelo uso intensivo de agrotóxicos. Além da pecuária bovina extensiva, relatos de moradores da região indicam a existência de manadas de búfalos na microbacia, com presença observada especificamente às margens do córrego Glória.

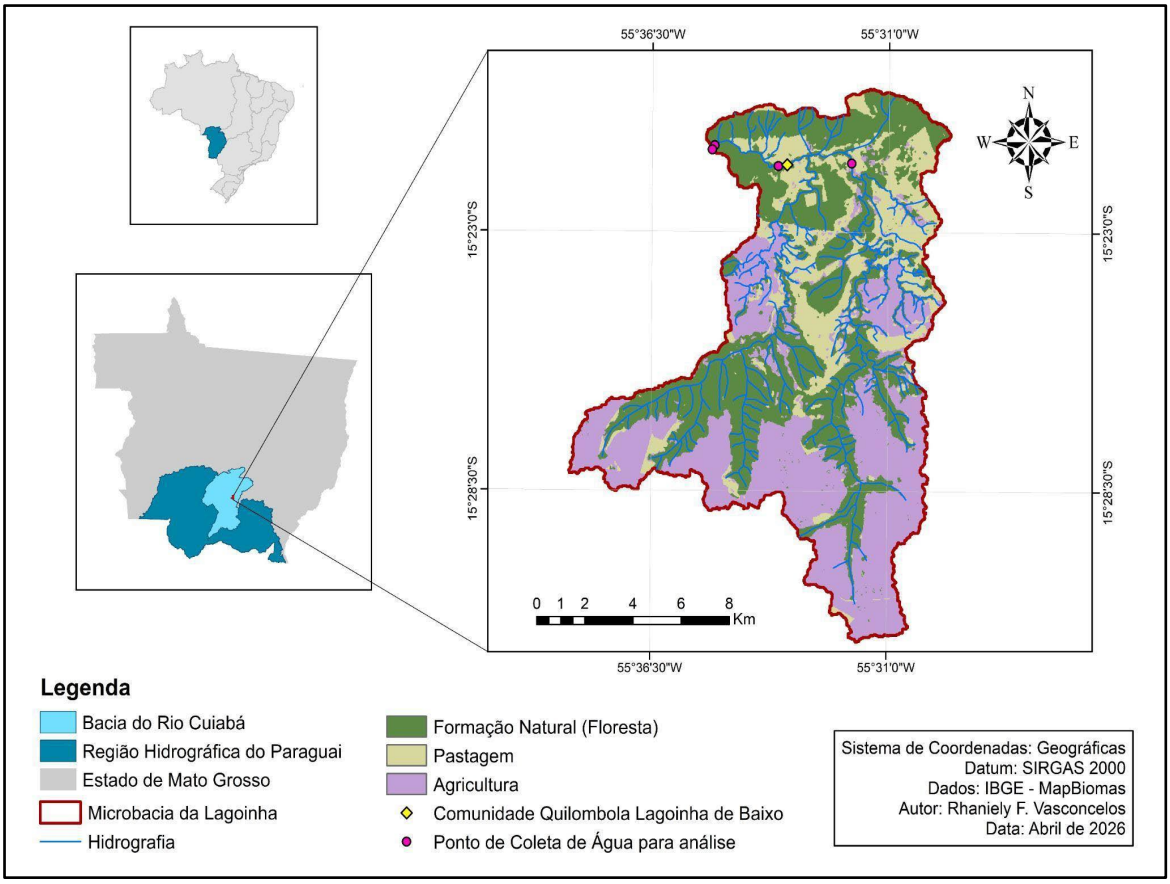


Figura 01: Localização, usos da terra e pontos de amostragem de água da microbacia do córrego Lagoinha, Chapada dos Guimarães/MT.
Fonte: próprios autores

A comunidade quilombola

A comunidade quilombola Lagoinha de Baixo configura-se como um território tradicional consolidado a partir da permanência histórica de populações negras descendentes de indivíduos escravizados que ocuparam a região desde o período colonial. A formação da comunidade está diretamente associada à resistência socioterritorial e à continuidade de práticas culturais e produtivas baseadas em relações de parentesco, uso coletivo da terra e transmissão intergeracional de saberes.

O território abrange aproximadamente 2.514 hectares e possui reconhecimento institucional formalizado pela Fundação Cultural Palmares, seguido pelo processo de regularização fundiária conduzido pelo INCRA, que assegura juridicamente o direito ao território tradicionalmente ocupado (FUNDAÇÃO CULTURAL PALMARES, 2005; INCRA, 2008). Tal reconhecimento reforça a centralidade do território na reprodução social, cultural e econômica da comunidade, constituindo-se como elemento estruturante de sua identidade coletiva (INSTITUTO SOCIOAMBIENTAL, 2008).

Nesse contexto, o território extrapola a dimensão física, assumindo função estratégica como base material e simbólica para a continuidade dos modos de vida tradicionais. As práticas desenvolvidas pela comunidade evidenciam uma relação intrínseca com o ambiente, marcada pelo uso sustentável dos recursos naturais, incluindo a agricultura de subsistência, o manejo tradicional do solo e a conservação de recursos hídricos, aspectos que dialogam diretamente com os princípios da sustentabilidade e da justiça ambiental.

Material e Métodos

Coletas e análises de água

Para avaliar a qualidade da água da microbacia do córrego Lagoinha, foram realizadas quatro campanhas de amostragem, que representam os diferentes períodos hidrológicos e a variabilidade sazonal da região: agosto de 2025 - época de estiagem; outubro de 2025 - época de transição entre os períodos de estiagem e chuva; janeiro e fevereiro de 2026 - época de chuva. Foram definidos quatro pontos de amostragem na microbacia: **P1** (Córrego Lagoinha, a montante da comunidade Lagoinha de Baixo), **P2** (Lagoinha na comunidade), **P3** (Jusante, após a confluência com o córrego Glória) e **P4** (Córrego Glória, a montante da foz no córrego Lagoinha, amostrado a partir de janeiro) (Figura 1). O principal critério para a definição desses locais de coleta foi localização da comunidade na microbacia. Quanto aos parâmetros, foram medidos os principais indicadores comumente adotados para avaliar alterações da qualidade da água causadas por usos da terra pela agropecuária e que possuem padrões na legislação: turbidez, fósforo total e *Escherichia coli*. Os procedimentos de coleta, preservação e análises de água seguiram as prescrições definidas em AWWA/APHA (2021). As análises foram realizadas em laboratório acreditado ISO 17025.

Oficina com a Comunidade

A metodologia participativa consistiu em uma imersão na comunidade, por meio de uma oficina realizada em janeiro de 2026, com o objetivo de resgatar a memória socioambiental e o processo de degradação hídrica e ambiental. Com um grupo de moradores, foi realizada uma roda de conversa focada na reconstrução da trajetória do uso do córrego Lagoinha e na identificação de conflitos decorrentes da expansão agrícola. Buscou-se compreender como a função estratégica do território, enquanto base para a transmissão intergeracional de saberes, tem sido impactada pela degradação externa, registrando os relatos para posterior correlação com os resultados técnicos da qualidade da água.

Tratamento dos Dados

Os dados de qualidade da água foram comparados com os padrões de qualidade da Resolução Conama - Conselho Nacional de Meio Ambiente nº 357/2005, para rios de Classe 2, como é o caso do córrego Lagoinha, considerando que não há proposta formal de enquadramento formal. A análise dos resultados buscou correlacionar com os relatos da comunidade sobre a degradação hídrica e ambiental juntamente com o mapa de uso da terra (Figura 1). Este cruzamento de duas fontes de dados permitiu fundamentar a análise dos conflitos socioambientais na microbacia e mesclar conhecimento científico com conhecimento tradicional.

Resultados

Qualidade da Água

Os resultados da avaliação da qualidade da água, expressos na Tabela 1, demonstram uma nítida variação sazonal da qualidade da água e violação dos padrões legais para rios de classe 2, especialmente nas épocas de transição e de chuva na região. No Ponto 1, a montante da comunidade, na época de estiagem (agosto/2025), os parâmetros atenderam aos padrões legais, mas na época das chuvas (fevereiro/2026) a turbidez atingiu 477 NTU e o fósforo total 2,910 mg/L. Estes valores violam em quase cinco vezes o limite legal para turbidez e em 29 vezes o limite para fósforo estabelecidos pela Resolução Conama nº 357/2005 para águas de Classe 2. Os elevados índices de *Escherichia coli* detectados (mais alto de 6,49 x 10^3 NMP/100mL no P1), excederam em até seis vezes o padrão legal (1.000 NMP/100mL).

No Ponto 2 (comunidade), observou-se um comportamento similar ao P1, com conformidade nos parâmetros durante a seca. No entanto, já no período de transição (outubro/2025), o fósforo total (0,27 mg/L) e a *E. coli* (1.020 NMP/100mL) ultrapassaram os limites da Resolução Conama 357. No pico das chuvas (fevereiro/2026), a degradação se acentuou, com a turbidez atingindo 454 UNT (4,5 vezes o limite) e o fósforo total chegando a 2,06 mg/L, o que representa uma violação de 20 vezes o padrão permitido.

O Ponto 3 (jusante) apresentou desconformidade persistente em todo o período chuvoso. Em janeiro de 2026, a *E. coli* atingiu 4.800 NMP/100mL, enquanto o fósforo total escalou de 1,44 mg/L em janeiro para 2,41 mg/L em fevereiro, evidenciando o acúmulo de poluentes ao longo do curso d'água após a confluência com o córrego Glória.

O Ponto 4 (Córrego Glória), monitorado a partir de janeiro de 2026, revelou os dados mais críticos de contaminação microbiológica do estudo. Em janeiro, a concentração de *E. coli* excedeu 12.100 NMP/100mL, valor doze vezes superior ao limite legal. A turbidez neste afluente atingiu 371 UNT em fevereiro, confirmando o papel do Córrego Glória como importante transportador de sedimentos e carga orgânica para o sistema principal.

Ponto	Parâmetro	Ago/2025 (Seca)	Out/2025 (Transição)	Jan/2026 (Chuva)	Fev/2026 (Chuva)
P1	Turbidez	4,38	**133**	38,1	**477**
	Fósforo Total	<0,020	**0,33**	0,05	**2,91**
	Escherichia coli	606	**1.190**	**1.030**	**6.490**
P2	Turbidez	6,01	81	16,8	**454**
	Fósforo Total	<0,020	**0,27**	0,1	**2,06**
	E. coli	534	**1.020**	**1.630**	**6.130**
P3	Turbidez	7,48	89,4	**128**	**226**
	Fósforo Total	<0,020	**0,3**	**1,44**	**2,41**
	E. coli	273	**1.050**	**4.800**	**2.250**
P4	Turbidez	-	-	**203**	**371**
	Fósforo Total	-	-	**1,97**	**1,24**
	E. coli	-	-	**>12.100**	**2.480**

Tabela 01. Resultados da qualidade da água na microbacia do córrego Lagoinha (2025-2026).
Legenda: Os resultados em negrito indicam desconformidade com o padrão da Resolução Conama 357/05 (Classe 2); O Ponto P4 (Córrego Glória) passou a integrar o monitoramento a partir de janeiro/2026; as unidades de medida e os limites legais dos parâmetros são: turbidez – 100 UNT; fósforo total - 0,1 mg/l e *E. coli* - 1.000 NMP/100 ml.
Fonte: próprios autores

Percepção da População

Os relatos colhidos durante a oficina com a comunidade quilombola permitiu observar que houve uma grande mudança entre a memória do manancial histórico protegido, há cerca de 20-30 anos, e a atual condição de vulnerabilidade e degradação hídrica. Foram resgatadas práticas antigas de uso da água, como por exemplo: "a mãe coava a água em um pano e deixava para sentar a sujeira", um método que possivelmente garantia a potabilidade da água para consumo doméstico. A percepção de degradação é física e multissensorial; foram documentados relatos de queimaduras na pele e mal-estar sistêmico durante as pulverizações de agrotóxicos nas fazendas vizinhas, além da observação direta de águas que mudam de cor e tem forte odor após as chuvas que "arrastam o veneno".

Eventos extremos consolidam essa percepção de risco, como a intermitência progressiva do córrego Glória nos últimos quatro anos e a morte súbita de bovinos no leito do rio há três anos. Para as novas gerações, o rio já não é mais um local de lazer seguro. Essa realidade forçou a transição do consumo hídrico para poço profundo, recém inaugurado pela Prefeitura Municipal de Chapada dos Guimarães, reduzindo os diversos usos da água do córrego. Atualmente, o uso da água que ainda persiste, mesmo com os riscos, é para banho, principalmente pelas crianças, como relatado por uma das mães: “as crianças chegam da escola com calor e vão logo tomar banho no rio”. Os quilombolas percebem ainda a diferença entre as épocas de chuva e estiagem, pois “na seca, o rio fica mais limpo, mas nas chuvas tem ficado cada ano mais sujo”.

A degradação é percebida também por meio do relato de desaparecimento da fauna íctica. Os moradores enfatizaram que "de primeiro, tinham muitos peixes como o cachara e o dourado" (peixes nobres), mas hoje a diversidade nativa que garantia a subsistência desapareceu. Os quilombolas identificam que essa escassez resulta de um impacto cumulativo: a contaminação química das lavouras e a barreira física imposta hidrelétrica de Manso a jusante, que alterou a dinâmica da migração reprodutiva dos peixes e rotas migratórias vitais para a subsistência local.

Discussão

A análise da qualidade da água correlacionada com as percepções e vivências da Comunidade Quilombola Lagoinha de Baixo, revela um cenário de injustiça ambiental e vulnerabilidade social. Os resultados técnicos não devem ser lidos apenas como uma lista de parâmetros físico-químicos que violam os padrões legais, mas também como a materialização de um conflito socioambiental, onde o modelo de desenvolvimento baseado no agronegócio de larga escala avança sobre os direitos fundamentais de uma população tradicional. A magnitude da alteração da qualidade da água, de 5 a 29 vezes acima do padrão legal, indica elevado grau de alteração dos córregos monitorados, que impedem que a comunidade mantenha os históricos usos múltiplos do córrego e comprovam que o sistema hídrico atua como receptor direto do escoamento superficial das lavouras mecanizadas que circundam o território quilombola. Essa relação entre os usos da terra com o córrego ficam evidenciados na época de chuva, quando a água atua como fator de conexão, transporte e diluição dos deflúvios agropecuários.

A percepção dos moradores sobre o "veneno" que é arrastado pelas chuvas ganha sustentação técnica diante desses números, apesar de não ter sido analisado a presença desses compostos na água. O aporte massivo de fósforo é uma evidência

química da lixiviação de fertilizantes sintéticos e erosão do solo, um processo que ocorre de forma descontrolada devido à supressão de vegetação nativa e áreas de preservação permanente, como nascentes e matas ciliares. Isso indica a insuficiência de zonas de amortecimento entre as áreas de plantio e os corpos hídricos.

As matas ciliares na microbacia, como observado in loco, são acessadas pelo gado e também por búfalos, conforme relatado pela comunidade, cujo pisoteio causa processos erosivos, aporte de sedimento e assoreamento do córrego. Para a comunidade, esse impacto não é apenas estatístico, ele é sensorial e doloroso, como manifestado nos relatos. O odor fétido observado após as chuvas, corroborando com o elevado resultado de bactérias coliformes fecais (E. coli), selaram o abandono do uso direto do rio para consumo e lazer pela maior parte da comunidade.

Os elevados índices de E. coli colocam em risco a comunidade, pois indicam alta contaminação da água por fezes de animais de sangue quente, no caso gado da atividade pecuária, conforme relatos obtidos na oficina. Essa condição aumenta o risco de incidência de doenças de veiculação hídrica, especialmente entre as crianças que ainda “teimam” em tomar banho do córrego Lagoinha.

O conflito se agrava pela sobreposição de grandes empreendimentos de infraestrutura, como a usina hidrelétrica de Manso. A conexão hídrica da sub-bacia do rio Quilombo e da Casca com o reservatório de Manso transformou a dinâmica ecológica local, impondo barreiras que, na memória coletiva dos quilombolas, causaram o desaparecimento de quase toda a ictiofauna, especialmente dos peixes de maior tamanho e valor proteico e de consumo, como cachara e dourado. De acordo com Mateus e Penha (2018), a migração reprodutiva dessas espécies é sazonal e implica em habitats diferentes para se reproduzir, como próximo às nascentes para as migradoras de longa distância, sendo que o córrego Lagoinha representava, conforme relatos da comunidade, uma das rotas de migração próxima às áreas de cabeceira.

A perda da diversidade de peixes, que garantia parte da segurança alimentar, representa uma violação da soberania alimentar da comunidade, deixando-a cercada entre a poluição química do agronegócio nas cabeceiras e a barreira física das barragens a jusante. Esse cenário configura uma forma de pressão territorial gradativa e contínua, onde quem detém o poder econômico dita os usos da água e da terra em detrimento das populações historicamente invisibilizadas pelo Estado (Silva; Sato, 2012).

A presença desse "rio feio", como descrito por um quilombola e indicado pelos elevados valores de turbidez, é o resultado de uma gestão territorial que permite que a APA da Chapada dos Guimarães seja ocupada pelo agronegócio, em nítida violação aos preceitos legais deste tipo de unidade de conservação.

O fato deste trabalho servir como base para um dossiê do Ministério Público reforça a gravidade da situação: a análise serve como prova técnica de que a proteção legal atual é insuficiente para conter a degradação e garantir a sobrevivência e a identidade cultural da Lagoinha de Baixo. O "progresso" regional, portanto, apresenta-se como um vetor de exclusão que compromete o futuro das águas e das novas gerações quilombolas, exigindo medidas urgentes de fiscalização, restauração, reparação e justiça ambiental.

Referências

ACSELRAD, H. (Org.). **Conflitos ambientais no Brasil**. Rio de Janeiro: Relume Dumará, 2004.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 24. ed. Washington, DC: APHA, 2021.

BRASIL. **Decreto nº 4.887, de 20 de novembro de 2003**. Regulamenta o procedimento para a identificação, reconhecimento, delimitação, demarcação e titulação das terras ocupadas por remanescentes das comunidades de quilombos. Brasília, DF: Presidência da República, 2003.

COMISSÃO PRÓ-ÍNDIO DE SÃO PAULO (CPISP). **Lagoinha de Baixo**. 2026. Disponível em: https://cpisp.org.br/lagoinha-de-baixo/. Acesso em: 16 abr. 2026.

FUNDAÇÃO CULTURAL PALMARES. **Comunidades Certificadas**. 2005. Disponível em: https://www.gov.br/palmares/. Acesso em: 16 abr. 2026.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Bacias e divisões hidrográficas do Brasil**. 2026. Disponível em: https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais/estudos-ambientais/31653-bacias-e-divisoes-hidrograficas-do-brasil.html. Acesso em: 16 abr. 2026.

INSTITUTO NACIONAL DE COLONIZAÇÃO E REFORMA AGRÁRIA (INCRA). **Processo de Regularização Fundiária: Território Lagoinha de Baixo**. 2008.

INSTITUTO SOCIOAMBIENTAL (ISA). **Almanaque Socioambiental**. 2008. Disponível em: https://www.socioambiental.org/. Acesso em: 16 abr. 2026.

MAPBIOMAS. **Plataforma MapBiomas Brasil**: Coleção 2024. Disponível em: https://plataforma.brasil.mapbiomas.org. Acesso em: 16 abr. 2026.

MATEUS, L. A. F.; PENHA, J. M. F. O pulso de inundação, os peixes e a pesca. *In*: FIGUEIREDO, D. M.; DORES, E. F. G. C.; LIMA, Z. M. (org.). **Bacia do rio Cuiabá: uma abordagem socioambiental**. Cuiabá: EdUFMT, 2018. p. 430-460.

PIGNATI, W. A. et al. Distribuição espacial do uso de agrotóxicos em Mato Grosso: uma ferramenta para a vigilância em saúde. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 22, n. 10, p. 3281-3293, 2017.

SILVA, M. J.; SATO, M. T. Territórios em tensão-mapeamento dos conflitos socioambientais do Estado de Mato Grosso-Brasil. **Ambiente & Sociedade**, v. 15, n. 1, p. 1-28, 2012.

TARIFA, J. R. Clima. *In*: CAMARGO, L. (org.). **Atlas de Mato Grosso: abordagem socioeconômica-ecológica**. Cuiabá: Entrelinhas/Seplan/Sema, 2011. p. 52-57.

QUALIDADE DA ÁGUA EM ÁREA AGRÍCOLA NA BACIA HIDROGÁFICA DO RIO TRAIRI, RN

1 Roberta Crhistiane Maltas da Silva, 2 Terly Gabriela Quiñonez Fuentes, Luís César Aquino Lemos Filho[3], Solange Aparecida Goularte Dombroski[4]

[1]Universidade Federal Rural do Semi-Árido, e-mail: rcmaltas@gmail.com; [2]Universidade Federal Rural do Semi-Árido, e-mail: terly.fuentes@alunos.ufersa.edu.br; [3]Universidade Federal Rural do Semi-Árido, e-mail: lcalfilho@ufersa.edu.br; [4]Universidade Federal Rural do Semi-Árido, e-mail: solangedombroski@ufersa.edu.br

Palavras-chave: Recursos hídricos; Padrões de qualidade; Amostragem exploratória.

Resumo

Os corpos de água superficiais refletem condições ambientais e atividades desenvolvidas em sua bacia hidrográfica, uma vez que esta constitui a unidade natural de captação e escoamento, sendo a bacia hidrográfica, a unidade de gestão e planejamento dos recursos hídricos no Brasil. Nesse contexto, o presente estudo teve como objetivo avaliar a qualidade da água em dois pontos de corpos hídricos superficiais localizados na Bacia Hidrográfica do Rio Trairi, no estado do Rio Grande do Norte, cuja ocupação do solo, inclui o cultivo de cana-de-açúcar. Foram realizadas três campanhas de monitoramento com coletas pontuais nos meses de outubro e dezembro de 2025 e janeiro de 2026, em dois pontos (riozinho Santo Alberto e rio Trairi) localizados na Bacia Hidrográfica do Rio Trairi. Foram realizadas medições em campo (temperatura, oxigênio dissolvido e potencial hidrogeniônico) e determinações laboratoriais (demanda química de oxigênio, demanda bioquímica de oxigênio, fósforo total, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, sólidos dissolvidos totais, sólidos em suspensão totais, turbidez, cor verdadeira, cloretos, condutividade, coliformes totais e *Escherichia coli*). Os resultados indicaram característica de água salobra no Ponto 1 (riozinho Santo Alberto) e de água doce no Ponto 2 (rio Trairi). Embora na Bacia Hidrográfica do Rio Trairi estejam localizados municípios com produção de cana-de-açúcar, a concentração média de nitrato observada no Ponto 1 pode sugerir que a sub-bacia do riozinho Santo Alberto tenha mais influência da atividade agrícola relativa à cana-de-açúcar, do que a bacia como um todo. Entretanto, observa-se a necessidade de avaliação mais abrangente que permita relacionar atividades existentes na sub-bacia do riozinho Santo Alberto com a poluição por nitrato. De modo geral, os resultados evidenciam a necessidade de ampliação das campanhas de monitoramento e do acompanhamento contínuo da qualidade da água, contribuindo para avaliações mais detalhadas das influências antrópicas e das condições ambientais na Bacia Hidrográfica do Rio Trairi.

Introdução

A bacia hidrográfica pode ser definida como “um conjunto de terras drenadas por um corpo d’água principal e seus afluentes, representando a unidade mais apropriada para o estudo qualitativo e quantitativo dos recursos hídricos e dos fluxos de sedimentos e nutrientes” (Pires; Santos; Del Prette, 2005, p. 17). Nos termos da Política Nacional de Recursos Hídricos, instituída pela Lei nº 9.433/1997 (Brasil, 1997), a gestão dos recursos hídricos adota a bacia hidrográfica como unidade territorial de planejamento, levando em conta a promoção dos usos múltiplos da água (ANA, 2022, p. 69).

Dentre os distintos usos da água, cabe notar a classificação em em consuntivos e não consuntivos. Considera-se uso consuntivo aquele em que a água retirada do corpo hídrico é consumida, parcial ou totalmente, no processo a que se destina, não havendo retorno direto ao manancial (ANA, 2019, p. 9). Já, os usos não consuntivos não captam água diretamente do corpo hídrico (ANA, 2024, p. 39), influenciando pouco a quantidade de água, mas podendo alterar sua qualidade (Collischonn; Dornelles, 2015, p. 14).

No Brasil, a irrigação se destaca como o principal uso consuntivo da água, representando aproximadamente metade da água retirada dos corpos hídricos (ANA, 2024, p. 48), que reforça a importância da aplicação dos instrumentos de gestão para promoção dos usos múltiplos da água.

A Lei nº 9.433/1997 (Brasil, 1997), que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, estabelece como um de seus objetivos, assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água em padrões de qualidade adequados aos usos respectivos (Brasil, 1997, Art. 2º).

Assim como a quantidade da água, sua qualidade água é um fator relevante para a manutenção dos usos múltiplos e, de acordo com Von Sperling (1996, p. 11), está diretamente relacionada às condições ambientais da bacia e às atividades desenvolvidas em seu território.

No âmbito de poluição de águas superficiais, a fonte pode ser atribuída a duas categorias principais: fontes pontuais e fontes difusas. As fontes pontuais correspondem a descargas localizadas que atingem os corpos hídricos, enquanto as fontes difusas resultam de atividades dispersas em grandes áreas, tornando sua identificação e controle mais desafiadores, como o escoamento agrícola (Singh et al., 2024, p. 56428). Embora não seja a única fonte responsável pela perda da qualidade da água, a agricultura, direta ou indiretamente, contribui para a degradação dos mananciais, a partir de aplicações de agrotóxicos e fertilizantes, por exemplo (Resende, 2002, p. 11).

Entre os principais grupos de poluentes associados às atividades agrícolas tem-se os fertilizantes nitrogenados. O nitrato é considerado a principal forma de nitrogênio associada à contaminação das águas em áreas com atividades agropecuárias, pois

apresenta alta mobilidade no solo e baixa retenção nos coloides, permanecendo em solução e sendo facilmente transportado para os corpos hídricos (Resende, 2002, p. 14).

Em um estudo que objetivou esclarecer a relação entre a fertilização em terras agrícolas e a poluição por nitrato em corpo hídrico superficial, Li et al. (2022, p. 105) observaram que a poluição por nitrato em rios foi positivamente correlacionada com a fertilização na bacia hidrográfica de cultivo intensivo de cana-de-açúcar.

Nesse contexto, o monitoramento da qualidade da água em bacias hidrográficas com atividade agrícola torna-se fundamental para identificar possíveis alterações nos parâmetros físico-químicos e influência de fontes difusas sobre os corpos hídricos. No Brasil, a avaliação da qualidade das águas superficiais é orientada pela Resolução do CONAMA nº 357/2005, que estabelece a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento (Brasil, 2005), servindo como referência em campanhas de monitoramento de tais mananciais.

Assim, o presente estudo teve como objetivo avaliar a qualidade da água em dois pontos de corpos de água superficiais localizados na Bacia Hidrográfica do Rio Trairi, no estado do Rio Grande do Norte, região com uso do solo associado ao cultivo da cana-de-açúcar.

Material e Métodos

O vale do rio Trairi constitui, historicamente, uma das principais várzeas úmidas associadas ao cultivo da cana-de-açúcar no Rio Grande do Norte, tendo integrado a área de influência da Usina Estivas, instalada em 1925, o que contribuiu para a expansão da atividade agrícola na região (Andrade, 2023). Na Bacia Hidrográfica do Rio Trairi estão localizados três municípios: Senador Georgino Avelino, Nísia Floresta e São José do Mipibu (IBGE, 2021). Os valores da produção de cana-de-açúcar para esses municípios no ano de 2024, estão apresentados na Tabela 01.

Município	Valor da produção (mil Reais)
Nísia Floresta	5.400
São José de Mipibu	42.312
Senador Georgino Avelino	13

Tabela 01: Valores da produção de cana-de-açúcar nos munícipios do Rio Grande do Norte, localizados na Bacia Hidrográfica do Rio Trairi no ano de 2024
Fonte: Adaptado de IBGE (2024).

A área de estudo foi escolhida com base na atividade agrícola presente na Bacia Hidrográfica do Rio Trairi. Esta bacia apresenta características climáticas distintas, com predominância do clima tropical chuvoso na porção leste e clima semiárido na porção oeste, com estação chuvosa concentrada no outono (IGARN, 2009). Os dados de precipitação e temperatura média do período da amostragem de água foram obtidos junto à Empresa de Pesquisa Agropecuária do Rio Grande do Norte (EMPARN, 2026), por meio da estação meteorológica de Nísia Floresta (06°05'29"S, 35°12'38"W), considerando os meses de outubro de 2025 até janeiro de 2026, correspondentes ao período das campanhas de monitoramento da qualidade da água, estando dispostos na Tabela 02.

Variável	2025			2026
	Outubro	Novembro	Dezembro	Janeiro
Precipitação (mm)	29,6	8,0	10,0	61,6
Temperatura média (°C)	25,8	26,6	27,2	27,1

Tabela 02: Precipitação mensal e temperatura média entre outubro de 2025 e janeiro de 2026, na estação meteorológica de Nísia Floresta, RN
Fonte: Adaptado de EMPARN (2026).

Foram definidos dois pontos de coleta (Figura 1) entre os municípios de Senador Georgino Avelino e Nísia Floresta, no Rio Grande do Norte. O primeiro ponto de coleta, no riozinho Santo Alberto (06°08'08"S, 35°09'43"W), está localizado sob uma ponte de uma rodovia estadual (Rodovia Santa Luzia RN-002). O segundo ponto de coleta foi localizado no rio Trairi, coordenadas 06°07'13"S e 35°11'59"W.

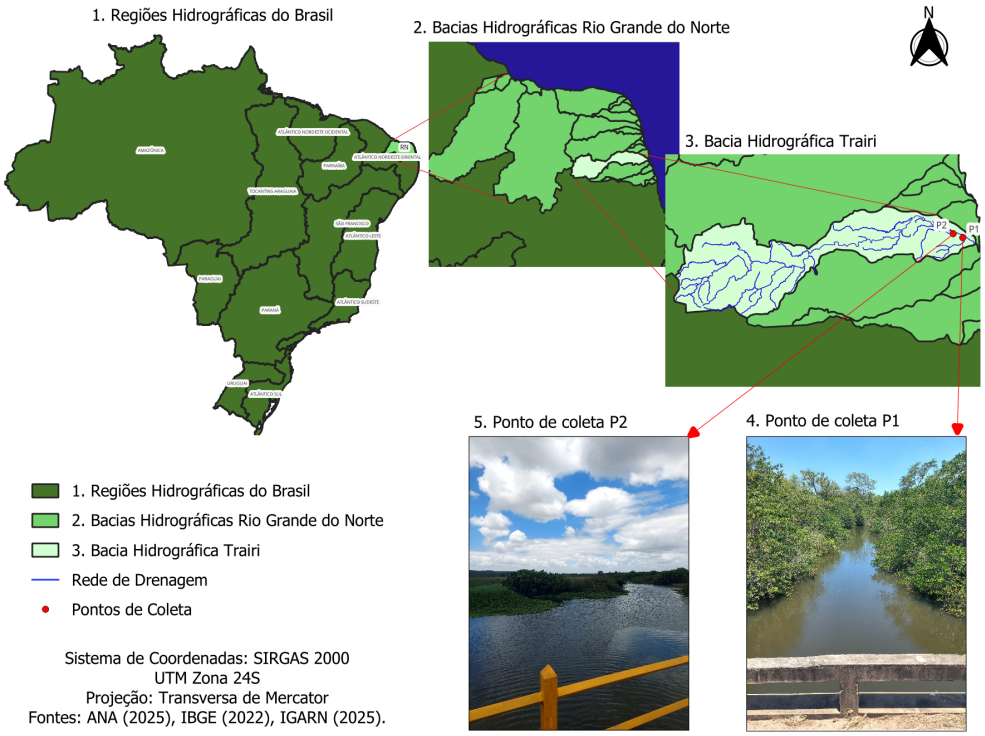


Figura 01: Localização dos pontos de coleta de amostras de água em dois corpos hídricos superficiais (Ponto 1 - riozinho Santo Alberto e Ponto 2 - rio Trairi), na Bacia Hidrográfica do Rio Trairi, no RN
Fonte: Autoria própria (2026).

Foram realizadas três campanhas caracterizadas como coletas pontuais de natureza exploratória. As amostragens ocorreram nos meses de outubro e dezembro/2025 e janeiro/2026, com o objetivo de avaliar as condições físico-químicas e microbiológicas dos corpos hídricos ao longo do período de estudo.

As coletas das amostras, acondicionamento, transporte e armazenamento, assim como, medições em campo foram realizadas com base em Cetesb (2023) e Baird, Eaton e Rice (2017). No Quadro 01 estão os parâmetros analisados e métodos analíticos utilizados.

Parâmetros	Unidades	Métodos analíticos
Temperatura do ar [1]	ºC	Termômetro digital
Temperatura da água [1]	ºC	Método de campo (2550 B) [2]
Potencial hidrogeniônico (pH) [1]	--	Eletrométrico (4500-H^+) [2]
Oxigênio dissolvido (OD) [1]	mg O_2/L	Sonda ótica (4500-O H) [2]
Demanda química de oxigênio (DQO)	mg O_2/L	Refluxo fechado colorimétrico (5220 D) [2]
Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)	mg O_2/L	DBO de 5 dias (5210 B) [2]
Fósforo total	mg P/L	Ácido ascórbico (4500-P E) com digestão preliminar com método do persulfato (4500-P B5) [2]
Nitrogênio amoniacal total	mg N-NH_3/L	Fenato (4500-NH_3 F) [2]
Nitrito	mg N-NO_2^-/L	Colorimétrico (4500-NO_2^- B) [2]
Nitrato	mg N-NO_3^-/L	Eletrodo de nitrato (4500-NO_3^- D) [2]
Sólidos dissolvidos totais (SDT)	mg/L	Sólidos dissolvidos totais a 180 ºC (2540 C) [2]
Sólidos em suspensão totais (SST)	mg/L	Sólidos em suspensão totais secos a 103 – 105 ºC (2540 D) [2
Turbidez	UNT	Nefelométrico (2130 B) [2]
Cor verdadeira	mg PtCo/L	Espectrofotométrico - comprimento de onda único (2120 C) [2]
Cloretos	mg Cl^-/L	Argentométrico (4500-Cl^- B) [2]
Condutividade	mS/cm	Laboratorial (2510 B) [2]
Coliformes totais	NMP/100 mL	Teste do substrato enzimático (9223 B) [2]
Escherichia coli (E. coli)		

Quadro 01: Parâmetros de qualidade da água investigados e métodos analíticos empregados
Fonte: Autoria própria (2026).
Notas: [1] Medições em campo. [2] Baird, Eaton e Rice (2017).

Resultados e Discussão

Os resultados obtidos da qualidade da água no Ponto 1 (riozinho Santo Alberto) são apresentados na Tabela 03 e, na Tabela 04 estão os resultados do Ponto 2 (rio Trairi). Na Tabela 03 e Tabela 04 também constam os padrões de qualidade estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357 (Brasil, 2005) para águas salobras classe 1 e para águas doces classe, respectivamente. Vale mencionar que na ausência de aprovação dos respectivos enquadramentos, as águas salobras serão consideradas classe 1 e as águas doces serão consideradas classe 2, havendo exceção para o caso de melhores condições de qualidade, o que determinará a aplicação da classe mais rigorosa correspondente (Brasil, 2005, Art. 42).

Parâmetros		Unidades	Resultados observados no Ponto 1 (n = 3)				Padrões de qualidade para águas salobras classe 1 [2]
			Valor mínimo	Valor máximo	Média [1]	Desvio padrão	
Temperatura do ar	(T-ar)	°C	32,5	34,4	33,2	1,0	NA [3]
Temperatura da água	(T-água)	°C	27,1	28,6	27,9	0,6	NA [3]
Potencial hidrogeniônico	(pH)	-	7,12	7,22	7,2	0,04	6,5 a 8,5
Oxigênio dissolvido	(OD)	mgO_2/L	2,42	2,79	2,63	0,17	≥ 5
Carbono orgânico total	(COT)	mgC/L	-	-	-	-	3,00
Demanda química de oxigênio	(DQO)	mgO_2/L	25	32	27	4	-
Demanda bioquímica de oxigênio	(DBO)	mgO_2/L	0,4	1,1	0,8	0,4	-
Fósforo total		mgP/L	0,02	0,05	0,03	0,02	0,124
Nitrogênio amoniacal total		$mgN\text{-}NH_3/L$	0,05	0,09	0,07	0,02	0,4
Nitrito		$mgN\text{-}NO_2^-/L$	0,012	0,013	0,012	0,001	0,07
Nitrato		$mgN\text{-}NO_3^-/L$	17,5	21,8	19,9	2,2	0,4
Sólidos dissolvidos totais	(SDT)	mg/L	5.334	8.484	6.895	1.575	-
Sólidos em suspensão totais	(SST)	mg/L	15,2	28,3	20,8	6,8	-
Turbidez		UNT	5,4	7,6	6,8	1,2	-
Cor verdadeira		mgPtCo/L	21	40	28	10	-
Cloretos	(Cl^-)	$mgCl^-/L$	2.978	4.538	3.663	797	-
Condutividade	(CE)	mS/cm	7,9	12,1	9,6	2,2	-
Coliformes totais	(CT)	NMP/100mL	3,0E+04	4,1E+04	3,4E+04	5,7E+03	-
Escherichia coli	(*E. coli*)	NMP/100mL	2,0E+02	6,7E+02	4,0E+02	2,4E+02	Para recreação de contato primário deverá ser obedecida a Resolução CONAMA n° 274/2000. Para cultivo de moluscos bivalves: ≤ 43 (média) e ≤ 88 (percentil 90%). Para irrigação de hortaliças e áreas de lazer: ≤ 200. Demais usos: ≤ 1.000

Tabela 03: Resultados observados de parâmetros físico-químicos e microbiológicos no Ponto 1 e padrões de qualidade para águas salobras classe 1 de acordo com a Resolução nº 357 do CONAMA
Fonte: Autoria própria (2026).
Notas: [1] Média geométrica para CT e *E. coli* e média aritmética para os demais parâmetros. [2] Brasil (2005). [3] Não se aplica.

Parâmetros		Unidade	Resultados observados no Ponto 2 (n = 3)				Padrão de qualidade para águas doces classe 2 [2]
			Valor mínimo	Valor máximo	Média [1]	Desvio padrão	
Temperatura do ar	(T-ar)	°C	30,7	33,5	31,9	1,4	NA [3]
Temperatura da água	(T-água)	°C	27,2	28,3	27,7	0,5	NA [3]
Potencial hidrogeniônico	(pH)	-	7,72	8,15	7,93	0,16	6 a 9
Oxigênio dissolvido	(OD)	mgO_2/L	0,87	7,03	3,38	2,84	≥ 5
Carbono orgânico total	(COT)	mgC/L	-	-	-	-	-
Demanda química de oxigênio	(DQO)	mgO_2/L	15	18	16	2	-
Demanda bioquímica de oxigênio	(DBO)	mgO_2/L	0,5	5,7	2,4	2,8	≤5
Fósforo total		mgP/L	0,14	0,18	0,16	0,02	Até 0,030 mg/L, em ambientes lênticos. Até 0,050 mg/L, em ambientes intermediários, com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários diretos de ambiente lêntico.
Nitrogênio amoniacal total		$mgN\text{-}NH_3/L$	0,05	0,10	0,07	0,03	3,7, para pH ≤ 7,5 2,0, para 7,5 < pH ≤ 8,0 1,0, para 8,0 < pH ≤ 8,5 0,5, para pH > 8,5
Nitrito		$mgN\text{-}NO_2^-/L$	0,016	0,029	0,023	0,007	1
Nitrato		$mgN\text{-}NO_3^-/L$	2,6	2,8	2,7	0,1	10
Sólidos dissolvidos totais	(SDT)	mg/L	271	353	313	41	500
Sólidos em suspensão totais	(SST)	mg/L	31	39	35	4	-
Turbidez		UNT	38,0	48,8	43,0	5,4	100
Cor verdadeira		mgPtCo/L	65	112	86	24	75
Cloretos	(Cl^-)	mgCl-/L	78	113	90	20	250
Condutividade	(CE)	mS/cm	0,3	0,4	0,4	0,1	-
Coliformes totais	(CT)	NMP/100mL	3,4E+04	9,8E+04	5,7E+04	3,2E+04	-
Escherichia coli	(*E. coli*)	NMP/100mL	2,7E+02	6,0E+02	3,7E+02	1,8E+02	Para recreação de contato primário deverá ser obedecida a Resolução CONAMA n° 274/2000. Demais usos: 1000

Tabela 04: Resultados observados de parâmetros físico-químicos e microbiológicos no Ponto 2 e padrões de qualidade para águas doces classe 2 de acordo com a Resolução nº 357 do CONAMA
Fonte: Autoria própria (2026).
Notas: [1] Média geométrica para CT e *E. coli* e média aritmética para os demais parâmetros. [2] Brasil (2005). [3] Não se aplica.

No âmbito de salinidade da água, Almeida (2010, p. 32) mencionou a possibilidade de expressar tal característica pela quantidade total de sais dissolvidos representando a soma das concentrações (mg/L) de cada um dos íons analisados na amostra de água. De acordo com Baird, Eaton e Rice (2017), a salinidade é uma propriedade adimensional da água originalmente concebida como uma medida da massa de sais dissolvidos em uma determinada massa de solução. Por outro lado, os sólidos dissolvidos totais (SDT) compreendem sais inorgânicos (principalmente cálcio, magnésio, potássio, sódio, bicarbonatos, cloretos e sulfatos) e pequena quantidade de matéria orgânica que esteja dissolvida na água (WHO, 2022, p. 470). Ou seja, SDT e salinidade são parâmetros distintos, tendo em comum, a massa de sais dissolvidos.

Outro parâmetro que guarda relação com salinidade é a condutividade (CE). “A condutividade é um indicador da quantidade de íons dissolvidos na água, como nutrientes, sais e minerais” (ANA, 2026), sendo uma expressão numérica da capacidade de uma água conduzir a corrente elétrica, sendo dependente das concentrações iônicas e da temperatura da água (CETESB, 2021, p. 4).

Em uma abordagem sobre qualidade da água de irrigação, Almeida (2010, p. 31) destacou a facilidade da determinação da condutividade e que, a “condutividade elétrica da água de irrigação (CEai) basicamente considera a quantidade total de sais presentes na água, sem especificá-los”. O referido autor (p. 33) comentou ainda que, embora a salinidade da água possa ser expressa pela condutividade ou pelo total de sais dissolvidos, “suas unidades de medida não são estritamente equivalentes”. Entretanto, para composições usuais de águas de irrigação, são consideradas válidas algumas relações com outros parâmetros, como por exemplo, condutividade (dS/m) = salinidade (ppm)/640 (Almeida, 2010, p. 33).

No Ponto 1, observou-se um valor médio da condutividade de 9,6 mS/cm, valor este superior à condutividade de água de rios que pode estar em torno de 0,2 a 0,4 mS/cm (Almeida, 2010, p. 32).

Mencione-se ainda que, em termos de classificação dos corpos de água no Brasil, segundo a Resolução nº 357 do CONAMA, águas com salinidade até 0,5 ‰ são classificadas como águas doces; águas com salinidade superior a 0,5 ‰ e inferior a 30 ‰ são consideradas salobras e águas com salinidade igual ou superior 30 ‰ são classificadas como salinas (Brasil, 2005, Art. 2º).

Apesar da distinção entre sólidos dissolvidos totais (SDT) e salinidade como discutido anteriormente, julga-se que valores medidos de SDT podem ser utilizados para uma estimativa geral da salinidade da água. Assim, a concentração média de SDT (6.895 mg/L) observada no Ponto 1 sugere sua classificação como água salobra, em função do valor de salinidade estimado resultar em torno de 6,9 ‰. Além disso, a partir da relação entre condutividade e salinidade mencionada por Almeida (2010, p. 33) aceita como válida para águas de irrigação com composições usuais, verifica-se um valor médio de salinidade para o Ponto 1 de 6,1 mg/L (9,6 x 640), equivalendo (não estritamente) a um valor médio em torno de 6,1 ‰. Por ambas as estimativas da salinidade (a partir de valores médios de SDT e da CE), observou-se característica de água salobra para o Ponto 1.

A Bacia Hidrográfica do Rio Trairi (na qual se localizam os Pontos 1 e 2 do presente trabalho) pertence à unidade geomorfológica da Faixa Litorânea e apresenta “uma estreita faixa com relevo de dunas fixas e uma planície flúvio-marinha que, para montante, transforma-se em planície fluvial”. Assim, é possível supor que a característica de água salobra observada no Ponto 1 pode ser por influência direta do mar. Entretanto, há possibilidade também de ocorrer intrusão salina levando à característica de água salobra. De acordo com ANA (2026), em zonas costeiras, a condutividade elevada em rios e lagoas pode indicar a influência direta do mar ou a intrusão salina (pode ser causada pela diminuição da vazão na foz dos rios em decorrência de alta demanda por água nas bacias). No presente trabalho, não foi avaliada a influência direta do mar ou a intrusão salina, o que não permite concluir a origem da característica observada no Ponto 1 de água na faixa de água salobra.

No Ponto 2 (rio Trairi), os valores médios de SDT, condutividade e cloreto foram de 313 mg/L, 0,4 mS/cm e 90 mgCl^-/L, respectivamente. Os resultados de SDT, CE e cloretos do Ponto 1 indicaram características de água doce. O valor estimado de salinidade resultou em torno de 0,3 ‰, seja a partir dos resultados de SDT ou da CE, conforme discutido para o Ponto 1. Quanto à concentração média de cloretos, o valor observado (90 mgCl^-/L) está abaixo do limite de cloretos (250 mg Cl^-/L) estabelecido pela Resolução nº 357 do CONAMA para água doce classe 2.

Comente-se que, com base em uma verificação simples no Google Maps, apesar do Ponto 1 e Ponto 2 estarem na Bacia Hidrográfica do Rio Trairi, suas localizações em relação ao mar são distintas. O Ponto 1 situa-se em torno de 4 km mais próximo do mar do que o Ponto 2.

A temperatura influencia diretamente os processos ambientais, pois pode acelerar as reações químicas e biológicas, reduzir a solubilidade de gases como o oxigênio na água e intensificar as trocas gasosas com a atmosfera, podendo favorecer a liberação de odores indesejáveis (Von Sperling, 1996, p. 25). Nos pontos amostrados no presente trabalho, observou-se que o valor médio da temperatura da água registrada no Ponto 1 foi de 27,9 °C, enquanto no Ponto 2 foi de 27,7 °C. Ressalta-se, ainda, que a temperatura não é estabelecida como parâmetro de enquadramento pela Resolução CONAMA nº 357/2005.

Em relação ao pH, o Ponto 1 apresentou valor médio de aproximadamente 7,17, mantendo-se dentro da faixa estabelecida pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas salobras (6,5 a 8,5). De forma semelhante, o Ponto 2 apresentou valor médio de 7,93, também em conformidade com os limites estabelecidos para águas doces. O pH influencia equilíbrios químicos, dinâmica dos ecossistemas aquáticos, afetando tanto a fisiologia dos organismos quanto a solubilidade de substâncias no meio, entre outros (CETESB, 2021, p. 31). Destaca-se ainda que a Resolução CONAMA nº 357/2005 considera a influência do pH na definição de critérios para determinados parâmetros de qualidade da água.

A turbidez está associada à presença de partículas em suspensão e coloidais que reduzem a transparência da água, podendo indicar processos erosivos, escoamento superficial e influência de fontes poluidoras, tanto naturais quanto antrópicas (ANA, 2026). Os resultados observados indicaram que, no Ponto 1, a turbidez apresentou valor médio de 6,8 UNT, enquanto no Ponto 2 atingiu valor médio de 43 UNT. Considerando o valor de referência para o Ponto 2, a turbidez encontrou-se abaixo do limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para a classe correspondente (100 UNT). Para água salobra classe 1, não há padrão de qualidade de turbidez.

Os sólidos em suspensão totais correspondem às partículas não sedimentáveis presentes na água, estando associados ao aumento da turbidez e à redução da penetração de luz, o que pode impactar o desenvolvimento de organismos fotossintetizantes e o equilíbrio dos ecossistemas aquáticos (Castillo *et al*., 2022). No Ponto 1, o valor médio observado de sólidos em suspensão totais (SST) foi de 20,8 mg/L, enquanto no Ponto 2, verificou-se valor médio de 35,0 mg/L. Esses valores representam as

condições de material particulado em suspensão nos dois pontos de amostragem. A Resolução CONAMA nº 357/2005 não estabelece padrão de qualidade para SST.

A cor verdadeira da água resulta da presença de substâncias dissolvidas, sendo determinada após a remoção das partículas em suspensão, o que a diferencia da cor aparente, que inclui a influência de sólidos suspensos (Schorr, 2022). Os resultados indicaram que, no Ponto 1, a cor verdadeira apresentou valor médio de 28 mgPtCo/L, enquanto no Ponto 2 foi observado valor médio de 86 mgPtCo/L. Considerando os valores de referência para o Ponto 2, a cor verdadeira apresentou valor superior ao estabelecido (75 mg PtCo/L) pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para água classe 2. Esta Resolução não estabelece limite de cor verdadeira para água salobra classe 1.

No que se refere à concentração oxigênio dissolvido (OD), a Resolução nº 357 do CONAMA estabelece concentração mínima de 5 mgO_2/L para águas salobras de classe 1 e águas doces de classe 2. No Ponto 1 observou-se concentração média de aproximadamente 2,6 mgO_2/L. No Ponto 2, foi registrada concentração média de 3,4 mgO_2/L. "Valores de OD bem inferiores a saturação são indicativos da presença de matéria orgânica" (Von Sperling, 1996, p. 34). Vale mencionar ainda que, o crescimento excessivo de macrófitas pode contribuir para a diminuição da concentração de oxigênio no meio, especialmente durante a decomposição da biomassa vegetal (Esteves, 1998, p. 125) e, no Ponto 2 foi observada presença de plantas aquáticas nas três campanhas de amostragem. Entretanto, de modo geral, outros mecanismos podem influenciar a concentração de OD na água. Tal balanço de OD depende de fenômenos interagentes de produção e de consumo de OD (Von Sperling, 2014, p. 141), conforme discutido abaixo.

A demanda química de oxigênio (DQO) refere-se à estimativa da quantidade de oxigênio requerida para a oxidação de compostos presentes na água, incluindo matéria orgânica e inorgânica (Zuccari, Grarner; Leopoldo, 2005, p. 70). Na presente pesquisa, foram obtidos valores médios de 27 mgO_2/L no Ponto 1 e 16 mgO_2/L no Ponto 2. No que se refere à demanda bioquímica de oxigênio (DBO), o Ponto 2 apresentou valor médio de 2,4 mgO_2/L, em conformidade com o limite de até 5 mgO_2/L estabelecido pela Resolução nº 357 do CONAMA para águas doces de classe 2. O Ponto 1 apresentou valor médio de 0,8 mgO_2/L, não sendo aplicável comparação direta com a referida resolução. A DBO é um indicador da quantidade de matéria orgânica biodegradável presente na água e apresenta relação inversa com o OD, de forma que valores elevados de DBO indicam maior carga orgânica no corpo hídrico (ANA, 2024, p. 37). No entanto, a concentração de OD resulta do balanço entre processos de produção e consumo, sendo os processos da reaeração atmosférica e da fotossíntese, as principais fontes de produção de OD e, os principais mecanismos de consumo de OD, a respiração de organismos aquáticos, a decomposição da matéria orgânica e reações químicas de oxidação (EPA, 2012). A DBO, por sua vez, representa o consumo de oxigênio associado à degradação biológica da matéria orgânica (EPA, 2012). Assim, baixos valores de OD podem ocorrer simultaneamente a baixos valores de DBO devido à atuação de processos de consumo não representados na DBO e/ou à limitação na reposição de oxigênio no sistema aquático.

Quanto à concentração de fósforo total, observou-se um valor médio de 0,03 mgP/L no Ponto 1, em conformidade com o limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas salobras de classe 1. No Ponto 2, a concentração média verificada foi de 0,16 mgP/L, estando em desconformidade com os valores indicados pela resolução para as águas doces de classe 2 para este parâmetro. O tipo de uso e ocupação do solo na área de influência do Ponto 2 pode ser considerado como um dos fatores que implicou na concentração observada para este ponto refletindo em qualidade acima de limites estabelecidos pela referida Resolução. O aporte de fósforo aos corpos hídricos decorre de fontes pontuais e difusas, incluindo o uso de fertilizantes na agricultura, descargas de esgotos e atividades agroindustriais (ANA, 2026). O aumento das concentrações de fósforo pode favorecer a proliferação de algas e a redução dos níveis de OD, resultando em alterações na qualidade da água e na biota aquática (Ngatia; Taylor, 2018).

O nitrogênio ocorre em diferentes formas nos ambientes aquáticos, sendo as formas orgânica e amoniacal reduzidas e o nitrito e o nitrato oxidadas, cuja predominância indica o estágio de transformação da matéria orgânica, com formas reduzidas associadas a aportes recentes e formas oxidadas a estágios mais avançados no sistema aquático (CETESB, 2021, p. 33). No Ponto 1, foram observados valores médios de 0,07 $mgN\text{-}NH_3/L$ e de 0,012 $mgN\text{-}NO_2^-/L$ para nitrogênio amoniacal e nitrito, respectivamente. No ponto 2, os valores médios verificados de nitrogênio amoniacal e de nitrito foram de 0,07 $mgN\text{-}NH_3/L$ e de 0,023 $mgN\text{-}NO_2^-/L$, respectivamente. Em ambos os pontos de amostragem, os valores médios observados para nitrogênio amoniacal e nitrito encontraram-se dentro dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005.

Quanto à concentração de nitrato, o valor médio verificado no Ponto 1 foi 19,9 mg $N\text{-}NO_3^-/L$, valor superior ao limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas salobras classe 1. No Ponto 2, a concentração média observada foi de 2,7 mg $N\text{-}NO_3^-/L$, valor este, menor do que o limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas doces classe 2. A concentração média de nitrato observada no Ponto 1 pode estar associada ao uso agrícola do solo, como o cultivo de cana-de-açúcar. Conforme mostrado na Tabela 01, os pontos monitorados no presente estudo encontram-se em áreas de produção de cana-de-açúcar. O Ponto 1 (riozinho Santo Alberto) situa-se em uma sub-bacia da Bacia Hidrográfica do Rio Trairi (Figura 01), o que pode sugerir que a sub-bacia do riozinho Santo Alberto tenha mais influência da atividade agrícola relativa à cana-de-açúcar, do que a bacia como um todo. O nitrato é uma forma de nitrogênio suscetível à lixiviação, esse nutriente pode ter origem em fertilizantes e resíduos orgânicos (University of Missouri Extension, 2022). A atividade agrícola pode afetar a qualidade da água de corpos hídricos, direta ou indiretamente, embora não seja o único agente responsável por tal comprometimento do manancial (Resende, 2002, p. 11).

Em uma abordagem de poluição da água em decorrência de atividades agrícolas, Resende (2002, p. 14, 16) comentou que o aumento das concentrações de nitrato em águas superficiais está relacionado ao desequilíbrio entre o aporte de nitrogênio

no solo e a capacidade de absorção pela vegetação, adicionalmente, o enriquecimento por nitrato pode intensificar o aporte de nutrientes nos sistemas aquáticos, favorecendo a ocorrência de eutrofização em mananciais.

Com relação à qualidade microbiológica, os resultados observados no Ponto 1 indicaram um valor médio de coliformes totais de 3,4E+04 NMP/100mL, enquanto a concentração média de *Escherichia coli* foi de 4,0E+02 NMP/100mL. O resultado verificado (400 NMP/100mL) de *E. coli* esteve acima do estabelecido (200 NMP/100mL) para água salobra classe 1 para irrigação de irrigação de hortaliças e áreas de lazer e abaixo do limite máximo (até 1000 NMP/100 mL) estabelecido para outros usos, sendo necessário contudo, verificar outras restrições da Resolução CONAMA nº 357/2005.

No Ponto 2, os valores médios de coliformes totais e de *Escherichia coli* foram de 5,7E+04 NMP/100mL e 3,7E+02 NMP/100mL, respectivamente. O resultado observado (370 NMP/100 mL) para *E. coli* no Ponto 2, atende o limite (1000 NMP/100 mL) estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para outros usos exceto para recreação de contato primário, para a qual deve-se atender a Resolução CONAMA n° 274/2000.

De acordo com a Resolução CONAMA n° 274/2000 (Brasil, 2000), águas salobras ou doces são consideradas de categoria “excelente” para balneabilidade para *E. coli* até 200 NMP/100 mL e de categoria “muito boa”, para valores até 400 NMP/100 mL, devendo-se observar o percentual para um determinado número de amostras. A *E. coli* é considerada um dos principais indicadores de poluição fecal em corpos hídricos, pois constitui a maior fração dos coliformes termotolerantes presentes nas fezes de humanos e animais, permitindo avaliar a contaminação microbiológica da água (ANA, 2026).

Considerações finais

Os resultados do monitoramento da qualidade da água nos pontos estudados localizados na Bacia Hidrográfica do Rio Trairi indicaram características distintas quanto aos parâmetros físico-químicos e microbiológicos avaliados.

Com base em resultados de SDT, CE e cloretos, observou-se característica de água salobra para o ponto localizado no riozinho Santo Alberto (Ponto 1). Ainda em relação ao Ponto 1, foi observado atendimento aos limites estabelecidos de qualidade da água para os parâmetros pH, fósforo total, nitrogênio amoniacal e nitrito e, não atendimento aos limites de qualidade para os parâmetros oxigênio dissolvido, nitrato e *E. coli*, este último quando considerado o uso para irrigação de hortaliças e áreas de lazer.

Embora na Bacia Hidrográfica do Rio Trairi estejam localizados municípios com produção de cana-de-açúcar, a concentração média de nitrato observada no Ponto 1 pode sugerir que a sub-bacia do riozinho Santo Alberto tenha mais influência da atividade agrícola relativa à cana-de-açúcar, do que a bacia como um todo. Entretanto, entende-se a necessidade de uma avaliação ampliada incluindo a identificação de outras possíveis fontes de nitrato e, ainda, o monitoramento de parâmetros de qualidade água relacionados a insumos típicos da atividade agrícola na sub-bacia do riozinho Santo Alberto.

O ponto localizado no rio Trairi (Ponto 2) apresentou características de água doce, considerando os resultados obtidos de SDT, CE e cloretos. Para o Ponto 2, foi observado atendimento aos limites de qualidade estabelecidos para a classe corresponde para os parâmetros pH, turbidez, DBO, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, cloretos e *E. coli*, considerando os usos aplicáveis. Quanto aos parâmetros que não atenderam aos limites de qualidade no Ponto 2, citam-se oxigênio dissolvido, fósforo total e cor verdadeira.

De modo geral, os resultados indicaram a necessidade de ampliação das campanhas de monitoramento e do acompanhamento contínuo da qualidade da água, contribuindo para avaliações mais detalhadas das influências antrópicas e das condições ambientais na Bacia Hidrográfica do Rio Trairi, incluindo o uso e ocupação do solo.

Agradecimentos

Agradecimento à Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA) pelo apoio na viabilização do transporte para a realização das coletas de amostras e das análises laboratoriais.

Referências Bibliográficas

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Manual de usos consuntivos da água no Brasil.** Brasília: ANA, 2019. 75 p. Disponível em: https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/por/catalog.search#/metadata/5146c9ec-5589-4af1-bd64-d34848f484fd. Acesso em: 13 abr. 2025.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Mudanças climáticas e recursos hídricos:** avaliações e diretrizes para adaptação. Brasília: ANA, GGES, 2016. 93 p. Disponível em: https://arquivos.ana.gov.br/institucional/sge/CEDOC/Catalogo/2016/MudancasClimaticaseRecursosHidricos.pdf . Acesso em: 13 abr. 2026.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (Brasil). **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2025:** relatório pleno. Formato exclusivo digital. 2026. Disponível em: https://conjuntura-2025.webflow.io/ . Acesso em: 15 abr. 2026.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (Brasil). **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2024:** informe anual. Brasília: ANA, 2024. 154 p. Disponível em: https://www.snirh.gov.br/portal/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/conjuntura2024_04122024.pdf . Acesso em: 13 abr. 2026.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (Brasil). **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil:** relatório pleno 2021. Brasília: ANA, 2022. 132 p. Disponível em: https://biblioteca.ana.gov.br/sophia_web/VisualizadorPdf?codigoArquivo=155545&tipoMidia=0 . Acesso em: 04 abr. 2026.

ALMEIDA, O. A. de. **Qualidade da água de irrigação**. Cruz das Almas: Embrapa Mandioca e Fruticultura, 2010. Disponível em: https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/875385/1/livroqualidadeagua.pdf . Acesso em: 15 abr. 2026.
ANDRADE, M. C. de. As usinas de açúcar e as destilarias de álcool do Rio Grande do Norte. **Revista de GeoInterações**, v. 7, n. 1, p. 175-185, 2023. DOI: 10.59776/2526-3889.2023.5500.

BAIRD, R. B.; EATON, A. D. RICE, E.W. (Editores). **Standard methods for the examination of water and wastewater.** 23. ed. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, 2017.

BRASIL. **Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997.** Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Disjoined em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9433.htm. Acesso em: 09 abr. 2026.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005.** Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Data da legislação: 17/03/2005 - Publicação DOU nº 053, de 18/03/2005, págs. 58-63 - Alterada pelas Resoluções nº 370, de 2006, nº 397, de 2008, nº 410, de 2009, e nº 430, de 2011. Complementada pela Resolução nº 393, de 2007. Disponível em: http://conama.mma.gov.br/atos-normativos-sistema. Acesso em: 09 abr. 2026.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 274, de 29 de novembro de 2000**. Define os critérios de balneabilidade em águas brasileiras. Disponível em: http://conama.mma.gov.br/atos-normativos-sistema . Acesso em: 27 abr. 2026.

CASTILLO, A. F. del; GARIBAY, M. V.; SENÉS-GUERRERO, C.; OROZCO-NUNNELLY, D. A.; ANDA, J. de; GRADILLA-HERNÁNDEZ, M. S. A review of the sustainability of anaerobic reactors combined with constructed wetlands for decentralized wastewater treatment. **Journal of Cleaner Production**, v. 371, p. 133428, 2022. DOI: 10.1016/j.jclepro.2022.133428

COLLISCHONN, W.; DORNELES, F. **Hidrologia para engenharia e ciências ambientais.** 2ª. impressão. Porto Alegre: ABRH, 2015. 336 p. ISBN: 978-85-8868-634-2. Ebook. Disponível: https://livros.abrhidro.org.br/heca/?CHAVE=091F39FB31#p=6. Acesso em 13 abr. 2026.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO; SILVA, R. L. de O. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras**: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos. 2. ed. São Paulo: Cetesb, 2023; Brasília: ANA, 2023. 456 p., il. ISBN 9786588101506. Disponível em: https://biblioteca.ana.gov.br/sophia_web/acervo/detalhe/102373. Acesso em: 13 abr. 2026.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). Apêndice C - Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem. *In*: CETESB. **Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo 2020**. São Paulo: Cetesb, 2021. 035477.3_Qualidade-aguas-interiores-2020-Apendice-C. Disponível em: https://repositorio.cetesb.sp.gov.br/items/e6d205ad-9d1c-4b5f-a6e7-719b8d965f5a/full?obo.page=3#p-obo . Acesso em: 16 abr. 2026.

EMPRESA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA DO RIO GRANDE DO NORTE (EMPARN). **Relatório de variáveis meteorológicas.** Relatórios. Var. meteorológicas. Período: 01/10/2025 à 31/01/2026. Posto: Único. TELEPU - NÍSIA FLORESTA. Exportar CSV. “Relatório.csv”. 2026. Disponível em: https://meteorologia.emparn.rn.gov.br/relatorios/relatorio-variaveis. Acesso em: 09 abr. 2026.

ESTEVES, F. de A. **Fundamentos de limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.
INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Geociências. **Bacias e Divisões Hidrográficas do Brasil** | 2021. Acesso ao produto. Acesso ao produto - 2021. Bacias Hidrográficas do Brasil - BHB250. Tabelas. "bacias_nivel_6_municipios.xlsx"última modificação: 24/09/2021. 2021. Disponível em: https://geoftp.ibge.gov.br/informacoes_ambientais/estudos_ambientais/bacias_e_divisoes_hidrograficas_do_brasil/2021/Bacias_Hidrograficas_do_Brasil_BHB250/tabelas/ . Acesso em: 08 abr. 2026.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Produção de Cana-de-açúcar**. 2024. Acesso ao produto. Rio Grande do Norte. Mapa - Cana-de-açúcar - Valor da produção (Mil Reais). Exibir tabela. Disponível em: https://www.ibge.gov.br/explica/producao-agropecuaria/cana-de-acucar/rn . Acesso em: 09 abr. 2026.
INSTITUTO DE GESTÃO DE ÁGUAS DO ESTADO DO RIO GRANDE DO NORTE (IGARN). Bacia hidrográfica. **Programa Água Azul:** IGARN, 2009. Disponível em: http://www.igarn.rn.gov.br/Conteudo.asp?TRAN=PASTAC&TARG=1346&ACT=&PAGE=&PARM=&LBL=Bacia+hidrogr%E1fica. Acesso em: 14 abr. 2026.

LI, J.; LI, Y.; HUANG, Z.; GUO, H.; CHEN, T.; HUANG, Y.; DAI, L.; LIU, X.; WANG, X. Fertilization in intensive sugarcane planting areas significantly increases nitrate nitrogen pollution in rivers: watershed tracing based on nitrogen and oxygen isotopes. **Journal of Plant Nutrition and Fertilizers**, v. 28, n. 1, p. 104–113, 2022. DOI: 10.11674/zwyf.2021513.

NGATIA, L.; TAYLOR, R. Phosphorus eutrophication in aquatic systems. In: ZHANG, T. (ed.). **Phosphorus:** recovery and recycling. London: IntechOpen, 2018. DOI: 10.5772/intechopen.79173 .

PIRES, J. S. R.; SANTOS, J. E. dos; DEL PRETTE, M. E. A Utilização do Conceito de Bacia Hidrográfica para a Conservação dos Recursos Naturais. *In*: SCHIAVETTI, A.; CAMARGO, A. F. M. **Conceitos de bacias hidrográficas:** teorias e aplicações. Ilhéus: Editus, 2005. cap. 1. Disponível em: https://www.uesc.br/editora/livrosdigitais2015/conceitos_de_bacias.pdf. Acesso em: 06 abr. 2026.

RESENDE, A. V. de. **Agricultura e qualidade da água:** contaminação da água por nitrato. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2002. 29 p. ISSN 1517-5111; n. 57. Disponível em: https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/546464/1/doc57.pdf. Acesso em 06 abr. 2026.

SCHORR, A. de S. **Tratamento de águas e efluentes**. 1. ed. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 2022. E-book.

SINGH, P. K.; KUMAR, U.; KUMAR, I.; DWIVEDI, A.; SINGH, P.; MISHRA, S.; SETH, C. S.; SHARMA, R. K. Critical review on toxic contaminants in surface water ecosystem: sources, monitoring, and its impact on human health. **Environ Sci Pollut Res,** v. 31, p. 56428–56462, 2024. DOI: 10.1007/s11356-024-34932-0.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Dissolved oxygen and biochemical oxygen demand**. 2012. Disponível em: https://archive.epa.gov/water/archive/web/html/vms52.html. Acesso em: 16 abr. 2026.
UNIVERSITY OF MISSOURI EXTENSION. **Nitrogen in the environment:** leaching. 2022. Disponível em: https://extension.missouri.edu/publications/wq262. Acesso em: 17 abr. 2026.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 2. ed. v. 1. Belo Horizonte: UFMG, 1996. cap. 1, p. 11 – 49.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 4. ed. v. 1. Belo Horizonte: UFMG, 2014. cap. 3, p. 133 – 260.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Guidelines for drinking-water quality**: fourth edition incorporating the first and second addenda. Geneva: World Health Organization, 2022. Disponível em: https://www.who.int/publications/i/item/9789240045064 . Acesso em: 15 abr. 2026.

ZUCCARI, M. L.; GRANER, C. A. F.; LEOPOLDO, P. R. Determinação da demanda química de oxigênio (DQO) em águas e efluentes por método colorimétrico alternativo. **Energia na Agricultura**, Botucatu, v. 20, n. 4, p. 71–83, 2005. Disponível em: https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/17498 . Acesso em: 19 abr. 2026.

OCORRÊNCIA DE MICROPLÁSTICOS EM AFLUENTE DA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO PARAGUAI

1 Maria Francisca Alves dos Santos Souza, 2 Danila Soares Caixeta, 3 Julia Roberta Candido, 4 Alana Francischini Ferreira, 5 Beatriz Pinho de Almeida, 6 João Victor Ribeiro da Silva, 7 Maria Eduarda Pereira de Andrade.

1 Universidade Federal de Mato Grosso, e-mail: maria.souza23@sou.ufmt.br; 2 Universidade Federal de Mato Grosso, e-mail: danilacaixeta@gmail.com; 3 Universidade Federal de Mato Grosso, e-mail: julia.candido@sou.ufmt.br; 4 Universidade Federal de Mato Grosso, e-mail: alana.ferreira@sou.ufmt.br; 5 Universidade Federal de Mato Grosso, e-mail: beatriz.almeida@sou.ufmt.br; 6 Universidade Federal de Mato Grosso, e-mail: joao.silva64@sou.ufmt.br; 7 Universidade Federal de Mato Grosso, e-mail: maria.andrade2@sou.ufmt.br .

Palavras-chave: Micropartículas plásticas; poluentes emergentes; ambiente lótico.

Resumo

O aumento da produção global de plásticos, aliado ao seu descarte inadequado, tem intensificado a contaminação ambiental por microplásticos (MPs), partículas persistentes amplamente distribuídas em ecossistemas aquáticos. A crescente preocupação com esses contaminantes, definidos como partículas com tamanho inferior a 5 mm e superior a 1 µm, evidencia a necessidade de compreender sua ocorrência e comportamento nos diferentes ambientes naturais.

Estudos indicam que a contaminação por microplásticos em ambientes lóticos, como rios e córregos, está frequentemente associada à atividades industriais, urbanização e elevadas densidades populacionais. Além disso, a distribuição e as características dos microplásticos na coluna d'água são influenciadas por múltiplos fatores, incluindo propriedades físicas das partículas, como densidade, forma e tamanho, e processos de adsorção de contaminantes e bioincrustação, que podem alterar seu comportamento e transporte nos compartimentos ambientais.

Este estudo teve como objetivo avaliar a abundância e características dos microplásticos na água superficial em Porto Jofre, no Pantanal mato-grossense, inserido na Bacia Hidrográfica do Alto Paraguai, considerando variações sazonais e influências antrópicas.

As amostras foram coletadas trimestralmente entre julho de 2024 e dezembro de 2025, totalizando sete campanhas. Em cada coleta, aproximadamente 1000 L de água foram filtrados em peneiras com malhas de 500 a 63 µm. O material retido foi submetido à digestão com peróxido de hidrogênio (20%) para remoção de matéria orgânica, seguida de separação por densidade com solução de NaCl (25%). Posteriormente, as partículas foram analisadas em estereomicroscópio, sendo classificadas quanto à morfologia, tamanho e cor.

Os resultados revelaram a presença de microplásticos em todas as campanhas de amostragem realizadas. Ao todo, foram identificadas 373 partículas, com abundância variando entre 18 e 105 partículas por campanha e média geral de 53 partículas. As fibras foram a morfologia predominante, com destaque para a primeira campanha (59 partículas), seguidas por filmes, enquanto filamentos e fragmentos apresentaram menor representatividade. Em relação ao tamanho, observou-se predominância da fração de 125–63 µm, seguida de 250–125 µm e a faixa granulométrica de 500–250 µm foi a menos frequente, indicando avanço nos processos de fragmentação.

Quanto à coloração, houve predominância de partículas incolores, azul-escuro e pretas, geralmente associadas a fontes antrópicas.

A análise sazonal indicou maiores concentrações no período seco, com média de 62 partículas, enquanto o período chuvoso apresentou média inferior (47 partículas), embora com quantidade total ligeiramente superior em comparação ao período seco Essa dinâmica reflete a influência do regime hidrológico, em que a estiagem favorece a concentração dos poluentes, enquanto o período chuvoso intensifica o transporte e a dispersão por meio das dinâmicas de escoamento superficial.

Dessa forma, o estudo contribui para o entendimento da dinâmica dos microplásticos em ambientes alagáveis e reforça a importância do monitoramento contínuo na Bacia Hidrográfica do Alto Paraguai. A identificação das características dos microplásticos, como morfologia, tamanho e cor, permite inferir suas possíveis fontes, subsidiando a elaboração de estratégias mais eficazes de mitigação da poluição. Destaca-se ainda, a importância da preservação de áreas de elevada relevância ecológica, como Porto Jofre, para minimizar os impactos da poluição plástica sobre os ecossistemas aquáticos e a biodiversidade do Pantanal, garantindo a manutenção dos serviços ecossistêmicos e a sustentabilidade ambiental da região.

Introdução

A produção global de plásticos associado aos usos múltiplos, incluindo os de uso único, tem gerado uma grande quantidade de resíduos plásticos, que em grande parte são lançados de modo inapropriado no ambiente. Dentre os plásticos comumente encontrados no ambiente, destacam-se os polímeros, que são à base de carbono, incluindo o polietileno (PE), polipropileno (PP), poliestireno (PS), cloreto de polivinila (PVC) e tereftalato de polietileno (PET), que representam aproximadamente 80% da produção global (Du et al., 2022).

Quando dispostos no ambiente, essas macropartículas plásticas (> 25 mm) são degradadas lentamente, até formar partículas menores que são definidas como: mesoplástico (25 mm – 5 mm), microplástico (5 mm – 1 µm), submícron (1 µm – 100 nm) e nanoplástico (< 100 nm) (Caldwell et al., 2024; Tanaka et al., 2023).

Os microplásticos (MPs) são poluentes persistentes amplamente difundidos no ambiente, podendo ser encontrados desde as profundezas oceânicas até o topo de montanhas remotas (Napper et al., 2023). Essa ampla dispersão ocorre devido ao seu pequeno tamanho e baixa densidade, que facilitam o transporte pelo vento, água, sedimento e solo.

De acordo com Jianxin et al. (2022), as propriedades físicas e químicas dos microplásticos precisam ser investigadas, uma vez que são encontrados na água, com diferentes abundâncias, tamanhos, formas, cores e tipos de polímeros. Em ambiente aquático, essas micropartículas causam efeitos adversos a fauna e flora, podendo inclusive afetar direta e indiretamente os humanos, causando danos ainda pouco conhecidos. Conforme Landrigan et al. (2023), os plásticos também são responsáveis por danos significativos à saúde humana, à economia e ao meio ambiente. Esses danos ocorrem em todos os estágios do ciclo de vida do plástico, desde a extração do carvão, petróleo e gás, que são suas principais matérias-primas, até o descarte final no meio ambiente.

A contaminação por microplásticos em rios tem sido intensificada devido à combinação de atividades industriais e altas densidades populacionais (Wanga et al., 2024). No entanto, a quantidade e as características dos microplásticos presentes na coluna d'água são influenciadas por propriedades específicas, como densidade, forma, tamanho, adsorção de produtos químicos e bioincrustação, além de condições ambientais, como densidade da água, ação do vento, correntes, ondas, localização e profundidade de coleta das amostras (Prata et al., 2019). Dessa forma, uma amostragem de microplásticos é condicionada por diversos fatores, incluindo a direção do fluxo de água nos rios, a homogeneidade do fluxo, a profundidade e largura do corpo d'água, a variabilidade sazonal e climática, bem como a frequência das coletas, entre outros.

Este estudo objetivou compreender a presença e as características dessas partículas em Porto Jofre, localizado no município de Poconé, na porção norte do Pantanal mato-grossense. A área situa-se ao final da Transpantaneira, às margens do Rio Cuiabá, sendo um ponto de intensa circulação de embarcações, atividades turísticas e pesca, fatores que podem contribuir para a introdução e fragmentação de resíduos plásticos no ambiente aquático.

A investigação nessa área é relevante devido à dinâmica hidrológica do Pantanal, marcada pela conectividade entre rios, canais e áreas sazonalmente inundáveis, o que favorece o transporte e a dispersão desses contaminantes ao longo da planície. Além disso, os microplásticos podem ser ingeridos por organismos aquáticos, atuar como vetores de poluentes e comprometer a qualidade da água, afetando processos ecológicos importantes. Dessa forma, as informações obtidas neste estudo sobre a presença desses poluentes na região contribuem para o diagnóstico da poluição plástica local e fornecem dados que podem subsidiar ações de monitoramento, mitigação e formulação de políticas públicas voltadas à preservação da qualidade da água e à conservação ambiental do Pantanal, uma das áreas mais ricas em biodiversidade do planeta.

Metodologia

Área de estudo

O Rio Cuiabá constitui um dos principais cursos d'água formadores do Pantanal mato-grossense, desempenhando papel fundamental na manutenção do pulso de inundação da planície alagável. O rio nasce na depressão interplanáltica de Paranatinga, no município de Rosário Oeste (MT), e percorre aproximadamente 980 km até desaguar no Rio Paraguai, atravessando áreas de Cerrado e posteriormente a planície pantaneira (ANA, 2017; IBGE, 2019). Ao longo do seu percurso, recebe diversos afluentes, como os rios Manso, Coxipó, Aricá e São Lourenço, contribuindo para o transporte de água, sedimentos e nutrientes que sustentam a dinâmica ecológica do Pantanal. A regularidade desse sistema fluvial é essencial para o funcionamento do pulso de inundação, uma vez que o transbordamento sazonal do rio durante o período de cheia está diretamente relacionado ao aporte hídrico proveniente de seus afluentes, garantindo a inundação das áreas adjacentes e a manutenção dos processos ecológicos característicos da planície pantaneira. A bacia do Rio Cuiabá drena extensa área do estado de Mato Grosso e, ao adentrar na planície pantaneira, forma um complexo sistema fluvial com elevada conectividade entre canais, baías e áreas sazonalmente inundáveis, fundamentais para a manutenção da biodiversidade regional (ANA, 2020; WWF-Brasil, 2022).

Na região do Porto Jofre, localizada no município de Poconé, às margens do Rio Cuiabá, o sistema lótico apresenta forte influência sazonal, com variações significativas de vazão entre os períodos de cheia e estiagem. Durante a cheia, o rio extravasa suas margens, promovendo a inundação das áreas adjacentes e estabelecendo conexão entre corixos, baías, lagoas marginais e campos inundáveis, ampliando a área de dispersão de sedimentos e nutrientes. No período seco, ocorre a concentração do fluxo no canal principal, aumentando a velocidade da corrente e a capacidade de transporte de materiais em suspensão. Essa dinâmica hidrológica torna Porto Jofre uma área de elevada conectividade fluvial, situada próxima à confluência com o sistema do Rio Paraguai, o que intensifica a troca de água e sedimento entre diferentes compartimentos da planície (Embrapa, 2018; ANA, 2017).

Além da relevância hidrológica, Porto Jofre representa uma área estratégica do Pantanal por concentrar atividades de turismo de observação de fauna, navegação e pesca, com intensa circulação de embarcações e infraestrutura ribeirinha. Essas atividades ampliam a interação entre o meio antrópico e o ambiente aquático, podendo favorecer a introdução e dispersão de resíduos sólidos e poluentes emergentes ao longo do Rio Cuiabá.

Amostragem

As amostras de água foram coletadas trimestralmente, no período de julho de 2024 a dezembro de 2025 (Tabela 01), em Porto Jofre, localizado no município de Poconé, na porção norte do Pantanal mato-grossense. A área situa-se ao final da Transpantaneira, às margens do Rio Cuiabá, nas coordenadas geográficas 17°21'57,6" S e 56°46'30,0" W

Campanha	Mês	Estação
1ª	Julho/2024	Seca
2ª	Outubro/2024	Chuvosa
3ª	Janeiro/2025	Chuvosa
4ª	Abril/2025	Chuvosa
5ª	Junho/2025	Seca
6ª	Setembro/2025	Seca
7ª	Dezembro/2025	Chuvosa

Tabela 01. Período de amostragem

Extração dos microplásticos

Para obter os microplásticos, um volume de 1000 litros de água superficial foi bombeado e filtrado em peneiras em cascata, com malha de 500-63 µm. O material retido na peneira de 63 µm foi removido com água destilada filtrada e transferido para frascos de vidro, para análises posteriores.

Logo, o material foi filtrado em peneira de 63 µm e colocados em frascos com Peróxido de Hidrogênio 20% e deixado a temperatura ambiente, por um período de 7 dias conforme a metodologia de Al-Azzawi et al (2020). Em seguida, a amostra foi submetida à separação por densidade utilizando Cloreto de Sódio (NaCl 25%), sendo esse um pré-tratamento que tem como finalidade auxiliar na extração, purificação e conservação da estrutura dos plásticos, além de remover partículas que não são plásticos (Qiu et al., 2016).

Após a separação por densidade, os microplásticos foram separados em intervalos de tamanhos. De acordo com a classificação de Trusler et al. (2025), os microplásticos são descritos como pequenos (<10 µm), médios (10 µm - 1000 µm) e grandes (1000 µm - 5000 µm). Nessa pesquisa os microplásticos identificados foram definidos na categoria médio, com tamanhos definidos em intervalos de 500-250 µm; 250-125 µm e 125-63 µm.

Os microplásticos foram identificados e separados utilizando um aparelho estereoscópico da marca Coleman com aumento de 10x, de acordo com o tipo (fibra, filamento, fragmento e filme) e cores (azul, amarelo, incolor, preto, verde, vermelho, rosa, cinza e outras) (Quadro 01).

Morfologia	Características	Referências
Fibras	Fios longos e finos.	Acharya et al. (2021)
Filamentos	Emaranhado de fios finos.	Morgado et al. (2022).
Fragmento	Podem ser de formatos arredondados ou subarredondados, angulares e subangulares com formas e bordas irregulares, sugerindo fragmentação de partículas maiores.	Rodríguez-Seijo, Pereira (2017); Rosal (2021)
Filme	São finos, planos, frágeis e flexíveis, e apresentam formas e bordas irregulares.	Acharya et al. (2021); Rosal (2021).

Quadro 01. Definição das características dos microplásticos conforme a morfología

Controle de qualidade

Antes do uso, todos os utensilios e vidrarias foram devidamente higienizados com acetona P.A. De acordo com Tschopp et al. (2022), o uso de acetona em protocolos de limpeza de vidrarias e instrumentos é uma prática recomendada para evitar contaminações e garantir maior confiabilidade das análises. A água usada no preparo das soluções foram filtradas.

No ambiente de laboratório, evitou-se que as amostras fossem manipuladas por muitas pessoas e todos os envolvidos nas etapas de preparo e análise permaneceram devidamente paramentados, a fim de impedir que partículas externas, como poeira, fibras de tecido ou outros contaminantes suspensos no ar, provocassem contaminação cruzada nas amostras. Tal contaminação poderia resultar em falsos positivos, representando microplásticos não pertencentes à amostra real.

Para controlar e monitorar possíveis interferências no ambiente, foi utilizada uma placa preenchida apenas com água destilada filtrada (branco), que permaneceu exposta sobre a bancada durante todo o período de processamento e análises. Essa amostra de controle foi observada a cada início de nova análise, permitindo verificar a ocorrência de contaminações provenientes do meio.

Resultados e discussões

Abundância de microplásticos

Entre julho de 2024 e dezembro de 2025 foram quantificadas e qualificadas as micropartículas plásticas presentes na água superficial coletada na região de Porto Jofre (Figura 01). Observam-se variações expressivas tanto na quantidade quanto na distribuição das diferentes morfologias de microplásticos, além de oscilações associadas aos períodos de coleta, evidenciando

diferenças temporais. Durante todo o período, foram contabilizados 373 microplásticos, com abundância variando entre 0 e 59 microplásticos/m³, considerando os diferentes tipos identificados e as campanhas realizadas (Figura 01).

Em relação à composição morfológica, as fibras foram predominantes ao longo das campanhas, constituindo a principal contribuição para os valores totais, com destaque para a 1ª e 5ª campanhas (59 e 40 partículas respectivamente). Os filmes também apresentaram participação relevante, especialmente na 3ª coleta (36 partículas), enquanto os filamentos e fragmentos ocorreram com menor frequência e maior irregularidade temporal, com ausência total em algumas campanhas (Figura 01). Esse padrão está associado, principalmente, à liberação de fibras sintéticas durante a lavagem de tecidos e à degradação de materiais plásticos de uso doméstico e urbano, indicando fontes contínuas e difusas de entrada de microplásticos no sistema ao longo do período analisado, especialmente relacionadas a efluentes domésticos (Thompson, 2016).

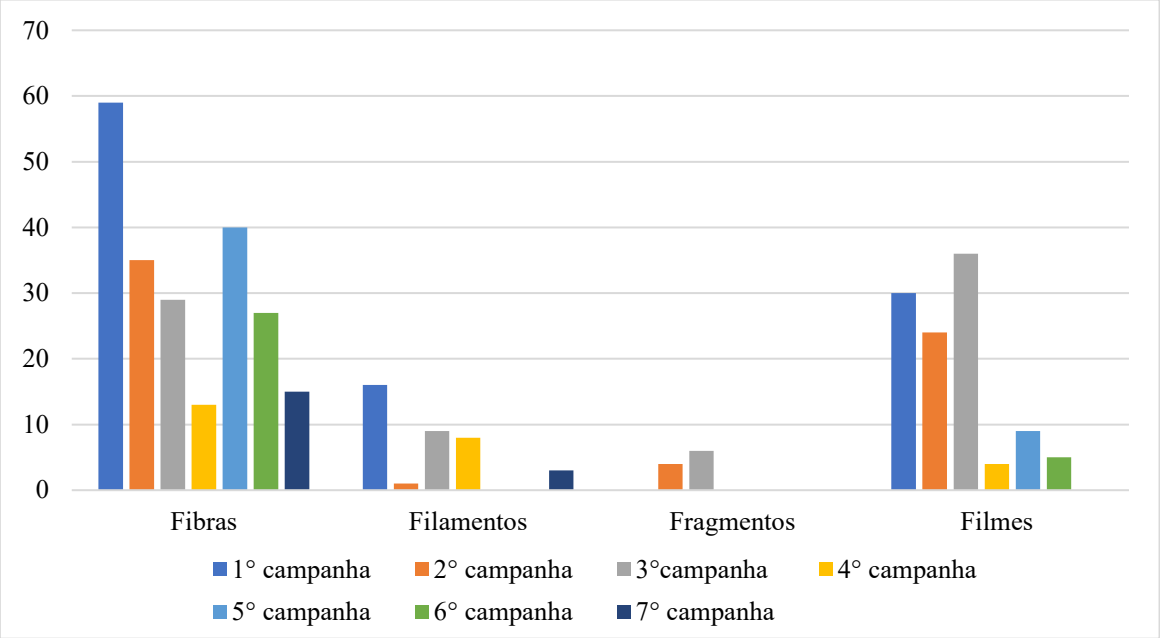


Figura 01. Abundância total de microplásticos

A distribuição dos valores totais entre as campanhas também evidencia assimetria na abundância, com grande concentração de partículas em algumas campanhas, e outras com valores reduzidos. Esse comportamento indica que a presença de microplásticos não ocorre de forma homogênea, mas sim com concentração variável ao longo do tempo, característica observada em sistemas aquáticos continentais e relacionada a processos de transporte, deposição e remobilização de partículas (Rochman et al., 2015).

Outro aspecto relevante é que, mesmo nas campanhas com menor abundância total, a presença de microplásticos não foi completamente ausente, o que reforça o caráter persistente desses contaminantes.

Variação sazonal da quantidade de microplásticos

Segundo Olivatto et al. (2024), a abundância e distribuição dos MPs no ambiente de água doce pode ser influenciada por fatores antropogênicos e naturais, como os níveis de precipitação e as características físicas da bacia hidrográfica.

A análise dos dados do presente estudo evidencia que a abundância de microplásticos apresenta variação associada à sazonalidade hidrológica, com média geral de 53 partículas, sendo a média das estações secas (62 partículas) superior à das estações chuvosas (47 partículas) (Tabela 02). Apesar disso, a quantidade total de microplásticos foi ligeiramente maior no período chuvoso (187 partículas) em comparação ao período seco (186 partículas), indicando que, embora as concentrações sejam mais elevadas na estiagem, o período chuvoso pode favorecer um maior aporte total de microplásticos ao sistema, em função do aumento do escoamento superficial e do carreamento de materiais provenientes da bacia de drenagem (Walling, 2006).

Além disso, por se tratarem de partículas de baixa densidade e reduzido tamanho, os microplásticos são facilmente transportados e mobilizados pela água, sendo arrastados pelas chuvas e pelas dinâmicas de escoamento superficial ao longo da bacia hidrográfica, o que intensifica sua distribuição no ambiente aquático (Dris et al., 2015).

Quantidade total	Média Geral das Campanhas	Média Estações Secas	Média Estações Chuvosas	Desvio Padrão	Variância
373	53	62	47	31,67	1003,24

Tabela 02. Abundância média de microplásticos encontrados por período

Os maiores valores de abundância ocorreram principalmente no período seco, conforme representado na Figura 02, com destaque para a 1ª campanha (105 partículas) e a 5ª campanha (49 partículas), enquanto, no período chuvoso, observa-se maior dispersão dos valores, incluindo tanto campanhas com alta abundância, como a 3ª campanha (80 partículas), quanto campanhas com baixos valores, como a 4ª (25 partículas) e a 7ª campanha (18 partículas).

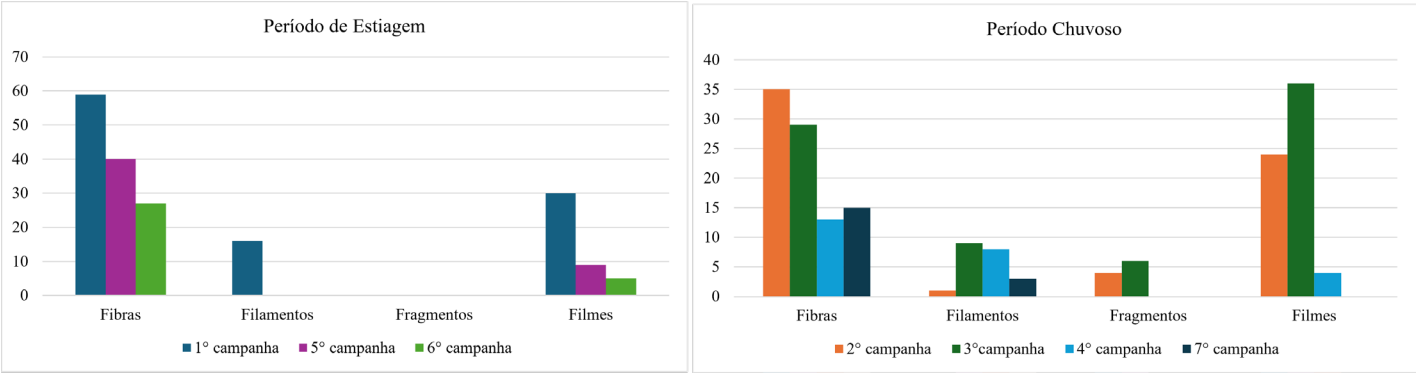


Figura 02. Quantidade de partículas encontradas por período sazonal

O elevado desvio padrão (31,67) e a variância (1003,24) reforçam a existência de grande heterogeneidade na distribuição temporal dos microplásticos, evidenciando que a abundância não se mantém constante ao longo do período analisado. Essa variabilidade está associada à dinâmica hidrológica do sistema, que controla processos de transporte, dispersão e deposição das partículas.

Tamanho dos microplásticos

Os microplásticos foram identificados e separados por tamanho, em intervalos de 500–250 µm, 250–125 µm e 125–63 µm (Figura 03). Conforme observado, quanto à distribuição de MPs nas faixas de tamanho, a maior ocorrência se deu na fração de 125–63 µm (46%), seguida pela de 250–125 µm (36%), enquanto a faixa de 500–250 µm apresentou a menor ocorrência (17%) em relação ao total de partículas encontradas. Esse padrão indica um processo contínuo de fragmentação e desgaste de partículas maiores, resultando no predomínio das menores frações (Anderson et al., 2016).

As partículas mais finas tendem a permanecer suspensas por mais tempo na coluna d'água e são facilmente transportadas pela correnteza, o que explica as maiores concentrações registradas em períodos chuvosos, quando o aumento da vazão favorece o deslocamento e a dispersão dessas partículas (An et al., 2024). Por outro lado, as partículas de maior tamanho (500–250 µm) apresentaram menor ocorrência devido à sua maior propensão à sedimentação, uma vez que possuem maior massa, reduzindo sua mobilidade no meio aquático (Zhang et al., 2021).

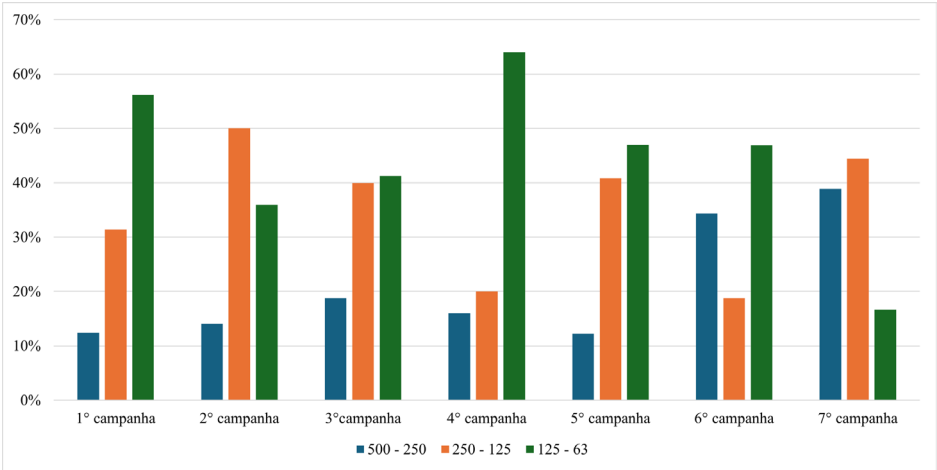


Figura 03. Dimensões dos microplásticos

Em relação aos períodos de amostragem, as 1ª, 3ª, 4ª, 5ª e 6ª campanhas se destacam por apresentarem a fração de 125–63 µm como a mais abundante, representando 56%, 41%, 64%, 47% e 47%, respectivamente, do total de partículas obtidas em cada coleta. Já na 2ª e 7ª campanhas, prevaleceu a faixa granulométrica de 250–125 µm, com 50% e 44% do total encontrado, reforçando o predomínio das frações menores, indicando que os microplásticos presentes no sistema encontram-se, em grande parte, em estágios mais avançados de fragmentação. A variação observada entre as campanhas, especialmente com o aumento da fração 250–125 µm na 2ª e 7ª campanhas, pode indicar eventos pontuais de aporte recente de microplásticos, nos quais partículas ainda não passaram por processos avançados de fragmentação. Esse comportamento sugere que o sistema recebe contribuições contínuas de materiais plásticos, que posteriormente sofrem desgaste e redução de tamanho.

Outro aspecto relevante é que a menor participação da fração 500–250 µm ao longo de todas as campanhas reforça a tendência de rápida transformação dessas partículas em frações menores, seja por ação mecânica, abrasão ou exposição a fatores ambientais. Além disso, partículas maiores possuem maior probabilidade de sedimentação, reduzindo sua presença na água superficial analisada (Zhang et al., 2021).

Cores de micropartículas encontradas

Em todos os pontos amostrais houve variação na coloração dos MPs, com predominância das cores azul-escuro, incolor e preto (Figura 04). Isso pode estar associado à origem antrópica das partículas, principalmente a partir de fibras têxteis sintéticas liberadas por efluentes domésticos (Pereira et al.,2021; Zhao et al.,2024). A análise por campanha indica que a variabilidade de cores não se manteve constante ao longo do período amostral, sendo mais elevada na 1ª, 2ª 6ª e 7ª campanhas, nas quais se observa maior variação cromática, incluindo cores como vermelho, amarelo, verde, azul claro e rosa. Essa maior diversidade pode estar relacionada a múltiplas fontes de microplásticos, indicando contribuições variadas de resíduos urbanos e atividades antrópicas. Por outro lado, campanhas como a 3ª, 4ª e 5ª apresentaram menor variação de cores, com predominância de poucas tonalidades, principalmente azul escuro, incolor e preto. Esse comportamento pode indicar maior homogeneização das partículas, possivelmente decorrente de processos de transporte, mistura e degradação no ambiente aquático, que tendem a reduzir a diversidade visual ao longo do tempo.

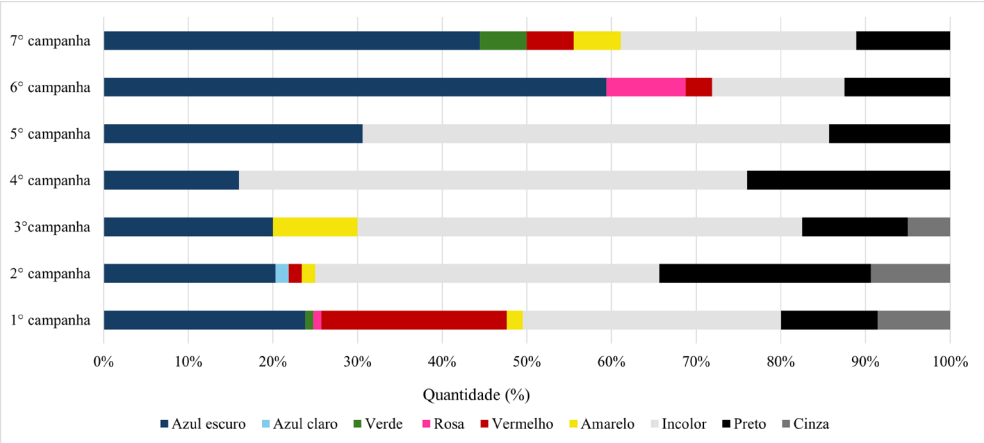


Figura 04. Distribuição de cores das partículas encontradas

A predominância das cores azul escuro está frequentemente associada a fibras provenientes de tecidos sintéticos, enquanto partículas incolores podem estar relacionadas à degradação de plásticos transparentes, como embalagens. Já os microplásticos pretos são comumente vinculados a materiais como borracha, fragmentos de utensílios domésticos e resíduos industriais. Essas características reforçam a influência de fontes antrópicas na composição dos microplásticos encontrados (Sodré et al., 2023; Zhao et al., 2024).

Considerações finais

As análises da água superficial em Porto Jofre confirmaram a presença generalizada de microplásticos, com predominância de partículas de menor tamanho (125–63 µm), morfologia do tipo fibra e colorações mais frequentes incolores, azul-escuras e pretas. Também foi observada variação temporal, com maiores concentrações no período chuvoso, evidenciando a influência do regime hidrológico no transporte e na redistribuição dessas partículas ao longo do sistema aquático.

Destaca-se que houve presença de microplásticos em todas as campanhas de coleta, ao longo de todo o período analisado. Mesmo nos momentos de menor abundância, esses contaminantes não deixaram de ser detectados, evidenciando sua ocorrência contínua no ambiente. Esse comportamento confirma o caráter persistente dos microplásticos, que, uma vez introduzidos no sistema, tendem a permanecer por longos períodos devido à sua resistência à degradação completa.

A predominância de partículas menores sugere processos avançados de fragmentação de resíduos plásticos no ambiente, enquanto a alta ocorrência de fibras está associada principalmente à liberação de materiais têxteis sintéticos. Esse padrão, aliado às cores observadas, reforça a relação com fontes antrópicas. Nesse contexto, fatores como o lançamento de efluentes, o descarte inadequado de resíduos sólidos, a gestão ineficiente desses materiais e a intensa atividade turística e pesqueira na região contribuem diretamente para o aporte de microplásticos. De modo geral, os resultados indicam que o regime hidrológico exerce papel fundamental na regulação da distribuição, concentração e disponibilidade dos microplásticos, influenciando tanto os processos de transporte quanto o aporte desses materiais no sistema.

Diante disso, destaca-se a importância do monitoramento contínuo na Bacia Hidrográfica do Alto Paraguai, visando compreender a dinâmica dos microplásticos e subsidiar a elaboração de estratégias eficazes de mitigação e gestão ambiental. A identificação dos tipos, tamanhos e características dos microplásticos permite inferir suas possíveis fontes, contribuindo para o desenvolvimento de ações voltadas à redução da poluição, preservação do ecossistema e manutenção de suas funções ambientais.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Universidade Federal de Mato Grosso pelo apoio institucional concedido à realização deste trabalho, e à Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de Mato Grosso (FAPEMAT) pelo suporte financeiro. Agradecem, ainda, aos docentes, técnicos e voluntários envolvidos, pela contribuição, apoio e colaboração no desenvolvimento das atividades.

Referências bibliográficas

ACHARYA, S.; RUMI, S. R.; HU, Y.; ABID, N. Microfibers from synthetic textiles as a major source of microplastics in the environment: A review. **Textile Research Journal**, v. 91, 2021. DOI: https://doi.org/10.1177/0040517521991244.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). **Região Hidrográfica do Paraguai: estudos hidrológicos e características gerais**. Brasília: ANA, 2017.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). **Região Hidrográfica do Paraguai: características hidrológicas**. Brasília: ANA, 2020.

AL-AZZAWI, M. S. et al. Microplastics in freshwater environments: sources, fate and impacts. **Science of the Total Environment**, v. 718, p. 134145, 2020.

AN, X. et al. Natural factors of microplastics distribution and migration in aquatic environments. **Water**, v. 16, n. 11, p. 1595, 2024. DOI: https://doi.org/10.3390/w16111595.

ANDERSON, J. C.; PARK, B. J.; ZALISKA, B. J. Microplastics in aquatic environments: implications for the water column and sediment. **Environmental Pollution**, v. 219, p. 1–9, 2016. DOI: https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.058.

CALDWELL, J. et al. Detection of submicron- and nanoplastics in environmental waters. **Marine Pollution Bulletin**, v. 203, p. 116468, 2024.

DRIS, R. et al. Microplastic contamination in an urban area: a case study in Greater Paris. **Environmental Chemistry**, v. 12, p. 592–599, 2015.

DU, C. et al. A review on marine plastisphere: biodiversity, formation, and role in degradation. **Computational and Structural Biotechnology Journal**, v. 20, 2022. DOI: https://doi.org/10.1016/j.csbj.2022.02.008.

EMBRAPA. **Hidrologia do Pantanal: dinâmica de inundação e conectividade**. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2018.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Base de informações ambientais: biomas e hidrografia do Brasil**. Rio de Janeiro: IBGE, 2019.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. In: DODGE, D. P. (org.). **Proceedings of the International Large River Symposium**. Ottawa: Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences, v. 106, p. 110–127, 1989.

LANDRIGAN, P. J. et al. The Minderoo-Monaco Commission on plastics and human health. **Annals of Global Health**, v. 89, n. 23, 2023. DOI: https://doi.org/10.5334/aogh.4056.

MORAES, N. G. et al. Contamination by microplastics in the Tietê River. **Heliyon**, v. 10, p. e36047, 2024. DOI: https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e36047.

NAPPER, I. E. et al. Microplastics in freshwater systems: sources, fate and impacts. **Water Research**, v. 234, 2023.

OLIVATTO, G. P. et al. Temporal and spatial distribution of microplastics. **Heliyon**, v. 10, p. e40622, 2024. DOI: https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e40622.

PEREIRA, F. et al. Hydrodynamic influence on microplastic distribution in river systems. **Journal of Environmental Management**, v. 280, 2021.

PRATA, J. C.; COSTA, J. P.; DUARTE, A. C.; ROCHA-SANTOS, T. Methods for sampling and detection of microplastics. **Trends in Analytical Chemistry**, v. 110, p. 150–159, 2019. DOI: https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.10.029.

QIU, Q. et al. Extraction and identification methods for microplastics. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 176, p. 102–109, 2016.

ROCHMAN, C. M. et al. Anthropogenic debris in seafood. **Scientific Reports**, v. 5, p. 14340, 2015. DOI: https://doi.org/10.1038/srep14340.

SODRÉ, F. F. et al. Urbanization effects on microplastic contamination. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 30, p. 102–115, 2023.

TANAKA, K. et al. Identification of additive-derived chemicals in microplastics. **Marine Pollution Bulletin**, v. 186, p. 114438, 2023.

THOMPSON, R. C. Microplastics in the marine environment: sources, consequences and solutions. **Marine Pollution Bulletin**, 2016.

TRUSLER, M. M. et al. Microplastic pollution in river sediments. **Marine Pollution Bulletin**, v. 211, p. 117360, 2025. DOI: https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.117360.

TSCHOPP, J. et al. Extraction of microplastics from solid biowastes. **Environmental Advances**, v. 10, p. 100327, 2022. DOI: https://doi.org/10.1016/j.envadv.2022.100327.

WALLING, D. E. Human impact on land–ocean sediment transfer. **Geomorphology**, v. 79, p. 192–216, 2006.

WANGA, X. et al. Spatial distribution of microplastics in urban rivers. **Marine Pollution Bulletin**, v. 199, 2024. DOI: https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115973.

ZHANG, H. et al. Transport and deposition of microplastics. **Water**, v. 13, n. 19, p. 2710, 2021. DOI: https://doi.org/10.3390/w13192710.

ZHAO, S. et al. Distribution and sources of microplastics. **Science of the Total Environment**, v. 906, p. 167–178, 2024.

MONITORAMENTO REMOTO DA QUALIDADE DE RECURSOS HÍDRICOS: INOVAÇÕES, BENEFÍCIOS AMBIENTAIS, SOCIAIS E DESAFIOS PARA A SUSTENTABILIDADE HÍDRICA

1 Rafael Francis Leite, 2 Alexandre Claus

1 Sanepar - Companhia de Saneamento do Paraná, e-mail: rfleite@sanepar.com.br; 2 Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente Urbano e Industrial - PPGMAUI, Universidade Federal do Paraná - UFPR. e-mail: alexandre.claus@ufpr.br;

Palavras-chave: Monitoramento Hídrico em Tempo Real; Monitoramento Remoto; Saneamento 5.0

Resumo

O monitoramento da qualidade da água vivencia uma transição paradigmática, evoluindo de análises laboratoriais convencionais e pontuais, para sistemas inteligentes e monitoramento remoto em tempo real. O presente trabalho analisa a implementação de sistemas de monitoramento remoto da qualidade da água como ferramenta estratégica para a transição do modelo de gestão hídrica reativo para um ecossistema de inteligência ativa e conectada, fundamentado no conceito de Saneamento 5.0. O estudo descreve a validação da tecnologia de monitoramento de recursos hídricos no estado do Paraná, integrando o uso de sondas multiparamétricas de alta precisão, telemetria GPRS e inteligência de borda para a vigilância ininterrupta de mananciais estratégicos. A metodologia destaca inovações disruptivas, como a célula de fluxo desenvolvida via manufatura aditiva (impressão 3D) para monitoramento multiponto e a concepção de estações fixas pivotantes, itinerantes e flutuantes fabricadas de forma sustentável com materiais reaproveitados da operação. A metodologia fundamenta-se em uma abordagem híbrida que integra o monitoramento contínuo de parâmetros físico-químicos de alta frequência à estratégia de amostragem inteligente. Tal sistema utiliza gatilhos (triggers) automáticos em eventos críticos para a coleta de amostras físicas destinadas a análises laboratoriais de parâmetros complexos, como Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Coliformes. Os resultados preliminares indicam que o sistema atua como uma sentinela tecnológica capaz de detectar proativamente florações algais e picos de contaminação, proporcionando uma redução significativa nos custos operacionais (OPEX) e a mitigação de riscos ocupacionais. a consolidação desta tecnologia como um "Gêmeo Digital" (Digital Twin) hídrico, fortalecerá a resiliência dos sistemas de abastecimento e poderá garantir a segurança hídrica em conformidade com o com a normativa vigente.

Introdução

A gestão sustentável dos recursos hídricos representa um dos maiores desafios contemporâneos para a saúde pública e a preservação ambiental, especialmente em regiões de intensa atividade antropogênica. No estado do Paraná, a implementação deste projeto fundamenta-se em frentes estratégicas voltadas para a inovação tecnológica e a segurança hídrica, buscando transitar de um modelo de monitoramento reativo para um ecossistema de inteligência ativa e conectada.

Historicamente, o monitoramento da qualidade da água baseia-se em amostragens pontuais e análises laboratoriais que, embora normativamente necessárias, funcionam como "fotografias estáticas" de um corpo hídrico. Essa metodologia ainda apresenta limitações críticas, como a incapacidade de capturar eventos transientes de poluição ou florações algais súbitas, o que compromete a agilidade na tomada de decisões operacionais em Estações de Tratamento de Água (ETA) e Esgoto (ETE).

Esta iniciativa integra-se ao conceito de Saneamento 5.0, utilizando sondas multiparamétricas e inteligência de borda para a vigilância ininterrupta dos recursos hídricos. A justificativa para a aplicação desta tecnologia reside na necessidade de uma gestão integrada que assegure a conformidade ambiental e a proteção de ativos essenciais para o abastecimento público, lazer e geração de energia. Além de quantificar a eficiência do tratamento de efluentes em cidades como Itaipulândia e Medianeira, o sistema permite a detecção proativa de riscos biológicos e químicos em tempo real. Assim, o projeto não apenas otimiza o investimento operacional (OPEX), mas também fortalece a resiliência dos sistemas hídricos frente às pressões da urbanização e das mudanças climáticas.

Este estudo e as ações resultam de um convênio tripartite do ano de 2020 entre Sanepar, Itaipu Binacional e Itaipu Parquetec. O objetivo é a universalização do saneamento básico e a implementação de tecnologias de monitoramento de recursos hídricos na área de influência do reservatório de Itaipu, visando elevar os índices de saúde pública e consolidar a preservação ambiental. Complementando a abrangência geográfica e técnica do projeto, o estudo foi implantado o Reservatório Alagados, localizado no município de Ponta Grossa/PR. Este corpo hídrico é classificado como um manancial de relevância estratégica para o abastecimento público regional, exigindo um controle rigoroso de qualidade.

Destacamos um diferencial deste estudo, pois este também contempla uma parceria com o Programa de Pós-Graduação Profissionalizante em Meio Ambiente Urbano e Industrial (PPGMAUI) da Universidade Federal do Paraná (UFPR). Esta integração permitirá o intercâmbio entre a expertise operacional da Sanepar e o rigor científico do ambiente de pesquisa acadêmico de uma pós-graduação. O objetivo desta frente acadêmica é validar soluções tecnológicas que conciliam baixo custo operacional e eficiência no monitoramento contínuo de corpos hídricos, garantindo a sustentabilidade técnica das inovações propostas.

Material e Métodos

A metodologia aplicada fundamenta-se no conceito de Saneamento 5.0, caracterizado pela integração de tecnologias digitais e automação para a gestão preditiva de mananciais. O sistema está sendo concebido como uma solução autônoma para a vigilância ininterrupta de recursos hídricos, estruturado em pilares de instrumentação avançada, telemetria e autonomia energética.

A delimitação espacial desta pesquisa compreende regiões estratégicas do estado do Paraná, selecionadas criteriosamente por apresentarem tipologias de corpos hídricos e pressões ambientais distintas. O delineamento experimental foi estruturado em duas frentes principais, visando testar a versatilidade do sistema de monitoramento sob diferentes regimes hidrológicos e operacionais.

A primeira investigação concentrou-se no Oeste do estado do Paraná, nas cidades de Itaipulândia e Medianeira. Sistemas de monitoramento em tempo real foram instalados nos rios Ocoí e Alegria, a jusante das ETEs locais. A escolha dos locais visa monitorar a dispersão dos efluentes tratados e seu impacto ambiental (Figura 1). Essa configuração é vital para o controle da poluição e a gestão de recursos hídricos na Bacia do Paraná, transformando dados em ferramenta de governança.

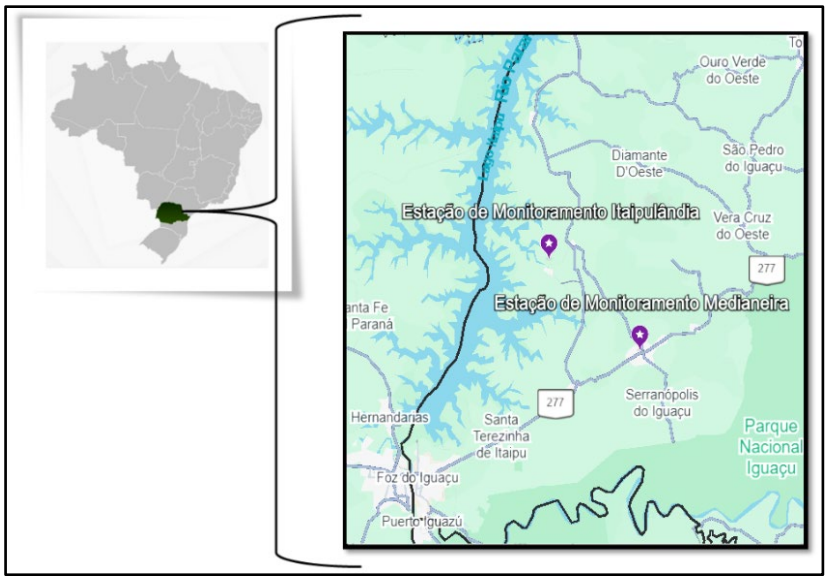


Figura 01: Localização dos pontos de monitoramento contínuo em Itaipulândia/Pr e Medianeira/Pr
Fonte: Google/O autor (2026)

Posteriormente, o estudo estendeu-se à região dos Campos Gerais, com foco no Reservatório Alagados, na cidade de Ponta Grossa. Diferente da abordagem fluvial do Oeste, o monitoramento neste reservatório assume um caráter eminentemente preventivo e analítico, dada a sua importância crítica para o abastecimento público regional. Como indicado na Figura 2, o uso da tecnologia nesta região permite uma gestão preditiva que antecipa desafios operacionais nas etapas de potabilização da água.

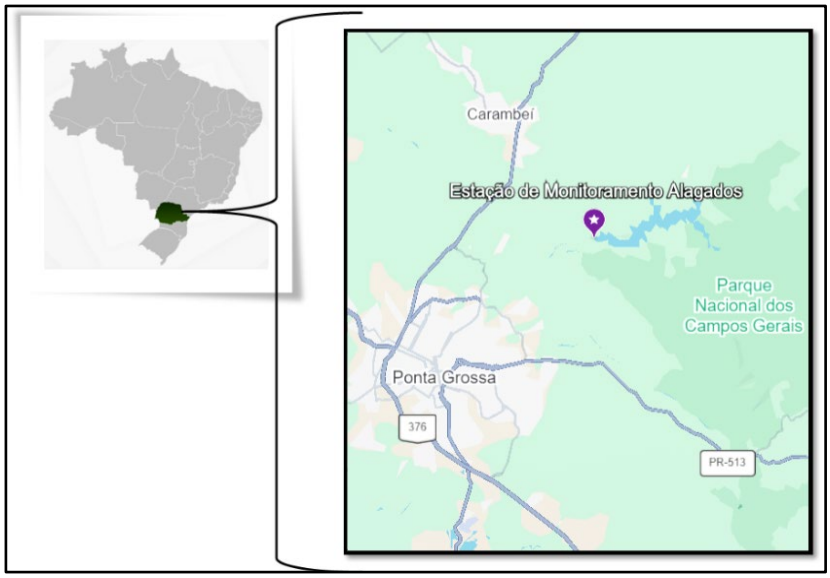


Figura 02: Localização dos pontos de monitoramento contínuo em Ponta Grossa/Pr
Fonte: Google/O autor (2026)

As atividades nesta área visam capturar eventos de instabilidade hídrica, com ênfase na detecção precoce de florações algais e no mapeamento da concentração de compostos de odor e gosto, como a Geosmina e o MIB (2-Metilisoborneol), em diferentes pontos do reservatório de captação. A robustez e a replicabilidade da tecnologia Aqua Sentry são validadas pela diversidade de cenários de sua aplicação, que abrange desde o monitoramento de efluentes em rios de pequeno porte até a vigilância limnológica em grandes reservatórios. Essa ampla abrangência geográfica e técnica garante que o sistema de monitoramento móvel e autônomo proposto por Leite et al. (2024) se estabeleça como uma solução de baixo custo e alta eficiência. Dessa forma, espera-se consolidar a capacidade de transposição dessa tecnologia para múltiplos contextos de gestão hídrica e saneamento ambiental em todo o território nacional.

Para a avaliação da qualidade da água, estão sendo utilizadas sondas multiparamétricas da série EXO (Xylem), projetadas para medições in situ de alta precisão. A sonda empregada realiza medições de diversos parâmetros de qualidade da água, (pH, temperatura, potencial de oxirredução, oxigênio dissolvido, condutividade, salinidade, sólidos totais dissolvidos e turbidez). O monitoramento é contínuo, com a coleta de dados ocorrendo em locais georreferenciados a intervalos regulares de 10 minutos, conforme as metodologias de referência (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, 2017).

A infraestrutura lógica do sistema de monitoramento fundamenta-se no conceito de inteligência de borda (edge computing), utilizando a capacidade de processamento de um *datalogger* para a gestão dos sinais provenientes dos sensores. Esta arquitetura permite que o processamento primário ocorra no ponto de coleta, onde o dispositivo recebe e armazena temporariamente os dados brutos, garantindo a integridade da informação mesmo em casos de instabilidade na rede de comunicação. O fluxo de dados é estruturado de forma cíclica e totalmente digitalizada, iniciando-se na aquisição física pela sonda multiparâmetros e culminando na disponibilização de informações refinadas para suporte à decisão. A operacionalidade do sistema utilizado é viabilizada pela integração de componentes de hardware e software especializados,

Componentes	Descrição Técnica
Datalogger (CR800)	Unidade central da gestão dos dados dos instrumentos e encaminhamento ao modem GPRS.
Modem GPRS	Dispositivo encarregado da transmissão dos dados processados via rede de telefonia celular.
Sonda Multiparamétrica	Equipamento destinado às medições dos parâmetros físico-químicos de qualidade da água.
Software LoggerNet	Sistema de gerenciamento utilizado para configuração de tabelas e parâmetros do datalogger.
Controlador de Carga	Gerencia a energia do painel solar para carga da bateria e alimentação do sistema (12V).

Tabela 1: Componentes do sistema de monitoramento remoto Aqua Sentry
Fonte: Google/O autor (2026)

O módulo de monitoramento utiliza uma sonda multiparâmetros que permite coletar indicadores físico-químicos e um sensor hidrostático para dados de profundidade. O *datalogger*, configurado via LoggerNet, gerencia os dados e os envia remotamente pelo modem GPRS (rede celular). O sistema é alimentado por energia fotovoltaica (painéis e controladores de carga) para autonomia da bateria de 12 v. Após a transmissão, os dados são processados e validados em nuvem. Dashboards e aplicativos móveis fornecem a visualização em tempo real para valoração ambiental e gestão de eventos críticos, transformando a telemetria em instrumento estratégico de vigilância hídrica (detalhes na Figura 3).



Figura 03: Fluxograma que exemplifica o funcionamento do Sistema utilizado
Fonte: O autor (2026)

Visando a operação em áreas remotas, estamos desenvolvendo um sistema que permite autonomia energética ininterrupta e sustentável, provida por painéis fotovoltaicos e controladores de carga.

No âmbito do monitoramento inteligente, utilizou-se uma célula de fluxo desenvolvida via manufatura aditiva (impressão 3D) para superar limitações de custo e viabilizar a análise multiponto. Essa tecnologia permite que uma única sonda monitore alternadamente o efluente em diferentes pontos (montante e jusante) ou profundidades através de bombeamento temporizado, o que aperfeiçoa o investimento em equipamentos e garante o mapeamento da estratificação térmica e química da coluna d'água. Adicionalmente, o sistema opera com estratégias de amostragem inteligente, em que o *datalogger* atua como um gatilho (*trigger*). Ao detectar variações anômalas em parâmetros sentinelas, como picos de turbidez, programamos ou configuramos sistema para disparar automaticamente alerta para que ocorra coleta de amostras físicas para análises laboratoriais complementares para compostos complexos.

Para conferir maior versatilidade à rede de vigilância, estão sendo desenvolvidas Estações de Monitoramento Itinerantes, que permitirão a mobilidade da infraestrutura para atender demandas específicas em locais distintos sem a necessidade de instalações fixas permanentes. A automação integrada a essas unidades possibilita uma redução drástica no OPEX logístico, eliminando deslocamentos frequentes de equipes técnicas e reduzindo a exposição dos colaboradores a riscos biológicos ou acidentes em áreas de difícil acesso.

Complementarmente, a Estação Remota Flutuante surge como uma alternativa móvel para monitorar trechos remotos dos corpos hídricos que habitualmente não seriam vigiados, proporcionando uma visão diagnóstica abrangente ao longo do curso do rio. O sistema consiste em uma sonda multiparamétrica acoplada a uma estrutura flutuante em formato de "H", que funciona como um "pequeno laboratório" embarcado para abrigar dispositivos de telemetria, destacando-se por sua manufatura sustentável baseada no reaproveitamento de materiais e elevada eficiência financeira.

Resultados e Discussão

O monitoramento automático tem permitido a detecção rápida de alterações na qualidade da água e a geração de um banco de dados contínuo ("filme em tempo real"), superior à amostragem convencional intermitente. A transição para o modelo Saneamento 5.0 representa uma mudança de paradigma na gestão de mananciais, evoluindo de um monitoramento passivo para um ecossistema de inteligência ativa e conectada. Enquanto os métodos tradicionais limitam-se à conformidade normativa, o sistema que estamos utilizando atua como uma sentinela tecnológica, integrando infraestrutura física e inteligência de dados para antecipar crises e otimizar processos operacionais. As melhorias disruptivas introduzidas em nosso sistema, tem permitido avanços em termos de resolução temporal, logística e capacidade analítica estão sintetizadas na Tabela 2.

Característica	Monitoramento Convencional	Monitoramento Remoto (Saneamento 5.0)
Frequência de Dados e Resolução Temporal	Amostragem pontual (mensal ou semanal), funcionando como uma "fotografia estática" que pode omitir eventos críticos de poluição.	Coleta contínua em intervalos regulares programáveis (ex.: a cada 10 m), funcionando como um "filme em tempo real" que identifica tendências e mudanças bruscas.
Metodologia de Coleta	Processo manual, estritamente dependente de logística e deslocamento físico de equipes.	Processo automático e remoto, realizado via telemetria GPRS e tecnologia satelital.
Detecção de Algas	Dependente de contagem laboratorial e inspeção visual, processos que demandam tempo.	Utilização de sensores bio-ópticos in situ para detecção imediata de Ficocianina e Clorofila.
Gestão de Crises	Abordagem reativa; os ajustes no tratamento ocorrem somente após a detecção do problema na ETA.	Abordagem preditiva; o sistema fornece alertas precoces que permitem manobras operacionais preventivas.

Tabela 2 – Comparativo técnico-operacional: Monitoramento Convencional versus Monitoramento Remoto
Fonte: O autor (2026)

A instalação dessas estações de monitoramento no município de Itaipulândia/PR representa uma ação estratégica. O objetivo principal é monitorar o impacto das melhorias no sistema de saneamento sobre os corpos hídricos locais, em especial os rios afluentes que deságuam no reservatório de Itaipu. A localização da estação de monitoramento em Itaipulândia/PR é apresentada na Figura 4. O monitoramento contínuo é vital para a qualidade da água do Rio São João e do reservatório de Itaipu, garantindo o cumprimento legal do descarte de efluentes e protegendo os múltiplos usos da água (abastecimento, lazer, pesca, energia). Essa vigilância previne riscos biológicos, como florações de cianobactérias, reduzindo custos no tratamento da água.



Figura 4. Localização da estação de monitoramento em Itaipulândia/Pr.
Fonte: O autor 2026.

Ao assegurar a preservação ecológica e a biodiversidade aquática, o sistema de monitoramento remoto desempenha um papel crucial no enfrentamento das diversas pressões antrópicas que ameaçam os corpos d'água. Esta vigilância contínua e em tempo real permite a detecção precoce de eventos de poluição ou degradação, possibilitando respostas rápidas e mitigação de danos. Essa abordagem proativa e tecnologicamente avançada contribui diretamente para a sustentabilidade dos recursos hídricos, promovendo a gestão eficiente e informada, e assegurando que as necessidades das gerações atuais sejam atendidas sem comprometer a capacidade das futuras gerações de atenderem às suas próprias necessidades. A infraestrutura instalada (incluindo caixa de passagem e tubulação) foi construída sobre bases de concreto, equipada com parafusos industriais e travas de segredo. Essa configuração visa simplificar a manutenção e garantir a segurança do sistema, conforme demonstrado na Figura 5.



Figura 5. A infraestrutura consiste na caixa de passagem da sonda, que inclui a tubulação (ilustrada à esquerda), o painel de telemetria e o sistema fotovoltaico, utilizado para o fornecimento de energia (imagem à direita).
Fonte: O autor 2026.

Para autonomia e operação ininterrupta, as estações utilizam painéis fotovoltaicos para energia, garantindo alimentação elétrica limpa e eliminando a dependência da rede convencional. Na engenharia e construção, integraram-se soluções para melhorar a qualidade e segurança na operação e manutenção. A infraestrutura em base de concreto possui uma estrutura flexível que permite inclinar o poste em até 90°, facilitando e tornando mais seguros os trabalhos de manutenção (Figura 7).



Figura 7. Detalhe da infraestrutura flexível, incluindo o painel fotovoltaico e o sistema de telemetria (imagem à esquerda), e detalhe da base flexível (foto à direita).
Fonte: O autor 2026.

O monitoramento em Medianeira/PR moderniza o saneamento local. Em parceria com a Itaipu Binacional, uma nova ETE de processos avançados está em construção para remoção de carga orgânica e nutrientes. Essa iniciativa é vital para a proteção ambiental, sendo crucial avaliar o impacto do efluente no Rio Alegria, principal manancial de abastecimento e corpo receptor da ETE Alegria. O delineamento amostral desta pesquisa foi estruturado para possibilitar a quantificação da eficiência do sistema de saneamento, bem como a avaliação da capacidade de autodepuração do corpo hídrico receptor. Para tanto, o monitoramento foi estabelecido de forma comparativa entre pontos estratégicos de montante e jusante em relação ao local de o descarte da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE), como ilustrado na figura 8.



Figura 8. Detalhes dos locais de amostragem a montante e a jusante
Fonte: O autor 2026.

A amostragem *a montante* (ponto de referência) estabelece a qualidade hídrica basal, enquanto o monitoramento *a jusante* mede a influência do efluente tratado e sua conformidade com o CONAMA nº 357/2005. Essa configuração binária avalia a conformidade do lançamento e a recuperação do ecossistema, suportando a gestão da ETE e a proteção da água. A metodologia utiliza uma célula de fluxo para amostras contínuas e uma única sonda multiparâmetros com bombeamento temporizado. Essa solução aperfeiçoa o uso de equipamentos caros, mapeia a estratificação e dispersão de poluentes, e reduz o investimento inicial (CAPEX), garantindo maior replicabilidade.

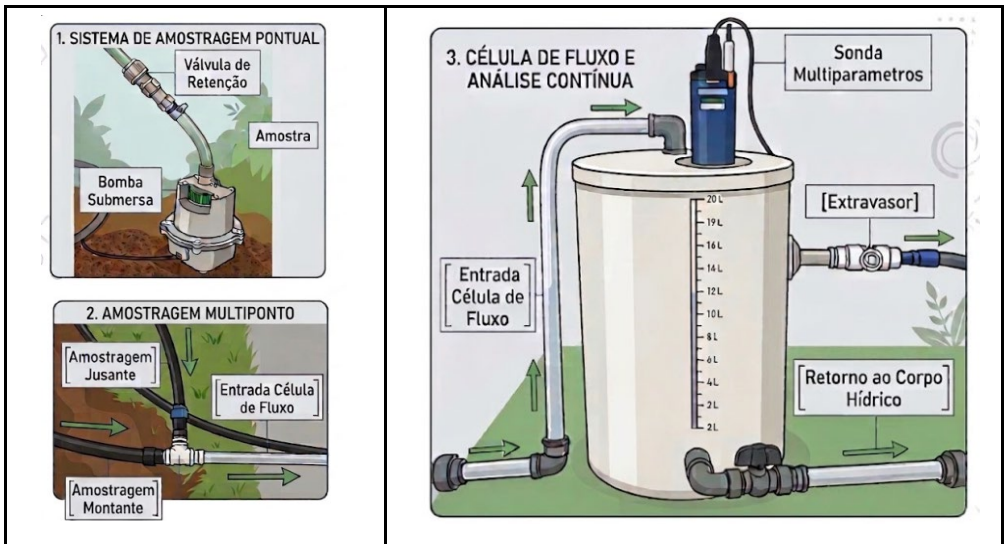


Figura 10. Fluxograma exemplificativo do processo de monitoramento utilizando uma célula de fluxo.
Fonte: O autor 2026

As unidades de monitoramento itinerantes representam um progresso na vigilância ambiental. Elas oferecem mobilidade tecnológica para atender, de forma temporária e sem a necessidade de instalações fixas, a demandas específicas em corpos hídricos. A automação integrada e a telemetria dessas unidades resultam em uma redução significativa do OPEX logístico, pois eliminam o deslocamento de equipes para coletas manuais e asseguram a transmissão contínua de dados. Adicionalmente, o sistema contribui para a segurança do trabalho, mitigando riscos ao evitar a exposição de colaboradores a perigos em locais remotos ou de difícil acesso. Dessa forma, estações itinerantes firmam-se como uma solução estratégica para a gestão dinâmica da qualidade da água. Elas proporcionam uma resposta ágil e eficaz em diversos cenários de monitoramento, convertendo a infraestrutura em um instrumento flexível de vigilância hídrica e preservação ambiental.

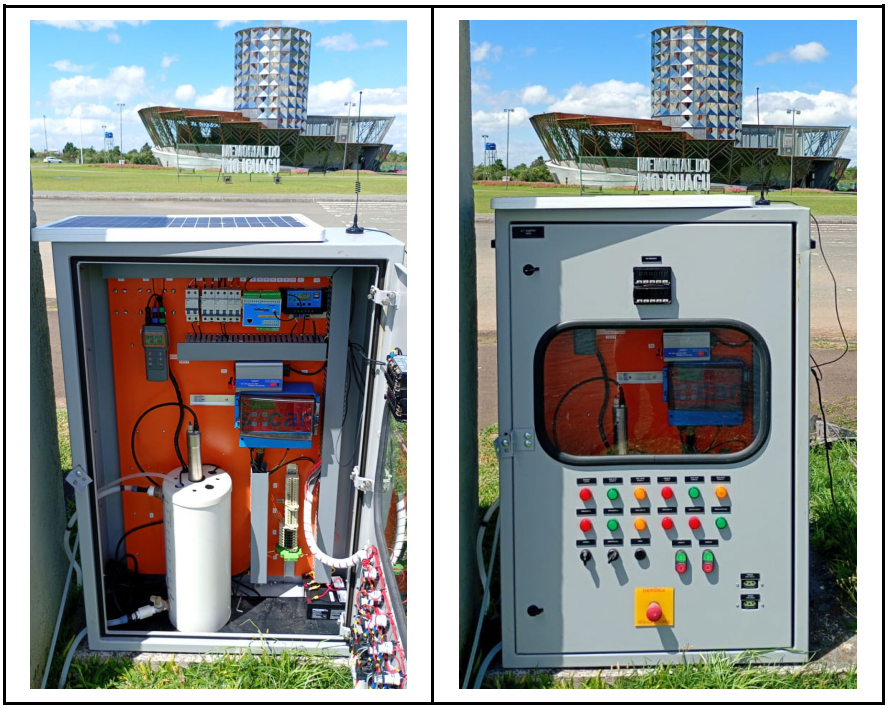


Figura 14. Estação de monitoramento da qualidade da água itinerante em desenvolvimento.
Fonte: O autor 2026

A Estação Remota Flutuante está se apresentando como uma alternativa móvel e versátil que complementa as infraestruturas fixas tradicionais, permitindo a vigilância de trechos remotos dos corpos hídricos para fornecer uma visão de diagnóstico abrangente da qualidade da água ao longo de seu curso. Sua arquitetura baseia-se em um paradigma de engenharia de baixo custo, composta por uma sonda multiparamétrica acoplada a uma estrutura flutuante com geometria em "H" que funciona como um pequeno laboratório embarcado para abrigar os dispositivos de telemetria e armazenamento de dados. A

principal inovação do projeto reside no modelo de manufatura sustentável alinhado aos princípios da economia circular, utilizando sobras de tubos de PVC de intervenções operacionais para a fabricação integral da estrutura, o que gera uma economia superior a 90% em comparação aos flutuantes industriais disponíveis. Enquanto modelos comerciais variam entre RS 8.000,00 e RS 25.000,00, a estrutura que estamos desenvolvendo apresenta custo estimado inferior a RS 1.000,00, tornando a redução do investimento de capital (CAPEX) um fator estratégico para a sua escalabilidade, pois será uma tecnologia mais acessível. Visto que a sonda profissional representa o componente de maior aporte financeiro, a minimização dos custos periféricos atua como um catalisador para a expansão da cobertura geográfica do monitoramento hídrico em tempo real.

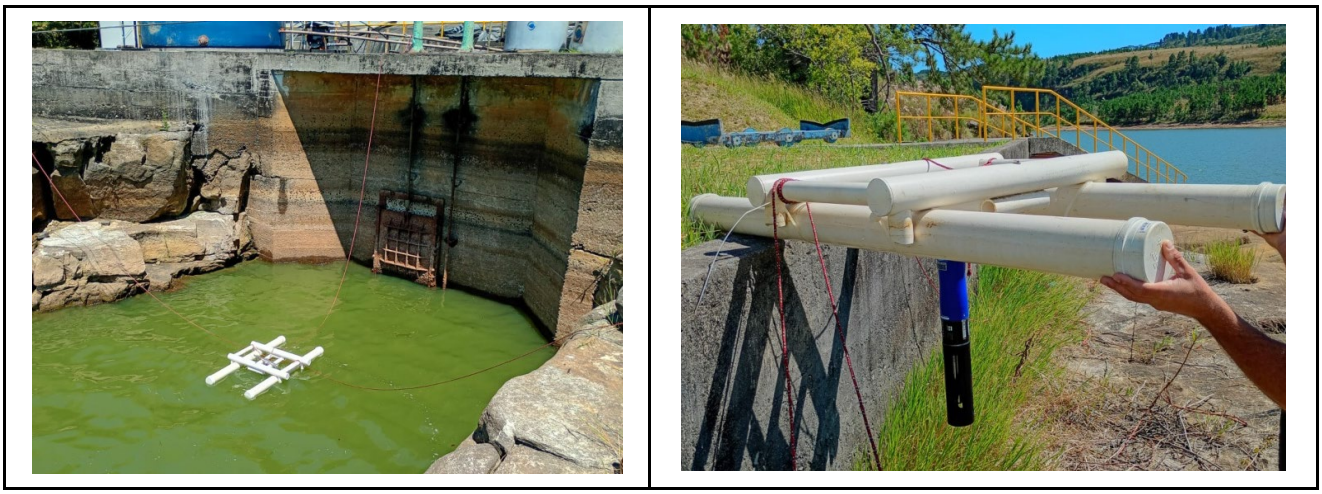


Figura 16. Estação de monitoramento da qualidade da água flutuante.
Fonte: O autor 2026.

Considerações Finais

A implementação do sistema de monitoramento remoto representará um salto qualitativo na governança dos recursos hídricos, permitindo a transição de um modelo reativo para uma vigilância ambiental preditiva, digitalizada e resiliente. Esta tecnologia, consolidada como um "Gêmeo Digital" (Digital Twin) do manancial, possibilitando a detecção em tempo real de anomalias e florações algais, garantindo o rigoroso cumprimento da Resolução CONAMA nº 357/2005 e fortalecendo a segurança hídrica ao atuar como uma barreira epidemiológica para a saúde pública. No âmbito social e operacional, a automação via telemetria democratiza o acesso à informação e reduz drasticamente os riscos ocupacionais ao minimizar a necessidade de coletas manuais em áreas remotas ou de difícil acesso. Economicamente, a integração entre inovação tecnológica e engenharia de baixo custo, exemplificada pelo uso de estações flutuantes de PVC reaproveitado, aperfeiçoa tanto o investimento de capital (CAPEX) quanto os custos operacionais (OPEX), transformando a eficiência em sustentabilidade econômica de longo prazo.

Agradecimentos

Os autores expressam seu agradecimento à Companhia de Saneamento do Paraná (Sanepar), ao Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente Urbano e Industrial - PPGMAUI da Universidade Federal do Paraná - UFPR., à Itaipu Binacional e ao Itaipu Parquetec pelo apoio técnico e operacional essencial para o desenvolvimento deste projeto.

Referências Bibliográficas

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 23. ed. Washington, DC: APHA, 2017.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 18 mar. 2005.

CETESB. Relatório de qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo 2022. São Paulo: CETESB, 2023.

CHEN, K. et al. Internet of Things (IoT) in water quality monitoring: a review. Journal of Environmental Management, v. 223, p. 1-12, 2018.

FERREIRA, J. P. et al. Gestão adaptativa de recursos hídricos mediada por IoT. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 26, e 12, 2021.

GOMES, L. F.; MARTINS, R. C.; SOUZA, M. A. Monitoramento em tempo real vs. convencional. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 27, n. 4, p. 745-756, 2022.

MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA EM TANQUES DE ACONDICIONAMENTO DE TRACAJÁ *(PODOCNEMIS UNIFILIS)* E TARTARUGA-DA-AMAZÔNIA *(PODOCNEMIS EXPANSA)* NO PROJETO QUELÔNIOS MARABÁ

1 Poliana Martins Silva, 2 Luana Martins Soares, 3 Luiz Eduardo Chaves de Azevedo

1 Universidade do Estado do Pará- Campus VIII, e-mail:polianams14@gmail.com; 2 Universidade do Estado do Pará- Campus VIII, e-mail: luana.msoares@aluno.uepa.br; 3 Universidade do Estado do Pará- Campus VIII, e-mail: luiz.azevedo@uepa.br

Palavras-chave: Manejo, Quelônios, Monitoramento

Resumo

O Projeto Quelônios Marabá tem o objetivo de preservação das espécies tracajá *(Podocnemis unifilis)* e tartaruga-da-Amazônia *(Podocnemis expansa)* através do manejo desses animais na praia do Tucunaré para garantir seu nascimento e que eles cresçam e possam voltar para a natureza para continuar seu ciclo natural. Portanto, garantir um ambiente saudável para esses filhotes se desenvolverem até a fase da soltura é essencial para que o projeto cumpra sua finalidade. Sabendo disso, monitorar a qualidade da água de acondicionamento desses animais, verificando se estão dentro das normas da CONAMA 357/2005 para as águas de classe 2, pode garantir qualidade de vida e assim o êxito no processo de manejo. Para realizar esse monitoramento foram feitas análises físico-químicas de OD, pH, turbidez e nitrito. Espera-se determinar que o ambiente no qual estão os quelônios seja apropriado e esteja de acordo com os parâmetros ditos na legislação vigente.

Introdução

O Projeto Quelônios Marabá foi criado em 2017 pelo Conselho Municipal de Meio Ambiente (COMAM) que convidou o Núcleo de Estudos em Educação Ambiental (NEAM), coordenado pelo professor José Pedro de Azevedo Martins, para estar à frente do projeto em Marabá. O NEAM foi criado em 2005, ligado à faculdade de Ciências Humanas do Instituto de Ciências Humanas da UNIFESSPA, com o objetivo de desenvolver atividades de educação ambiental de forma crítica com a comunidade acadêmica e a sociedade (UNIFESSPA, 2019).

Segundo Antônio (2024), com o intuito de preservar os quelônios de Marabá e região, o projeto promove atividades e programas de Educação Ambiental, como o projeto "Escola vai à Ilha", onde escolas do município têm a oportunidade de conhecer a base de atuação e ter contato direto com os animais.

Os animais alvo dessa ação de preservação são répteis do gênero Quelônios, em específico a espécie *Podcnemis unifilis e Podocnemis expansa*:

> Sua estrutura é formada internamente por placas ósseas dérmicas e rígidas, fusionadas às vértebras e costelas e, externamente, por placas de queratina, que constituem a carapaça na região dorsal e o plastrão na região ventral do casco, usado como característica diferenciadora do sexo, nos machos ele é curvado e nas fêmeas, achatado. À medida que o animal cresce, o casco se torna mais espesso, oferecendo proteção contra predadores. (Monaco, 2016, p.5).

O manejo é realizado através de um programa de voluntários onde a comunidade tem a oportunidade de participar de forma direta para garantir a preservação desses répteis na fase da desova, coleta, incubação e nascimento dos filhotes.

Uma pesquisa realizada no Amazonas pela WCS Brasil apontou que "1,7 milhões de quelônios são consumidos anualmente no Amazonas "(Marina, 2022). Esse é um número bem alto considerando o tempo que esses animais levam para chegar na fase da maturidade sexual que é de 7 anos para a Tracajá e 20 anos para a Tartaruga-da-Amazônia, colocando a espécie em um risco de não conseguir se estabelecer. Sendo assim, o projeto traz essa atividade de conservação para auxiliar a natureza nesse processo de restauração.

De acordo com a CONAMA 357/2005, que dá a classificação dos corpos de água e seus parâmetros para consumo, a água para manejo de animais aquáticos, aquicultura, deve seguir determinados padrões para garantir qualidade de vida do animal e assim assegurar que ele esteja apto para o devido fim (BRASIL, 2005). No caso dos quelônios, eles devem viver em um ambiente adequado para que o objetivo de preservação seja alcançado.

Por tanto, monitorar a qualidade da água dos tanques em que os filhotes ficam armazenados antes do período de soltura é de suma importância para manter o sucesso do projeto.

Material e Métodos

Descrição da Área de Estudo

Esse estudo foi realizado para analisar a qualidade da água de tanques de filhotes de tartarugas e tracajás resgatadas pelo Projeto Quelônios. O Projeto fica localizado na ilha do Tucunaré, na Cidade de Marabá, conforme ilustrado pela Figura 1.

A ilha fica situada no rio Tocantins com 5 km² de extensão, mas só aparece no período de julho a novembro, época do verão amazônico (Pará: A Obra Prima Da Amazônia, 2025).

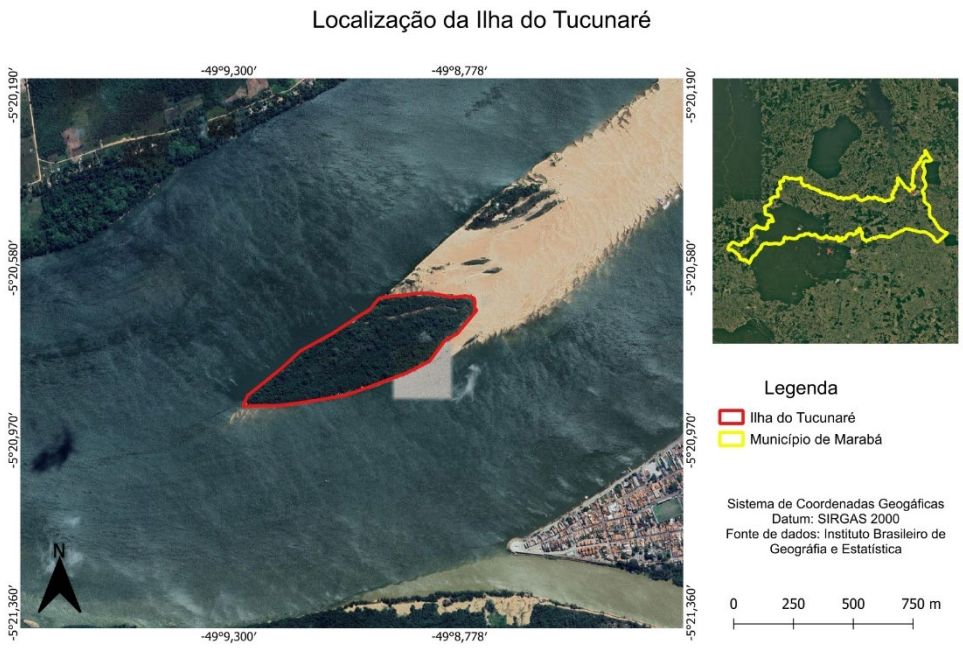


Figura 1 - Localização da Ilha do Tucunaré onde fica a base do Projeto Quelônios.
Fonte: Autoria Própria (2026)

Segundo o censo do IBGE (2022), Marabá é a quarta maior cidade do estado do Pará, a estimativa é que em 2024 sua população atingiria 288.513 habitantes. A cidade é dividida nos núcleos da Velha Marabá, Cidade Nova, Nova Marabá, São Félix e Morada Nova. A ilha em que o Projeto Quelônios ocorre tem acesso pelo núcleo da Velha Marabá.

O berçário de acondicionamento dos filhotes é formado por 6 tanques, que os armazenam durante o tempo de preparação para soltura de volta ao rio, que leva de 4 a 6 meses. Esse intervalo corresponde ao tempo que os filhotes das duas espécies levam para nascer e o rio voltar a seu volume adequado.

Cada tanque tem 1 metro de profundidade e 3,60 metros de diâmetro, possuindo um formato semelhante a um octógono que possui bordas de 20cm de comprimento. Sua estrutura é feita de madeira e revestida por uma manta geomembrana, e preenchido com água até 2/4 da sua capacidade, conforme ilustrado na Figura 2, o berçário pode armazenar cerca de 2 mil filhotes de Tracajá e Tartaruga-da-Amazônia.



Figura 2 - Tanques de Armazenamento do Filhotes de Tracajá e Tartaruga-da-Amazônia
Fonte: Autoria Própria (2026)

O trajeto metodológico dessa pesquisa adota uma abordagem qualiquantitativa, utilizando métodos laboratoriais e parâmetros bibliográficos para analisar se a água dos tanques está de acordo com padrões adequados para os animais, a fim de garantir a qualidade de vida para os filhotes de Tracajá e Tartaruga-da-Amazônia.

Análises da Qualidade Físico-químicas da Água do Tanques

As amostras da água dos tanques foram coletadas a partir do momento em que os filhotes eclodiram, foi analisado apenas 1 tanque de cada espécie de quelônios. Segundo Lustosa, et al. (2016), no manual de manejo dos quelônios do IBAMA, as espécies Tracajá e Tartaruga-da-Amazônia têm seu período de desova entre agosto-setembro, outubro-dezembro respectivamente, portanto seus filhotes nascem em períodos diferentes, sendo os filhotes de Tracajá dentro de 45 dias após a desova e a Tartaruga-da-Amazônia entre 45-60 dias. Sabendo disso, as coletas das amostras foram realizadas de setembro a dezembro de 2025, uma vez ao mês, utilizando garrafas PET para o armazenamento e sendo colocadas em caixas térmicas para serem transportadas aos laboratórios sem que sofressem alterações.

As análises foram realizadas no laboratório de química do Instituto Federal do Pará, utilizando Kit Técnico de Análise de Água Doce da Alfakit, um kit completo desenvolvido para teste rápido dos parâmetros da água para aquicultura e piscicultura, onde serão analisados os parâmetros de Potencial Hidrogeniônico (Ph), Oxigênio Dissolvido (OD) e Nitrito a fim de verificar se estão de acordo com os parâmetros da CONAMA 357/2005. Também foram feitas as análises de Turbidez no laboratório de Qualidade Ambiental da Universidade do Estado do Pará, Campus VIII Marabá, utilizando um turbidímetro.

Para determinar o potencial hidrogeniônico das amostras foram utilizados o método de Fita Teste de Ph Universal e o método do Kit Técnico, onde é colocado 5ml da amostra em um recipiente, em seguida é adicionado 1 gota do reagente de Ph, a solução é agitada e depois é feita a comparação de cor com a tabela disponibilizada pelo kit a fim de conseguir o resultado esperado entre 6 e 9 de pH.

O oxigênio dissolvido foi determinado pelo Kit rápido, que utiliza o método Winkler, sem ácido sulfúrico, onde é adicionada a amostra em uma cubeta pequena, derramando pelas paredes com cuidado para não formar bolhas, em seguida é adicionado uma gota do reagente 1 [Oxigênio Dissolvido 1, (Cód. 604)], e agitar até diluir, depois é adicionado o Reagente 2 [Oxigênio Dissolvido 2, (Cód. 616)], a solução é agitada e por fim adicionado o Reagente 3 [Oxigênio Dissolvido 3 (pó), (Cód. 4787)] agitado até dissolver e por fim a cubeta é colocada sobre a tabela disponibilizada pelo kit e feita a comparação das cores em que o resultado é obtido em mg $L^{-1}O_2$. Segundo o CONAMA 357/2005 a concentração ideal de OD deve ser superior a 5 mg/L O2.

Para analisar o Nitrito foi utilizado o Kit Rápido que usa o método Alfanaftilamina, onde é colocada 5ml da amostra em uma cubeta, adicionado 2 gotas do Reagente 1 [Nitrito 1 (cód. 628)] fechar o recipiente e agitar, adicionar mais duas gotas do Reagente 2 [Nitrito 2 (cód. 647)], agitar até dissolver, aguardar 10 minutos e fazer a comparação de cor com a tabela do kit, o resultado é expresso em mg $L^{-1}N\text{-}NO_2$, mas para representar em NO_2 multiplica-se o valor lido por 3,280.

A análise de Turbidez foi feita com o turbidímetro portátil, equipamento que mede a refração da luz em 90° e dá a medida em unidades nefelométricas de turbidez (UNT). Com o processo sendo automatizado, basta inserir a amostra coletada de acordo com as descrições anteriores no frasco que o kit oferece, configurar o número da amostra e esperar o resultado na tela do equipamento. Segundo a CONAMA 357/2005, o valor indicado é de 100 UNT.

Resultados e Discussões

A água utilizada para abastecer os tanques dos quelônios do Projeto Quelônios Marabá vem diretamente do rio Tocantins, um dos grandes rios que abastecem a cidade de Marabá. Durante o período de coleta das amostras, obteve-se 6 amostras para análise, 4 amostras dos tanques de Tracajá e 2 para tanques de Tartaruga-da-Amazônia. A razão da diferença na quantidade de amostras se dá pela diferença de tempo na eclosão dos ovos, onde a Tracajá põe seus ovos mais cedo (agosto) e a Tartaruga-da-Amazônia em seguida (setembro). Essa diferença no período da desova provoca o nascimento dos filhotes em diferentes épocas, fazendo com que os filhotes de Tracajá fiquem sob observação do projeto por mais tempo. As coletas eram feitas no período da manhã e em seguida levadas para laboratório para análise.

No Brasil os padrões e classificações dos corpos de água são dados pela Resolução CONAMA 357/2005, pelas descrições pode-se verificar os parâmetros corretos para a água de aquicultura. Através das amostras coletadas foram feitas análises para a verificação de 4 parâmetros instituídos pela resolução: Ph (6-9), Oxigênio Dissolvido (≥ 5,0), Nitrito (≤ 1,0) e Turbidez. (≤ 100 UNT)

Para um bom desenvolvimento dos organismos aquáticos e uma produção economicamente viável, tem que ter um certo controle do meio ambiente dos mesmos, ou seja, a água dos viveiros onde são cultivados (Oliveira, 2012) . A Tabela 1 apresenta o resultado das análises realizadas.

Tabela 1 -Resultados obtidos nas análises das amostras de água.

TANQUE	DIA/MÊS	OD mg/L VPM ≥ 5,0	Ph VPM 6-9	Nitrito mg/L VPM ≤ 1,0	Turbidez UNT (100 mg/L) VPM ≤ 100 UNT
Tracajá	22/Out	8	7	0	4.16
Tracajá	11/Nov	8	7	0	14,5
Tracajá	17/Dez	3	6	0	21,9
Tartaruga-da-Amazônia	17/Dez	5	6	0	22,7
Tracajá	14/Jan	7	7	0,25	18,8
Tartaruga-da-Amazônia	14/Jan	1	6	0,5	27,4

VPM: Valor Máximo Permitido

As amostras apresentaram valores satisfatórios e estão de acordo com os padrões da Resolução, apenas 2 amostras exibiram resultados bem diferentes do esperado. As amostras que apresentaram estar fora do padrão de maneira significativa foram as amostras de OD de dois tanques, Tracajá (3 mg/L) e Tartaruga-da-Amazônia (1 mg/L), em períodos diferentes, Dezembro e Janeiro. A baixa no nível de Oxigênio na água está relacionada principalmente com alta presença de matéria orgânica já que a água dos tanques não tem aeradores e a troca da água é feita de forma manual, de 3 em 3 dias, tempo em que há o acúmulo de fezes, urina e ração, que causam o crescimento de microrganismos que consomem o oxigênio do meio.

Águas paradas geralmente são menos eficientes na dispersão de efluentes do que as águas correntes, favorecendo a produção primária (aumento de biomassa) nesses ambientes. Esse aumento na matéria orgânica provoca formações descontroladas de algas que representam fortes desequilíbrios nos ecossistemas aquáticos (Dalla, Maria, Moreira, 2016).

No meio natural, as águas do rio Tocantins têm uma variação do seu nível de OD entre 9,04 e 7,48 mg/L nos períodos seco e chuvoso (Silva et al, 2024). Por tanto, quando a água do rio é colocada nos tanques, o seu oxigênio sofre degradação causada pela atividade dos animais ali presentes. No entanto, mesmo esse processo ocorrendo, a divergência dos resultados não ocorreu na maioria das amostras analisadas, indicando que o nível de oxigênio dos tanques se assemelha ao do corpo hídrico que é o ambiente natural desses animais.

Segundo Gonzale-Zárate, Montnegro, Castano-Mora, (2011), embora as tartarugas respirem o oxigênio do ar, as baixas proporções de oxigênio dissolvido na água afetam a qualidade da mesma e isso pode ter supostas repercussões sobre esses quelônios, por exemplo, em espécies que façam parte de sua alimentação. Por tanto, é recomendado o monitoramento constante desse parâmetro para o bom desenvolvimento dos filhotes.

Outras duas análises que apresentaram alterações foram as análises de nitrito, com uma concetração de 0,25 e 0,5 mg/L nas respectivas amostras discutidas anteriormente. O nitrito é um estado de oxidação intermediário de nitrogênio, e ocorre tanto pela oxidação do amônia, como pela redução do nitrato (Parron, Muniz e Pereira, 2011). A amônia está presente no processo de decomposição da matéria orgânica, por tanto a alteração nos níveis de nitrito das referidas amostras indica uma alta concentração de matéria orgânica que está no seu processo de decomposição.

Como os ovos eclodem em períodos diferentes, os meses em que as amostras apresentaram alterações podem indicar uma presença maior dos filhotes nos tanques, fazendo com que a produção de matéria orgânica seja mais alta. A densidade populacional nos berçários é crucial, pois uma densidade excessiva pode causar competição por recursos e estresse, enquanto uma densidade muito baixa pode limitar o desenvolvimento adequado dos filhotes (PINEZ, et al 2025).

Com relação aos níveis de turbidez, conclui-se que os resultados apresentados estão dentro do proposto pela norma, tendo apenas algumas variações no decorrer do período analisado. Isso pode ser ocasionado pelo dia em que a coleta foi feita, podendo ter sido realizada antes ou depois do dia da limpeza dos tanques, por tanto algumas amostras apresentam um resultado maior do que outras.

Considerações Finais

Em resposta ao objetivo geral, a água dos tanques para acondicionamento de quelônios do Projeto Quelônios Marabá está segundo os padrões de qualidade de águas de Classe 2 da CONAMA 357/05. Esse monitoramento se mostra necessário pela falta de trabalhos publicados com relação ao tema, visto que o cultivo de quelônios é uma prática de incentivo ao consumo sustentável, essa pesquisa pode ser útil para projetos de conservação das espécies de quelônios quanto para viveiros comerciais.

Há ainda outras possibilidades de um monitoramento mais detalhado para serem exploradas, como por exemplo considerar parâmetros biológicos para uma análise mais robusta do tema.

Para o melhoramento das condições no projeto, sugere-se a inserção de um sistema de filtração nos tanques de acondicionamento para que a troca de água seja feita de forma automatizada através de um sistema simples de bombeamento, agilizando o processo e diminuindo o tempo de troca da água para até 2 dias de acordo com o volume de filhotes no tanque.

Agradecimentos

Gostaria de agradecer ao meu orientador, Prof. Dr. Luiz Eduardo Chaves de Azevedo pelas contribuições que aperfeiçoaram o desenvolvimento deste trabalho. Também agradeço o apoio do Laboratório de Qualidade Ambiental da UEPA - Campus VIII como também do Laboratório de Química do IFPA - Campus Industrial Marabá. Não poderia deixar de mencionar o Projeto Quelônios Marabá, coordenado pelo professor José Pedro de Azevedo Martins, ligado a Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará, por ceder o local para pesquisa com o objetivo de desenvolver ainda mais o projeto. Menciono também a FAPESPA que foi responsável pelo financiamento desta pesquisa. À minha família e à minha bolsista voluntária, meu muito obrigado.

Referências Bibliográficas.

UNIFESSPA (Marabá). **Núcleo de Educação Ambiental promove encontro sobre Dinâmica Socioambiental**. 2019. Disponível em: http://unifesspa.edu.br/noticias/3141-nucleo-de-educacao-ambiental-promove-encontro-sobre-dinamica-socioambiental.html. Acesso em: 31 jun. 2025.

ANTÔNIO, Luis. (Marabá). Unifesspa. **Núcleo de Estudos em Educação Ambiental da UNIFESP auxilia na soltura de mais de 2 mil filhotes de tartarugas e tracajás**. 2024. Disponível em: https://www.unifesspa.edu.br/noticias/7026-n%C3%BAcleo-de-estudos-em-educa%C3%A7%C3%A3o-ambiental-da-unifesspa-auxilia-na-soltura-de-mais-de-2-mil-filhotes-de-tartarugas-e-tracaj%C3%A1s.html. Acesso em: 17 fev. 2025.

MONACO, Luciana M. **Quelônios, crocodilianos, lagartos e anfisbenídeos** /. São Paulo: Instituto Butantan, 2016. 20 p. Disponível em: https://publicacoeseducativas.butantan.gov.br/web/quelonios/pages/pdf/quelonios.pdf. Acesso em: 31 maio 2025.

MARINA. **Ameaçados pelo consumo ilegal, quelônios são pouco conhecidos por adolescentes de Manaus, diz pesquisa**. 2022. Disponível em: https://brasil.wcs.org/pt-br/Inicio/login-pt/ID/18048.aspx. Acesso em: 31 jun. 2025.

BRASIL. Constituição (2005). Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Resolução no 357, de 17 de março de 2005**. Brasília, DF: Diário Oficial, 18 mar. 2005. n. 053. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=450. Acesso em: 15 abr. 2025.

OLIVEIRA, Anderson Brelaz de; GARCEZ, Jânderson Rocha; ANDRADE, Paulo César Machado. **Guia Técnico Nupa Norte Aquicultura**: boas práticas para o manejo de quelônios. Manaus: Ifam/Proex, 2021. Disponível em: https://www2.ifam.edu.br/pro-reitorias/extensao/arquivos/guia-tecnico-quelonios.pdf. Acesso em: 26 abr. 2025.

OLIVEIRA, Léo (Santa Catarina). Embrapa (comp.). **Manual de qualidade da água para aquicultura**. Florianópolis: Alfakit Ltda, 2012. 14 p. Disponível em: https://www.embrapa.br/documents/1354377/1743436/Manual+Qualidade+%C3%81gua+Aquicultura.pdf/674c0a9a-2844-43e2-9462-04fddd387529?version=1.0#page=13.09. Acesso em: 15 abr. 2025.

LUSTOSA, Ana Paula Gomes; FAGUNDES, Camila Kurzmann; FERRARA, Camila Rudge; CAMILLO, Cássia Santos. Manejo Conservacionista e Monitoramento Populacional de Quelônios Amazônicos. Brasília: Ibama, 2016. 138 p. Disponível em: file:///C:/Users/Poliana%20Martins/Downloads/manual%20quelonios%20digital.pdf. Acesso em: 20 abr. 2025.

ASL BRASIL (Rio de Janeiro). Fundação Getúlio Vargas. ASL Brasil promove a soltura de 550 mil quelônios em rios amazônicos. 2024. Disponível em: ASL Brasil promove a soltura de 550 mil quelônios em rios amazônicos. Acesso em: 04 abr. 2026.

COIMBRA, Denise Freire; MELO, Luiza Pedrosa; MAIA, João Victor Menezes; SOUZA, Manoele Nicole Matos de; ARAðJO, Mirely Rodrigues. Instalação de quelônios. In: BROLIO, Marina Pandolphi. Práticas em Medicna Vetreinária. 2. ed. Belo Horizonte: Poisson, 2025. Cap. 36. p. 17-22. Disponível em: https://livros.poisson.com.br/individuais/Praticas_Medicina_Veterinaria/volume2/Medicina_Veterinaria_vol2.pdf#page=17. Acesso em: 03 abr. 2026.

PASSOS, Hanna Pontes. PARÂMETROS REPRODUTIVOS DE QUELÔNIOS CONTINENTAIS BRASILEIROS. 2022. 31 f. TCC (Graduação) - Curso de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Mato Grossoinstituto de Biociências, Cuiabá, 2022. Disponível em: https://bdm.ufmt.br/bitstream/1/4504/1/TCC_2022_Hanna%20Pontes%20Passos.pdf. Acesso em: 03 abr. 2026.

GONZALEZ-ZARATE, Adriana; MONTENEGRO, Olga Lúcia; CASTANO-MORA, Olga Victória. Caracterización Del Hábitat De La Tortuga De Río Podocnemis Lewyana, En El Río Prado, Aguas Abajo Del Embalse De Hidroprado, Tolima, Colombia. Caldasia, Bogotá , v. 33, n. 2, p. 471-493, Dez. 2011 . Disponível em: <http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0366-52322011000200011&lng=en&nrm=iso>. accessado em 27 Abr. 2026.

PARON, Lucia Maria. MUNIZ, Daphne Luiza Feitosa, PEREIRA, Claudia Mara. Embrapa .Manual de procedimentos e amostragem e análise físico-química de água. Colombo: Embrapa Florestas, 2011. 69 p. Disponível em:https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/921050/1/Doc232ultimaversao.pdf. Acesso em: 15 abr. 2026.

ANÁLISE DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA EM MICROBACIA RURAL NO RIO GRANDE DO SUL APÓS O EVENTO EXTREMO DE 2024

[1]Dalila Freire Simões, [2]Lidiane Buligon, [3]Paulo Bairros, 4Jean Paolo Gomes Minella, 5Nádia Mariane Mucha, 6Cristiano Carvalho, 7Camilo José Viera Iglesias.

[1]Universidade Federal de Santa Maria, e-mail:dalila.simoes@acad.ufsm.br; [2]Universidade Federal de Santa Maria, e-mail:buligon.l@ufsm.br; [3]Universidade Federal de Santa Maria, e-mail: paulo.bairros-silva@ufsm.br; [4]Universidade Federal de Santa Maria, e-mail: jean.minella@ufsm.br; [5]Universidade Federal de Santa Maria, e-mail:muchamariane@gmail.com;[6]Universidade Federal de Santa Maria, e-mail: eng.cristianocs@gmail.com; [7]Universidade Federal de Santa Maria, e-mail: camilo.iglesias@acad.ufsm.br;

Palavras-chave: Monitoramento ambiental; Parâmetros físico-químicos; Qualidade da Água.

Resumo

O monitoramento contínuo de bacias hidrográficas é fundamental para a compreensão da dinâmica ambiental e para a avaliação da qualidade da água em diferentes condições hidrológicas. Nesse contexto, o presente estudo tem como objetivo analisar a variação temporal de parâmetros físico-químicos da água na bacia hidrográfica do rio Guarda Mor, localizada em uma região agrícola do estado do Rio Grande do Sul. A base de dados foi obtida após o evento extremo de precipitação ocorrido em 2024. As coletas foram realizadas quinzenalmente no exutório da bacia hidrográfica, entre maio de 2025 e março de 2026, sendo analisados os parâmetros oxigênio dissolvido (OD), potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica (CE), potencial de oxirredução (Eh) e sílica dissolvida. Os resultados indicaram valores de OD entre 6,47 e 9,63 mg/L e pH entre 7,10 e 8,50, compatíveis com águas doces de Classe I, conforme a Resolução CONAMA nº 357/2005, evidenciando boa qualidade da água. A condutividade elétrica variou entre 52,67 e 238,67 µS/cm, indicando baixa a moderada concentração de íons dissolvidos, enquanto o ORP apresentou valores entre 66 e 263,67 mV, caracterizando condições predominantemente oxidantes. A sílica dissolvida variou entre 16 e 31 mg/L, associada a processos naturais de intemperismo. As variações observadas refletem a influência da dinâmica hidrológica, da geologia da bacia e de possíveis aportes difusos. Conclui-se que o monitoramento contínuo fornece uma base essencial para a avaliação da qualidade da água e para a compreensão de processos ambientais, destacando-se seu potencial para subsidiar estudos futuros voltados à análise dos impactos de eventos extremos nos recursos hídricos e à investigação de processos erosivos em bacias hidrográficas rurais.

Introdução

Nos últimos anos, a intensificação de eventos extremos de precipitação tem imposto desafios significativos à gestão integrada e sustentável dos recursos hídricos, tanto no que se refere ao uso e ocupação do solo quanto à previsão de impactos hidrológicos em diferentes escalas (local e regional) (ANA, 2025; CEMADEN, 2025).

A bacia hidrográfica pode ser compreendida como uma área de drenagem delimitada pelo relevo, na qual as águas provenientes das porções mais elevadas convergem para um canal principal situado nas áreas mais baixas (Collischon; Dornelles, 2021). Essa organização decorre dos desníveis topográficos e integra as interações entre clima, solo, vegetação e as ações antrópicas, convertendo a precipitação em escoamento superficial e subterrâneo (Mello et al. 2020). Além disso, pode ser entendida como uma unidade territorial integrada, onde diferentes usos e atividades humanas, mesmo que ocorram de forma localizada, podem impactar todo o sistema de drenagem (França; Callisto, 2019). A bacia hidrográfica do rio Guarda Mor tem sido utilizada como uma bacia experimental para estudos do impacto do clima e do uso do solo nos processos hidrológicos e erosivos na região central do RS, em especial na encosta do planalto que apresenta elevada fragilidade ambiental e intensa atividade agrícola.

A compreensão da dinâmica hidrológica de pequenas bacias rurais depende de dados quantitativos baseados no monitoramento de bacias representativas do relevo, solos e uso locais (Minella et al., 2022; Dambroz et al., 2025; Didoné et al., 2014). As abordagens quantitativas permitem entender e propor práticas que minimizam os danos para a agricultura e para os recursos hídricos. Nesse sentido, as caracterizações físicas e químicas das águas naturais têm como finalidade identificar e quantificar os elementos e espécies iônicas presentes, bem como relacionar suas propriedades aos efeitos ambientais, permitindo compreender processos naturais e possíveis alterações no meio ambiente (Parron; Muniz; Pereira, 2011).

A escolha dos parâmetros de qualidade da água, sendo eles: oxigênio dissolvido (OD), potencial hidrogeniônico (pH), potencial de oxirredução (ORP), condutividade elétrica (CE) e sílica fundamenta-se em sua elevada sensibilidade às variações decorrentes de fatores naturais e antrópicos que atuam sobre o sistema hídrico (Rosa; Fraceto; Moschini-Carlos, 2012). Ao monitorá-los de maneira integrada esses parâmetros permitem uma avaliação mais abrangente das respostas do sistema hídrico frente à variabilidade climática e às pressões antrópicas.

Diante desse contexto, este estudo propõe avaliar um banco de dados monitorados na bacia hidrográfica do rio Guarda Mor e analisar os parâmetros físico-químicos da qualidade da água após o evento extremo de precipitação de 2024. Além disso, reforçar a importância do monitoramento contínuo e da construção de bases de dados consistentes em bacias hidrográficas rurais,

evidenciando seu papel essencial para a análise temporal das condições ambientais, separação dos escoamentos, a detecção de alterações na qualidade da água e o suporte a pesquisas e ações de gestão dos recursos hídricos.

Materiais e Métodos

Área de estudo

A bacia hidrográfica do Rio Guarda Mor constitui uma sub-bacia do Rio Soturno, situada na região da Quarta Colônia, abrangendo os municípios de Ivorá, Silveira Martins e Júlio de Castilhos. Possui área de contribuição aproximada de 18,5 km² e apresenta características típicas do rebordo do Planalto Meridional, com elevada diversidade geológica e pedológica, fatores que influenciam diretamente os processos hidrológicos e a qualidade das águas superficiais.

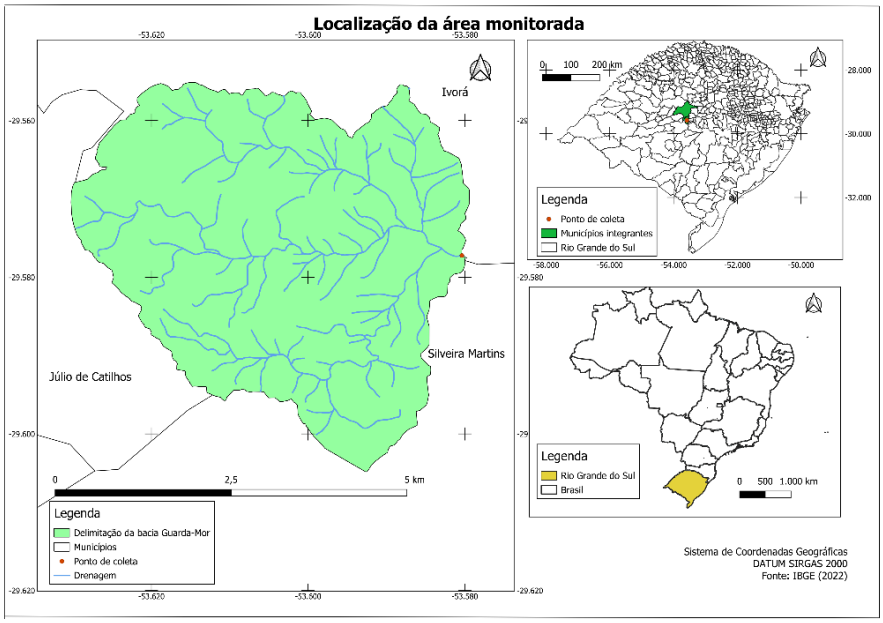


Figura 01: Mapa da localização da bacia hidrográfica do Rio Guarda-Mor.
Fonte: Autoria própria (2026)

Amostragem e preservação de amostras

As coletas de amostras de amostras de águas naturais foram realizadas quinzenalmente na seção de monitoramento localizada no exutório da microbacia do Arroio Guarda Mor. Estas amostragens seguiam procedimentos de técnicas limpas e as amostras foram armazenadas em frascos de polipropileno (1), identificadas com etiquetas e refrigeradas com criogel até a sua chegada ao laboratório onde eram processadas no mesmo dia (ANA, 2023; Parron; Muniz; Pereira, 2011). O objetivo das amostragens é a determinação de parâmetros físicos e químicos da água e estabelecer dados contínuos e fidedignos de monitoramento ambiental.



Figura 02: Seção de monitoramento localizada no exutório.
Fonte: Arquivo GIPEHS (2025)

Análises laboratoriais

As amostras foram submetidas a medições com eletrodos (em triplicata), efetuadas *in situ* por meio de sonda multiparâmetros modelo Akso AK-88, a qual opera a partir de sensores eletroquímicos e potenciométricos acoplados, permitindo a determinação simultânea de diferentes parâmetros físico-químicos da água. Os parâmetros quantificados incluem o potencial hidrogeniônico (pH), determinado por eletrodo de vidro sensível à atividade de íons H^+; a condutividade elétrica (CE), obtida por célula condutimétrica a partir da capacidade da amostra em conduzir corrente elétrica; e o potencial redox (Eh), medido por eletrodo de oxirredução, que indica a tendência do meio em doar ou receber elétrons. O oxigênio dissolvido (OD) foi determinado por sonda eletroquímica com membrana permeável ao oxigênio. As medições de OD são influenciadas por fatores como temperatura e pressão parcial de oxigênio, sendo o sistema compensado automaticamente por sensor térmico acoplado. Para a quantificação da sílica dissolvida, foi utilizado fotocolorímetro portátil modelo HI770 (Hanna Instruments), baseado em método colorimétrico. A leitura foi realizada por absorbância em comprimento de onda específico, permitindo a determinação quantitativa do analito.



Figura 03: Sonda multiparâmetros modelo Akso AK-88.
Fonte: Autoria própria (2025)

Análises estatísticas e geração de gráficos

Os gráficos dos parâmetros monitorados foram elaborados utilizando o ambiente estatístico R, com o auxílio do pacote ggplot2, amplamente empregado para a construção de visualizações gráficas de dados.

Oxigênio dissolvido (OD):

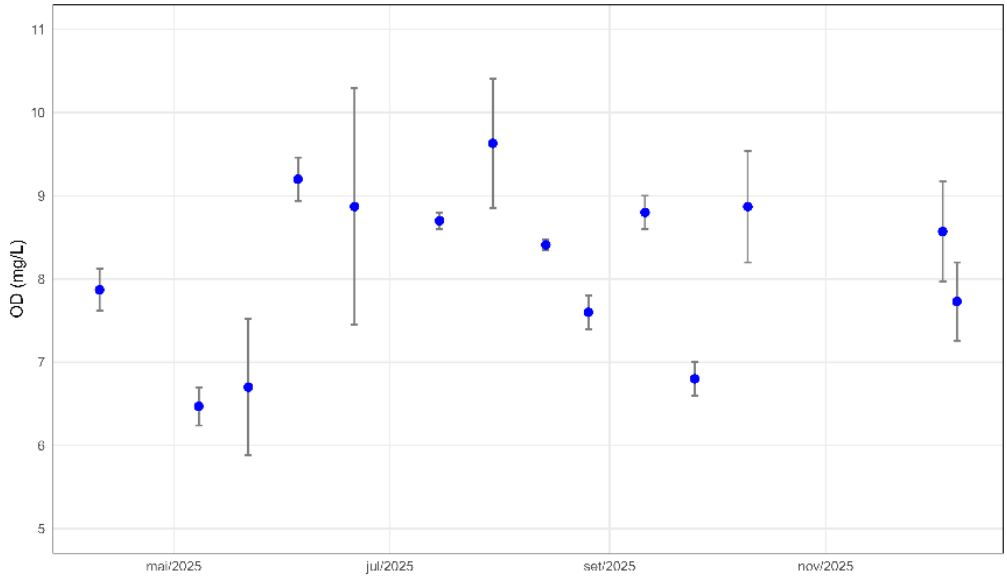


Figura 04: Variação temporal do oxigênio dissolvido (OD) ao longo do período de monitoramento. Os pontos representam a média das medições em triplicata e as barras verticais em cinza indicam a margem de erro associada aos dados.
Fonte: Autoria própria (2026)

pH:

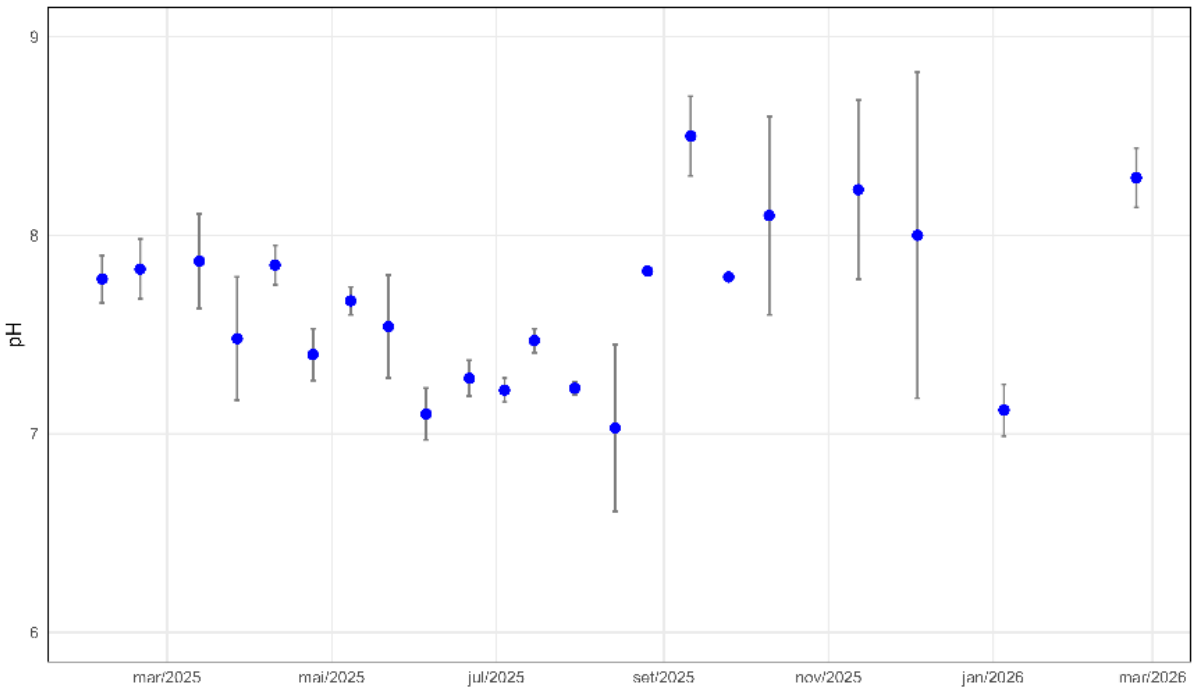


Figura 05: Variação temporal do potencial hidrogeniônico (pH) ao longo do período de monitoramento. Os pontos representam a média das medições em triplicata e as barras verticais em cinza indicam a margem de erro associada aos dados. Fonte: Autoria própria (2026).

Condutividade elétrica:

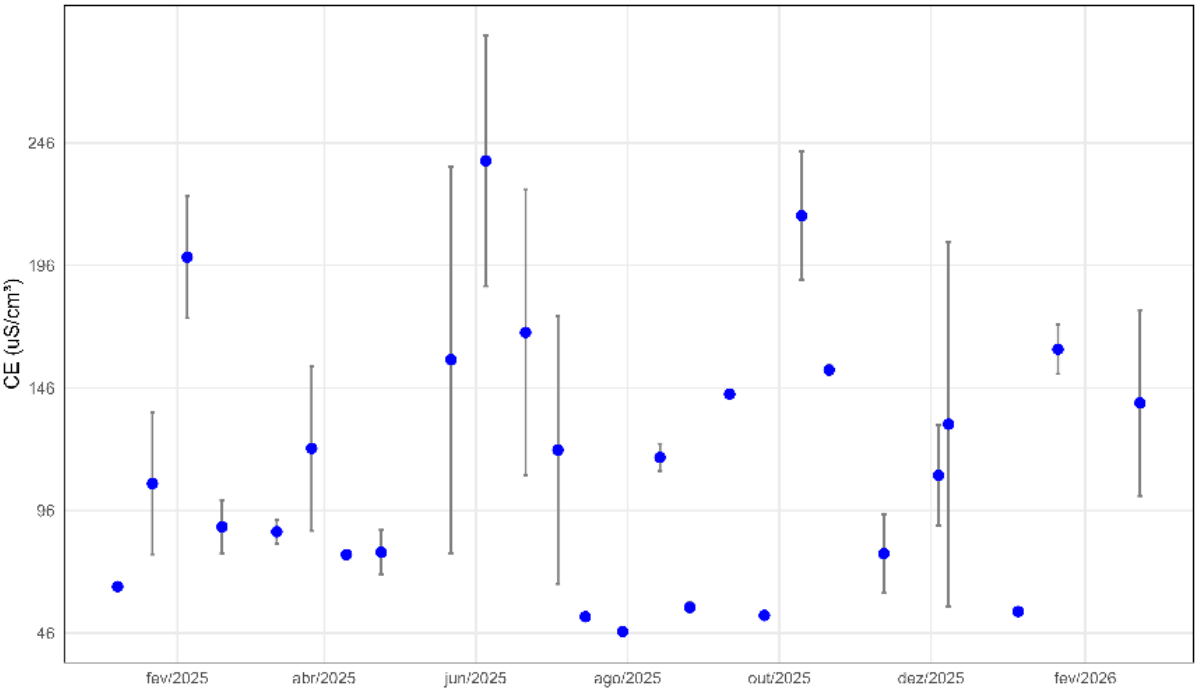


Figura 06: Variação temporal da condutividade elétrica (CE) ao longo do período de monitoramento. Os pontos representam a média das medições em triplicata e as barras verticais em cinza indicam a margem de erro associada aos dados. Fonte: Autoria própria (2026).

Potencial de oxirredução:

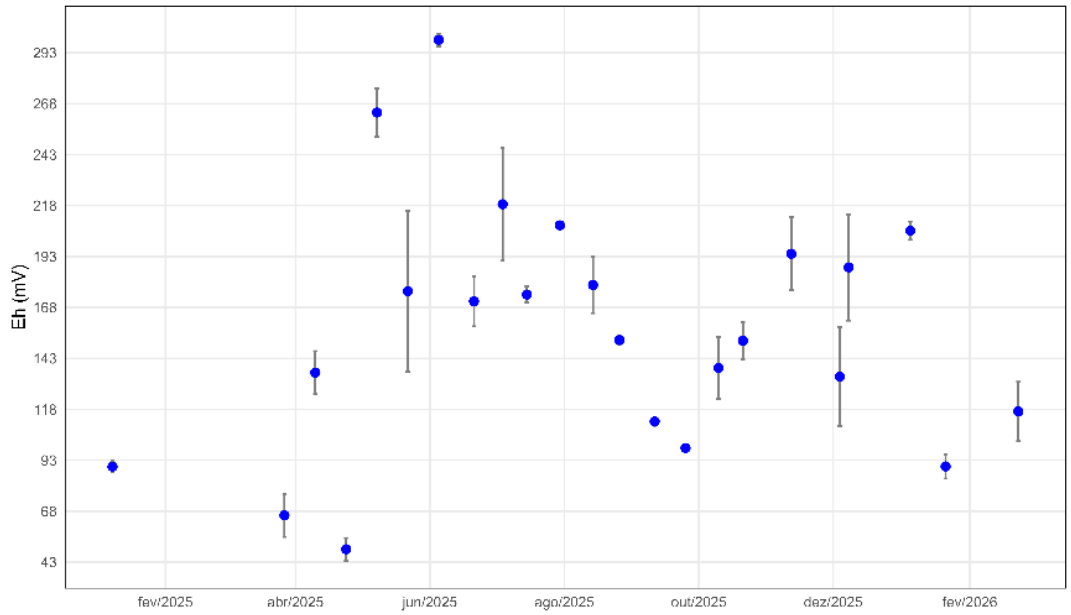


Figura 7: Variação temporal do potencial de oxirredução (Eh) ao longo do período de monitoramento. Os pontos representam a média das medições em triplicata e as barras verticais em cinza indicam a margem de erro associada aos dados.
Fonte: Autoria própria (2026).

Sílica:

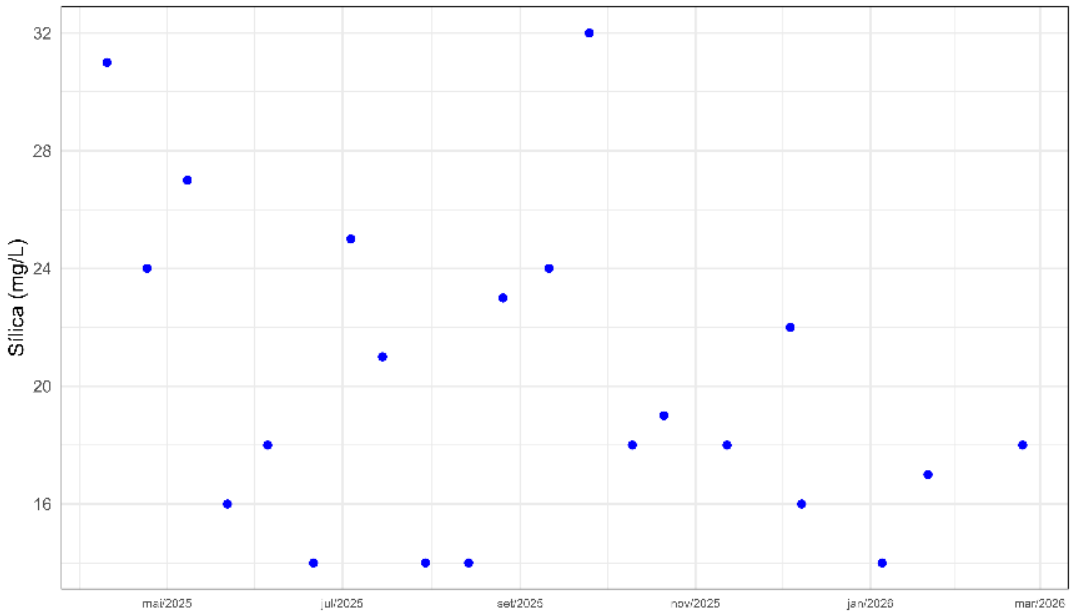


Figura 8: Variação temporal concentração de sílica dissolvida ao longo do período de monitoramento. Os pontos representam os valores obtidos em cada campanha de amostragem.
Fonte: Autoria própria (2026).

Resultados e discussão

O presente estudo, baseado nas observações da camada superficial no exutório de uma microbacia rural, por meio de monitoramento quinzenal realizado entre maio de 2025 e março de 2026. As análises registraram concentrações de oxigênio dissolvido variando entre 6,47 mg/L e 9,63 mg/L (Figura 04). De acordo com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 esses valores permitem enquadrar o corpo hídrico na Classe I para águas doces (Tabela 1).

Classes	Valores para o enquadramento
Especial	+10 mg/L
I	6 a 10mg/L
II	5 a 6 mg/L
III	4 a 5 mg/L
IV	2 a 4 mg/L

Tabela 1: Limites de concentração de oxigênio dissolvido para enquadramento nas classes das águas doces no Brasil. Fonte: Resolução CONAMA n.357, de 2005. Adaptado pelo autor (2026).

O pH da água apresentou variação entre 7,10 e 8,50 no período de um ano, entre março de 2025 e março de 2026 (Figura 05). De acordo com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas doces de Classe I (faixa entre 6,0 e 9,0), os valores observados encontram-se integralmente dentro do intervalo permitido. Essa faixa indica condições de neutralidade a levemente alcalinas, típicas de ambientes naturais com baixa influência de processos de acidificação ou contaminação por efluentes ácidos. Além disso, valores de pH nesse intervalo são adequados para a manutenção da vida aquática, uma vez que não impõem estresse significativo à maioria dos organismos. Assim como observado para o oxigênio dissolvido, o pH reforça a indicação de boa qualidade da água no ponto monitorado, considerando esse parâmetro isoladamente.

A condutividade elétrica da água variou entre 52,67 e 238,67 µS/cm ao longo do período de monitoramento (Figura 06). Esses valores indicam baixa a moderada concentração de íons dissolvidos no meio aquático, sendo compatíveis com ambientes naturais e com reduzida influência de fontes antrópicas intensas (Von Sperling, 2005).

Entretanto, esse cenário pode ser rapidamente alterado durante eventos climáticos extremos. Em períodos de precipitação intensa, o escoamento superficial pode promover o carreamento de sais, nutrientes e outros compostos provenientes do solo e de atividades agrícolas, elevando temporariamente a condutividade. Por outro lado, em condições de estiagem, a redução da vazão pode favorecer a concentração de íons dissolvidos, também resultando em aumento desse parâmetro (Dambroz et al., 2025b).

De modo geral, a condutividade elétrica está diretamente relacionada à presença de sais dissolvidos, podendo refletir a influência de características geológicas da bacia, processos de intemperismo e, eventualmente, aportes difusos provenientes de atividades agrícolas. Valores relativamente baixos, como os observados neste estudo corroboram com os demais parâmetros analisados, indicando boa qualidade da água no ponto monitorado, considerando este parâmetro de forma isolada. Ressalta-se, entretanto, que variações espaciais e temporais podem ocorrer em função de eventos hidrológicos e do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica (Didoné et al., 2014, Dambroz et al., 2025a). Além disso, durante eventos chuvosos, o escoamento superficial pode promover o carreamento de sais, nutrientes e outros compostos presentes no solo, podendo ocasionar aumentos pontuais na condutividade, especialmente em bacias com uso agrícola (Dambroz et al., 2025b). Dessa forma, a resposta da condutividade à precipitação depende da interação entre processos de diluição e aporte de solutos.

O potencial de oxirredução (Eh) variou entre 66 mV e 263,67 mV indicando predominância de condições oxidantes no ambiente aquático (Figura 07). Valores positivos de Eh estão associados à presença de oxigênio dissolvido e à ocorrência de processos aeróbios, sendo típicos de sistemas com boa qualidade ambiental. A faixa observada sugere um meio com disponibilidade adequada de oxigênio, favorecendo a estabilidade de espécies químicas oxidadas e a manutenção de condições favoráveis à biota aquática. A ausência de valores negativos ou próximos de zero indica que não houve predominância de processos redutores intensos, como aqueles associados à decomposição anaeróbia de matéria orgânica. Além disso, os resultados de Eh corroboram os valores de oxigênio dissolvido registrados no período, que também indicaram boas condições de oxigenação do sistema. As variações observadas podem estar relacionadas à dinâmica hidrológica da microbacia, à temperatura da água e ao aporte de matéria orgânica, fatores que influenciam diretamente o equilíbrio redox do meio (Von Sperling, 2005).

A concentração de sílica dissolvida variou entre 16 e 31 mg/L (Figura 08). Esses valores são compatíveis com sistemas naturais, sendo a sílica um constituinte comum das águas superficiais, originado principalmente a partir do intemperismo de minerais silicatados presentes na matriz geológica da bacia hidrográfica. A variação observada pode estar associada à dinâmica hidrológica do sistema, uma vez que processos como precipitação e escoamento superficial influenciam a dissolução e o transporte de silicatos. Em períodos de maior pluviosidade, o aumento do escoamento pode intensificar o carreamento de material particulado e a lixiviação de solos, elevando temporariamente as concentrações de sílica. Por outro lado, em condições de estiagem, a redução da vazão pode favorecer a concentração dos solutos dissolvidos.

Conclusão

A ausência de séries históricas consistentes de dados hidrológicos e de qualidade da água limita a análise comparativa de eventos climáticos extremos, dificultando a identificação dos parâmetros mais sensíveis a esses eventos e comprometendo a compreensão de seus impactos sobre os recursos naturais (água, solo e biodiversidade). Nesse contexto, o presente estudo contribui para a construção de uma base de dados contínua e confiável, essencial para o avanço de pesquisas e para o suporte à gestão de recursos hídricos em bacias rurais. Além disso, destaca-se a integração entre atividades de pesquisa e técnicas de monitoramento e modelagem ambiental, voltadas à análise da degradação dos recursos naturais decorrente das alterações climáticas.

Os resultados obtidos indicam, de modo geral, boa qualidade da água no ponto monitorado, especialmente a partir dos parâmetros oxigênio dissolvido e pH, cujos valores se mantiveram dentro dos limites estabelecidos para águas doces de Classe I. No entanto, ressalta-se que a avaliação da qualidade hídrica deve considerar a análise integrada de múltiplos parâmetros físico-químicos e biológicos, a fim de representar de forma mais abrangente as condições ambientais do sistema.

Adicionalmente, parâmetros como condutividade elétrica, sílica e potencial de oxirredução demonstraram potencial como indicadores indiretos de processos naturais e de influências antrópicas, estando associados à dinâmica hidrológica, à geologia da bacia e ao aporte difuso de materiais.

Por fim, destaca-se que o monitoramento contínuo realizado estabelece uma base fundamental para investigações futuras voltadas à análise do impacto de eventos climáticos extremos nos recursos naturais. Durante esses episódios, especialmente aqueles associados a precipitações intensas, podem ocorrer processos erosivos significativos, resultando no carreamento de sedimentos, nutrientes e íons dissolvidos para o corpo hídrico. Assim, a continuidade do monitoramento permitirá avaliar, de forma comparativa, as alterações na qualidade da água nesses cenários, contribuindo para a compreensão das relações entre dinâmica hidrológica, erosão e transporte de material na microbacia.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), bem como ao Programa Institucional de Bolsas de Iniciação Científica (PIBIC) do CNPq/MCT e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio Grande do Sul (FAPERGS) pelo apoio institucional e financeiro no Projeto 24/2551-0002122-1. Agradecem, ainda, a infraestrutura, o empenho e a colaboração dos membros do Grupo Interdisciplinar de Pesquisa em Erosão e Hidrologia de Superfície (GIPEHS).

Referências

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos**. 2. ed. Brasília, DF: ANA, 2023.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). **Impacto da mudança climática nos recursos hídricos no Brasil.** Brasília, DF: ANA, 2024. Disponível em: https://www.snirh.gov.br/gestorpcd. Acesso em: 11 out. 2025.

CENTRO NACIONAL DE MONITORAMENTO E ALERTAS DE DESASTRES NATURAIS (CEMADEN)**. Estado do clima, extremos de clima e desastres no Brasil em 2024.** 2025. Disponível em: https://inctmc2.cemaden.gov.br/relatorios-de-atividades-inct-mc2/. Acesso em: 17 fev. 2025.

COLLISCHONN, W; DORNELLES, F. **Hidrologia para engenharia e ciências ambientais.** Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos (ABRH), 2021. v. 1.

DAMBROZ, A. P. B.; BERNARDI, F.; WERLE, L.; MINELLA, J. P. G. Manejo da enxurrada em lavouras e bacias hidrográficas. **Revista Cultivar**, 2025a. Disponível em: https://revistacultivar.com.br/artigos/manejo-da-enxurrada-em-lavouras-e-bacias-hidrograficas.

DAMBROZ, A. P. B. et al. Assessing sediment and nutrient transport in a South Brazilian catchment: hysteresis, fingerprinting, and management implications. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 197, n. 8, p. 933, 2025b. DOI: https://doi.org/10.1007/s10661-025-14198-w.

DIDONÉ, E. J. et al. Impact of no-tillage agricultural systems on sediment yield in two large catchments in Southern Brazil. **Journal of Soils and Sediments**, v. 14, p. 1287–1297, 2014. DOI: https://doi.org/10.1007/s11368-013-0844-6.

FRANÇA, Juliana Silva; CALLISTO, Marcos. **Monitoramento participativo de rios urbanos por estudantes-cientistas**. Belo Horizonte: UFMG, 2019.

FUNASA (Fundação Nacional de Saúde). **Manual prático de análise de água.** Brasília: Ministério da Saúde, 2014.

MELLO, C.R.; SILVA, A.M.; BESKOW, S. **Hidrologia de Superfície: princípios e aplicações**, 2º edição. Lavras/BR: Editora UFLA, 2020, p. 531.

MINELLA, J. et al. Combining sediment source tracing techniques with traditional monitoring: the “Arvorezinha catchment” experience. Hydrological Processes, Wiley, v. 36, n. 9, p. e14665, 2022.

PARRON, Lucilia Maria; MUNIZ, Daphne Heloisa de Freitas; PEREIRA, Claudia Mara.
Manual de procedimentos de amostragem e análise físico-química de água. Colombo: Embrapa Florestas, 2011.

RAHMANI, D. de M.; SATOLO, L. F.; CANAMARY, E. A.; TOMASELLA, J. Efeitos das mudanças climáticas na qualidade da água na bacia do rio Paraíba do Sul Paulista. **Caderno Pedagógico**, *[S. l.]*, v. 22, n. 11, p. e19528, 2025. DOI: 10.54033/cadpedv22n11-023.

ROSA, André Henrique; FRACETO, Leonardo Fernandes; MOSCHINI-CARLOS, Viviane. **Meio ambiente e sustentabilidade.** Porto Alegre: Bookman, 2012.

VON SPERLING, Marcos. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 3. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2005.

WHITEHEAD, P. G. et al. *A review of the potential impacts of climate change on surface water quality*. **Journal of Hydrology**, v. 369, n. 3–4, p. 193–208, 2009.

BIORREMEDIAÇÃO EM AMBIENTES COSTEIROS: O PAPEL DAS OSTRAS NA QUALIDADE DA ÁGUA DA BAÍA DE PARANGUÁ - PR

1 Ana Karine Koppe Portella, 2 Fernando Armani, 3 Francisco José Lagreze Squella, 4 Karoline Magalhães Ferreira Lubiana, 5 Silvia Pedroso Melegari

1 Universidade Federal do Paraná, e-mail: anakarine@ufpr.br; 2 Universidade Federal do Paraná, e-mail: fernando.armani@ufpr.br; 3 Universidade Federal do Paraná, e-mail: lagreze@ufpr.br; 4 Universidade Federal do Paraná, e-mail: karolinemagalhaes@ufpr.br; 5 Universidade Federal do Paraná, e-mail: silvia.melegari@ufpr.br.

Palavras-chave: Ostras; qualidade de água; biorremediação.

Resumo

Ambientes estuarinos são sistemas altamente dinâmicos e vulneráveis à contaminação por efluentes domésticos, especialmente em regiões com baixa cobertura de saneamento. Essa dinâmica resulta em elevada variabilidade espacial e temporal da qualidade da água, o que limita a representatividade de indicadores isolados e torna necessária uma avaliação integrada da qualidade da água, com o uso de bioindicadores. O presente estudo teve como objetivo avaliar a dinâmica espaço-temporal da contaminação das águas da baía em uma comunidade tradicional localizada no Complexo Estuarino de Paranaguá (PR), por meio da análise de indicadores de efluentes domésticos na água (*Escherichia coli*, carbono orgânico total e clorofila), investigando sua variação temporal, e a relação das variáveis ambientais, além de avaliar o potencial das ostras como bioindicadores e agentes de biorremediação desse ecossistema. O monitoramento foi realizado entre os meses de junho de 2025 e fevereiro de 2026, com coletas mensais de água e ostras *in natura* em dois pontos distintos na baía de Paranaguá (PR), em frente à comunidade costeira da "Ilha de Eufrasina". O monitoramento incluiu análises microbiológicas e de parâmetros ambientais, associadas a abordagens estatísticas multivariadas para identificação de padrões sazonais. Os resultados evidenciaram forte variação sazonal, com aumento do carbono orgânico total, da clorofila-*a* e da contaminação microbiológica nos períodos mais quentes, associado ao maior aporte de matéria orgânica e influência antrópica. A maioria das amostras de água manteve-se dentro dos padrões de balneabilidade, com exceção de eventos pontuais no verão. Nas ostras, observou-se redução superior a 98% nas concentrações de *E. coli* ao longo do período, indicando melhoria das condições ambientais. A análise de componentes principais revelou clara segregação sazonal, enquanto a correlação indicou respostas rápidas da água a eventos de contaminação e caráter acumulativo nas ostras. A qualidade da água apresentou forte sazonalidade influenciada por pressão antrópica no verão, enquanto as ostras se destacaram como bioindicadores e biorremediadores naturais, contribuindo para a mitigação de impactos e melhoria ambiental do estuário. Nesse contexto, as ostras se destacam como componentes ecológicos estratégicos para a manutenção da qualidade e a recuperação ambiental do ambiente estuarino local.

Introdução

Ambientes estuarinos são ecossistemas altamente dinâmicos e produtivos, caracterizados pela interação entre águas continentais e marinhas, o que os torna particularmente sensíveis às pressões antrópicas (Lana et al., 2001). Entre essas pressões, destaca-se o lançamento de efluentes domésticos não tratados, que ocorre especialmente em regiões onde os sistemas convencionais de saneamento não atendem devido a fatores como distância, custo e características geográficas. Nesse contexto, sistemas descentralizados de tratamento de esgoto têm sido propostos como alternativas aos sistemas convencionais, atuando próximos à fonte geradora e contribuindo para a redução da carga de contaminantes, incluindo microrganismos de origem fecal (Capodaglio, 2017; Massoud et al., 2009).

O impacto antrópico dos efluentes sanitários em estuários é frequentemente monitorado pela contaminação microbiológica, através da presença de bactérias indicadoras, como *Escherichia coli*, cuja ocorrência está associada a riscos à saúde humana e à degradação ambiental. Essa contaminação é modulada ainda por fatores ambientais, como precipitação, temperatura e salinidade, sendo eventos de chuva particularmente relevantes por intensificarem o aporte de poluentes ao sistema (Barbieri et al., 2024; Chinnadurai et al., 2022).

Nesse cenário, moluscos bivalves, especialmente ostras, são amplamente reconhecidos como bioindicadores da qualidade ambiental em ecossistemas estuarinos, devido à sua capacidade de filtrar grandes volumes de água e acumular contaminantes microbiológicos e químicos em seus tecidos (Barbieri et al., 2024; Vereycken & Aldridge, 2022). Essa característica torna esses organismos altamente sensíveis a alterações na qualidade da água, refletindo frequentemente de forma mais integrada e consistente os níveis de contaminação ambiental quando comparados a amostras pontuais de água (Goldberg, 1975). Além do uso de organismos filtradores como bioindicadores, outra estratégia promissora é o seu uso para mitigar os impactos da eutrofização em ambientes costeiros. As mesmas características de processar grandes volumes de água, e bioacumular, acabam contribuindo diretamente para a melhoria da qualidade ambiental, reforçando seu potencial como agente de biorremediação costeira (Burge et al., 2016; Kohan et al., 2019; Ramos et al., 2009).

Nesse contexto, o presente estudo tem como objetivo avaliar a dinâmica espaço-temporal da contaminação microbiológica em um estuário, por meio da análise integrada das concentrações de indicadores patogênicos na água e em ostras, bem como de parâmetros ambientais, ao longo de um período de monitoramento concomitante à implantação de sistemas descentralizados de tratamento de esgoto em uma comunidade costeira próxima do local de monitoramento. Adicionalmente

foram monitorados e correlacionados alguns parâmetros indicadores de contaminação da água por efluentes domésticos e eutrofização (matéria orgânica e Clorofila-*a*) para avaliar a capacidade de biorremediação da ostra. Busca-se, assim, compreender não apenas a variabilidade desses contaminantes ao longo do tempo, mas também possíveis respostas ambientais associadas às intervenções sanitárias na área de estudo. Especificamente, busca-se investigar (i) a variação temporal e espacial das concentrações de *E. coli* na água e em ostras ao longo do período de monitoramento; (ii) investigar a relação das variáveis ambientais, como precipitação, temperatura e salinidade, com os níveis de contaminação na água e a bioacumulação em ostras, e (iii) analisar o potencial das ostras como biorremediadores da qualidade microbiológica da água em ambientes estuarinos.

Metodologia

O estudo foi conduzido no Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP), localizado no litoral do estado do Paraná, sul do Brasil, na área adjacente à comunidade costeira de "Ilha de Eufrasina". O CEP destaca-se pela elevada complexidade hidrodinâmica, sob influência de marés semidiurnas e da interação entre aportes fluviais e águas costeiras (Lana et al., 2001). A região apresenta clima subtropical úmido (Cfa), com precipitação bem distribuída ao longo do ano, o que favorece o transporte e a dispersão de contaminantes de origem continental.

Historicamente, a comunidade de "Ilha de Eufrasina" caracteriza-se pela ausência de infraestrutura adequada de saneamento, com histórico de lançamento dos efluentes domésticos diretamente no estuário. Em 2024, a Administração dos Portos de Paranaguá e Antonina (APPA) e a Universidade Federal do Paraná (UFPR) firmaram um termo de parceria e lançaram o projeto "Comunidades Sustentáveis", com o objetivo de promover o saneamento na comunidade da Ilha de Eufrasina. Até o momento, foram implantados sistemas descentralizados de tratamento de esgoto em residências da comunidade, passando de 3 unidades iniciais (em novembro de 2024) para 72 sistemas instalados no período final deste estudo (fevereiro de 2026), criando um cenário favorável para avaliar a resposta ambiental à expansão do saneamento.

As coletas das amostras de ostras e de água concentraram-se em dois pontos amostrais (Figura 01) na comunidade, os pontos foram escolhidos conforme sua localização, o ponto 3 foi escolhido pela proximidade com casas que entrariam logo em seguida no processo de implantação de sistemas, e o ponto 6 foi escolhido por ser próximo a casas de veranistas que não receberiam sistemas; foram realizadas entre os meses de junho de 2025 e fevereiro de 2026, todas as coletas ocorreram em maré de quadratura a coleta de água ocorreu na mesma altura de maré de 1,10m, e maré vazante. Os parâmetros controlados nas amostras de água foram temperatura (2550 B/ APHA, 2017), salinidade (2520 B/APHA,2017), precipitação, clorofila-*a* (10200 H/APHA,2017), carbono orgânico total (COT) (5310 B/APHA,2017) e análise microbiológica para a presença e quantificação de coliformes totais e *E. coli* (9223 B/APHA, 2017) Na carne da ostra coletada foi realizada a análise microbiológica para a presença e quantificação de coliformes totais e *E. coli* (Venkateswaran et al., 1996). A temperatura e a salinidade da água foram medidas *in situ* com termômetro e condutivímetro, respectivamente. Para este estudo foi utilizado uma precipitação acumulada dos 7 dias anteriores à coleta de água e ostras. Para obter efeitos mais significativos, os dados foram obtidos no site do SIH – Sitema de Informações Hidrológicas (estação 02548049) (Instituto Água e Terra, 2026).

As ostras coletadas são da espécie *Saccostrea cucullata*, é uma espécie exótica no litoral brasileiro que tem se estabelecido com alta abundância em áreas costeiras e estuarinas das regiões sul e sudeste, especialmente sobre substratos consolidados (Galvão et al., 2017). Sua elevada capacidade de fixação, rápido crescimento e tolerância a variações ambientais favorecem sua expansão, permitindo que forme agregações densas. Esse cenário levanta preocupações ecológicas, pois a espécie pode competir por espaço e recursos com ostras nativas, como *Crassostrea brasiliana*, podendo levar à redução dessas populações e à alteração da estrutura das comunidades bentônicas locais. Por esses motivos optou-se por utilizar neste estudo a espécie exótica, a fim de preservar a ostra nativa. As ostras foram coletadas manualmente, com o auxílio de um raspador, na zona entremarés, durante a maré baixa, quando estavam expostas e aderidas ao substrato consolidado e foram imediatamente resfriadas até o processamento das análises microbiológicas em laboratório (até 6 horas).

As análises microbiológicas da carne das ostras foram realizadas com base no método descrito por Venkateswaran et al., (1996). Inicialmente, as ostras foram lavadas externamente para remoção de sedimentos e abertas assepticamente. A carne e o líquido intervalvar foram coletados em condições estéreis, posteriormente 30 g de tecido foram pesados e homogeneizados em 270 mL de solução tampão fosfato salino (PBS) estéril, resultando em uma diluição inicial de 1:10 (p/v). A amostra foi homogeneizada utilizando o homogeneizador ULTRA-Turrax T25 (IKA, Alemanha) por aproximadamente 3 minutos até a obtenção de uma suspensão homogênea. O extrato foi filtrado em malha estéril de 200 µm de nylon, e diluído mais uma vez na proporção 1:10.

A identificação e quantificação da *E. coli* foi realizada pelo método Colilert-18® (IDEXX, EUA), conforme instruções do fabricante, e o resultado expresso por (NMP/100g).

A Resolução DAS/MAPA n° 884 de 6 de setembro de 2023, Programa Nacional de Moluscos Bivalves Seguros (Programa MoluBiS) estabelece limites para áreas extração de ostras destinadas ao consumo humano (BRASIL, 2023). Nesse programa há 3 classes, conforme concentração de *E. coli* na carne dos bivalves, para enquadramento de áreas de cultivo: Classe A com até 700 NMP/100 g de *E. coli*, Classe B para áreas com até 4.600 NMP/100 g de *E. coli* e Classe C para áreas com até 46.000 NMP/100 g de *E. coli*.

A Resolução CONAMA n° 274, de 29 de novembro de 2000, define critérios para a balneabilidade da água destinada ao uso recreacional, estabelecendo limites de balneabilidade com: excelente (até 200 NMP/100mL), muito boa (até 400 NMP/100mL), satisfatório (até 800 NMP/100mL), e imprópria (acima de 2000 NMP/100mL) (BRASIL, 2000). Para o presente estudo, adotou-se o critério "muito boa", correspondente ao limite de 400 NMP/100mL.

Para o tratamento dos dados, os resultados de *E. coli* (NMP/100 mL) foram submetidos à transformação logarítmica na base 10 para reduzir a assimetria. A correlação entre *E. coli* na água e nas ostras, e suas correlações com as variáveis ambientais e de qualidade da água foram avaliadas pelo método de Correlação de Spearman. Além disso, foi realizada uma Análise de Componentes Principais (PCA) para avaliar a distribuição temporal dos dados de monitoramento e identificar principais contribuições dos parâmetros para a qualidade da água. As análises foram realizadas no software R, com nível de significância de 5%.

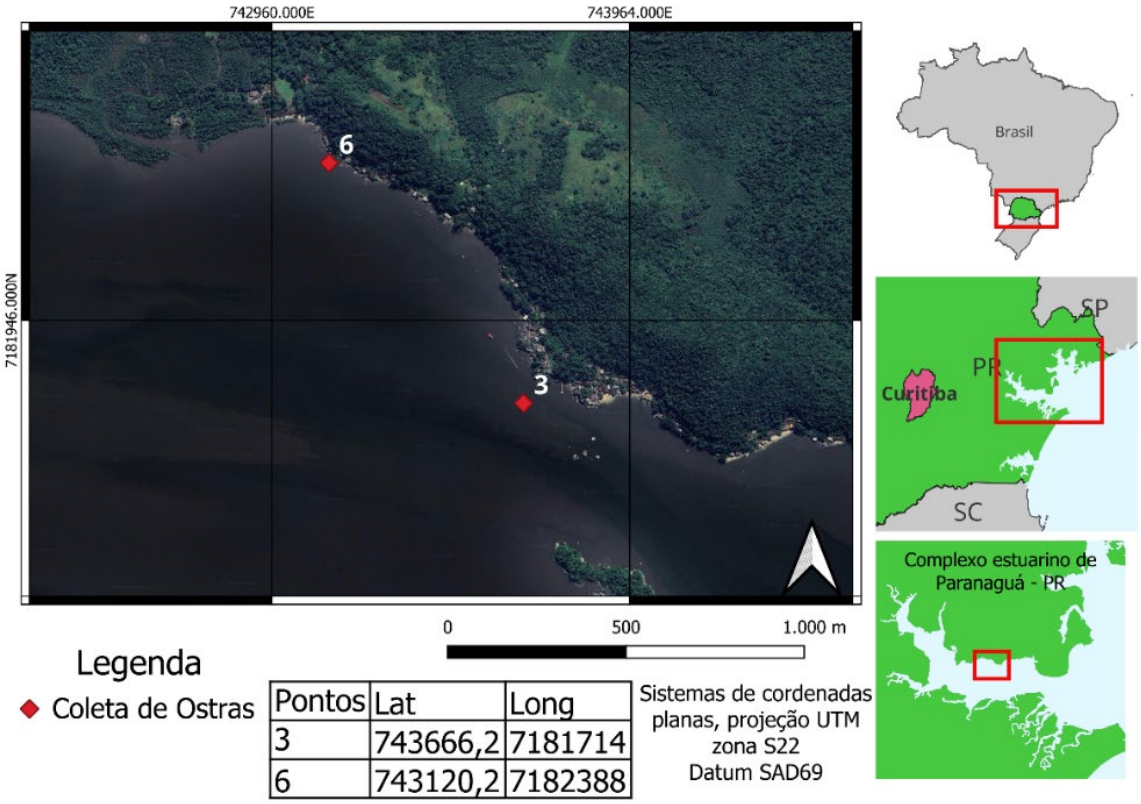


Figura 01: Área de estudos e pontos de coleta de ostras em Eufrasina, Paranaguá - PR. Fonte: Autor (2026)

Resultados e Discussão

Os resultados médios das variáveis ambientais monitoradas são apresentadas na Figura 02 e Tabela 01. Destaca-se que nos resultados apresentados nas Figuras 02 (monitoramento), e 03 (PCA), foram excluídos os dados de junho de 2025 e fevereiro de 2025, por não possuírem a totalidade dos parâmetros monitorados, evitando distorções estatísticas e mantendo a representatividade da tendência observada. Na Figura 02A foi observado uma variação sazonal da temperatura da água que é entre 24 e 28°C no verão e 16 e 20°C no inverno, condizentes com variação típicas da localidade (Instituto Água e Terra, 2026), e baixa precipitação nos meses de inverno (101±6mm) e final da primavera (171±8mm)(Climatempo, 2025), explicada pelo fenômeno *La Niña* (INM-Instituto Nacional de Meteorologia, 2025), onde espera-se chuvas abaixo da média no Sul do Brasil. Embora o inverno no litoral paranaense seja marcado por menos chuvas (Climatempo, 2025), na ocorrência do *La Niña* as médias de precipitação são ainda menores. A variação da salinidade durante o período amostral aconteceu devido à área de estudo ser um estuário; uma característica desse tipo de sistema é a variação de salinidade, referente a grandes influências nos rios da região (Prandle, 2009).

Os resultados de COT e a clorofila-*a* apresentaram variação sazonal sendo a menor média encontrada nos meses de inverno e a maior média no verão (Tabela 01). O COT é amplamente reconhecido como um indicador da matéria orgânica em ambientes aquáticos, especialmente em áreas sob influência de efluentes domésticos (De Castro et al., 2014). Já a clorofila-*a* é amplamente empregada como indicador do estado trófico, refletindo processos de eutrofização associados ao enriquecimento por nutrientes (Ferreira et al., 2011). Com isso esses dois componentes mostram o aporte de nutrientes e matéria orgânica no estuário, contribuindo para o entendimento do fluxo de efluente na área de estudo.

Tabela 01: Médias de COT e Clorofila-a nos pontos de coleta ao longo das estações do ano.

Estação do ano	COT (mg/L)	Clorofila-*a* (mg/m³)
Inverno	**2,53±0,51**	**0,07±0,03**
Primavera	2,81±0,76	0,14±0,07
Verão	3,31±0,36	0,25±0,13

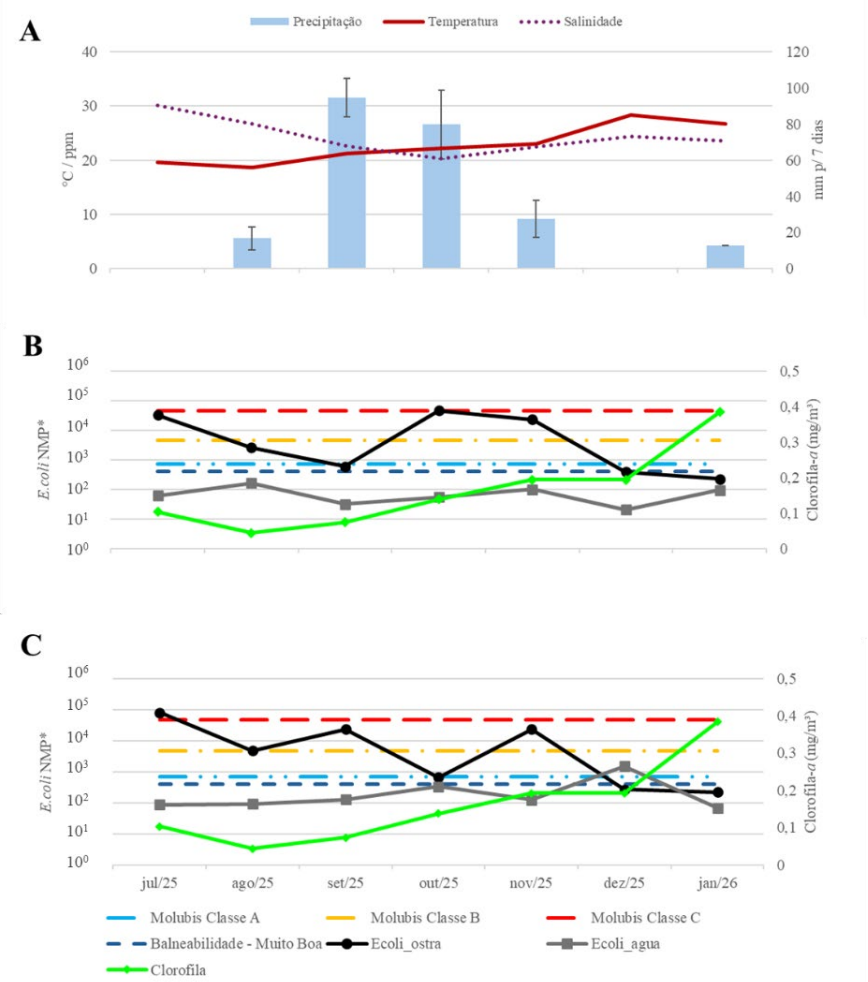


Figura 02: Tendências monitoradas da área de estudo - A. variáveis ambientais; B. Microbiológico de ostra e água no ponto 3; C. Microbiológico de ostras e água no ponto 6. *Unidade de *E. coli*: na ostra NMP/100g; na água NMP/100mL.

Avaliando as concentrações de *E. coli* nas amostras de água apresentadas nas Figuras 02B e 02C, é possível observar que a maioria das amostras de água em ambos os pontos monitorados apresentaram níveis de contaminação abaixo do nível máximo para classificação "muito boa", conforme recomendado pela CONAMA 274/2000 (máx. 400 NMP/100mL). Essa condição é um impacto direto das ações de saneamento implementadas nessas localidades. A única amostra que foi classificada como imprópria durante o período de monitoramento foi a coleta de dezembro de 2025 no Ponto 6, o que reflete atividades da alta temporada do verão (aumento do número de turistas na comunidade) somado aos baixos níveis de precipitação na semana que antecedeu a coleta. É importante ressaltar que as ações de saneamento mencionadas nesse estudo avançaram nas residências de moradores, mas ainda não atingiram as de veranistas. Destaca-se que amostragens realizadas no ponto 6 após dezembro de 2025 registraram o retorno às condições anteriores, com médias de concentração de *E. coli* de 196 NMP/100mL.

Ainda nas figuras 02B e 02C, é possível observar as concentrações de *E. coli* nas ostras coletadas nos dois pontos de monitoramento ao longo do período deste estudo. Esses resultados apresentaram uma variação temporal expressiva de contaminação bacteriana. No início do período amostral, no inverno de 2025, observou-se uma média de 14.425±13.570 NMP/100mL e 29.502±38.489 NMP/100mL, nos pontos 3 e 6, respectivamente. Esses valores ultrapassam os limites estabelecido para a classe C do Programa MoluBiS. Contudo, ao final do período de monitoramento, no verão de 2025/2026, essas médias foram reduzidas para níveis de 302±232 NMP/100mL no ponto 3 e 243±242 NMP/100mL no ponto 6, indicando uma diminuição superior a 98% nas concentrações bacterianas nas áreas monitoradas. Essa redução resultou em uma mudança no enquadramento indicativo dos pontos de monitoramento, que passaram a apresentar concentrações compatíveis com áreas classificadas como classe A, em contraste com o padrão anterior observado a partir de dezembro de 2025, característico de classe C. Esse resultado representa um indicativo relevante do potencial da área para o cultivo de ostras e para futuros investimentos na atividade.

Destaca-se, no entanto, que essa classificação tem caráter exclusivamente interpretativo, adotada com base nos critérios do Programa MoluBiS para facilitar a visualização dos resultados, não configurando uma reclassificação oficial da área, cuja atribuição compete aos órgãos competentes. Além disso, a legislação vigente estabelece a necessidade de monitoramento contínuo, com no mínimo 12 coletas com frequência mínima quinzenal, para classificação inicial e 24 coletas em frequência mínima quinzenal para reclassificação de áreas, sendo esperado que 80% dos resultados se mantenham dentro dos padrões da classe A na maior parte das amostras ao longo desse período.

A redução observada nas concentrações de *E. coli* pode estar associada tanto à melhoria nas condições sanitárias quanto a processos naturais relacionados à fisiologia das ostras. Como organismos filtradores, os bivalves são capazes de eliminar contaminantes quando expostos a águas com menor carga microbiológica, processo conhecido como depuração (Lee et al., 2008). Além disso, fatores ambientais, especialmente a temperatura, exercem influência direta sobre a taxa de filtração e a atividade metabólica desses organismos. Estudos indicam que temperaturas mais elevadas aumentam a atividade de bombeamento e favorecem a eliminação de microrganismos, enquanto temperaturas mais baixas podem reduzir significativamente a taxa de filtração (Chinnadurai et al., 2022; Martinez-Albores et al., 2020). Dessa forma, é possível que, nos meses mais quentes, ocorra maior eficiência na depuração natural, resultando em menores níveis de contaminação nas ostras, o que pode contribuir para as diferenças observadas entre as concentrações bacterianas na água e nos tecidos dos organismos ao longo do período amostral, como visto em trabalhos como Forcelini et al. (2009), que realizou coleta de amostras de ostras nativas do gênero *Crassostrea* e avaliou a contaminação por *E.coli,* durante o maior fluxo turístico na região (de novembro a março), e mostrou menores valores e contaminação nos meses de dezembro (10 NMP/g), comparados a novembro (9.583,2 NMP/g).

Nesse contexto, observou-se uma diferença significativa ($p < 0,05$) entre as concentrações de *E. coli* na água e nas ostras durante o período amostrado, sendo que as ostras apresentaram uma ordem de grandeza média próxima de 10^3 (Log NMP/100 g) em relação às amostras de água coletadas nos mesmos pontos. Esse padrão reforça o papel dos bivalves como organismos filtradores, capazes de processar continuamente grandes volumes de água, promovendo o acúmulo de microrganismos em seus tecidos ao longo do tempo, além da remoção de partículas e nutrientes da coluna d'água (Suplicy et al., 2022).

Avaliando o comportamento da produção primária (fitoplâncton), pela dinâmica da clorofila-*a* (Figura 02 B e C), vemos um pico na concentração desse pigmento, indicativo de atividade fotossintética, na época de maiores temperaturas. A clorofila-*a* apresenta um padrão sazonal caracterizado por maiores concentrações nos meses de verão e redução no inverno, associado principalmente ao aumento da temperatura e da irradiância (Cloern, 2001; Paerl & Huisman, 2008). Estudos como Lyngsgaard et al. (2017) demostram picos de clorofila durante o verão, enquanto valores mais baixos são registrados no inverno, refletindo forte influência da temperatura sobre a produção primária.

Considerando a complexidade das interações entre variáveis ambientais e a contaminação microbiológica, foi realizada uma Análise de Componentes Principais (PCA) (Figura 03) para explorar padrões de agrupamento e identificar os principais parâmetros associados às diferentes estações do ano. Para isso, foram utilizados os dados dos pontos 3 e 6 juntos, sem separação por pontos amostrais. Essa abordagem foi adotada em função do número limitado de observações, visando aumentar a robustez da análise multivariada. Dos resultados do monitoramento, as duas primeiras dimensões explicaram 64,3% da variabilidade total dos parâmetros ambientais e microbiológicos analisados (38,4% para o PC1 e 25,9% para o PC2). Observou-se uma clara segregação sazonal das amostras ao longo do gradiente ambiental, evidenciada pela formação de agrupamentos distintos para os períodos de inverno, primavera e verão. As amostras de inverno concentraram-se predominantemente na porção negativa do PC1, enquanto as de verão agruparam-se na porção positiva desse eixo. As amostras de primavera apresentaram distribuição intermediária, com maior dispersão próxima à origem dos eixos. Observa-se que o eixo PC2 reflete predominantemente um gradiente associado à influência da precipitação, sugerindo que eventos pluviométricos exercem papel central na dinâmica do sistema, promovendo a diluição da salinidade e o carreamento de material de origem externa, incluindo contaminantes microbiológicos.

A Figura 04 apresenta a análise de correlação de Spearman dos parâmetros monitorados, por padrões distintos entre as estações dos anos. Essa análise evidencia a variação sazonal observada na PCA, indicando como os fatores ambientais se correlacionam na dinâmica da contaminação microbiológica em ambientes estuarinos.

A análise de correlação evidenciou diferenças importantes na dinâmica da contaminação microbiológica entre a água e as ostras. A correlação negativa observada entre *E. coli* na água e nas ostras, no inverno ($r = -0,52$) e no verão ($r = -0,27$), sugere que esses compartimentos respondem em escalas temporais distintas. Enquanto a coluna d'água apresenta respostas rápidas e pontuais a eventos de contaminação, refletindo condições mais agudas e transitórias, as ostras integram essa variabilidade ao longo do tempo, acumulando microrganismos a partir de exposições mais prolongadas e recorrentes. Essa diferença reforça o caráter dinâmico da água em contraste com o papel integrador das ostras como bioindicadores (Ayitey et al., 2024).

O aumento do COT associado às variáveis microbiológicas, especialmente durante os períodos mais quentes (primavera com $r = 0,52$; e verão com $r = 0,94$), indicam maior aporte de matéria orgânica no estuário. Esse padrão pode ser explicado pelo aumento da precipitação, que intensifica o escoamento superficial e o carreamento de material orgânico, e pelo incremento da pressão antrópica sazonal, com aumento da população na localidade e consequente aumento na geração de efluentes. Em áreas sem sistemas descentralizados de saneamento e ocupação sazonal (residências de veraneio), o lançamento de efluentes na baía ocorre na forma bruta, contribuindo para o aumento simultâneo de *E. coli* e de matéria orgânica na água baía durante o verão.

Além disso, em ambientes com maior disponibilidade de nutrientes oriundos da matéria orgânica e sob condições térmicas favoráveis, observa-se o estímulo à produção primária. Esse padrão é evidenciado pelas correlações positivas entre temperatura e clorofila-*a* no inverno ($r = 0,76$) e na primavera ($r = 1,0$), indicando que o aumento da temperatura, dentro de uma faixa adequada, favorece o crescimento fitoplanctônico. No entanto, no verão, essa relação se inverte ($r = -1,0$), com redução da clorofila-*a* em temperaturas médias superiores a 28°C (28,4°C em dez/25 e fev/26) e média de clorofila-*a* nos dois meses foi de $0,18 \pm 0,05$ mg/m³, comparados ao pico de produção em jan/26 com uma temperatura de 26,7°C e uma média de $0,38 \pm 0,15$ mg/m³. Esse comportamento sugere a ocorrência de estresse térmico, uma vez que, embora exista variabilidade entre espécies, muitos organismos fitoplanctônicos apresentam faixas ótimas de crescimento entre 20 e 25°C, com redução da produtividade em temperaturas mais elevadas (Behrenfeld et al., 2006).

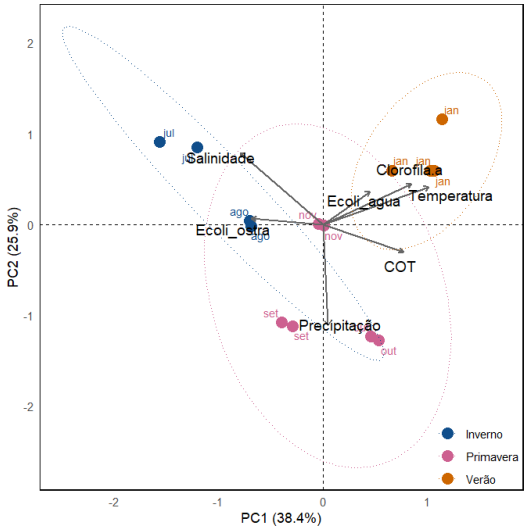


Figura 03: Análise de PCA para os todos os parâmetros amostrados durante o período de coleta.

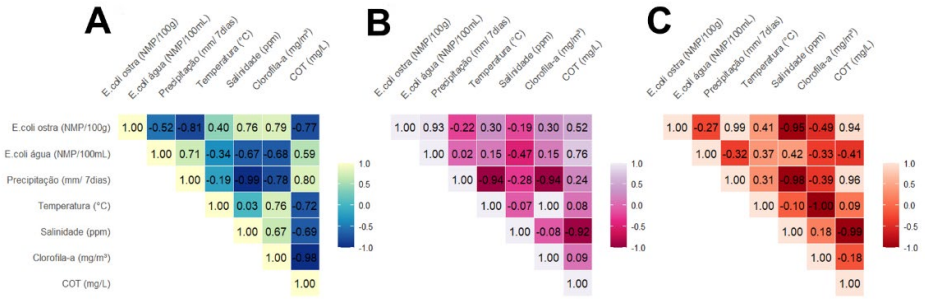


Figura 04: Matriz de correlação de Spearman dos parâmetros monitorados, agrupados por estações do ano. A. Inverno; B. Primavera; C. Verão.

A temperatura, por outro lado, não apresentou influência direta sobre *E. coli* nas ostras, reforçando que a contaminação nesses organismos está mais relacionada à exposição cumulativa e à dinâmica de filtração dos organismos, do que a respostas imediatas a variáveis ambientais na água. Nesse contexto, o aumento da temperatura (até determinados limites) pode intensificar a atividade metabólica das ostras, elevando suas taxas de filtração, ao mesmo tempo em que favorece a produção primária, refletida no aumento da clorofila-*a*. Esse efeito combinado resulta em maior disponibilidade de alimento (fitoplancton) na coluna d'água, potencializando a atividade filtradora desses organismos (Chinnadurai et al., 2022; Lyngsgaard et al., 2017).

Além da filtração para alimentação, as ostras apresentam mecanismos seletivos, sendo capazes de reter partículas, incluindo bactérias, e rejeitar parte desse material na forma de pseudofezes, contribuindo para a remoção de pátógenos da coluna d'água e sua deposição no sedimento (material particulado). Esse processo reforça o potencial desses organismos na redução de partículas em suspensão e de patógenos no ambiente (Burge et al., 2016).

Já existem estudos que corroboram o papel das ostras na biorremediação de efluentes da aquicultura. Estudos aplicados como o de Ramos et al. (2009), realizado em Barra do Sul - SC, usando ostras nativas (*C. rhizophorae)* relataram uma redução de 62% em turbidez e até remoção total de clorofila-*a,* no tratamento de efluentes aquicolas. O mesmo segue para o trabalho de Kohan et al. (2019), no Golfo Pérsico, demonstrando o uso da ostra *S. cucullata,* no tratamento de efluentes aquícolas, com maior desempenho em remoção de nutrientes como nitrogênio e fósforo (29,4% e 32,3%, respectivamente), e clorofila-*a* (com 59,1% de remoção), explorando sua capacidade de retenção de matéria particulada e microrganismos. Outros projetos como *Billion oyster project* em Nova York, EUA (Zhu et al., 2024), já vêm mostrando a melhora na qualidade de água e estabilização do sedimento, mesmo o foco no início do projeto sendo de repovoamento de ostras em locais degradados.

A elevada capacidade de filtração das ostras reforça seu papel ecológico como agentes de biorremediação em ambientes estuarinos. As taxas médias de filtração podem variar dependendo de fatores como temperatura, salinidade, espécies, tamanho e disponibilidade de partículas suspensas (Chang et al., 2016; Lee et al., 2008). Alguns autores estimam, como Lee et al. (2008) a taxa média de filtração aproximadamente entre 2 a 10 L h^{-1} por indivíduos adulto, em condições ideais. Nesse contexto, bancos naturais ou sistemas de cultivo de ostras desempenham um papel relevante como biofiltros naturais, fornecendo um importante serviço ecossistêmico em ambientes aquáticos marinhos ao mitigar impactos antrópicos, especialmente em ambientes estuarinos sujeitos a elevados aportes de nutrientes e poluentes.

Apesar dos resultados indicarem uma tendência de melhoria na qualidade da água, é fundamental destacar que essas observações estão baseadas em um curto período de monitoramento. Devido à variabilidade natural de sistemas costeiros, é necessário o acompanhamento contínuo da área para verificar a persistência dessas tendências e garantir maior robustez aos resultados.

Conclusão

A análise integrada dos parâmetros monitorados evidencia uma sazonalidade marcante no ambiente estuarino estudado, e responde a um conjunto de interações ambientais típicas de ambientes estuarinos sazonalmente dinâmicos. Os resultados também indicam que a pressão antrópica sazonal exerce papel importante na qualidade ambiental da área, especialmente no verão, quando há aumento da ocupação turística e, consequentemente, maior geração de efluentes domésticos. Embora as ações de saneamento implementadas tenham contribuído para a manutenção da maioria das amostras de água em condições microbiológicas satisfatórias, o episódio pontual de elevação de *E. coli* no verão demonstra que a área ainda permanece vulnerável a aportes localizados, sobretudo em locais não contempladas pelas intervenções de saneamento (atividades da temporada). Esse padrão reforça a necessidade de continuidade e ampliação das ações sanitárias e manutenção do monitoramento ambiental para efetividade das intervenções realizadas.

A elevação sazonal de COT e clorofila-*a* no verão aponta para maior aporte de matéria orgânica, nutrientes e estímulo à produção primária, indicando condições associadas a processos iniciais ou localizados de eutrofização. A correlação positiva entre COT e variáveis microbiológicas, especialmente na primavera e no verão, sugere que o enriquecimento orgânico pode estar relacionado tanto ao escoamento superficial quanto ao lançamento de efluentes domésticos. Ainda, o aumento da clorofila-*a* em condições térmicas favoráveis evidencia a resposta do fitoplâncton à disponibilidade de nutrientes.

Nesse contexto, as ostras se destacam como componentes ecológicos estratégicos para o funcionamento e a recuperação ambiental do ambiente estuarino local. Como organismos filtradores, elas integram a variabilidade da coluna d'água ao longo do tempo, acumulando microrganismos e partículas, mas também promovendo remoção de material particulado, bactérias e nutrientes da água por meio da filtração, depuração e transporte de carbono para o sedimento (pseudofezes). A expressiva redução das concentrações de *E. coli* nas ostras ao longo do monitoramento, associada à melhoria das condições sanitárias e à maior atividade filtradora em períodos mais quentes, reforça o potencial desses organismos como bioindicadores e biorremediadores naturais. Embora os resultados deste estudo corroborem com outros já reportados na literatura, ainda são necessárias mais investigações para compreender o comportamento dessa potencialidade em sistemas abertos, como os estuários, especialmente no contexto da mitigação de efluentes de origem antrópica. Dessa forma, bancos naturais ou sistemas de cultivo de ostras podem ser compreendidos como uma solução baseada na natureza, capaz de contribuir para a mitigação de impactos antrópicos, melhoria da qualidade da água e fortalecimento da sustentabilidade ecológica e socioeconômica em ambientes estuarinos.

Agradecimentos

Os autores agradecem à APPA (Administração dos Portos de Paranaguá e Antonina), à FUNPAR (Fundação da Universidade Federal do Paraná), à Universidade Federal do Paraná, e à CAPES pelo apoio financeiro concedido e pela infraestrutura disponibilizada, fundamentais para a realização deste trabalho. Agradecem também à Comunidade da Ilha de Eufrasina, que nos acolheu em todas as coletas, prestando todo auxílio necessário.

Referências Bibliográficas

APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 23. ed. Washington, DC: APHA, 2017.

BARBIERI, E.; ARAÚJO, A. L. S.; REZENDE, K. F. O.; VÁSQUEZ-PONCE, F. Estudo microbiológico da ostra invasora *Saccostrea cucullata*: variação sazonal de coliformes totais e termotolerantes no Complexo Estuarino de Cananéia durante a temporada de 2018–2019. *Mundo da Saúde*, v. 48, 2024. DOI: https://doi.org/10.15343/0104-7809.202448e15992024P

BEHRENFELD, M. J. et al. Climate-driven trends in contemporary ocean productivity. *Nature*, v. 444, n. 7120, p. 752–755, 2006. DOI: https://doi.org/10.1038/nature05317

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 274, de 29 de novembro de 2000. Define os critérios de balneabilidade em águas brasileiras. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 2000. Disponível em: https://www.ana.gov.br. Acesso em: 25 abr. 2026.

BRASIL. Ministério da Agricultura e Pecuária. Portaria SDA nº 884, de 6 de setembro de 2023. Aprova o Programa Nacional de Moluscos Bivalves Seguros (MoluBiS). *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 2023. Disponível em: https://www.gov.br/agricultura. Acesso em: 25 abr. 2026.

BURGE, C. A. et al. The use of filter-feeders to manage disease in a changing world. *Integrative and Comparative Biology*, v. 56, n. 4, p. 573–587, 2016. DOI: https://doi.org/10.1093/icb/icw048

CAPODAGLIO, A. G. Integrated, decentralized wastewater management for resource recovery in rural and peri-urban areas. *Resources*, v. 6, n. 2, p. 22, 2017. DOI: https://doi.org/10.3390/resources6020022

CHANG, G. O. J. L. et al. The effects of salinity on the filtration rates of juvenile tropical oyster *Crassostrea iredalei*. *Tropical Life Sciences Research*, v. 27, supl. 1, p. 45–51, 2016. DOI: https://doi.org/10.21315/tlsr2016.27.3.7

CHINNADURAI, S. et al. Temperature, salinity and body-size influences depuration of heavy metals in commercially important edible bivalve molluscs of India. *Chemosphere*, v. 307, 2022. DOI: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135879

CLIMATEMPO. Climatologia: Paranaguá – PR. 2025. Disponível em: https://www.climatempo.com.br/ . Acesso em: 25 abr. 2026.

CLOERN, J. E. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series*, v. 210, p. 223–253, 2001. DOI: https://doi.org/10.3354/meps210223

FREDDI, A. et al. Fecal microbial pollution in river and coastal environments: influence of weather conditions. *Marine Pollution Bulletin*, v. 224, 2026. DOI: https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2025.119156

GALVÃO, M. S. N. et al. First record of the *Saccostrea* oyster in Bertioga, São Paulo, Brazil. *Boletim do Instituto de Pesca*, v. 43, n. 4, p. 638–645, 2017. DOI: https://doi.org/10.20950/1678-2305.2017v43n4p638

GOLDBERG, E. D. The mussel watch — a first step in global marine monitoring. *Marine Pollution Bulletin*, v. 6, n. 7, p. 111, 1975. DOI: https://doi.org/10.1016/0025-326X(75)90271-4

INSTITUTO ÁGUA E TERRA (IAT). Sistema de Informações Hidrológicas (SIH). 2026. Disponível em: https://www.iat.pr.gov.br/Pagina/Sistema-de-Informacoes-Hidrologicas . Acesso em: 25 abr. 2026.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET). La Niña oficialmente confirmado. 2025. Disponível em: https://portal.inmet.gov.br/noticias/la-ni%C3%B1a-oficialmente-confirmado . Acesso em: 25 abr. 2026.

KOHAN, A. et al. Potential use of two fouling species to prevent shrimp farm-induced coastal eutrophication. *Ocean & Coastal Management*, v. 173, p. 10–16, 2019. DOI: https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2019.02.009

LANA, P. C. et al. The subtropical estuarine complex of Paranaguá Bay, Brazil. In: SEELIGER, U.; KJERFVE, B. (org.). *Coastal marine ecosystems of Latin America*. Berlin: Springer, 2001. p. 131–145.

LEE, R.; LOVATELLI, A.; ABABOUCH, L. *Bivalve depuration: fundamental and practical aspects*. Rome: FAO, 2008.

LYNGSGAARD, M. M. et al. How well does chlorophyll explain seasonal variation in phytoplankton activity? *Estuaries and Coasts*, v. 40, n. 5, p. 1263–1275, 2017. DOI: https://doi.org/10.1007/s12237-017-0215-4

MARTINEZ-ALBORES, A. et al. Complementary methods to improve the depuration of bivalves: a review. *Foods*, v. 9, n. 2, p. 129, 2020. DOI: https://doi.org/10.3390/foods9020129

MASSOUD, M. A. et al. Decentralized approaches to wastewater treatment and management. *Journal of Environmental Management*, v. 90, n. 1, p. 652–659, 2009. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.07.001

PAERL, H. W.; HUISMAN, J. Blooms like it hot. *Science*, v. 320, n. 5872, p. 57–58, 2008

PRANDLE, D. *Estuaries: dynamics, mixing, sedimentation and morphology*. Cambridge: Cambridge University Press, 2009.

RAMOS, R. et al. Treatment of shrimp effluent by sedimentation and oyster filtration. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v. 52, n. 3, p. 775–783, 2009.

SUPLICY, F. M. et al. *Manual de cultivo de ostras*. Florianópolis: EPAGRI, 2022. ISBN 978-65-990745-6-1.

THOMAS, M. K. et al. A global pattern of thermal adaptation in marine phytoplankton. *Science*, v. 338, n. 6110, p. 1085–1088, 2012.

VENKATESWARAN, K. et al. Comparison of kits with standard methods for detection of coliforms. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 62, n. 7, p. 2236–2243, 1996.

VEREYCKEN, J. E.; ALDRIDGE, D. C. Bivalve molluscs as biosensors of water quality. *Hydrobiologia*, v. 850, n. 2, p. 231–256, 2022. DOI: https://doi.org/10.1007/s10750-022-05057-7.

OCORRÊNCIA DE ARSÊNIO NAS ÁGUAS BRASILEIRAS E ADSORÇÃO COMO TECNOLOGIA DE TRATAMENTO

1 Isabela Arantes Ferreira, 2 Eduardo Coutinho de Paula, 3 Caliane Bastos Borba Costa
1 Universidade Federal de Minas Gerais, e-mail: iaferreira@ufmg.br; 2 Universidade Federal de Minas Gerais, e-mail: ecoutinho@desa.ufmg.br; 3 Universidade Estadual de Maringá, e-mail: cbbcosta@uem.br.

Palavras-chave: adsorventes alternativos; metais tóxicos; tratamento avançado de água.

Resumo

A contaminação antropogênica de águas por arsênio é um problema ambiental grave e de longa data, acarretando riscos à saúde humana e ao meio ambiente. No Brasil, altas concentrações são reportadas na literatura, principalmente em regiões com a presença de atividade mineradora, como o Sudeste e o Norte. Dentre as tecnologias de tratamento disponíveis para a remoção de arsênio, a adsorção se destaca como uma opção simples e de baixo custo, com alta eficiência e ampla aplicação. Desta forma, este estudo buscou investigar a contaminação por arsênio reportada nas águas do Brasil e analisar a adsorção como possível tecnologia de tratamento. Para isso, foi conduzida uma revisão de literatura exploratória e qualitativa, por meio de buscas em bases de dados de artigos científicos, leitura e seleção dos estudos encontrados. Foram encontrados 19 artigos sobre a ocorrência de arsênio no Brasil. Conclui-se que a contaminação de águas por arsênio afeta todas as regiões do país, com estudos concentrados em Minas Gerais, estado no qual predomina a atividade mineradora no Brasil e, mais recentemente, na região Norte. Ainda, verificou-se que o uso de adsorventes alternativos para remoção de arsênio é adequado ao contexto brasileiro, pois constitui uma solução eficiente, de baixo custo, simples aplicação e descentralizada. Estudos futuros podem investigar a aplicação da adsorção e outras tecnologias de remoção de arsênio no contexto brasileiro, considerando as concentrações ambientais reportadas e as características das águas de cada região.

Introdução

A escassez hídrica é um dos grandes desafios contemporâneos. O acesso universal à água potável até 2030, descrito no Objetivo de Desenvolvimento Sustentável (ODS) número 6, da Organização das Nações Unidas, esbarra na baixa disponibilidade hídrica de diversas regiões, seja pela quantidade ou pela qualidade dos recursos. O item 6.3 prevê (Organização das Nações Unidas, 2025):

> **6.3** Até 2030, melhorar a qualidade da água, reduzindo a poluição, eliminando despejo e minimizando a liberação de produtos químicos e materiais perigosos, reduzindo à metade a proporção de águas residuárias não tratadas e aumentando substancialmente a reciclagem e reutilização segura globalmente (ONU, 2025).

Neste cenário, uma das principais preocupações globais é a contaminação por metais tóxicos, que afetam milhões de pessoas em todo o planeta, podendo causar problemas ambientais e afetar a saúde humana (World Health Organization, 2022). Dentre os metais presentes no meio ambiente, o arsênio (As) destaca-se como um dos mais nocivos (ALSamman et al., 2023). Trata-se de um metaloide, ou seja, um elemento com propriedades metálicas e não-metálicas, que adentra os compartimentos ambientais por meio de fontes naturais ou antropogênicas, causando desequilíbrio ambiental (Khan Khanzada et al., 2023).

Naturalmente, o As é encontrado majoritariamente na forma de compostos inorgânicos, em minerais de sulfeto e frequentemente associado a íons de ferro (Bissen; Frimmel, 2003). Em sistemas aquáticos, sua ocorrência se dá pelo intemperismo, erosão de solos e rochas e emissões vulcânicas, principalmente na forma de arsenito (As^{+3}) e arsenato (As^{+5}) (Neisan et al., 2023; Zhuang et al., 2023). Apesar de apresentar ocorrência natural, as atividades humanas são consideradas as maiores contribuintes para a presença de As em níveis anômalos, intensificando seu acúmulo no solo e em águas superficiais e subterrâneas e, assim, provocando a contaminação destes compartimentos ambientais (Rahidul Hassan, 2023).

A origem antropogênica do As inorgânico na água está relacionada ao desenvolvimento de atividades industriais e de mineração, principalmente indústrias de semicondutores, fabricação de ligas metálicas e processamento de minerais, com destaque para a mineração de ouro. O As orgânico de origem antropogênica, por sua vez, está relacionado a atividades agrícolas, sendo os ácidos monometilarsônico e dimetilarsínico utilizados como agrotóxicos (Jain et al., 2013).

O acúmulo de As no ambiente apresenta grande risco ambiental e ecotoxicológico, sendo considerado, dentre os metais tóxicos, o poluente com maior potencial deletério. A especiação do As é altamente influente em sua biodisponibilidade e ecotoxicidade, sendo a sua forma As^{+3} de 25 a 60 vezes mais móvel e, consequentemente, mais tóxica do que a forma As^{+5} (ALSamman et al., 2023; Zhuang et al., 2023).

Além dos riscos ambientais, o As é amplamente reconhecido como um poluente carcinogênico; o arsenato (As^{+5}) é um inibidor da fosforilação oxidativa, reação principal do metabolismo animal, enquanto o arsenito (As^{+3}) interfere na ação de enzimas atuantes na respiração celular (Oremland; Stolz, 2005). Mesmo em concentrações da ordem de µg/L, a exposição crônica aos compostos de As pode ocasionar, em humanos, doenças cardiovasculares, neurológicas, gastrointestinais, diabetes, hipertensão, danos ao fígado, rins e pele, além de câncer (Monteiro De Oliveira et al., 2021; Rahidul Hassan, 2023).

Neste cenário, o objetivo deste estudo consiste em investigar a contaminação por As reportada nas águas do Brasil e analisar a adsorção como possível tecnologia de tratamento para a remoção deste metaloide.

Material e Métodos

Este estudo trata-se de uma revisão de literatura, de caráter exploratório e qualitativo (Gil, 2002). A busca por fontes foi feita em bases de dados científicos como *Scopus*, *Web of Science* e SciELO, concentrando-se em artigos científicos publicados em periódicos em português e inglês. Para encontrar artigos sobre a ocorrência de As no Brasil, buscou-se termos em inglês e português, como "*arsenate*"/"arsênio", "*occurrence*"/"ocorrência", "*detection*"/"detecção" e "*caracterization*"/"caracterização". Os artigos de interesse foram identificados pelo título e resumo e, então, selecionados a partir da concentração de As reportada (≥ 10 µg/L, valor limite recomendado pela OMS) e do compartimento ambiental afetado (águas superficiais e subterrâneas, estuários e águas marinhas). A busca resultou em 19 estudos selecionados.

De forma análoga, para a localização de artigos sobre a aplicação de adsorção como tecnologia de tratamento para a remoção de As, foram buscados, apenas em inglês, os termos: "*arsenate*", "*adsorption*" e "*adsorbent*. Foi aplicado, ainda, um filtro temporal, buscando restringir os resultados a publicações mais recentes.

Resultados e Discussão

De acordo com a Organização Mundial de Saúde (OMS), estima-se que 140 milhões de pessoas, em 70 países, consomem água com teor de As maior que o limite recomendado de 10 µg/L (World Health Organization, 2022). A contaminação por As afeta países em todos os continentes habitados. As concentrações máximas de As em águas brasileiras, que excedem o valor limite de 10 µg/L e foram reportadas na literatura, estão dispostas na Tabela 1.

Região	Local	Tipo de ambiente	Conc. Máx. [ug/L]	Referência
Centro Oeste	Nhecolândia, MS	Águas superficiais	811	Hechavarría-Hernández, 2023
Norte	Santana, AP	Águas subterrâneas	1970	Santos et al., 2003
	Rio Negro, AM	Águas subterrâneas	25,58	Fernandes Neto; Wahnfried, 2024
	Rios Madeira e Solimões, AM	Águas subterrâneas	430	De Meyer et al., 2023
	Igarapé Elesbão, AP	Águas superficiais	16900	Cardoso et al., 2021
Sudeste	Belo Oriente, Governador Valadares e Colatina, MG/ES	Águas subterrâneas	10	Carvalho et al., 2018
	Córrego Rico, MG	Águas subterrâneas	15	Rezende; Costa; Windmöller, 2015
	Ouro Preto, MG	Águas subterrâneas	224	Gonçalves et al., 2013
	Paracatu, MG	Águas superficiais	72,4	Faria et al., 2023
	Rio das Velhas e Paraopeba, MG	Águas superficiais	414	Costa et al., 2015
	Rios Tripuí e Carmo, MG	Águas superficiais	50,4	Silva et al., 2018
	Córrego Rico, MG	Águas superficiais	110	Rezende et al., 2015
	Rios Tripuí e Carmo, MG/ES	Águas superficiais	50,4	Silva et al., 2018
	Rio das Velhas, MG	Águas superficiais	85,3	Silva et al., 2018
	Rios Tripuí e Carmo, MG/ES	Águas superficiais	68,3	Varejão et al., 2011
	Nova Lima, MG	Águas superficiais	350	Matschullat et al., 2007
	Litoral do ES	Estuário	58,39	do Nascimento et al., 2024
Sul	Rio Pirapó, PR	Águas superficiais	55	Gavino et al., 2025

Tabela 1 - Concentrações máximas de As iguais ou acima do valor limite recomendado reportadas em águas brasileiras. Fonte: elaboração própria, 2026.

Apesar de todas as regiões brasileiras, exceto a região Nordeste, apresentarem águas com teores anômalos de As, as regiões Norte, Sul e Sudeste apresentam o maior risco de acúmulo desse metal tóxico, devido tanto à ocorrência natural do metaloide nos solos, quanto às atividades antrópicas, principalmente a mineração (Teixeira et al., 2020). Três regiões brasileiras são reconhecidas pela alta ocorrência de As: Quadrilátero Ferrífero (MG), vale do Ribeira (SP/PR) e a região de Santana (AP) (Guerra et al., 2023).

Região Norte

No Amapá, um estudo coletou amostras de águas superficiais no município de Santana, em uma região afetada por rejeitos de minérios de manganês. As concentrações detectadas atingiram o máximo de 16900 µg/L As no Igarapé Elesbão (Cardoso et al., 2021). No mesmo local, detectou-se concentrações de até 1970 µg/L As em poços de águas subterrâneas (Santos et al., 2003). Outro estudo analisou amostras de cabelo desta população, que indicou concentrações de As superiores ao valor de referência de 1,0 mg/kg, sugerindo a ocorrência de biomagnificação e impactos na saúde humana por excesso de As (Barros et al., 2023).

No Amazonas, estudos recentes indicam contaminação por As nos aquíferos, com concentrações de até 25,58 µg/L no Rio Negro (Fernandes Neto; Wahnfried, 2024) e 430 µg/L no Rio Madeira (De Meyer et al., 2023). No Rio Xingu, foram

reportados valores de até 5,60 µg/L em águas superficiais, com pontos de amostragem sob a influência da Usina Hidrelétrica Belo Monte (Pereira, 2022).

Região Sul

A presença de As na região Sul está historicamente ligada aos descartes inadequados de atividades de extração de carvão mineral, sobretudo nos estados de Santa Catarina e do Rio Grande do Sul (De Figueiredo; Borba; Angélica, 2007). Um estudo reportou concentrações de até 2,76 µg/L de As^{+5} no estuário da Laguna dos Patos, área sob influência portuária do Porto de Rio Grande, no Rio Grande do Sul (Farias et al., 2012). Em lagoas costeiras do estado, próximas a lavouras de arroz, foram encontradas concentrações de 2,58 µg/L de As total (Silva, 2023).

No Paraná, em pesquisa realizada no sistema estuário Paranaguá, foram encontradas concentrações de As de até 8,4 mg/kg nos sedimentos da baía de Paranaguá, caracterizada por intensa atividade antrópica (Melegari et al., 2026). A concentração detectada é cerca de 2,3 vezes maior do que o valor de referência de qualidade de 3,5 mg/kg recomendado pela (CETESB, 2014). De acordo com os autores, a presença de outros contaminantes no estuário, como surfactantes, pode ainda apresentar efeito sinérgico sobre a biodisponibilidade dos metais tóxicos detectados, aumentando a ecotoxicidade e causando a inibição do crescimento de microalgas, como observado no estudo.

No Rio Pirapó-PR, foram reportadas concentrações de 55 µg/L As, valor quase 70% maior do que o máximo permitido pela legislação para rios de Classe III (Gavino et al., 2025).

Região Sudeste

No Oeste Paulista, concentrações de até 5,34 µg/L foram detectadas em amostras de água subterrânea do Complexo do Aquífero Guarani (Oliveira, 2025).

No Quadrilátero Ferrífero, foram reportadas concentrações máximas de 414 µg/L em águas superficiais (Costa et al., 2015). Destaca-se que o solo desta região, rico em oxihidróxidos de ferro, promove a sorção e coprecipitação do As, agindo como um filtro geoquímico natural e contribuindo para a diminuição das concentrações e de sua biodisponibilidade em águas superficiais e subterrâneas (Bidone et al., 2016).

Na região sudeste do estado, a concentração máxima de As reportada em águas superficiais chegou a 350 µg/L em Nova Lima (Matschullat et al., 2007). Em relação às águas subterrâneas, foi reportada concentração máxima de 224 µg/L, em Ouro Preto (Gonçalves; Lena, 2013).

Além disso, os rompimentos das barragens de Fundão, em Mariana, e Mina do Córrego do Feijão, em Brumadinho, ocorridos em 2015 e 2019, respectivamente, resultaram no agravamento da contaminação das águas por metais tóxicos em Minas Gerais e no Espírito Santo (Leal Pacheco et al., 2025).

O Rio Doce, maior afetado pelo desastre em Mariana, já apresentava concentrações de As acima dos níveis recomendados antes do rompimento da barragem (Duarte et al., 2021). Contudo, estudos conduzidos após o desastre apontam um aumento de até 100 vezes na concentração de metais e metaloides como As, Fe, Mn, Cu, Ba, Pb, Zn, Cd, Cr e Ni (Kütter et al., 2023). Esse aumento pode ter sido ocasionado pela ressuspensão de materiais sedimentados no leito do rio e pelas condições redutoras provocadas no ambiente aquático pela presença dos rejeitos (Zhuang et al., 2023).

A região costeira do Espírito Santo também foi afetada pelo despejo de rejeitos no Rio Doce, sendo o desastre apontado por Do Nascimento et al. (2024) como o maior contribuinte para a entrada de As nos sedimentos da área. Um ano após o rompimento da barragem de rejeitos, a concentração de As passou de 28,44 µg g^{-1} (nível de poluição moderado) para 58,39 µg g^{-1} (nível de poluição moderado a alto). Os autores teorizam, ainda, que oxihidróxidos de ferro presentes no rejeito foram depositados na porção continental do assoalho marítimo, promovendo reações de coprecipitação entre Fe e As, além da captura de As por meio da adsorção em espécies carbonatadas, assim diminuindo as concentrações detectadas (Do Nascimento et al., 2024).

Já no Rio Paraopeba, afetado pelo desastre de Brumadinho, a presença de altos níveis de As antes do rompimento da barragem e, posteriormente, em amostras à montante do Córrego do Feijão, corroboram a hipótese de que a contaminação por As na região não está diretamente ligada aos rejeitos provenientes do desastre, sendo a contaminação por manganês mais expressiva neste caso (Teramoto et al., 2021).

Contudo, ressalta-se a ocorrência de concentrações de As acima do valor de referência na urina de mais de 33% da população de Brumadinho, evidenciando a problemática desta contaminação (Mota et al., 2022).

Tratamento por adsorção

O As^{+3}, por sua neutralidade e alta mobilidade, apresenta dificuldades de remoção por meio das tecnologias tradicionais. Assim, é prática comum a inclusão de uma etapa de oxidação para As^{+5} como pré-tratamento a fim de aumentar a eficiência do processo (ALSamman et al., 2023). Portanto, as tecnologias para remoção de As são normalmente projetadas tendo o As^{+5} como contaminante (Jain et al., 2024).

As principais tecnologias empregadas na remoção de As de matrizes aquosas são: adsorção; troca iônica; biorremediação; precipitação química; eletrocoagulação e processos de separação por membranas (Alka et al., 2021).

Dentre as tecnologias citadas, a adsorção se destaca por ser altamente eficiente (>95% de remoção) e economicamente viável, sendo aplicável, principalmente, nos países em desenvolvimento e apresentando operação simples e segura (Alka et al., 2021; (ALSamman et al., 2023). Portanto, a adsorção é um processo de transferência de massa que ocorre na interface de um sistema fluido/sólido, na qual o material dissolvido é depositado na superfície do material sólido devido a um processo físico

(fisissorção) ou químico (quimissorção) (Hu; Xu, 2020). O material a ser adsorvido é denominado adsorbato; já o material sólido, em cuja superfície ocorre a adsorção, denomina-se adsorvente. Atualmente, os adsorventes mais utilizados no tratamento de água e efluentes são os carvões ativados; porém, estes apresentam alto custo de fabricação. Por isto, buscam-se atualmente alternativas de adsorventes mais econômicos e sustentáveis (Norrrahim et al., 2021).

Alguns adsorventes alternativos já foram testados na remoção de As, como: nanoadsorventes (Khan Khanzada et al., 2023; Lata; Samadder, 2016), zeólitas (De Gennaro et al., 2020), minerais naturais (Aredes; Klein; Pawlik, 2013), resíduos agroindustriais (Roy et al., 2013) e *biochars* (Casella, 2023; Samsuri; Sadegh-Zadeh; Seh-Bardan, 2013).

Contudo, deve-se citar alguns desafios quanto à aplicação da adsorção na remoção de As. Trata-se de uma tecnologia que depende de condições como temperatura, tempo de contato, pH, quantidade de adsorvente e concentração inicial de adsorbato. Na presença de outras espécies químicas, como fosfato, sílica, alcalinidade e cálcio, pode haver competição pelos sítios ativos, assim diminuindo a capacidade de adsorção do As. Outro problema é a saturação do adsorvente e a necessidade da troca do leito adsorvente após o tempo de ruptura (Rahidul Hassan, 2023).

Considerações Finais

A contaminação de águas por As afeta todas as regiões do país. Em sua maioria, os estudos de detecção de As nas águas se concentram em Minas Gerais, estado da região sudeste no qual predomina a atividade mineradora no Brasil e, portanto, apresenta um cenário crítico quanto à contaminação por metais tóxicos. Contudo, com o crescimento da mineração na região Norte, a literatura recente tem se voltado para a investigação de metais nas águas desta região.

A adsorção para remoção de As é uma tecnologia passível de aplicação no contexto brasileiro, já que o problema requer uma solução de simples aplicação e descentralizada, uma vez que os maiores afetados são consumidores em áreas rurais do país (Monteiro De Oliveira et al., 2021).

Estudos futuros podem investigar a aplicação da adsorção e outras tecnologias de remoção de As especificamente no contexto brasileiro, sobretudo considerando as concentrações ambientais reportadas na literatura e as características das águas naturais de cada região.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro concedido.

Referências Bibliográficas

ALKA, Sadiya et al. Arsenic removal technologies and future trends: A mini review. Journal of Cleaner Production, v. 278, p. 123805, jan. 2021.

ALSAMMAN, Mohammad T. et al. Arsenic oxidation and its subsequent removal from water: An overview. Separation and Purification Technology, v. 309, p. 123055, 15 mar. 2023.

AREDES, Sonia; KLEIN, Bern; PAWLIK, Marek. The removal of arsenic from water using natural iron oxide minerals. Journal of Cleaner Production, Special Volume: Water, Women, Waste, Wisdom and Wealth. v. 60, p. 71–76, 1 dez. 2013.

BARROS, Charles dos Santos et al. Evaluation of arsenic contamination from mining exploration in the eastern Amazon. Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego, v. 17, n. 1, p. 80–94, 30 dez. 2023.

BIDONE, Edison et al. Hydrogeochemistry of arsenic pollution in watersheds influenced by gold mining activities in Paracatu (Minas Gerais State, Brazil). Environmental Science and Pollution Research, v. 23, n. 9, p. 8546–8555, maio 2016.

BISSEN, Monique; FRIMMEL, Fritz H. Arsenic — a Review. Part I: Occurrence, Toxicity, Speciation, Mobility. Acta hydrochimica et hydrobiologica, v. 31, n. 1, p. 9–18, 2003.

CARDOSO, Francy Mendes Nogueira et al. Avaliação de elementos inorgânicos em água e uma população humana exposta a rejeitos de minério. Vigilância Sanitária em Debate: Sociedade, Ciência & Tecnologia, v. 9, n. 4, p. 35–45, 30 nov. 2021.

CARVALHO, Gabriel Oliveira de et al. Metals and Arsenic in Water Supply for Riverine Communities Affected by the Largest Environmental Disaster in Brazil: The Dam Collapse on Doce River. Orbital: The Electronic Journal of Chemistry, p. 299–307, 28 jun. 2018.

CASELLA, Giovanni Souza. Avaliação da eficiência de remoção de arsênio da água utilizando diferentes adsorventes alternativos à base de casca de arroz. Dissertação de mestrado—Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 2023.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). Valores Orientadores para Solo e Água Subterrânea – Águas Subterrâneas. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-subterraneas/valores-orientadores-para-solo-e-agua-

subterranea/>. Acesso em: 7 jan. 2026.

COSTA, Raphael de Vicq Ferreira da et al. Geochemical mapping of arsenic in surface waters and stream sediments of the Quadrilátero Ferrífero, Brazil. Rem: Revista Escola de Minas, v. 68, p. 43–51, 2015.

DE FIGUEIREDO, Bernardino Ribeiro; BORBA, Ricardo Perobelli; ANGÉLICA, Rômulo Simões. Arsenic occurrence in Brazil and human exposure. Environmental Geochemistry and Health, v. 29, n. 2, p. 109–118, 1 abr. 2007.

DE GENNARO, Bruno et al. Zeolite-Rich Composite Materials for Environmental Remediation: Arsenic Removal from Water. Applied Sciences, v. 10, n. 19, p. 6939, 3 out. 2020.

DE MEYER, Caroline M. C. et al. Hotspots of geogenic arsenic and manganese contamination in groundwater of the floodplains in lowland Amazonia (South America). Science of The Total Environment, v. 860, p. 160407, fev. 2023.

DO NASCIMENTO, Gisele B. et al. Historical contamination with a current problem: Can mining tailings enhance coastal arsenic pollution? Integrated Environmental Assessment and Management, v. 20, n. 1, p. 159–168, 1 jan. 2024.

DUARTE, Eduardo Baudson et al. Trace metals in Rio Doce sediments before and after the collapse of the Fundão iron ore tailing dam, Southeastern Brazil. Chemosphere, v. 262, p. 127879, 1 jan. 2021.

FARIA, Márcia Cristina da Silva et al. Arsenic in Mining Areas: Environmental Contamination Routes. International Journal of Environmental Research and Public Health, v. 20, n. 5, 27 fev. 2023.

FARIAS, Josiane dos Santos et al. Especiação química de arsênio inorgânico no estuário da Laguna dos Patos (RS, Brasil). Química Nova, v. 35, p. 1401–1406, 2012.

FERNANDES NETO, Lucindo Antunes; WAHNFRIED, Ingo Daniel. Hydrochemistry and Contamination in Sedimentary and Fractured-Rock Aquifers of The Upper Rio Negro Basin - Amazonas/Brazil. Anuário do Instituto de Geociências, v. 47, p. 57965, 2024.

GAVINO, Natalia Frimmel et al. Avaliação da contaminação por metais e metaloides em águas superficiais do rio Pirapó, Estado do Paraná (PR), Brasil, e seus riscos ambientais e à saúde humana. Research, Society and Development, v. 14, n. 12, p. e151141250409–e151141250409, 19 dez. 2025.

GIL, Antonio Carlos. Como elaborar projetos de pesquisa. 4. ed. São Paulo: Editora Atlas, 2002.

GONÇALVES, José Augusto Costa; LENA, Jorge Carvalho de. Avaliação de risco à saúde humana por contaminação natural de arsênio nas águas subterrâneas e nos solos da área urbana de Ouro Preto (MG). Geologia USP. Série Científica, v. 13, n. 2, p. 145–158, 1 jun. 2013.

GUERRA, M. B. B. et al. Arsenic occurrence and research in Brazil. In: Arsenic in the Environment: Bridging Science to Practice for Sustainable Development As2021. [S.l.]: CRC Press, 2023.

HECHAVARRÍA-HERNÁNDEZ, Amauris. ESTUDO DO CICLO BIOGEOQUÍMICO DO ARSÊNIO NO PANTANAL DA NHECOLÂNDIA. Campinas: Universidade Estadual de Campinas, 2023.

HU, Haidong; XU, Ke. Chapter 8 - Physicochemical technologies for HRPs and risk control. In: REN, Hongqiang; ZHANG, Xuxiang (Orgs.). High-Risk Pollutants in Wastewater. [S.l.]: Elsevier, 2020. p. 169–207.

JAIN, Swati et al. Occurrence and Removal of Antiviral Drugs in Environment: A Review. Water, Air, & Soil Pollution, v. 224, n. 2, p. 1410, 10 jan. 2013.

KHAN KHANZADA, Aisha et al. Hydrochar-nanoparticle integration for arsenic removal from wastewater: Challenges, possible solutions, and future horizon. Environmental Research, v. 238, p. 117164, 1 dez. 2023.

KÜTTER, Vinicius Tavares et al. Impacts of a tailings dam failure on water quality in the Doce river: The largest environmental disaster in Brazil. Journal of Trace Elements and Minerals, v. 5, p. 100084, 1 set. 2023.

LATA, Sneh; SAMADDER, S. R. Removal of arsenic from water using nano adsorbents and challenges: A review. Journal of Environmental Management, v. 166, p. 387–406, 15 jan. 2016.

LEAL PACHECO, Fernando António et al. Tailings Dam Failures in Brazil: River Contamination, Ecosystem Recovery, and Institutional Responses to the Mariana and Brumadinho Disasters. Current Opinion in Environmental Science & Health, p. 100654, 5 ago. 2025.

MATSCHULLAT, J. et al. Long-term environmental impact of arsenic-dispersion in Minas Gerais, Brazil. In: Trace Metals and other Contaminants in the Environment. Arsenic in Soil and Groundwater Environment. [S.l.]: Elsevier, 2007. v. 9 p. 365–382.

MELEGARI, Silvia Pedroso et al. Ecotoxicological effects of low concentrations of multiple chemical stressors in a Brazilian subtropical estuary: An integrated assessment using green microalgae. Marine Pollution Bulletin, v. 222, p. 118668, 1 jan. 2026.

MONTEIRO DE OLIVEIRA, Elida Cristina et al. Arsenic exposure from groundwater: environmental contamination, human health effects, and sustainable solutions. Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B, v. 24, n. 3, p. 119–135, 3 abr. 2021.

MOTA, Paula Junqueira et al. Prevalência dos níveis de metais acima dos valores de referência em município atingido pelo rompimento de barragem de rejeitos da mineração: Projeto Saúde Brumadinho. Revista Brasileira de Epidemiologia, v. 25, p. e220014, 28 out. 2022.

NEISAN, Roya Sadat et al. Arsenic Removal by Adsorbents from Water for Small Communities' Decentralized Systems: Performance, Characterization, and Effective Parameters. Clean Technologies, v. 5, n. 1, p. 352–402, mar. 2023.

NORRRAHIM, Mohd Nor Faiz et al. Nanocellulose: a bioadsorbent for chemical contaminant remediation. RSC Advances, v. 11, n. 13, p. 7347–7368, 2021.

OLIVEIRA, Jaqueline Dias. DIAGNÓSTICO DA PRESENÇA DE ARSÊNIO NO SISTEMA AQUÍFERO GUARANI NA REGIÃO DO OESTE PAULISTA. São José do Rio Preto: Universidade Estadual Paulista, 2025.

OREMLAND, Ronald S.; STOLZ, John F. Arsenic, microbes and contaminated aquifers. Trends in Microbiology, v. 13, n. 2, p. 45–49, fev. 2005.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. Sustainable Development Goal 6: Água potável e saneamento | As Nações Unidas no Brasil. Disponível em: <https://brasil.un.org/pt-br/sdgs/6>. Acesso em: 20 ago. 2025.
PEREIRA, Thaís Nascimento. MERCÚRIO E ARSÊNIO NO RIO XINGU EM ÁREAS SOB A INFLUÊNCIA DA USINA HIDRELÉTRICA BELO MONTE (AMAZÔNIA). 2022.

RAHIDUL HASSAN, Howlader. A review on different arsenic removal techniques used for decontamination of drinking water. Environmental Pollutants and Bioavailability, v. 35, n. 1, p. 2165964, 31 dez. 2023.

REZENDE, Patrícia Sueli; COSTA, Letícia Malta; WINDMÖLLER, Cláudia Carvalhinho. Arsenic Mobility in Sediments from Paracatu River Basin, MG, Brazil. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, v. 68, n. 3, p. 588–602, 1 abr. 2015.

ROY, Palas et al. Removal of arsenic(III) and arsenic(V) on chemically modified low-cost adsorbent: batch and column operations. Applied Water Science, v. 3, n. 1, p. 293–309, mar. 2013.

SAMSURI, Abd Wahid; SADEGH-ZADEH, Fardin; SEH-BARDAN, Bahi Jalili. Adsorption of As(III) and As(V) by Fe coated biochars and biochars produced from empty fruit bunch and rice husk. Journal of Environmental Chemical Engineering, v. 1, n. 4, p. 981–988, 1 dez. 2013.

SANTOS, Elisabeth C. De Oliveira et al. Exposição ao mercúrio e ao arsênio em Estados da Amazônia: síntese dos estudos do Instituto Evandro Chagas/FUNASA. Revista Brasileira de Epidemiologia, v. 6, n. 2, p. 171–185, jun. 2003.

SILVA, Carlos Augusto Barbosa da. Avaliação das espécies de arsênio em ambientes lagunares costeiros do RS. Rio Grande: Universidade Federal do Rio Grande, 2023.

SILVA, Danilo de C. et al. ARSENIC AND TRACE METALS IN WATER AND SEDIMENT OF THE VELHAS RIVER, SOUTHEASTERN IRON QUADRANGLE REGION, MINAS GERAIS, BRAZIL. Química Nova, v. 41, p. 1011–1018, 2018.

TEIXEIRA, Mônica Cristina et al. Arsenic contamination assessment in Brazil – Past, present and future concerns: A historical and critical review. Science of The Total Environment, v. 730, p. 138217, 15 ago. 2020.

TERAMOTO, Elias H. et al. Metal speciation of the Paraopeba river after the Brumadinho dam failure. Science of The Total Environment, v. 757, p. 143917, fev. 2021.

VAREJÃO, Eduardo V. V. et al. Arsenic and trace metals in river water and sediments from the southeast portion of the Iron Quadrangle, Brazil. Environmental Monitoring and Assessment, v. 172, n. 1, p. 631–642, 1 jan. 2011.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. Arsenic. Disponível em: <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/arsenic>. Acesso em: 12 ago. 2025.

ZHUANG, Fan et al. Biogeochemical behavior and pollution control of arsenic in mining areas: A review. Frontiers in Microbiology, v. 14, 23 mar. 2023.

CONTAMINAÇÃO POR CROMO E CHUMBO EM SEDIMENTO E PEIXES DE UM CÓRREGO URBANO DE LONDRINA-PR

1 Julian Mateus Azurmendi Pinetti, 2 Mariana Silva Jardim, 3 Mariana Isabely de Bassi, 4 Edson Fontes de Oliveira, 5 Mônica Lúcia Adam, 6 Rodrigo Augusto Torres, 7 Alessandra Furtado da Silva

1Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: marianajardim@alunos.utfpr.edu.br; 2Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail:marianajardim@alunos.utfpr.edu.br; 3Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail:marianabassi@alunos.utfpr.edu.br; 4Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: edsonoliveira@utfpr.edu.br; 5Universidade Federal do Pernambuco, e-mail: monicaadam@utfpr.edu.br; 6Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: rodrigotorres@utfpr.edu.br; 7Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: alessandrasilva@utfpr.edu.br

Palavras-chave: Metais tóxicos; Sedimento; Urbanização.

Resumo

A urbanização intensifica o aporte de metais potencialmente tóxicos em ambientes aquáticos por meio do escoamento superficial urbano, lançamento de efluentes e deposição de partículas contaminadas. Nesse contexto, o presente estudo teve como objetivo avaliar a distribuição de cromo (Cr) e chumbo (Pb) em água, sedimento e peixes no Ribeirão Cambé, Londrina-PR, relacionando os resultados com parâmetros físico-químicos da água e possíveis influências antrópicas associadas ao uso e ocupação do solo. As coletas foram realizadas em sete pontos amostrais distribuídos ao longo da bacia hidrográfica durante as campanhas de inverno (agosto de 2024) e verão (abril de 2025). Foram avaliados parâmetros físico-químicos da água, concentrações de Cr e Pb no sedimento e em peixes de diferentes espécies. Os resultados indicaram influência significativa da urbanização sobre a qualidade ambiental do Ribeirão Cambé, especialmente nos pontos sob influência de escoamento superficial urbano, assoreamento e lançamento de efluentes. Cr e Pb não foram detectados na água, porém ambos os metais foram encontrados no sedimento e nos peixes, evidenciando a importância do compartimento sedimentar como reservatório de contaminação ambiental. As concentrações de Cr no sedimento ultrapassaram os valores orientadores da Resolução CONAMA nº 454/2012 em diversos pontos amostrais, especialmente durante o verão, indicando maior potencial de efeitos adversos à biota aquática. Em peixes, foram observadas concentrações elevadas de Cr em diferentes espécies e pontos amostrais, enquanto alguns exemplares apresentaram concentrações de Pb acima do limite máximo tolerado para consumo humano estabelecido pela ANVISA, convertido para peso seco. As diferenças observadas entre inverno e verão sugerem influência das condições hidrológicas sobre os processos de transporte, deposição e biodisponibilidade dos metais. Os resultados destacam a importância do monitoramento integrado de água, sedimento e biota em ambientes aquáticos urbanos sob influência antrópica.

Introdução

A urbanização intensifica a introdução de contaminantes em ambientes aquáticos por meio do escoamento superficial urbano, lançamento de efluentes, deposição atmosférica e atividades industriais e veiculares. Entre os principais contaminantes associados aos ambientes urbanos destacam-se os metais potencialmente tóxicos, devido à sua persistência ambiental, potencial de bioacumulação e toxicidade para organismos aquáticos e humanos (MÜLLER et al., 2020).

O chumbo (Pb) e o cromo (Cr) são amplamente utilizados em diferentes atividades industriais e urbanas, estando associados à combustão de combustíveis, desgaste de materiais metálicos, tintas, resíduos industriais e atividades de transporte. Em ambientes aquáticos urbanos, esses metais podem ser transportados por partículas suspensas e acumulados nos sedimentos, que atuam como importantes reservatórios de contaminação ambiental (MÜLLER et al., 2020; CHON; OHANDJA; VOULVOULIS, 2012).

Os sedimentos desempenham papel fundamental na dinâmica de metais em ecossistemas aquáticos, funcionando tanto como reservatório quanto como fonte secundária de contaminação. Alterações nas condições físico-químicas da água, como pH, oxigênio dissolvido e processos de ressuspensão, podem promover a remobilização dos metais acumulados para a coluna d'água, aumentando sua biodisponibilidade (CHON; OHANDJA; VOULVOULIS, 2012).

Mesmo quando não detectados na água, metais potencialmente tóxicos podem persistir nos sedimentos e serem incorporados pela biota aquática ao longo do tempo. Peixes são amplamente utilizados como bioindicadores ambientais devido à capacidade de acumular metais em diferentes tecidos por meio da água, sedimento e alimentação (WIDIANARKO et al., 2000; EMON et al., 2023). O Pb apresenta elevada toxicidade e potencial de bioacumulação, enquanto o Cr pode apresentar diferentes estados de oxidação, sendo a forma hexavalente altamente tóxica aos organismos aquáticos (EMON et al., 2023).

Além disso, espécies da família *Poeciliidae* têm sido utilizadas como bioindicadoras em córregos urbanos devido à elevada tolerância às alterações ambientais e à capacidade de refletir gradientes de poluição associados à urbanização (GOMES-SILVA et al., 2020).

Nesse contexto, o presente estudo teve como objetivo avaliar a distribuição de cromo e chumbo em sedimento e peixes no Ribeirão Cambé, Londrina-PR, relacionando os resultados com parâmetros físico-químicos da água e possíveis influências antrópicas associadas ao ambiente urbano.

Material e Métodos

O estudo foi realizado no Ribeirão Cambé, localizado no município de Londrina. A bacia hidrográfica apresenta intensa influência antrópica, atravessando áreas urbanas e rurais sujeitas ao escoamento superficial urbano, lançamento de efluentes, assoreamento e atividades agrícolas.

As coletas foram realizadas em sete pontos amostrais (P1 a P7) distribuídos ao longo do Ribeirão Cambé, desde regiões próximas à nascente até a foz no Ribeirão Três Bocas (Figura 1). O ponto P1 está localizado próximo à nascente, em área urbana com presença de indústrias e descarte irregular de resíduos. Os pontos P2, P3 e P4 encontram-se em área urbana, caracterizados por reduzida cobertura de mata ciliar e processos de assoreamento. O ponto P5 está localizado após o Parque Arthur Thomas, em região com maior cobertura vegetal e melhores condições de preservação ambiental. O ponto P6 situa-se após a estação de tratamento de esgoto da SANEPAR, sob possível influência do lançamento de efluentes tratados. Já o ponto P7 está localizado próximo à foz do Ribeirão Cambé, em área rural com influência de atividades agrícolas e sinais de assoreamento.

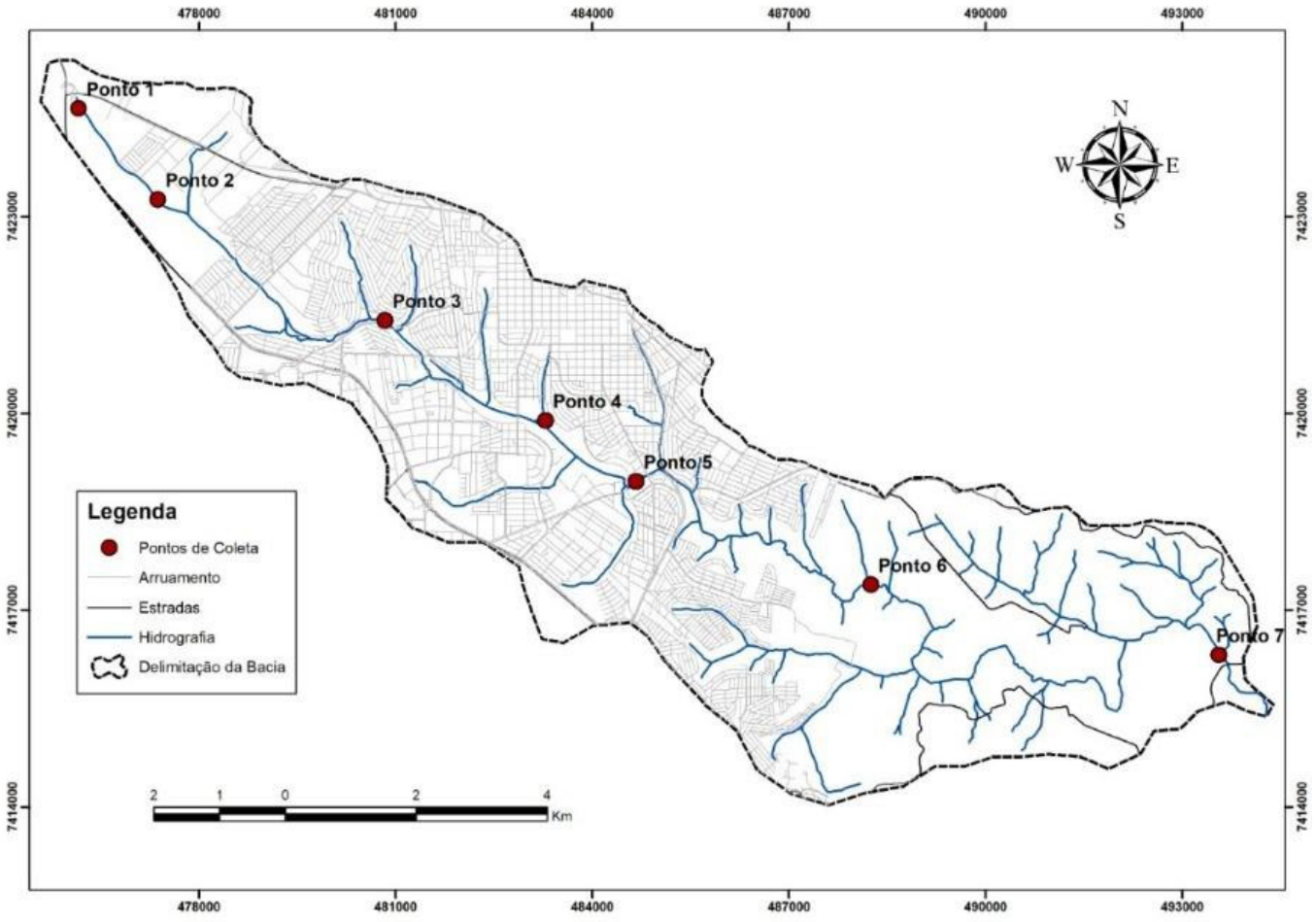


Figura 1: Localização dos pontos de coleta no Ribeirão Cambé, Londrina-PR.
Fonte: Autores (2025).

As campanhas de coleta foram realizadas no inverno (agosto de 2024) e verão (abril de 2025), permitindo avaliar a influência sazonal sobre os parâmetros físico-químicos da água e as concentrações de metais nas diferentes matrizes ambientais.

Amostras de água, sedimento e peixes foram coletadas nos pontos P1 a P7 em triplicata. Os parâmetros físico-químicos da água (temperatura, pH, oxigênio dissolvido, turbidez, condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos) foram determinados in situ com auxílio de sonda multiparâmetro.

As amostras de água foram filtradas em campo, acidificadas com HNO_3 até pH < 2 e armazenadas sob refrigeração até as análises. As amostras de sedimento foram secas em estufa, homogeneizadas e peneiradas para obtenção da fração fina (<75 µm). A digestão ácida foi realizada em sistema assistido por micro-ondas utilizando HNO_3 e HCl conforme método EPA 3051A. As amostras de peixes foram secas, trituradas e submetidas à digestão ácida assistida por micro-ondas utilizando HNO_3 e H_2O_2. A determinação das concentrações de Cr e Pb foi realizada por ICP-OES. Para as amostras de água, as concentrações dos metais permaneceram abaixo do limite de detecção do método analítico.

Resultados e Discussão

Parâmetros físico-químicos da água e influência do uso e ocupação do solo

Os parâmetros físico-químicos da água apresentaram variações espaciais e sazonais ao longo do Ribeirão Cambé, refletindo a influência das atividades antrópicas e das diferentes formas de uso e ocupação do solo presentes na bacia hidrográfica. Além de indicarem alterações na qualidade da água, esses parâmetros possuem papel importante na dinâmica ambiental de metais potencialmente tóxicos, influenciando processos de transporte, adsorção, sedimentação e remobilização de contaminantes como Cr e Pb (CHON; OHANDJA; VOULVOULIS, 2012).

Os menores valores de oxigênio dissolvido (OD) foram observados em P1, especialmente durante o verão, com concentrações próximas de 2 mg L^{-1} (Figura 2), inferiores ao limite mínimo de 5 mg L^{-1} estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas doces de Classe 2. Apesar de estar localizado próximo à nascente, o ponto apresenta influência antrópica associada à presença de indústrias e descarte irregular de resíduos, favorecendo o aumento da carga orgânica e o consumo de oxigênio durante processos de decomposição.

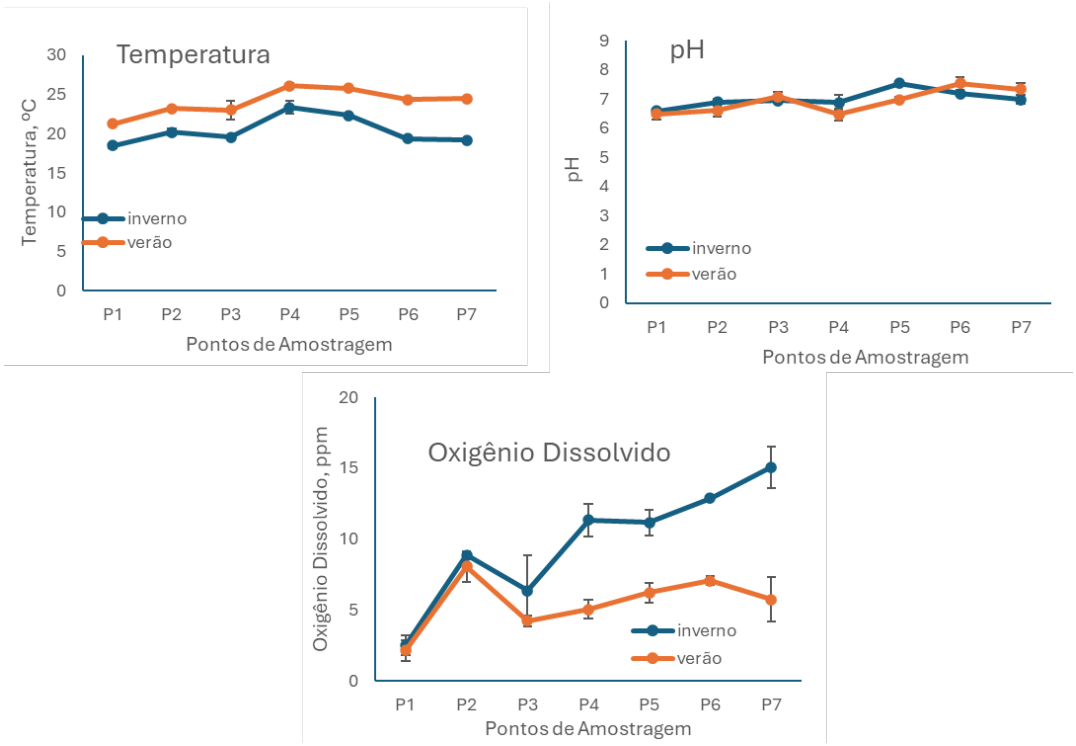


Figura 2: Variação espacial da temperatura, pH e oxigênio dissolvido nas campanhas de inverno e verão no Ribeirão Cambé, Londrina-PR.
Fonte: Autores (2025).

As condições de baixo oxigênio dissolvido observadas em alguns trechos podem influenciar diretamente o comportamento geoquímico dos metais no ambiente aquático. Em condições redutoras, metais acumulados nos sedimentos podem apresentar maior mobilidade e potencial de remobilização para a coluna d'água, aumentando sua disponibilidade ambiental (CHON; OHANDJA; VOULVOULIS, 2012). Esse comportamento é particularmente relevante para o Pb, que apresenta forte associação ao material sedimentar e à matéria orgânica.

O pH manteve-se próximo da neutralidade em ambas as campanhas (Figura 2), indicando relativa estabilidade química da água. Entretanto, pequenas variações nesse parâmetro podem interferir nos processos de adsorção e solubilidade dos metais, influenciando sua permanência na fase dissolvida ou sedimentar.

Os pontos P2, P3 e P4, inseridos em áreas urbanizadas, apresentaram aumento da turbidez, principalmente durante o verão (Figura 3). Em P2, os valores atingiram aproximadamente 28 NTU, sugerindo influência do escoamento superficial urbano e da erosão das margens. O aumento da turbidez indica maior transporte de partículas suspensas no ambiente aquático, fator importante para a dinâmica de metais como o Cr, frequentemente associado ao material particulado e aos sedimentos em sistemas urbanos (MÜLLER et al., 2020).

Os maiores valores de condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos foram observados em P6 e P7, especialmente durante o inverno (Figura 3). O ponto P6, localizado após a estação de tratamento de esgoto da SANEPAR, apresentou aumento expressivo desses parâmetros, indicando influência do lançamento de efluentes sobre a composição química da água. Já o ponto P7, localizado próximo à foz do Ribeirão Cambé, apresentou elevada turbidez e sólidos dissolvidos, refletindo o acúmulo dos impactos ao longo da bacia hidrográfica.

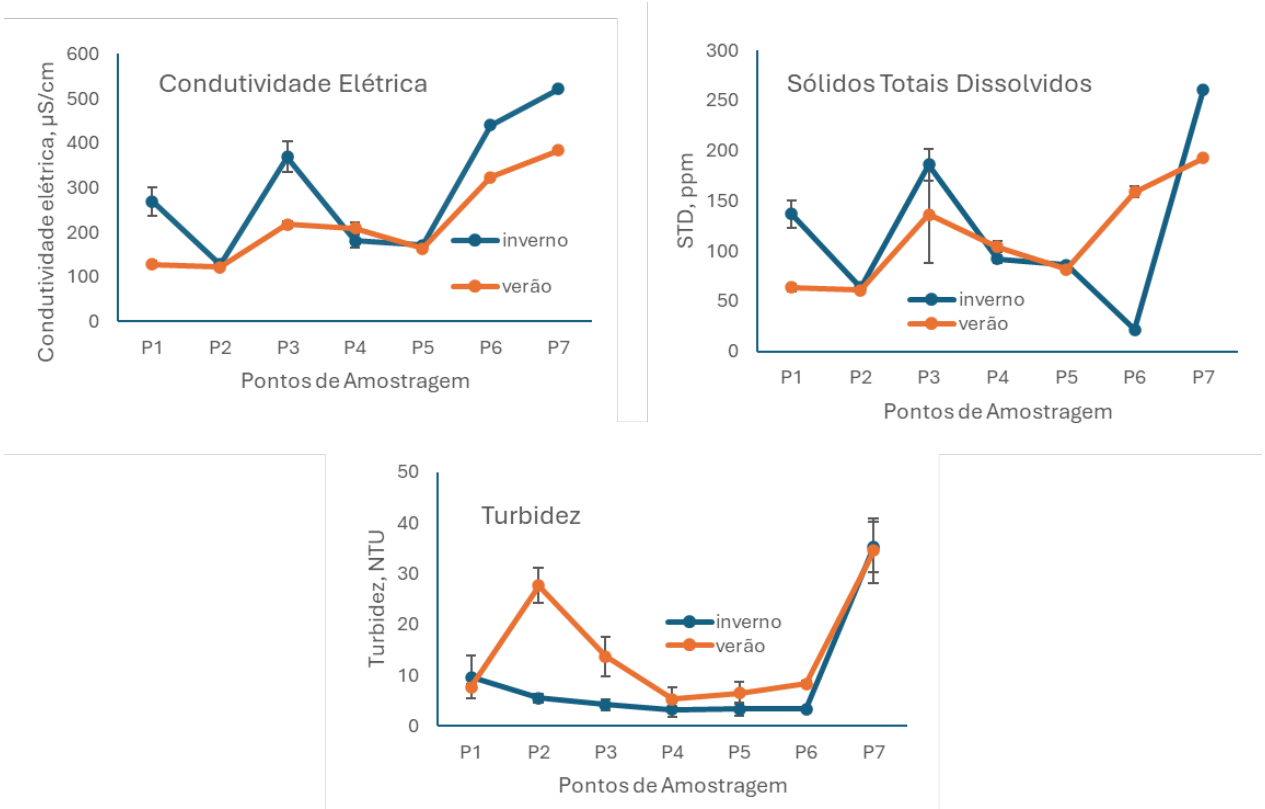


Figura 3: Variação espacial da condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos e turbidez nas campanhas de inverno e verão no Ribeirão Cambé, Londrina-PR.
Fonte: Autores (2025).

Em contraste, P5 apresentou menores valores de turbidez e maior estabilidade entre as campanhas (Figura 3), indicando efeito positivo da cobertura vegetal e da presença de mata ciliar na retenção de sedimentos e na redução do transporte de partículas contaminadas.

De maneira geral, os resultados demonstram que as alterações físico-químicas observadas ao longo do Ribeirão Cambé favorecem condições ambientais capazes de influenciar diretamente a distribuição de Cr e Pb entre água, sedimento e biota. O aumento da turbidez e do transporte particulado pode favorecer o carreamento e deposição de Cr nos sedimentos, enquanto condições de menor oxigenação e maior acúmulo de matéria orgânica podem contribuir para a retenção e persistência do Pb no compartimento sedimentar (CHON; OHANDJA; VOULVOULIS, 2012; MÜLLER et al., 2020).

Cr e Pb na água

As concentrações de Cr e Pb nas amostras de água permaneceram abaixo do limite de detecção do método analítico em ambas as campanhas e em todos os pontos amostrais do Ribeirão Cambé

A ausência de detecção desses metais na fase dissolvida não indica necessariamente ausência de contaminação ambiental, uma vez que metais potencialmente tóxicos podem permanecer adsorvidos às partículas suspensas e aos sedimentos do ambiente aquático. Estudos demonstram que o Pb apresenta forte associação às frações sedimentares e à matéria orgânica, enquanto o Cr pode apresentar baixa mobilidade na água dependendo das condições físico-químicas do meio (CHON; OHANDJA; VOULVOULIS, 2012).

Além disso, fatores como pH, sólidos totais dissolvidos, turbidez e processos de sedimentação podem favorecer a retenção desses metais no compartimento sedimentar, reduzindo suas concentrações dissolvidas na coluna d'água. Em ambientes urbanos, o transporte de metais está frequentemente associado ao carreamento de partículas provenientes do escoamento superficial, desgaste de materiais metálicos, atividades industriais e lançamento de efluentes (MÜLLER et al., 2020).

Os resultados sugerem que, embora Cr e Pb não tenham sido detectados na água, esses metais podem permanecer acumulados nos sedimentos e posteriormente serem incorporados pela biota aquática, evidenciando a importância da avaliação integrada dos diferentes compartimentos ambientais.

Concentração de Cr e Pb no sedimento

As concentrações de Cr e Pb no sedimento apresentaram variações espaciais e sazonais ao longo do Ribeirão Cambé (Figura 4). De maneira geral, o Cr apresentou concentrações superiores às de Pb em praticamente todos os pontos amostrais avaliados. Durante o inverno, os maiores valores de Cr foram observados em P1, P6 e P7, enquanto, no verão, houve aumento expressivo em P1, P5 e P6. Para Pb, os maiores valores foram observados em P1, especialmente durante o verão.

Considerando os valores orientadores da Resolução CONAMA nº 454/2012 (Brasil, 2005) para sedimentos de água doce, o Cr apresentou concentrações acima do Nível 1 (37,3 mg kg^{-1}) em praticamente todos os pontos amostrais e acima do Nível 2 (90 mg kg^{-1}) em P7 durante o inverno e em P1, P5 e P6 durante o verão (BRASIL, 2012). Para Pb, o Nível 1 estabelecido pela resolução é de 35 mg kg^{-1} e o Nível 2 é de 91,3 mg kg^{-1}. As concentrações observadas permaneceram, em geral, abaixo ou próximas ao Nível 1, exceto em P1 durante o verão, onde os valores se aproximaram do limite de Nível 2. Esses resultados indicam maior potencial de efeitos adversos à biota aquática nos pontos com maiores concentrações de Cr e Pb.

As diferenças observadas entre inverno e verão indicam influência sazonal sobre a dinâmica de Cr e Pb no sedimento do Ribeirão Cambé. De maneira geral, as concentrações de Cr apresentaram aumento durante o verão, especialmente nos pontos P1, P5 e P6 (Figura 4), sugerindo maior aporte de partículas e sedimentos provenientes do escoamento superficial durante períodos de maior precipitação. Para Pb, embora as variações sazonais tenham sido menos pronunciadas, foram observadas concentrações mais elevadas no verão em alguns pontos, principalmente em P1, indicando possível intensificação do transporte de contaminantes associados às áreas urbanizadas. Esse comportamento reforça a influência das condições hidrológicas sobre os processos de transporte, deposição e acúmulo de metais no compartimento sedimentar. Estudos demonstram que eventos de chuva e aumento do escoamento superficial favorecem o carreamento de partículas contaminadas para ambientes aquáticos urbanos (MÜLLER et al., 2020).

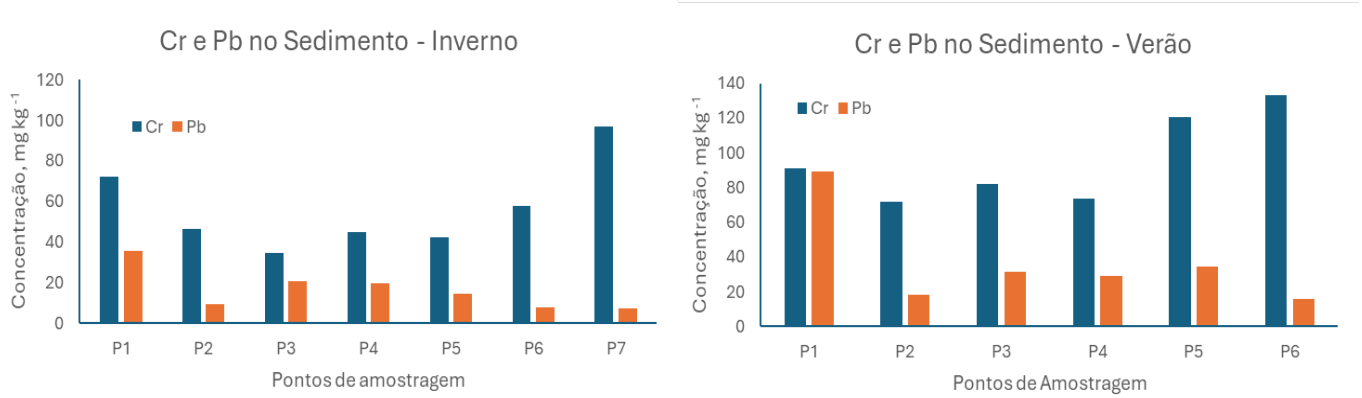


Figura 4: Concentração de Cr e Pb no sedimento do Ribeirão Cambé durante as campanhas de inverno e verão. Fonte: Autores (2025).

A ocorrência de Cr no sedimento pode estar relacionada tanto a fatores naturais quanto antrópicos. A região de Londrina está inserida predominantemente sobre rochas basálticas da Formação Serra Geral, cujos processos de intemperismo originam solos argilosos ricos em óxidos de ferro e com elevada capacidade de adsorção de metais (MINEROPAR, 2001). Dessa forma, parte das concentrações de Cr observadas pode estar associada à composição geológica natural da região e ao transporte de partículas de solo para o ambiente aquático.

Entretanto, a distribuição espacial dos metais, com maiores concentrações em pontos sob influência urbana, industrial, lançamento de efluentes e acúmulo de impactos ao longo da bacia hidrográfica, sugere importante contribuição antrópica. O escoamento superficial urbano é reconhecido como uma das principais vias de transporte de metais potencialmente tóxicos para corpos hídricos, incluindo contaminantes associados ao tráfego veicular, deposição atmosférica, materiais metálicos e resíduos urbanos (MÜLLER et al., 2020).

Para o Pb, a interpretação sugere predominância de fontes antrópicas, uma vez que esse metal não costuma ocorrer em concentrações elevadas nos basaltos da região. Assim, as concentrações observadas no sedimento podem estar associadas ao aporte urbano, descarte irregular de resíduos, lançamento de efluentes e transporte de partículas contaminadas pelo escoamento superficial.

Os resultados evidenciam o papel do sedimento como reservatório de Cr e Pb no Ribeirão Cambé. Mesmo sem detecção desses metais na água, sua permanência no sedimento representa fonte potencial de exposição para organismos bentônicos e peixes, podendo ocorrer remobilização para a coluna d'água em função de alterações físico-químicas e processos de ressuspensão (CHON; OHANDJA; VOULVOULIS, 2012).

Concentração de Cr e Pb em peixes

As concentrações de Cr nos peixes apresentaram variações entre espécies, pontos amostrais e períodos sazonais, refletindo diferenças na biodisponibilidade do metal e nos processos de bioacumulação ao longo do Ribeirão Cambé (Figura 5).

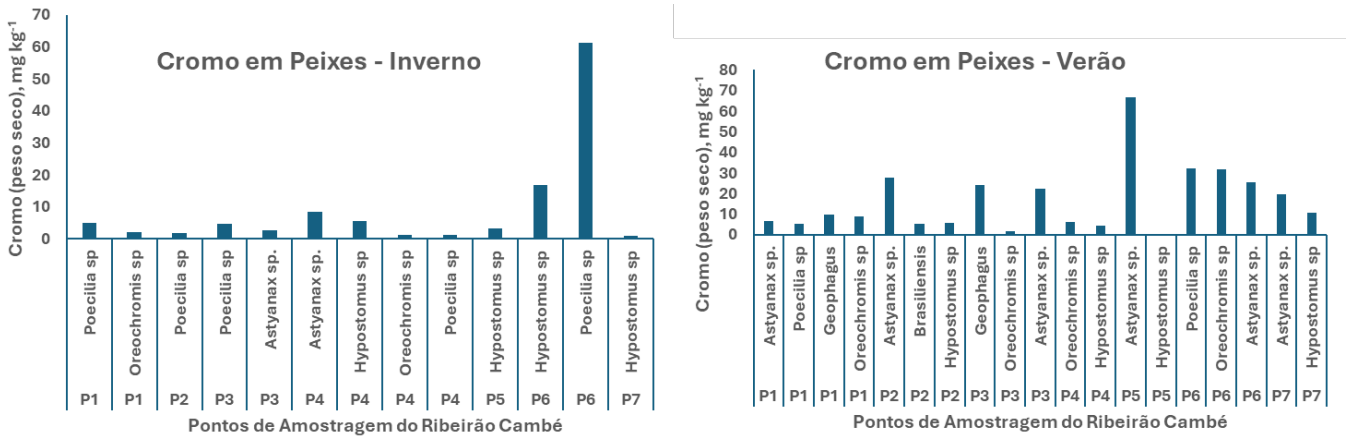


Figura 5: Concentração de Cr em peixes coletados no Ribeirão Cambé durante as campanhas de inverno e verão. Fonte: Autores (2025).

O Cr foi detectado em diferentes espécies ao longo da bacia hidrográfica, com concentrações mais elevadas durante o verão (Figura 5). Durante o inverno, os maiores valores foram observados em exemplares de *Poecilia* sp. coletados em P6, enquanto no verão as maiores concentrações ocorreram em *Astyanax* sp. coletados em P5. Também foram observadas concentrações expressivas em *Poecilia* sp. e *Oreochromis* sp. nos pontos P6 e P7 durante o verão, indicando possível influência do acúmulo de contaminantes em regiões urbanizadas e sob influência de efluentes.

O aumento das concentrações de Cr durante o verão sugere influência das condições hidrológicas sobre a biodisponibilidade do metal, possivelmente associada ao maior escoamento superficial e ao transporte de partículas contaminadas durante períodos de maior precipitação. Esse comportamento é coerente com os resultados observados no sedimento, que também apresentaram aumento das concentrações de Cr durante o verão em diversos pontos amostrais.

As diferenças observadas entre as espécies podem estar relacionadas a fatores ecológicos e fisiológicos, incluindo hábitos alimentares, posição trófica, mobilidade e interação com o sedimento. Espécies bentônicas, como *Hypostomus* sp., apresentam contato mais intenso com o compartimento sedimentar, enquanto espécies da família Poeciliidae podem responder rapidamente às alterações ambientais em sistemas aquáticos urbanos (GOMES-SILVA et al., 2020).

Mesmo sem detecção de Cr na água, a presença do metal nos peixes evidencia a transferência de contaminantes entre os diferentes compartimentos ambientais do Ribeirão Cambé, reforçando a importância da avaliação integrada de água, sedimento e biota em estudos de monitoramento ambiental.

As concentrações de Pb nos peixes apresentaram menor ocorrência em comparação ao Cr (Figura 6). Durante a campanha de verão, as concentrações de Pb permaneceram abaixo do limite de detecção da técnica instrumental para todas as amostras analisadas.

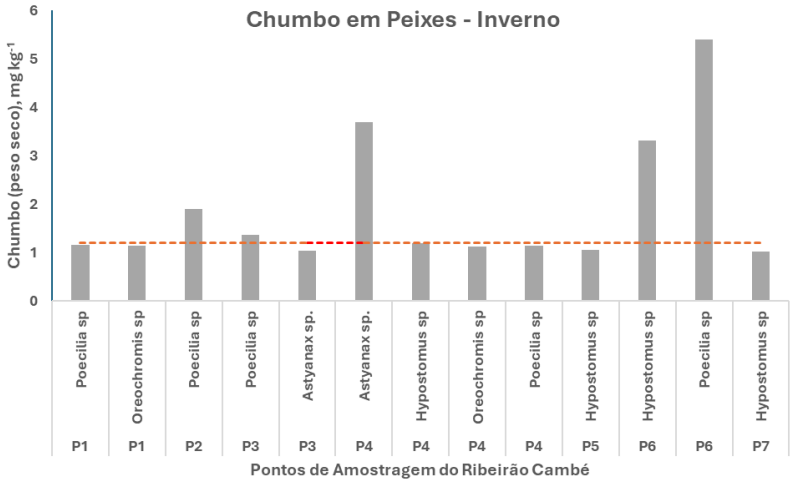


Figura 6: Concentração de Pb em peixes coletados no Ribeirão Cambé durante a campanha de inverno. A linha tracejada representa o limite máximo tolerado para Pb em pescado destinado ao consumo humano, convertido de peso úmido para peso seco. Fonte: Autores (2025).

Durante o inverno, o Pb foi detectado em diferentes espécies e pontos amostrais, porém com distribuição heterogênea ao longo da bacia hidrográfica (Figura 6). Os maiores valores foram observados em *Poecilia* sp. coletados em P6 e em *Astyanax* sp. em P4, sugerindo influência de áreas urbanizadas e possível exposição associada ao contato com sedimentos contaminados.

Alguns exemplares apresentaram concentrações de Pb superiores ao limite máximo tolerado para pescado destinado ao consumo humano estabelecido pela ANVISA (Brasil, 2022), convertido para peso seco (~1,5 mg kg^{-1}). Os maiores valores foram observados em *Poecilia* sp. coletados em P6, além de concentrações elevadas em *Astyanax* sp. em P4 e *Hypostomus* sp. em P6 (Figura 6). Esses resultados indicam potencial risco associado à exposição ambiental ao metal em regiões sob maior influência antrópica.

A presença de concentrações acima do limite recomendado sugere que o Pb acumulado no sedimento pode estar sendo transferido para a biota aquática ao longo da cadeia trófica. Esse comportamento reforça a importância do monitoramento de metais potencialmente tóxicos em organismos aquáticos, especialmente em ambientes urbanos sujeitos ao aporte contínuo de contaminantes.

A ausência de detecção de Pb no verão pode estar relacionada à menor biodisponibilidade do metal durante o período analisado ou à ocorrência de concentrações inferiores ao limite de detecção instrumental. Apesar disso, a presença de Pb nos organismos durante o inverno demonstra que o metal permanece disponível no ambiente aquático, provavelmente associado ao compartimento sedimentar.

Os resultados evidenciam que, mesmo sem detecção de Pb na água, pode ocorrer transferência do metal para a biota aquática, destacando o papel do sedimento como reservatório de contaminantes e fonte potencial de exposição para os organismos aquáticos.

Considerações finais

Os resultados demonstraram influência significativa do uso e ocupação do solo sobre os parâmetros físico-químicos da água e sobre a distribuição de cromo e chumbo ao longo do Ribeirão Cambé. Embora Cr e Pb não tenham sido detectados na água, ambos os metais foram encontrados no sedimento e nos peixes, evidenciando a importância do compartimento sedimentar como reservatório de contaminação ambiental e fonte potencial de exposição para a biota aquática.

As concentrações de Cr no sedimento ultrapassaram os valores orientadores da Resolução CONAMA nº 454/2012 em diversos pontos amostrais, especialmente durante o verão, indicando maior potencial de efeitos adversos à biota em regiões sob influência urbana e lançamento de efluentes. Para Pb, as concentrações no sedimento permaneceram, em geral, inferiores às observadas para Cr, porém alguns exemplares de peixes apresentaram concentrações acima do limite máximo tolerado para consumo humano estabelecido pela ANVISA, convertido para peso seco.

As diferenças observadas entre inverno e verão sugerem influência das condições hidrológicas sobre os processos de transporte, deposição e biodisponibilidade dos metais, com aumento das concentrações de Cr no sedimento e nos peixes durante o período de maior precipitação.

Os pontos localizados em regiões urbanizadas, sob influência de escoamento superficial urbano, assoreamento e lançamento de efluentes, apresentaram maiores concentrações de metais no sedimento e nos organismos aquáticos. Em contraste, o ponto localizado após o Parque Arthur Thomas apresentou melhores condições ambientais, indicando efeito positivo da cobertura vegetal na retenção de sedimentos e redução do transporte de poluentes.

A avaliação integrada de água, sedimento e peixes permitiu compreender de forma mais abrangente a dinâmica ambiental do Cr e Pb no Ribeirão Cambé, destacando a importância do monitoramento multicompartimental em ambientes aquáticos urbanos sob influência antrópica.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer a Universidade Tecnológica Federal do Paraná e ao Conselho Municipal do Meio Ambiente de Londrina pelo apoio recebido.

Referências Bibliográficas

BRASIL. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Instrução Normativa nº 160, de 1º de julho de 2022. Estabelece os limites máximos tolerados de contaminantes em alimentos. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, 6 jul. 2022.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, 18 mar. 2005.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 454, de 1º de novembro de 2012. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, 8 nov. 2012.

CHON, H.-S.; OHANDJA, D.-G.; VOULVOULIS, N. The role of sediments as a source of metals in river catchments. Chemosphere, v. 88, n. 10, p. 1250-1256, 2012.

EMON, M. M. et al. Bioaccumulation and bioremediation of heavy metals in fishes: a review. Toxics, v. 11, n. 6, 2023.

GOMES-SILVA, G. et al. Using native and invasive livebearing fishes (Poeciliidae, Teleostei) for the integrated biological assessment of pollution in urban streams. Science of the Total Environment, v. 693, 2020.

MINEROPAR. Atlas geológico do Estado do Paraná. Curitiba: MINEROPAR, 2001.

MÜLLER, A. et al. The pollution conveyed by urban runoff: a review of sources. Science of the Total Environment, v. 709, 2020.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Method 3051A: microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils. Washington, DC: USEPA, 2007.

WIDIANARKO, B. et al. Associations between trace metals in sediment, water, and guppy, Poecilia reticulata (Peters), from urban streams of Semarang, Indonesia. Ecotoxicology and Environmental Safety, v. 46, n. 1, p. 101-107, 2000.

INFLUÊNCIA DA URBANIZAÇÃO NA DISTRIBUIÇÃO DE COBRE E ZINCO EM ÁGUA, SEDIMENTO E PEIXES DE UM CÓRREGO URBANO

1Mariana Silva Jardim, 2Julian Mateus Azurmendi Pinetti, 3Mariana Isabely de Bassi, 4Edson Fontes de Oliveira, 5Mônica Lúcia Adam, 6Rodrigo Augusto Torres, 7Alessandra Furtado da Silva

1Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: marianajardim@alunos.utfpr.edu.br; 2Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: julianpinetti@alunos.utfpr.edu.br; 3Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail:marianabassi@alunos.utfpr.edu.br; 4Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: edsonoliveira@utfpr.edu.br; 5Universidade Federal do Pernambuco, e-mail: monicaadam@utfpr.edu.br; 6Universidade Federal do Pernambuco, e-mail: rodrigotorres@utfpr.edu.br; 7Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: alessandrasilva@utfpr.edu.br

Palavras-chave: Monitoramento ambiental; Sedimento; Ribeirão Cambé.

Resumo

A urbanização contribui significativamente para a introdução de metais potencialmente tóxicos em ambientes aquáticos por meio do escoamento superficial urbano, lançamento de efluentes e deposição de partículas contaminadas. O presente estudo teve como objetivo avaliar a distribuição de cobre (Cu) e zinco (Zn) em água, sedimento e peixes no Ribeirão Cambé, Londrina-PR, relacionando os resultados com parâmetros físico-químicos da água e possíveis influências antrópicas. As campanhas de coleta foram realizadas no inverno (agosto de 2024) e verão (abril de 2025) em sete pontos distribuídos ao longo da bacia hidrográfica. As concentrações de metais foram determinadas por ICP-OES após digestão ácida assistida por micro-ondas. Os parâmetros físico-químicos indicaram influência da urbanização, da estação de tratamento de esgoto e de processos de assoreamento sobre a qualidade da água. As maiores concentrações de Cu e Zn na água foram observadas principalmente durante o verão, sugerindo influência do escoamento superficial urbano e do transporte de partículas. No sedimento, os metais apresentaram menor variação sazonal, evidenciando o papel desse compartimento como reservatório de contaminação. Nos peixes, as concentrações de Zn foram superiores às de Cu para a maioria das espécies avaliadas, indicando diferenças fisiológicas e de bioacumulação entre os metais. Os resultados demonstram a influência das atividades antrópicas sobre a distribuição de metais no Ribeirão Cambé e reforçam a importância da avaliação integrada de água, sedimento e biota em estudos de monitoramento ambiental.

Introdução

A drenagem urbana constitui uma das principais vias de transporte de contaminantes para ecossistemas aquáticos, promovendo o carreamento de partículas, resíduos e substâncias químicas provenientes de áreas impermeabilizadas, atividades industriais e tráfego veicular. Em córregos urbanos, o escoamento superficial intensifica o aporte de metais potencialmente tóxicos, alterando a qualidade da água e favorecendo o acúmulo de contaminantes nos sedimentos (MÜLLER et al., 2020). Entre os metais frequentemente associados ao ambiente urbano, o cobre (Cu) e o zinco (Zn) destacam-se devido à ampla utilização em materiais metálicos, combustíveis, sistemas de freios, pneus, tubulações e diferentes atividades industriais.

O transporte de Cu e Zn em ambientes aquáticos urbanos está fortemente relacionado à dinâmica hidrossedimentológica da bacia hidrográfica. Em muitos casos, esses metais apresentam maior associação às partículas suspensas e ao material sedimentar do que à fase dissolvida da água. Dessa forma, processos como erosão, assoreamento, sedimentação e ressuspensão influenciam diretamente a distribuição espacial e sazonal desses contaminantes nos corpos hídricos (CHON; OHANDJA; VOULVOULIS, 2012).

Os sedimentos desempenham papel fundamental no armazenamento de metais em ecossistemas aquáticos urbanos, funcionando como importantes reservatórios de contaminação ambiental. Alterações físico-químicas da água, incluindo variações de pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e turbidez, podem modificar a mobilidade dos metais e favorecer sua remobilização para a coluna d'água. Assim, mesmo em situações de baixas concentrações dissolvidas, o sedimento pode representar fonte contínua de contaminação para o ambiente aquático e para os organismos associados ao fundo dos corpos hídricos (CHON; OHANDJA; VOULVOULIS, 2012).

O Cu e o Zn também possuem relevância ecológica devido à capacidade de bioacumulação e potencial toxicidade em elevadas concentrações. Embora ambos sejam micronutrientes essenciais aos organismos vivos, concentrações elevadas podem causar alterações fisiológicas, estresse oxidativo e impactos sobre organismos aquáticos (EMON et al., 2023). Em ambientes urbanos, a presença desses metais frequentemente está associada à intensificação das atividades antrópicas e ao aumento das áreas impermeabilizadas, favorecendo o transporte de partículas contaminadas durante eventos de precipitação.

Além da água e do sedimento, os peixes são amplamente utilizados como bioindicadores ambientais por integrarem diferentes rotas de exposição aos contaminantes presentes nos ecossistemas aquáticos. A acumulação de metais em peixes pode refletir tanto a qualidade ambiental quanto a biodisponibilidade dos contaminantes nos diferentes compartimentos do sistema aquático (WIDIANARKO et al., 2000). Em córregos urbanos, espécies tolerantes às alterações ambientais podem representar importantes ferramentas para avaliação da influência antrópica sobre a qualidade ambiental.

Nesse contexto, o presente estudo teve como objetivo avaliar a distribuição espacial e sazonal de Cu e Zn em água, sedimento e peixes no Ribeirão Cambé, Londrina-PR, relacionando os resultados com parâmetros físico-químicos da água e possíveis influências antrópicas associadas ao uso e ocupação do solo.

Material e Métodos

O estudo foi realizado no Ribeirão Cambé, localizado no município de Londrina. A bacia hidrográfica apresenta intensa influência antrópica, atravessando áreas urbanas e rurais sujeitas ao escoamento superficial urbano, lançamento de efluentes, assoreamento e atividades agrícolas.

As coletas foram realizadas em sete pontos amostrais (P1 a P7) distribuídos ao longo do Ribeirão Cambé, desde regiões próximas à nascente até a foz no Ribeirão Três Bocas (Figura 1). O ponto P1 está localizado próximo à nascente, em área urbana com presença de indústrias e descarte irregular de resíduos. Os pontos P2, P3 e P4 encontram-se em área urbana, caracterizados por reduzida cobertura de mata ciliar e processos de assoreamento. O ponto P5 está localizado após o Parque Arthur Thomas, em região com maior cobertura vegetal e melhores condições de preservação ambiental. O ponto P6 situa-se após a estação de tratamento de esgoto da SANEPAR, sob possível influência do lançamento de efluentes tratados. Já o ponto P7 está localizado próximo à foz do Ribeirão Cambé, em área rural com influência de atividades agrícolas e sinais de assoreamento.

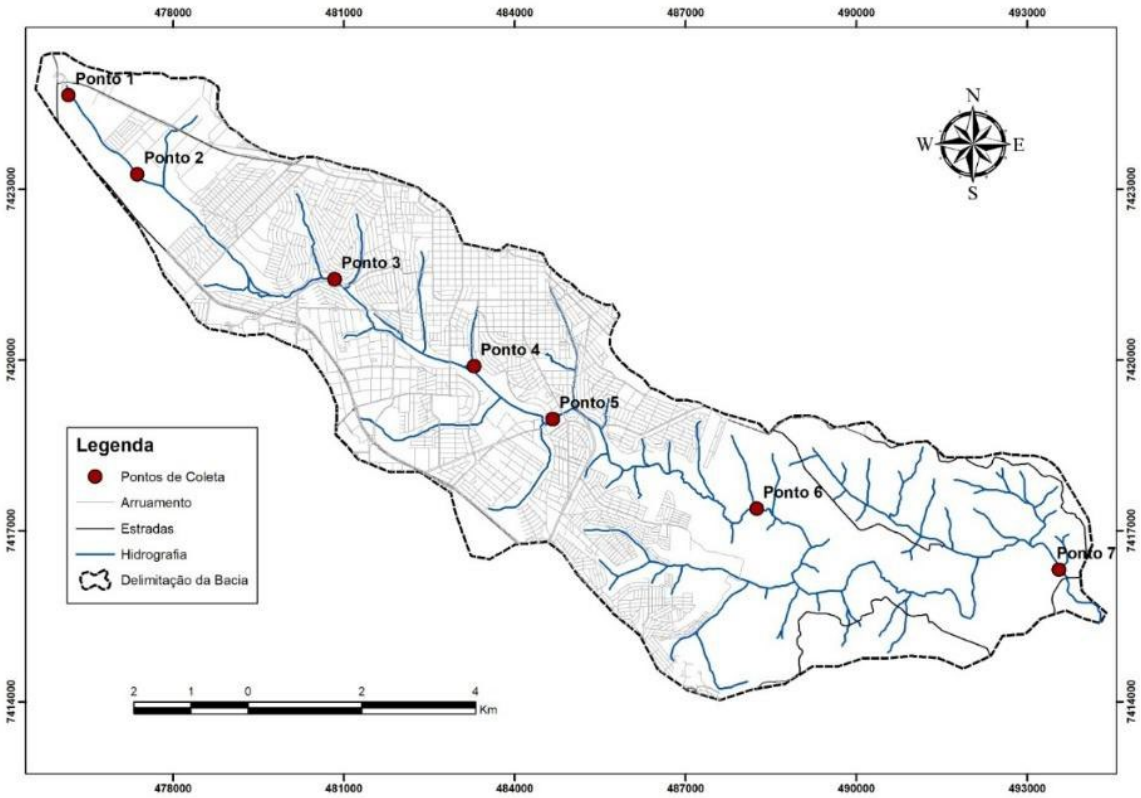


Figura 1: Localização dos pontos de coleta no Ribeirão Cambé, Londrina-PR.
Fonte: Autores (2025).

As campanhas de coleta foram realizadas no inverno (agosto de 2024) e verão (abril de 2025), permitindo avaliar a influência sazonal sobre os parâmetros físico-químicos da água e as concentrações de metais nas diferentes matrizes ambientais.

Amostras de água, sedimento e peixes foram coletadas nos pontos P1 a P7 em triplicata. Os parâmetros físico-químicos da água (temperatura, pH, oxigênio dissolvido, turbidez, condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos) foram determinados in situ com auxílio de sonda multiparâmetro.

As amostras de água foram filtradas em campo, acidificadas com HNO_3 até pH < 2 e armazenadas sob refrigeração até as análises. As amostras de sedimento foram secas em estufa, homogeneizadas e peneiradas para obtenção da fração fina (<75 µm). A digestão ácida foi realizada em sistema assistido por micro-ondas utilizando HNO_3 e HCl conforme método EPA 3051A. As amostras de peixes foram secas, trituradas e submetidas à digestão ácida assistida por micro-ondas utilizando HNO_3 e H_2O_2. A determinação das concentrações de Cu e Zn foi realizada por ICP-OES.

Resultados e Discussão

Parâmetros físico-químicos da água e influência do uso e ocupação do solo

Os parâmetros físico-químicos da água indicaram influência do uso e ocupação do solo ao longo da bacia hidrográfica do Ribeirão Cambé. Os menores valores de oxigênio dissolvido foram observados em P1, especialmente durante o verão, com concentrações próximas de 2 mg L^{-1} (Figura 2), inferiores ao limite mínimo de 5 mg L^{-1} estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas doces de Classe 2. Apesar de estar localizado próximo à nascente, o ponto apresentou influência antrópica associada à presença de indústrias e descarte irregular de resíduos, favorecendo o aporte de matéria orgânica e o consumo de oxigênio durante processos de decomposição.

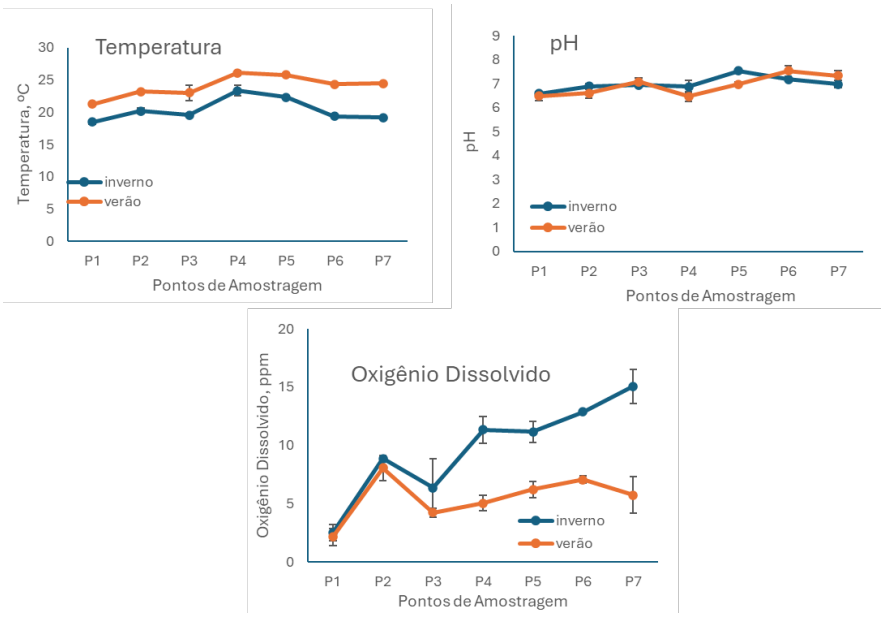


Figura 2: Variação espacial da temperatura, pH e oxigênio dissolvido nas campanhas de inverno e verão no Ribeirão Cambé, Londrina-PR.
Fonte: Autores (2025).

Os pontos P2, P3 e P4, inseridos em área urbana, apresentaram aumento da turbidez, principalmente no verão (Figura 3). Em P2, os valores atingiram aproximadamente 28 NTU, sugerindo influência do escoamento superficial urbano e da erosão das margens. Em contrapartida, P5, localizado após o Parque Arthur Thomas, apresentou menores valores de turbidez e maior estabilidade entre as campanhas (Figura 3), indicando efeito positivo da cobertura vegetal na retenção de sedimentos e na melhoria da qualidade da água.

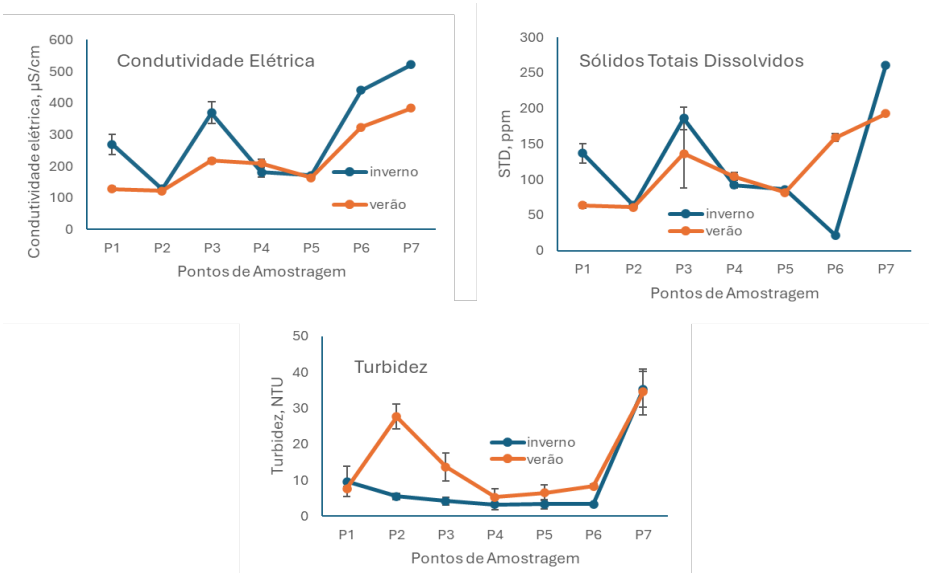


Figura 3: Variação espacial da condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos e turbidez nas campanhas de inverno e verão no Ribeirão Cambé, Londrina-PR. Fonte: Autores (2025).

Os maiores valores de condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos foram observados em P6 e P7, especialmente durante o inverno (Figura 3). Em P6, localizado após a estação de tratamento de esgoto da SANEPAR, os resultados sugerem influência do lançamento de efluentes tratados sobre o aumento da carga iônica da água. Já P7, localizado próximo à foz do Ribeirão Cambé, apresentou elevada turbidez e sólidos totais dissolvidos em ambas as campanhas (Figura 3), refletindo o acúmulo dos impactos ao longo da bacia hidrográfica, incluindo contribuições urbanas e rurais.

Concentração de Cu e Zn na água

As concentrações de Cu e Zn na água apresentaram variações espaciais e sazonais ao longo do Ribeirão Cambé, indicando influência do uso e ocupação do solo sobre a distribuição dos metais (Figura 4).

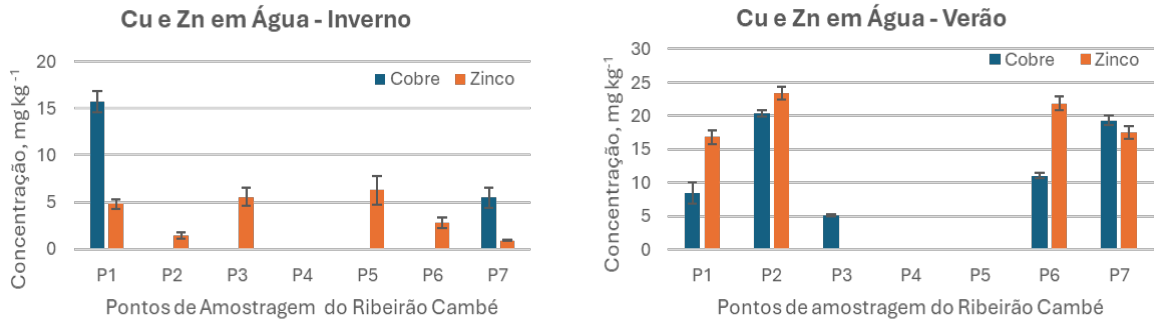


Figura 4: Concentração de Cu e Zn na água do Ribeirão Cambé durante as campanhas de inverno e verão. Fonte: Autores (2025).

Durante a campanha de inverno, o Cu apresentou maiores concentrações nos pontos P1 e P7, enquanto o Zn apresentou distribuição mais homogênea ao longo da bacia hidrográfica. O ponto P1, localizado próximo à nascente em área urbana com presença de indústrias e descarte irregular de resíduos, apresentou elevada concentração de Cu, indicando influência antrópica mesmo nas regiões iniciais da bacia. Em P7, localizado próximo à foz do Ribeirão Cambé, também foram observadas concentrações elevadas de Cu, possivelmente associadas ao acúmulo longitudinal dos impactos ao longo da bacia e à contribuição de atividades agrícolas e processos de assoreamento.

No verão, foi observado aumento das concentrações de Cu e Zn em diversos pontos amostrais, especialmente em P2, P6 e P7 (Figura 4). Em P2, as maiores concentrações coincidiram com o aumento da turbidez observado na mesma campanha (Figura 3), sugerindo influência do escoamento superficial urbano e do transporte de partículas associadas aos metais. O ponto P6, localizado após a estação de tratamento de esgoto da SANEPAR, apresentou elevadas concentrações de Zn, indicando possível influência do lançamento de efluentes tratados e do aumento da carga dissolvida na água. Em contraste, P5 apresentou baixas concentrações de Cu e Zn em ambas as campanhas (Figura 4), sugerindo efeito positivo da cobertura vegetal na retenção de sedimentos e redução do transporte de poluentes.

As diferenças observadas entre inverno e verão indicam influência da sazonalidade sobre a dinâmica dos metais no Ribeirão Cambé, com maiores concentrações durante o período chuvoso devido ao aumento do escoamento superficial e do carreamento de partículas. Estudos demonstram que áreas urbanizadas favorecem o transporte de metais associados a partículas provenientes do tráfego veicular, desgaste de superfícies urbanas e lançamento de efluentes (MÜLLER et al., 2020; CAMPONELLI et al., 2010).

Concentração de Cu e Zn no sedimento

As concentrações de cobre (Cu) e zinco (Zn) no sedimento apresentaram variações espaciais e sazonais ao longo do Ribeirão Cambé, indicando influência do uso e ocupação do solo sobre a distribuição dos metais (Figura 5). No verão, não houve presença de sedimento no ponto P7.

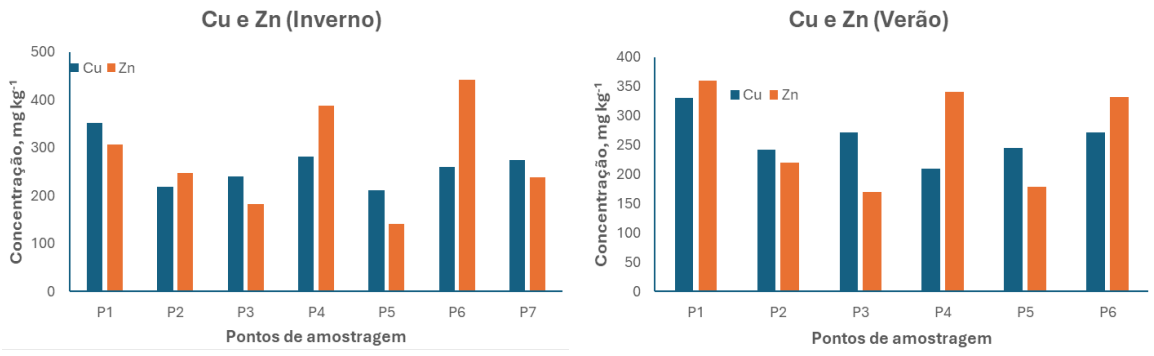


Figura 5: Concentração de Cu e Zn no sedimento do Ribeirão Cambé durante as campanhas de inverno e verão. Fonte: Autores (2025).

De maneira geral, o Cu apresentou distribuição relativamente homogênea entre os pontos amostrais, com concentrações elevadas principalmente em P1 e nas regiões urbanizadas da bacia hidrográfica (Figura 5). A persistência espacial do metal sugere forte associação às frações finas e à matéria orgânica sedimentar, favorecendo sua retenção no ambiente aquático. As elevadas concentrações observadas em P1 indicam influência antrópica já nas regiões próximas à nascente, associada à presença de atividades industriais e descarte irregular de resíduos.

O Zn apresentou maior variabilidade espacial, especialmente durante o inverno, com maiores concentrações em P4 e P6 (Figura 5). O ponto P6, localizado após a estação de tratamento de esgoto da SANEPAR, apresentou os maiores valores do

metal, sugerindo influência do aporte de efluentes urbanos sobre o acúmulo de Zn no sedimento. Em contraste, P5 apresentou menores concentrações em ambas as campanhas (Figura 5), indicando possível efeito positivo da maior cobertura vegetal na retenção de sedimentos e redução do transporte de poluentes.

Em comparação à água, os metais apresentaram menor variação sazonal no sedimento, evidenciando o papel desse compartimento como reservatório de contaminação. Sedimentos podem atuar tanto como reservatório quanto como fonte secundária de metais em ecossistemas aquáticos, liberando contaminantes novamente para a coluna d'água em função de alterações físico-químicas e processos de ressuspensão (CHON; OHANDJA; VOULVOULIS, 2012).

As diferenças observadas entre Cu e Zn podem estar relacionadas às características geoquímicas dos metais. O Cu tende a apresentar maior adsorção às partículas sedimentares e menor mobilidade no ambiente aquático, enquanto o Zn apresenta comportamento relativamente mais móvel e associado ao transporte difuso em áreas urbanizadas (CAMPONELLI et al., 2010).

Concentração de Cu e Zn em peixes

As concentrações de Cu e Zn nos peixes apresentaram variações entre espécies, pontos amostrais e períodos sazonais, refletindo diferenças na biodisponibilidade dos metais e nos processos de bioacumulação no Ribeirão Cambé (Figuras 6).

De maneira geral, as concentrações de Zn foram superiores às de Cu (Figura 6) para a maioria das espécies e pontos amostrais avaliados. Esse comportamento é esperado, uma vez que o Zn desempenha funções fisiológicas essenciais em organismos aquáticos, participando de processos metabólicos e enzimáticos, enquanto o Cu, apesar de também essencial, é normalmente encontrado em menores concentrações nos tecidos biológicos (CHANDRAPALAN; KWONG, 2021).

Durante a campanha de inverno, foram observadas concentrações elevadas de Cu em exemplares de *Poecilia* sp. coletados nos pontos P2 e P4 (Figura 6), regiões urbanizadas caracterizadas por maior influência antrópica. Esses resultados sugerem possível relação entre a biodisponibilidade do metal e o aporte de partículas associadas ao escoamento superficial urbano e sedimentos contaminados.

O Zn apresentou concentrações elevadas em diferentes espécies ao longo da bacia hidrográfica, especialmente em *Poecilia* sp. e *Astyanax* sp. (Figura 6). Durante o verão, exemplares de *Poecilia* sp. coletados em P6 apresentaram elevadas concentrações de Zn, indicando possível influência da estação de tratamento de esgoto localizada a montante do ponto amostral e maior disponibilidade ambiental do metal na região.

As diferenças observadas entre as espécies podem estar relacionadas a fatores ecológicos e fisiológicos, incluindo hábitos alimentares, posição trófica, mobilidade e interação com o sedimento. Espécies bentônicas, como *Hypostomus* sp., apresentam contato mais intenso com o compartimento sedimentar, enquanto espécies como *Poecilia* sp. podem responder rapidamente às alterações ambientais em sistemas aquáticos urbanos.

Estudos demonstram que espécies da família *Poeciliidae* possuem potencial como bioindicadoras da qualidade ambiental em ambientes urbanos devido à elevada tolerância às alterações ambientais e à capacidade de acumular contaminantes presentes na água e no sedimento (GOMES-SILVA et al., 2020).

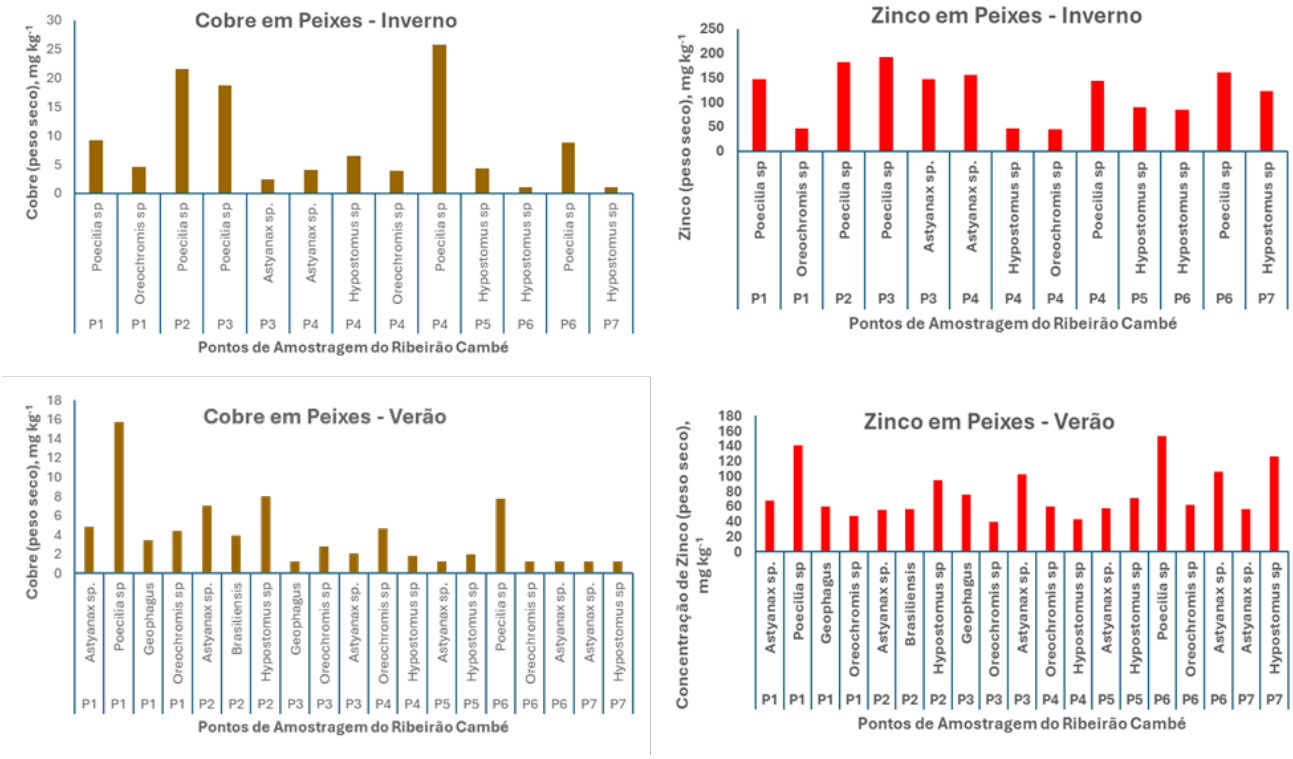


Figura 6: Concentração de Cu e Zn em peixes coletados no Ribeirão Cambé durante as campanhas de inverno e verão. Fonte: Autores (2025).

As diferenças sazonais observadas sugerem influência das condições hidrológicas sobre a biodisponibilidade dos metais no ambiente aquático. Além disso, a presença de Cu e Zn nos tecidos dos peixes evidencia a transferência desses metais entre os diferentes compartimentos ambientais do Ribeirão Cambé, demonstrando a importância da avaliação integrada de água, sedimento e biota em estudos de monitoramento ambiental.

Considerações finais

Os resultados demonstraram influência significativa do uso e ocupação do solo sobre os parâmetros físico-químicos da água e sobre a distribuição de cobre e zinco ao longo do Ribeirão Cambé.

Os pontos localizados em regiões urbanizadas, sob influência de escoamento superficial urbano, processos de assoreamento e lançamento de efluentes, apresentaram maiores alterações na qualidade da água e maiores concentrações de metais, especialmente durante o período de verão. O ponto localizado após o Parque Arthur Thomas apresentou melhores condições ambientais, indicando influência positiva da cobertura vegetal na retenção de sedimentos e redução do transporte de poluentes.

As concentrações de metais na água apresentaram forte influência sazonal, enquanto no sedimento foi observada maior persistência espacial, evidenciando o papel desse compartimento como reservatório de contaminação ambiental. Nos peixes, as diferenças observadas entre espécies e períodos sugerem influência da biodisponibilidade dos metais e das características ecológicas dos organismos sobre os processos de bioacumulação.

A avaliação integrada de água, sedimento e peixes permitiu compreender de forma mais abrangente a dinâmica ambiental do Cu e Zn no Ribeirão Cambé, destacando a importância do monitoramento multicompartimental em ambientes aquáticos urbanos sujeitos à influência antrópica.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer a Universidade Tecnológica Federal do Paraná e ao Conselho Municipal do Meio Ambiente de Londrina pelo apoio recebido.

Referências Bibliográficas

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, 18 mar. 2005.

CAMPONELLI, K. M. et al. Chemical fractionation of Cu and Zn in stormwater, roadway dust and stormwater pond sediments. Environmental Pollution, v. 158, n. 6, p. 2143-2149, 2010.

CHANDRAPALAN, T.; KWONG, R. W. M. Functional significance and physiological regulation of essential trace metals in fish. Frontiers in Physiology, v. 12, 2021.

CHON, H.-S.; OHANDJA, D.-G.; VOULVOULIS, N. The role of sediments as a source of metals in river catchments. Chemosphere, v. 88, n. 10, p. 1250-1256, 2012.

EMON, M. M. et al. Bioaccumulation and bioremediation of heavy metals in fishes: a review. Toxics, v. 11, n. 6, 2023.

GOMES-SILVA, G. et al. Using native and invasive livebearing fishes (Poeciliidae, Teleostei) for the integrated biological assessment of pollution in urban streams. Science of the Total Environment, v. 693, 2020.

MÜLLER, A. et al. The pollution conveyed by urban runoff: a review of sources. Science of the Total Environment, v. 709, 2020.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Method 3051A: microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils. Washington, DC: USEPA, 2007.

WIDIANARKO, B. et al. Associations between trace metals in sediment, water, and guppy, Poecilia reticulata (Peters), from urban streams of Semarang, Indonesia. Ecotoxicology and Environmental Safety, v. 46, n. 1, p. 101-107, 2000.

METODOLOGIAS DE ANÁLISE DE MICROPLÁSTICOS EM ÁGUA POTÁVEL: UMA REVISÃO DE LITERATURA

1 Beatriz Santos Menezes, 2 Paulo Ricardo Soares de Amorim, 3 Thalita Barbosa de Souza, 4 Aline Almeida de Jesus Magalhaes, 5Roseane Mendonça de Figueiredo

1 IFBA, e-mail:menezesbeatriz2021@gmail.com; 2 IFBA, e-mail: pauloricardosoaresamorim@gmail.com; 3 IFBA, e-mail:thalitabarbosa52@gmail.com; 4 IFBA, e-mail: aline.magalhaes@ifba.edu.br; 5 UESB, e-mail: roseane.figueiredo@uesb.edu.br

Palavras-chave: Microplástico; Água potável; Métodos de detecção.

Resumo

Este trabalho consiste em uma revisão integrativa de literatura, fundamentada no protocolo PRISMA 2020, investiga as metodologias atuais para a identificação e quantificação de microplásticos (partículas entre 1 µm e 5 mm) em água potável, um contaminante de preocupante bioacumulação. A pesquisa selecionou 12 estudos publicados entre 2021 e 2026, revelando uma onipresença de polímeros como PE, PP, PS, PVC e PA tanto em águas de torneira quanto em águas engarrafadas, com composições químicas que frequentemente refletem a infraestrutura de distribuição e os processos de envase. Os resultados indicam que a eficácia analítica depende da compatibilidade entre a escala das partículas e a resolução instrumental, destacando que a integração de propriedades ópticas e térmicas é essencial para distinguir fragmentos plásticos de interferentes inorgânicos e evitar a subestimação da poluição em dimensões nanométricas. Concluindo-se que a transição para caracterizações químicas robustas é fundamental para compreender a dinâmica desses resíduos no Antropoceno, sendo o refinamento das estratégias de detecção indispensável para subsidiar políticas de saneamento e garantir a segurança da saúde pública a longo prazo.

Introdução

A contaminação ambiental com resíduos plásticos é uma preocupação crescente em todo o mundo, que segundo a Organização das Nações Unidas (ONU, 2018), caso o atual padrão de geração e descarte de resíduos plásticos seja mantido, estima-se que até 2050 os oceanos poderão conter mais plásticos do que peixes. Os plásticos possuem um subgrupo denominado microplásticos (MP), definidos como partículas com diâmetro entre 1 µm e 5 mm (COSTA, 2018). Segundo (WAGNER et al., 2014) os MPs apresentam um maior potencial de bioacumulação no organismo com a diminuição do seu tamanho, dessa forma, gerando uma elevada preocupação para a comunidade científica.

A contaminação por MPs em águas é um problema de escala global, já tendo sido observada em ecossistemas de água doce em todo o mundo, inclusive na América do Norte, Europa e Ásia (Dris et al., 2016). Ademais, há diversos estudos relatando sua presença em diferentes matrizes ambientais, produtos de consumo humano e até mesmo no ar atmosférico, com destaque para diferentes fontes de água, como água de torneira, água mineral engarrafada e estações de tratamento de água (Boerger et al., 2010; Hidalgo-Ruz et al., 2012; Dris et al., 2016; Olivatto et al., 2018; Cruz, 2024; Araújo et al., 2024), o que torna a situação ainda mais preocupante sob o ponto de vista da saúde pública, considerando a dependência da população pelo consumo de água potável.

Nesse sentido, é de suma importância se aprofundar na pesquisa sobre o tema, considerando os desafios envolvidos na detecção, ocorrência, remoção e implicações para a segurança hídrica e as políticas relacionadas ao tratamento e consumo de água potável (Araújo, 2024). Assim, o desenvolvimento de metodologias de detecção e análise detalhada dos MPs, possibilitando a identificação da morfologia e composição química das partículas torna-se de suma importância.

Desse modo, faz-se de suma importância avaliar métodos para a detecção de MPs, tendo como foco principal enriquecer uma base de dados que preencham lacunas, além de contribuir nas análises dos potenciais riscos à saúde humana, no seu grau de contaminação, no aprimoramento da legislação e, por fim, no acesso do conhecimento pela comunidade acadêmica, pesquisadores e sociedade civil. Nesta perspectiva o presente trabalho busca-se, por meio de uma revisão bibliográfica, identificar e realizar uma análise comparativa de diferentes metodologias utilizadas para a detecção de MPs em água destinada ao consumo humano.

Material e Métodos

O presente artigo consiste em uma revisão exploratória integrativa de literatura, tendo como base o protocolo PRISMA (Preferred Reporting Items for Systematic reviews and Meta-Analyses) 2020 (PAGE et al., 2021) é, em síntese, uma metodologia de investigação científica rigorosa, composta pela delimitação da questão do estudo, os objetivos e as estratégias de busca, incluindo os descritores e as fontes de dados consultadas, permitindo que o processo seja acompanhado e validado, garantindo que a pesquisa possa ser replicada por outros pesquisadores com total fidelidade, assegurando a confiabilidade dos resultados (Marcondes, 2023).

As etapas realizadas foram: 1 - identificação do tema e seleção da questão norteadora da pesquisa; 2 - estabelecimento de critérios para inclusão e exclusão de estudos e busca na literatura; 3 - definição das informações a serem extraídas dos estudos selecionados; 4 - categorização dos estudos; 5 - avaliação dos estudos incluídos na revisão integrativa e interpretação dos textos e 6 - apresentação da revisão de literatura.

Inicialmente, se delimitou o tema da pesquisa e seus recortes temáticos, dessa forma, levantou-se a questão: “Quais são as atuais metodologias para identificação e/ou quantificação de microplásticos em água potável?”.

Seguindo-se, foram determinados os critérios de inclusão e exclusão para os trabalhos, onde a inclusão se daria para pesquisas que usassem de técnicas analíticas de determinação e/ou quantificação de MP em amostras de água potável publicados entre 2021 e 2026, foram excluídos trabalhos que realizaram seus experimentos unicamente de forma amostral, sem aplicação direto em amostra de água para consumo humano ou quaisquer tipos de estudos secundários.

O enfoque da investigação foi acerca das metodologias usadas pelos pesquisadores e seus respectivos resultados. Os trabalhos foram então categorizados de acordo com as técnicas e os materiais identificados pelos mesmos.

Foram identificados e baixados 66 artigos nacionais e internacionais, com levantamento bibliográfico por meio de buscas eletrônicas nas seguintes bases de dados: Periódicos da Capes, Google Acadêmico e ScienceDirect;, apartir Palavras chaves: “Microplástico”, “Metodologia”, “Determinação”, “Água potável”, “Água de torneira” e “Quantificação”, com uso dos operadores booleanos And, or e/ou not.

Segui-se fazendo leitura e fichamentos dos textos encontrados, fazendo-se o processo de triagem seguindo as etapas apresentadas na Figura 1.

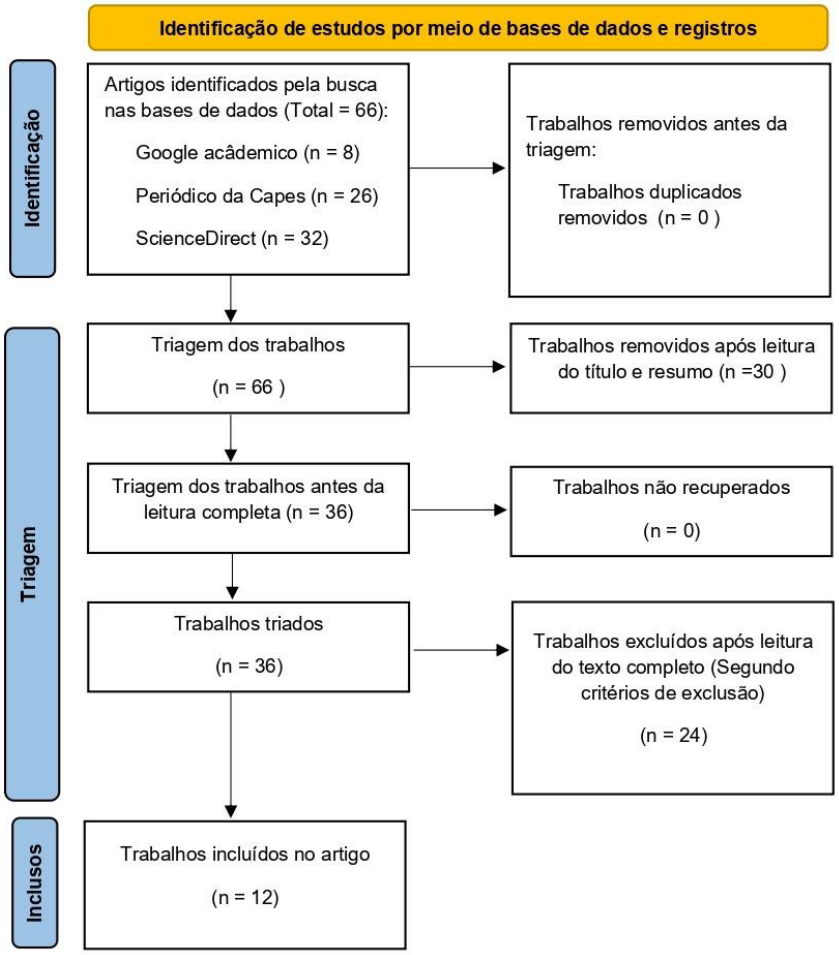


Figura 01: Diagrama flow do PRISMA da triagem de trabalhos.
Fonte: Autoria própria (2026)

Resultados e Discussões

Após extensa e cuidadosa pesquisa destacaram doze diferentes técnicas analíticas para a detecção, identificação e quantificação de microplásticos em água potável. Vale destacar que as técnicas selecionadas se diferem quanto ao princípio analítico, sensibilidade, limite de detecção, necessidade de preparo de amostra, capacidade de caracterização química ou até mesmo em objetivos. Observou-se predominância de técnicas espectroscópicas e térmicas, frequentemente associadas a métodos de separação e concentração prévia das amostras. Os polímeros identificados na água de consumo humano nos estudos utilizados nesta revisão incluem: PVC (Policloreto de vinila), PVDC (Policloreto de vinilideno), PET (Polietileno tereftalato), PP (Polipropileno), PE (Polietileno), PA (Poliamida), Acrílicos (por exemplo, polímeros à base de poliacrilato), PS (Poliestireno), PU (Poliuretano), PC (Policarbonato), PE-C (Polietileno clorado), POM (Polioximetileno) e PMMA (Polimetilmetacrilato).

Em seguida, mostra-se essencial discutir as principais diferenças de cada técnica analítica identificada nos estudos, evidenciando suas vantagens e desvantagens, bem como limitações na identificação e quantificação dos principais fragmentos de plásticos. As técnicas de detecção e análise de microplásticos apresentam diferentes princípios, vantagens e limitações, sendo geralmente complementares entre si.

TÉCNICA	METODOLOGIA	PRINCIPAIS ACHADOS	AUTORES E ANO
µFTIR e µRaman	µFTIR: absorção no infravermelho; µRaman: espalhamento de laser.	Ambas apresentaram cerca de 80% de eficiência na remoção de partículas > 6,6 µm.	(L. Maurizi et al., 2023)
NIR	A espectroscopia NIR utiliza a região do infravermelho próximo do espectro eletromagnético.	A irradiação fototérmica com luz NIR facilitou a remoção de microplásticos da água da torneira.	(J.M. Sanchez et al., 2024)
DRX	Técnica usada para avaliar a cristalinidade e a estrutura de polímeros.	Eficiente na identificação de estruturas amorfas e parcialmente cristalinas em água engarrafada.	(S. Vaidehi et al., 2025)
LDIR	O método permite a identificação de microplásticos por meio da análise na região fingerprint.	A concentração média de microplásticos em água engarrafada foi de 96 partículas por litro.	(J. Nizamali et al., 2022)
LC-MS	Técnica baseada na separação cromatográfica e análise por espectrometria de massas.	Detectou diversos polímeros (PE, PP, PA, PI, PBD, PS, PDMS), com concentrações em ng/L; PVC abaixo do limite de detecção.	(A. V. Herrera et al., 2022)
MEV	Na Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV), um feixe de elétrons varre a superfície da amostra dentro de uma câmara a vácuo.	O estudo identificou a presença de micropartículas na água tratada de Porto Alegre. Não foi possível confirmar que as partículas são microplásticos.	(Kaiulani Schultz Rosa Lopes et al. 2019)
RMN	A Ressonância Magnética Nuclear (RMN) é uma técnica que analisa núcleos como o ^{1}H quando submetidos a um campo magnético intenso.	A determinação da massa de PET por ^{1}H-RMN quantitativa (qRMN) resultou em um valor de 0,269 mg/L para a amostra de água analisada na comparação interlaboratorial.	(J.Seghers et al., 2023)
AFM-IR	É uma técnica que combina microscopia de força atômica com espectroscopia no infravermelho para identificar materiais em escala nanométrica.	Os resultados obtidos pela AFM-IR conseguem apenas reconhecer os principais tipos de polímeros.	(Y. Li et al., 2022)
Microfluídico	É uma técnica que utiliza um chip com micro canais e reservatórios ultra-compactos para classificar e aprisionar partículas por tamanho.	Os resultados mostraram que a plataforma micro-optofluídica consegue aprisionar e classificar microplásticos de forma eficiente, concentrando-os em reservatórios ultra-compactos de 100–300 µm.	(AhmedA. Elsayed et al., 2021)
Vermelho do Nilo	O Vermelho do Nilo (NR) é um corante fluorescente usado na identificação de microplásticos por visualização óptica, devido à sua afinidade por compostos orgânicos.	O método detectou microplásticos em 100% das amostras, com médias de 78 (aço) e 161 (PVC), na faixa de 6–50 µm, sem identificar os polímeros.	(C. B. Pratesi et al., 2021)
Py-GC-MS	Técnica térmica que identifica materiais por pirólise, com separação de compostos voláteis e análise por espectrometria de massas.	Detectou apenas nanopartículas; ausência de vários polímeros e baixas concentrações de PS, com PP e PE abaixo do limite de quantificação.	(A. C. Cartagena et al., 2025)
Citometria de fluxo	Técnica automatizada que utiliza laser para detectar, contar e estimar o tamanho de partículas em fluxo contínuo.	Alta abundância de MPs (1–50 µm), com maiores concentrações em água mineral e menores em água da torneira.	(Yuet-Tung Tse et al., 2022)

Tabela 01: Estudos utilizados na revisão e descrição das técnicas analíticas e principais achados.
Fonte: Autoria própria (2026)

A µFTIR (microespectroscopia no infravermelho) baseia-se na absorção de radiação infravermelha pelas ligações químicas e se destaca pela alta eficiência na avaliação da remoção de microplásticos e boa reprodutibilidade dos resultados; contudo, possui limitação importante ao não detectar partículas menores que 50 µm, o que pode levar à subestimação significativa da quantidade total presente. Já a µRaman utiliza o espalhamento da luz laser pelas moléculas e, embora apresente maior variabilidade nos resultados, tem como principal vantagem a capacidade de detectar partículas muito menores, da ordem de 1 µm, sendo essencial para complementar a µFTIR (L. Maurizi et al., 2023).

A técnica baseada em irradiação no infravermelho próximo (NIR) atua tanto na detecção quanto na remoção, promovendo a fusão e degradação dos microplásticos por efeito fototérmico, permitindo ainda a regeneração do material adsorvente; entretanto,

demanda alto consumo energético e ainda enfrenta limitações para aplicação em larga escala (J.M. Sanchez et al., 2024). A Difração de Raios X (DRX), por sua vez, não é capaz de identificar ou quantificar diretamente microplásticos, mas é útil como técnica complementar, pois permite caracterizar a estrutura dos materiais (cristalina, semicristalina ou amorfa), aumentando a confiabilidade de outras análises (S. Vaidehi et al., 2025). A técnica LDIR (Laser Direct Infrared) se destaca pela rapidez, automação e boa resolução na identificação de microplásticos maiores que 10 µm, sendo bastante eficiente em análises de rotina, embora não detecte partículas menores e dependa de bibliotecas espectrais (J. Nizamali et al., 2022). A LC-MS (cromatografia líquida acoplada à espectrometria de massas) oferece altíssima sensibilidade, sendo capaz de detectar partículas em escala nanométrica com grande precisão, o que a torna ideal para análise de água potável; porém, exige equipamentos caros e preparo complexo das amostras (Jia et al., 2024). Já a Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) permite observar detalhadamente a morfologia e o tamanho das partículas, com resolução muito elevada, mas não fornece informações diretas sobre a composição química, necessitando de técnicas complementares (Kaiulani Schultz Rosa Lopes et al. 2019). A Ressonância Magnética Nuclear (RMN) possibilita análises quantitativas confiáveis, especialmente quando se utiliza padrão interno, embora dependa fortemente de um preparo de amostra rigoroso e esteja sujeita a interferências da matriz (Seghers, J. et al., 2023).

O AFM-IR combina alta resolução espacial com identificação química localizada, sendo útil para distinguir polímeros em microescala, mas apresenta limitações na quantificação e na identificação de uma gama restrita de materiais (LI, Y. et al., 2023). O uso de chips microfluídicos surge como uma alternativa promissora, pois permite análises mais rápidas e integradas com técnicas espectroscópicas, embora ainda enfrente desafios na separação e distribuição homogênea das partículas (ELSAYED, A. A. et al., 2021). O corante Vermelho do Nilo é uma técnica simples e de baixo custo baseada em fluorescência, que permite a detecção relativamente rápida de microplásticos, inclusive de pequeno tamanho; contudo, pode gerar falsos positivos devido à interação com matéria orgânica e apresenta baixa estabilidade das amostras coradas (CHATTERJEE, 2023).

A pirólise acoplada à cromatografia gasosa e espectrometria de massas (Py-GC/MS) é altamente sensível e precisa para quantificar a massa total de microplásticos, mesmo em concentrações muito baixas, mas é uma técnica destrutiva, impossibilitando a análise da morfologia e da contagem das partículas (A. C. Cartagena et al., 2025). Por fim, a citometria de fluxo se destaca pela rapidez e capacidade de analisar grande número de partículas em pouco tempo, fornecendo estimativas de tamanho e concentração, embora ofereça pouca informação sobre a forma e a composição dos microplásticos (TSE, Y.; CHAN, S. M.; SZE, E. T, 2022).

Para que o monitoramento de microplásticos para controle da água de consumo seja efetivo, torna-se imprescindível discutir a viabilidade econômica e a sensibilidade das metodologias de detecção. O desafio central reside no fato de que o aumento na capacidade de identificar partículas cada vez menores e em concentrações mais baixas geralmente exige um maior desprendimento de recursos financeiros, instrumentação sofisticada e tempo de resposta operacional (WHO, 2019). Em contrapartida, abordagens mais acessíveis e rápidas, que facilitariam a aplicação em larga escala em estações de tratamento, podem apresentar limitações na precisão ou na durabilidade das amostras para análises posteriores.

Considerações finais

Nesta revisão, concluiu-se que a detecção de polímeros em matrizes de consumo humano é um desafio analítico que depende diretamente da compatibilidade entre a escala das partículas e a resolução dos instrumentos utilizados. Todos os estudos revisados confirmam a presença de uma vasta diversidade de polímeros na água potável. Diante da análise comparativa das 12 técnicas, considerando suas vantagens e limitações, observa-se que o uso do corante Vermelho do Nilo (NR) se destaca como a alternativa mais acessível economicamente, devido ao baixo custo do corante, à simplicidade dos equipamentos necessários (microscópio e fonte de luz UV) e à rapidez na obtenção dos resultados (C. B. Pratesi et al., 2021). No entanto, essa técnica apresenta limitações importantes, como dificuldades na detecção de partículas mais densas, curta estabilidade das amostras coradas (cerca de 24 horas) e possibilidade de falsos positivos decorrentes da interação do corante com matéria orgânica. As metodologias mais eficientes para detecção e quantificação de microplásticos são aquelas que aliam alta sensibilidade, identificação química e precisão analítica. Nesse contexto, a µRaman se destaca por permitir a identificação dos polímeros e a detecção de partículas muito pequenas, chegando a cerca de 1 µm, sendo ideal para microplásticos finos devido à sua alta resolução espacial. A µFTIR também é bastante confiável, principalmente para partículas maiores (acima de 10 a 20 µm), sendo amplamente utilizada em análises ambientais. Já a Py-GC/MS é referência na quantificação precisa da massa de microplásticos, mesmo em matrizes complexas, embora não forneça informações sobre forma e tamanho das partículas. A LC-MS apresenta elevada sensibilidade, especialmente para partículas nanométricas, sendo útil na detecção de contaminantes em níveis muito baixos. Por fim, a LDIR se destaca pela rapidez, automação e boa reprodutibilidade, sendo indicada para análises em larga escala, apesar da limitação na detecção de partículas menores que 10 µm.

Diante do exposto, observa-se que a complexidade da poluição por microplásticos na água potável exige um entendimento que vai além da simples identificação de suas fontes e tipos poliméricos. A diversidade de técnicas analíticas apresentadas, revela a inexistência de ferramentas universais, mas sim um conjunto de estratégias com competências complementares que variam em sensibilidade, custo e precisão.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Bahia (IFBA), Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia (UESB) de Vitória da Conquista e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo suporte no desenvolvimento da pesquisa e apoio acadêmico.

Referências Bibliográficas

ARAÚJO, M. P. et al. Aspectos associados à ocorrência de microplásticos em água potável. In: **I Congresso de Tecnologia e Sustentabilidade Ambiental**. Pombal/PB, Anais, Campina Grande/PB: Ampla, 2024. p. 56-62.

ASAMOAH, B. O. et al. A prototype of a portable optical sensor for the detection of transparent and translucent microplastics in freshwater. **Chemosphere**, v. 231, p. 161–167, 1 set. 2019.

BEXEITOVA, Kalampyr et al. Evaluating microplastic detection techniques in human-impacted water systems: a mini-review. **ES Energy and Environment**, v. 25, p. 1233, 2024.

BOERGER, C. M. et al. Plastic ingestion by planktivorous fishes in the North Pacific Central Gyre. **Marine pollution bulletin**, v. 60, n. 12, p. 2275-2278, 2010.

BOUZID, N. et al. Sequential combination of micro-FTIR imaging spectroscopy and pyrolysis-GC/MS for microplastic quantification. Application to river sediments. **Analytical Methods**, 2025.

CARTAGENA, A. C.; GOPAKUMAR, A. N.; SALEHI, M. A straightforward Py-GC/MS methodology for quantification of microplastics in tap water. **MethodsX**, v. 14, p. 103173, 17 jan. 2025.

CAIXETA, D. S. et al. Quantificação de microplásticos de córrego urbano: um estudo de caso no córrego da Manga em Várzea Grande/ Mato Grosso – Brasil. **E&S Engineering and Science**, v. 13, n. 2, p. 1–9, 24 set. 2024.

CHANDRAN, P. J. I.; VEERASINGAM, S. Laser Direct Infrared Spectroscopy: A cutting-edge approach to microplastic detection in environmental samples. **Talanta**, v. 284, p. 127284, 2025.

CHATTERJEE S. et al. Nile Red staining for nanoplastic quantification: Overcoming the challenge of false positive counts due to fluorescent aggregates, **Environmental Challenges**, Volume 13, 2023, 100744, ISSN 2667-0100

CINGOLANI, M. et al. Fluorogenic hyaluronan nanogels for detection of micro-and nanoplastics in water. **Environmental Science: Nano**, v. 9, n. 2, p. 582-588, 2022.

COLOMBO, A. C. M. et al. I-646–DESENVOLVIMENTO DE TÉCNICA SEMI-AUTOMÁTICA DE ANÁLISE DE IMAGEM PARA IDENTIFICAÇÃO DE MICROPLÁSTICO (MP-PVC) USANDO CORANTE FLUORESCENTE SELETIVO, **21° Simpósio luso brasileiro de engenharia sanitária e ambiental**, Recife/PE, 2024.

COLSON, B. C.; MICHEL, A. P. M. Flow-Through Quantification of Microplastics Using Impedance Spectroscopy. **ACS Sensors**, v. 6, n. 1, p. 238–244, 9 jan. 2021.

CRUZ, R. S. **Avaliação da contaminação por microplásticos em estação de tratamento de água**. Orientador: Silvio Tarou Sasaki. 2024. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Sul da Bahia, Porto Seguro/BA, 2024.

DANG, Tem Thi et al. Quantification of polystyrene microplastics in water, milk, and coffee using thermogravimetry coupled with Fourier transform infrared spectroscopy (TGA-FTIR). **Chemosphere**, v. 368, p. 143777, 2024.

DANOPOULOS, E.; TWIDDY, M.; ROTCHELL, J. M. Microplastic contamination of drinking water: A systematic review. **PloS one**, v. 15, n. 7, p. e0236838, 2020.

DEBRAJ, Devangshi; LAVANYA, M. Microplastics everywhere: A review on existing methods of extraction. **Science of the Total Environment**, v. 893, p. 164878, 2023.

DMITRI, C. et al. Interlaboratory Comparison Reveals State of the Art in Microplastic Detection and Quantification Methods. **Analytical Chemistry**, 17 abr. 2025.

DRIS, R. et al. Synthetic fibers in atmospheric fallout: a source of microplastics in the environment? **Marine Pollution Bulletin**, 2016, 104, 1.

ELSAYED, A. A. et al. A microfluidic chip enables fast analysis of water microplastics by optical spectroscopy. **Scientific Reports**, v. 11, n. 1, 18 maio 2021.

GAHN, M. B. et al. Rapid and Sensitive Quantification of Nano-and Microplastics in Water, Sediment, and Biological Tissue by Pyrolysis-Gas Chromatography Tandem Mass Spectrometry with Dynamic Reaction Monitoring. **Analytical Chemistry**, v. 98, n. 1, p. 633-641, 2025.

HANAFI, A. I. M. et al. Sensitivity Performance of Optical Waveguide Sensors with Different Shapes of Cladding Layer for Microplastics Detection. In: **Journal of Physics: Conference Series**. IOP Publishing, 2023. p. 012006.

HERRERA, A.V. et al. Polímeros de micro(nano)plástico na água da torneira doméstica da Área Metropolitana de Barcelona. **Water Research** , v. 220, n. 118645, p. 118645, 2022.

HUANG, Z.; HU, B.; WANG, H. Analytical methods for microplastics in the environment: a review. **Environmental Chemistry Letters**, v. 21, n. 1, 29 set. 2022.

HYEON, Y. et al. A fluid imaging flow cytometry for rapid characterization and realistic evaluation of microplastic fiber transport in ceramic membranes for laundry wastewater treatment. **Chemical engineering journal**, v. 454, p. 140028, 2023.

INDRASARI, W.; SAKINAH, F.; UMIATIN, U. Microplastic waste polluted water measurement development based on parameter of physics. In: **Journal of Physics: Conference Series**. IOP Publishing, 2022. p. 012051.

IVLEVA, N. P. Chemical analysis of microplastics and nanoplastics: challenges, advanced methods, and perspectives. **Chemical reviews**, v. 121, n. 19, p. 11886-11936, 2021.

JAROSZ, K.; NATKAŃSKI, P.; MICHALIK, M. Microplastic extraction from the sediment using potassium formate water solution (H2O/KCOOH). **Minerals**, v. 12, n. 2, p. 269, 2022.

JIA, B. et al. Non targeted and targeted LC-MS/MS insights into the composition and concentration of atmospheric microplastics and additives: Impacts and regional changes of sandstorms in Shanghai and Hohhot, China. **Science of the Total Environment**, v. 953, p. 176254, 2024.

KNIGGENDORF, A. K.; WETZEL, C.; ROTH, B. Microplastics Detection in Streaming Tap Water with Raman Spectroscopy. **Sensors**, v. 19, n. 8, p. 1839, 18 abr. 2019.

KUMAR, V. et al. Origin, ecotoxicity, and analytical methods for microplastic detection in aquatic systems. **Trends in Analytical Chemistry**, v. 170, p. 117392–117392, 1 jan. 2024.

LARA, K. L. L. et al. ANÁLISE QUALI-QUANTITATIVA DE MICROPLÁSTICO PRESENTES EM AMOSTRAS MARINHAS DA BAÍA DE SANTOS, SP. **Simpósio de Pesquisa do Ecossistema Ânima**, [s.d.].

LEE, J. H. et al. Detection of microplastic traces in four different types of municipal wastewater treatment plants through FT-IR and TED-GC-MS. **Environmental Pollution**, v. 333, p. 122017, 15 set. 2023.

LIMA, A. R. A.; COSTA, M. F.; BARLETTA, M. Distribution patterns of microplastics within the plankton of a tropical estuary. **Environmental research**, v. 132, p. 146-155, 2014.

LI, Y. et al. Current advances in microplastic contamination in aquatic sediment: analytical methods, global occurrence, and effects on elemental cycling. **Trends in Analytical Chemistry**, v. 168, p. 117331, 2023.

LOPES, K. S. R. et al. ESTUDO SOBRE A POLUIÇÃO PLÁSTICA E ANÁLISE DE MICROPARTÍCULAS NA ÁGUA TRATADA DE PORTO ALEGRE/RS. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, v. 9, p. 570, 21 fev. 2020.

LOSNO-PRADO, Á. G.; IANNACONE, J. Characterization of microplastics in water and sediments in the wetlands Pantanos De Villa, Chorrillos, Lima, Peru. **Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR**, v. 52, n. 1, p. 185-194, 2023.

MARCONDES, R.; SILVA, S. L. R. "O protocolo Prisma2020 como uma possibilidade de roteiro para revisão sistemática em ensino de ciências". **Revista Brasileira de Pós-Graduação**, vol. 18, n. 39, 2023.

MAURIZI, L. et al. It matters how we measure-Quantification of microplastics in drinking water by µFTIR and µRaman. **Heliyon**, v. 9, n. 9, 2023.

MENDES, K. D. S.; SILVEIRA, R. C. C. P.; GALVÃO, C. M. Revisão integrativa: método de pesquisa para a incorporação de evidências na saúde e na enfermagem. **Texto & contexto-enfermagem**, v. 17, p. 758-764, 2008.

MONTAGNER, C. C., DIAS, M. A., PAIVA, E. M., VIDAL, C. Microplásticos: ocorrência ambiental e desafios analíticos. **Quimica Nova,** 44(10), 1328-1352. https://doi.org/10.21577/0100-4042.20170791, 2021.

MUKOTAKA, A.; KATAOKA, T.; NIHEI, Y. Rapid analytical method for characterization and quantification of microplastics in tap water using a Fourier-transform infrared microscope. **Science of the Total Environment**, v. 790, p. 148231, 2021.

NABI, I.; BACHA, A. U.; ZHANG, L. A review on microplastics separation techniques from environmental media. **Journal of Cleaner Production**, v. 337, p. 130458, 2022.

NEL, H. et al. An Untargeted Thermogravimetric Analysis-Fourier Transform Infrared-Gas Chromatography-Mass Spectrometry Approach for Plastic Polymer Identification. **Environmental Science & Technology**, v. 55, n. 13, p. 8721–8729, 10 jun. 2021.

NIZAMALI, J.; MINTENIG, S. M.; KOELMANS, A. A. Assessing microplastic characteristics in bottled drinking water and air deposition samples using laser direct infrared imaging. **Journal of Hazardous Materials**, v. 441, n. 129942, p. 129942, 2023.

OJEDA, L. et al. Increasing the capacitance of flexible supercapacitors by adding spongy-like CNTs on their electrodes and application of CNTs to remove oil/microplastics from tap water. **Journal of Applied Electrochemistry**, v. 55, n. 12, p. 3115–3130, 16 out. 2025.

OLIVATTO, G. P.; CARREIRA, R.; TORNISIELO, V. L.; MONTAGNER, C. C.. Microplásticos: Contaminantes de Preocupação Global no Antropoceno. **Revista Virtual de Química** 2018, 10, 6.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. **Our planet is drowning in plastic pollution: this World Environment Day, it's time for a change**. 2018.

PAGE, M. J. et al.The PRISMA 2020 statement: an updated guideline for reporting systematic reviews. **BMJ**, 372, n. 71, p. 1-9, 2021.

PAPPIS, T.; KAPUSTA, S. C.; OJEDA, T. Metodologia de extração de microplásticos associados a sedimentos de ambientes de água doce. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 26, p. 749-756, 2021.

PIARULLI, S. et al. An effective strategy for the monitoring of microplastics in complex aquatic matrices: Exploiting the potential of near infrared hyperspectral imaging (NIR-HSI). **Chemosphere**, v. 286, p. 131861, 2022.

PIVOKONSKY, M. et al. Occurrence of microplastics in raw and treated drinking water. **Science of the total environment**, v. 643, p. 1644-1651, 2018.

PITTROFF, M. et al. Microplastic analysis in drinking water based on fractionated filtration sampling and Raman microspectroscopy. **Environmental Science and Pollution Research**, 29 jan. 2021.

RAFIQ, A.; XU, J. Microplastics in waste management systems: a review of analytical methods, challenges and prospects. **Waste Management**, v. 171, p. 54-70, 2023.

RIBEIRO, F.; DUARTE, A. C.; DA COSTA, J. P. Staining methodologies for microplastics screening. **TrAC Trends in Analytical Chemistry**, v. 172, p. 117555, 2024.

ROSARIO, D. S. et al. Study of microplastics with semicrystalline and amorphous structure identification by TGA and DSC. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 10, n. 1, p. 106886, 2022.

ROSARIO, D. S. et al. Microplastics' analysis in water: Easy handling of samples by a new Thermal Extraction Desorption-Gas Chromatography-Mass Spectrometry (TED-GC/MS) methodology. **Talanta**, v. 253, p. 123829, 2023.

RUZ, V. H. et al. Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification. **Environmental Science & Technology** 2012, 46, 6.

SANCHEZ, J. M. et al. High removal of PS and PET microplastics from tap water by using Fe2O3 porous microparticles and photothermal irradiation with NIR light. **Chemosphere**, v. 367, p. 143538, 2024.

Sefiloglu, F. Ö. et al. "Comparative microplastic analysis in urban waters using μ-FTIR and Py-GC-MS: A case study in Amsterdam." **Environmental Pollution** 351 (2024): 124088.

Seghers, J. et al. Feasibility of using quantitative ^{1}H-NMR spectroscopy and ultra-microbalances for investigation of a PET microplastic reference material. **Anal Bioanal Chem** 415, 3033–3040 (2023). https://doi.org/10.1007/s00216-023-04567-0

SHARMA, P.; SHARMA, P.; KUMAR ABHISHEK. Sampling, separation, and characterization methodology for quantification of microplastic from the environment. **Journal of Hazardous Materials Advances**, v. 14, p. 100416–100416, 1 fev. 2024.

SHI, Y. et al. The influence of drinking water constituents on the level of microplastic release from plastic kettles. **Journal of Hazardous Materials**, v. 425, p. 127997, 2022.

SINGH, B.; KUMAR, A. Advances in microplastics detection: A comprehensive review of methodologies and their effectiveness. **TrAC Trends in Analytical Chemistry**, v. 170, p. 117440, 2024.

STURM, M. T. et al. Development of an inexpensive and comparable microplastic detection method using fluorescent staining with novel nile red derivatives. **Analytica**, v. 4, n. 1, p. 27-44, 2023.

TALUKDAR, A. et al. Microplastic contamination in wastewater: Sources, distribution, detection and remediation through physical and chemical-biological methods - UCL Discovery. **Ucl.ac.uk**, 15 mar. 2024.

TIAN, X.; BEÉN, F.; BÄUERLEIN, P. S. Quantum cascade laser imaging (LDIR) and machine learning for the identification of environmentally exposed microplastics and polymers. **Environmental Research**, v. 212, p. 113569, 2022.

TSE, Y.; CHAN, S. M.; SZE, E. T. Quantitative assessment of full size microplastics in bottled and tap water samples in Hong Kong. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 19, n. 20, p. 13432, 2022.

VAIDEH, S. Detection and characterization of microplastics in drinking water using advanced analytical techniques. **Journal of Chemical Health Risks**, v. 15, n. 1, p. 228–236, 2025.

WAGNER, M. et al. Microplastics in freshwater ecosystems: what we know and what we need to know. **Environmental Sciences Europe**, v. 26, n. 1, p. 12, 2014.

WANG, W.; WANG, J. Investigation of microplastics in aquatic environments: An overview of the methods used, from field sampling to laboratory analysis. **TrAC Trends in Analytical Chemistry**, v. 108, p. 195-202, 2018.

XIAO, Z. et al. A platform for microplastic assessment in aquatic environments based on the protein corona-induced aggregation effect. **Biosensors and Bioelectronics**, v. 249, p. 116037, 2024.

YOUSAFZAI, S. et al. Detection and degradation of microplastics in the environment: a review. **Environmental Science: Advances**, v. 4, n. 8, p. 1142-1165, 2025.

ZAMBRANO-PINTO, M. V. et al. Microplastics as vectors of other contaminants: Analytical determination techniques and remediation methods. **Science of The Total Environment**, v. 908, p. 168244, 15 jan. 2024.

ZEA COBOS, A. G. et al. Standardization of FTIR-Based Methodologies for Microplastics Detection in Drinking Water: A Meta-Analysis Indeed and Practical Approach. **Water**, v. 16, n. 22, p. 3170, 6 nov. 2024.

ZHANG, Z. et al. Development of a multi-spectroscopy method coupling μ-FTIR and μ-Raman analysis for one-stop detection of microplastics in environmental and biological samples. **Science of the Total Environment**, v. 917, p. 170396, 2024.

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DA LAGOA DO CASSÓ (MA) E SUAS IMPLICAÇÕES PARA O MONITORAMENTO AMBIENTAL DE ECOSSISTEMAS LACUSTRES

1Dandara Figueredo Lima, 2Raissa Azevedo Mendonça; 3Terezinha de Jesus Silva Oliveira; 4Olivar Aguiar Cavalcante Júnior; 5Thiago Gomes Lisboa; 6Alamgir Khan, 7Raquel Maria Trindade Fernandes

1 Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos – ProfÁgua, UEMA, e-mail: dandalimaf@gmail.com; 2 Universidade Estadual do Maranhão, e-mail: ra4351034@gmail.com; 3 Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos – ProfÁgua, UEMA, e-mail: terezinhaoliveira1794@gmail.com; 4 Universidade Estadual do Maranhão, e-mail: cavalcanteolivar@gmail.com; 5 Universidade Estadual do Maranhão, e-mail: thiagolisboag@gmail.com; 6 Universidade Estadual do Maranhão, e-mail: alamgir.uema@gmail.com; 7 Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos – ProfÁgua, UEMA, e-mail: raquelfernandes@professor.uema.br

Palavras-chave: Qualidade da água; ecossistemas lacustres; monitoramento ambiental.

Resumo

A qualidade da água em ecossistemas lacustres é um importante indicador das condições ambientais e da influência de atividades antrópicas no entorno. O presente estudo teve como objetivo avaliar a qualidade da água da Lagoa do Cassó, localizada no município de Primeira Cruz, Maranhão, com base em parâmetros físico-químicos e microbiológicos, comparando os resultados com os padrões estabelecidos pela legislação ambiental brasileira. As coletas foram realizadas em três pontos distintos da lagoa, com amostragens em triplicata englobando as margens e região central da lagoa. Foram analisados parâmetros *in loco*, como temperatura, pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, sólidos dissolvidos totais e salinidade, além de parâmetros laboratoriais determinados por titulação como alcalinidade, dureza, cloretos, gás carbônico livre e turbidez. A análise microbiológica foi realizada por meio do método Colitag para detecção de coliformes totais e *Escherichia coli*. Os resultados indicaram boas condições físico-químicas da água, com valores dentro dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas doces de Classe 2. No entanto, foi observada a presença de coliformes totais e *E. coli* em todas as amostras, indicando contaminação microbiológica e possível risco à saúde da população. Assim, apesar das boas condições físico-químicas determinadas, a qualidade microbiológica da água encontra-se comprometida, evidenciando a necessidade de monitoramento contínuo e de ações de gestão ambiental.

Introdução

Os ecossistemas aquáticos desempenham papel fundamental na manutenção dos processos ecológicos, atuando diretamente na regulação do ciclo hidrológico e no suporte às atividades humanas (Camargo *et al*., 2010). Esses sistemas delicados, como os ambientes lacustres destacam-se por sua relevância ecológica, uma vez que desempenham funções essenciais como o armazenamento de água, a renovação de nutrientes, a manutenção da biodiversidade e a regulação de processos biogeoquímicos (Esteves, 2011). Além disso, os ecossistemas lacustres são amplamente utilizados para abastecimento humano das comunidades ao entorno, atividades recreativas, pesca e até mesmo turismo, reforçando sua importância socioeconômica para a região. No entanto, devido à sua natureza lêntica e à limitada renovação de suas águas, os ambientes lacustres apresentam elevada vulnerabilidade a ações antrópicas, como o lançamento de efluentes, o uso e ocupação desordenada do solo e a acumulação de nutrientes na água, fatores esses que podem comprometer a qualidade e funcionalidade ecológica (Smith; Schindler, 2009).

A qualidade da água em ecossistemas lacustres é resultante da interação entre os fatores físicos, químicos e biológicos. E sua perfeita harmonia depende da ação tanto por processos naturais quanto por atividades antrópicas no entorno. Nesse contexto, a avaliação da qualidade da água por meio de parâmetros físico – químicos constitui uma ferramenta essencial para a compreensão do estado ambiental desses sistemas (Bhateria; Jain, 2016).Parâmetros como temperatura, pH, oxigênio dissolvido, turbidez, condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos (TDS) e salinidade são amplamente utilizados em estudos limnológicos, uma vez que permitem identificar alterações na composição da água e inferir possíveis impactos ambientais (Bhateria; Jain, 2016).

Esses indicadores também são adotados em normativas brasileiras de qualidade da água, como a Resolução CONAMA nº 357/2005, que estabelece critérios e padrões para a classificação e avaliação dos corpos hídricos. Essa resolução desempenha papel fundamental na interpretação dos parâmetros físico-químicos, fornecendo valores de referência para análise da qualidade da água em todo país e a tomada de decisões na gestão dos recursos hídricos (BRASIL, 2005).

Em regiões tropicais, lagoas apresentam dinâmica hidrológica particular, caracterizada por variações associadas à sazonalidade, às características geomorfológicas e ao uso e ocupação do solo no entorno. Estudos realizados em lagoas brasileiras demonstram que alterações no parâmetro físico – químicos se dão em decorrência da ação antrópica na região, além do aporte de sedimentos, acúmulo de matéria orgânica e à ausência de sistemas de saneamento básico, evidenciando uma necessidade acentuada de monitoramento ambiental contínuo nessas regiões (Dodds; Smith, 2016; Paerl; Otten, 2013). O monitoramento

ambiental de sistemas lacustres é, portanto, uma ferramenta essencial para a gestão de recursos hídricos no Brasil, permitindo acompanhar alterações na qualidade da água ao longo do tempo. A ausência de um monitoramento sistemático dessas regiões pode dificultar a identificação das possíveis causas dos impactos ambientais e comprometer a tomada de decisões voltadas a conservação e uso sustentável dos recursos hídricos.

No estado do Maranhão, há uma escassez de estudos voltados à avaliação da qualidade da água em ecossistemas lacustres, especialmente em lagoas naturais inseridas em contextos ambientais de relevância regional. A Lagoa de Cassó destaca-se nesse meio pela sua importância para o sistema ecológico da região, cuja dinâmica está diretamente ligada a fatores naturais e de uso do entorno, além de apresentar relevância socioeconômica, pelo seu potencial uso como polo turístico regional. A utilização da lagoa para fins recreativos e turísticos reforça a necessidade de monitoramento contínuo da qualidade da água, considerando que o uso direto pela população pode implicar riscos à saúde e ao equilíbrio ambiental.

Diante disso, o presente estudo tem como objetivo avaliar a qualidade da água da Lagoa de Cassó (MA), com base em parâmetros físico-químicos e microbiológicos, comparando os resultados com os padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005, bem como analisar a influência de fatores antrópicos e ambientais sobre a dinâmica do sistema lacustre e discutir as implicações dos resultados para o monitoramento e a gestão de ecossistemas aquáticos.

Material e Métodos

A Lagoa de Cassó está localizada no estado do Maranhão, pertencente ao município de Primeira Cruz como visualizado na Figura 1, região de relevante importância ambiental e socioeconômica. As cidades e povoados inseridos no município de Primeira Cruz são enquadrados desde julho de 1992 na Área de Proteção Ambiental Upaon-Açu/Miritiba/Alto Preguiças (MARANHÃO, 1992). A lagoa apresenta potencial turístico significativo por sua proximidade com a região do Parque Nacional dos Lençóis Maranhenses localizado no município de Barreirinhas, consequentemente sendo utilizada para atividades recreativas, o que reforça a necessidade de monitoramento da qualidade da água.

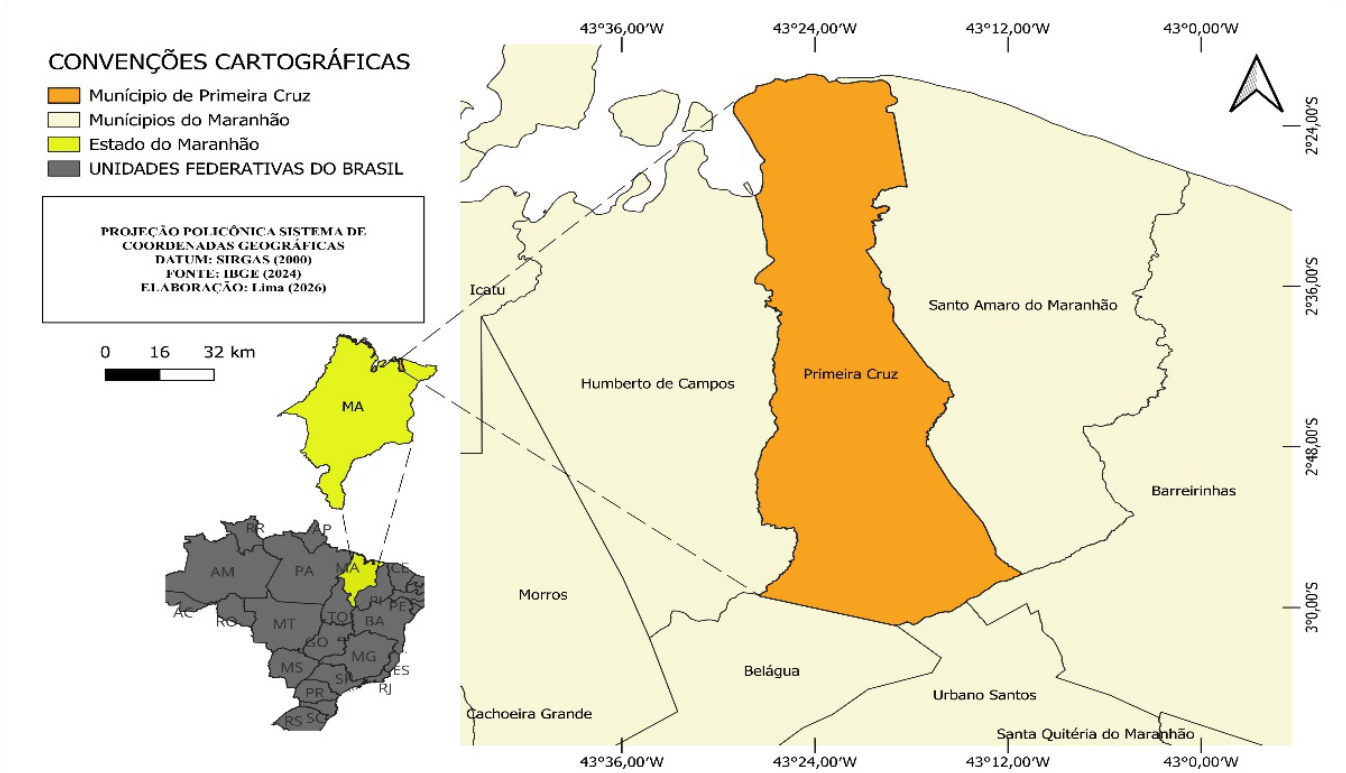


Figura 1: Mapa de Localização do Município de Primeira Cruz.
Fonte: Autor (2026)

As coletas foram realizadas no mês de dezembro, período caracterizado como de transição entre estiagem e início do período chuvoso na região do Nordeste Brasileiro (Marengo, 2008). Foram definidos três pontos amostrais ao longo da lagoa, conforme apresentado na Figura 2, representando diferentes zonas do sistema: região próxima às habitações do entorno, região central e área menos influenciada por atividades antrópicas. Em cada ponto, a coleta foi realizada em três posições distintas (margem direita, margem esquerda e região central), com o objetivo de garantir maior representatividade espacial e confiabilidade dos dados obtidos.

As coordenadas geográficas dos pontos apresentados na Figura 2 são: o ponto P1 (2°57'45.36"S 43°15'15.83"W), o ponto P2 (2°57'54.10"S 43°15'29.30"W) e o ponto P3 (2°58'16.14"S 43°16'04.61"W).



Figura 2: Pontos Amostrais da Lagoa do Cassó (MA).
Fonte: Google Earth (2026).

As amostras foram coletadas em frascos devidamente higienizados e acondicionadas refrigeradas para posterior análise microbiológica e titulométricas em laboratório. As análises feitas *in loco*, foram realizadas com a sonda multiparamétrica AKSO 88V2 apresentado na Figura 3 com a determinação dos parâmetros de temperatura, salinidade, oxigênio dissolvido (OD), pH, condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos (TDS). A turbidez das águas analisadas também realizada *in loco* com auxílio do turbidímetro digital Akso TU430 representado na Figura 4.



Figura 3: Sonda Multiparametrica AKSO 88V2.
Fonte: Autor (2026)



Figura 4: Turbidímetro Digital
Fonte: Autor (2026)

As análises titulométricas feitas em laboratório incluíram os parâmetros de alcalinidade, dureza, cloretos e Gás Carbônico Livre.

A qualidade microbiológica da água foi avaliada por meio da detecção de coliformes totais e *Escherichia coli*, utilizando o método Colitag. Para cada ponto amostral foi transferido 100 ml para um frasco estéril, ao qual foi adicionado um pacote de reagente Colitag, onde a hidrólise de substratos enzimáticos específicos, permite a detecção de coliformes totais e *E. coli.*

As amostras foram homogeneizadas e incubadas a 35ºC por um período de 24h. Após o período de incubação, a presença de coliformes totais é identificado pela mudança de coloração do meio para amarelo. Já a detecção de *E. coli* é realizada através da observação da fluorescência das amostras sob a luz ultravioleta (365nm). Os resultados do método são expressos qualitativamente, identificando a presença ou ausência no meio.



Figura 5: Colitag.
Fonte: Autor (2026)

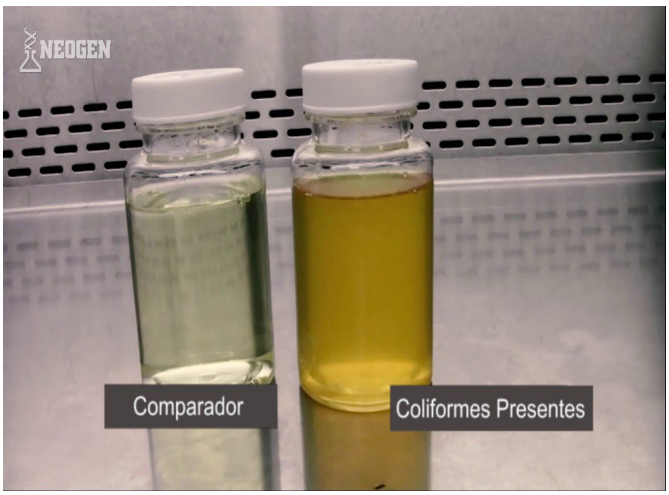


Figura 6: Comparativo método Colitag.
Fonte: Google Imagens (2026)

O método é amplamente utilizado para avaliação microbiológica de água por sua rapidez e sensibilidade na detecção simultânea de coliformes totais e *E. coli*.

Os resultados obtidos das médias das triplicadas dos métodos titulométricos e cálculos foram expressos em tabela e comparados com os padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005.

Resultados e Discussão

Os resultados obtidos foram expressos na Tabela 1 e Tabela 2 abaixo, demonstram que a água da Lagoa do Cassó apresenta, de modo geral, boas condições de qualidade para os parâmetros físico químicos analisados e em concordância com os valores de referência presentes na resolução CONAMA Nº 357/2005 para águas doces de Classe 2. A análise integrativa dos dados obtidos permite inferir que o sistema da Lagoa de Cassó apresenta baixa interferência antrópica, características associada a ambientes aquáticos naturais e pouco urbanizados (Dodss; Smith, 2016).

PARÂMETROS	P1	P2	P3	VALORES DE REFERÊNCIA
TEMPERATURA ºC	25,2	25,4	25,7	NE
PH	6,38	6,42	6,46	6,0 – 9,0
CONDUTIVIDADE ELÉTRICA (µS/CM)	36,1	29,3	36,0	100*
OXIGÊNIO DISSOLVIDO (MG/L)	9,0	8,6	9,0	≥ 5
SÓLIDOS TOTAIS DISSOLVIDOS (MG/L)	18,2	14,7	18,1	≤ 500
SALINIDADE (PPT)	0,02	0,02	0,02	≤ 0,05%

NE – Valor de referência não especificado; *CETESB - Valores de referência indicativos (2023)

Tabela 1: Resultados dos parâmetros físico – químicos dos pontos P1, P2 e P3 medidos pela sonda.
Fonte: Autor (2026)

Como observado na Tabela 1, a temperatura variou de 25,2 ºC e 25,7 ºC, valores esses em concordância com a temperatura de ambientes tropicais (Marengo, 2008). A baixa variação entre os pontos amostrais indica estabilidade térmica, não evidenciando alterações decorrentes de interferências externas que sejam significativas.

Os valores de pH variaram de 6,38 à 6,46, dentro do limite estabelecido legislação CONAMA nº 357/2005 de 6,0 a 9,0. O oxigênio dissolvido apresentou valores elevados de 8,6 mg/L à 9,0 mg/L superiores ao mínimo estabelecido como ≥ 5mg/L. Esses valores indicam uma boa condição de oxigenação da água, e é reflexo de um sistema equilibrado e com baixa carga orgânica dissolvida. Logo, a Lagoa de Cassó é um ambiente propício e com condições favoráveis para a manutenção da biota aquática (CETESB, 2023).

A condutividade elétrica variou de 29,3 à 36,1 µS/cm, indicando baixa mineralização. Valores reduzidos de condutividade elétrica são associados a ambientes com pouca ação antrópica no entorno, sugerindo baixo volume de poluentes dissolvidos na água (CETESB, 2023). De forma semelhante, os sólidos dissolvidos totais (STD) apresentaram valores variando de 14,7 à 18,2 mg/L, valores esses muito inferiores ao limite de 500 mg/L previsto na legislação, indicativo direto de baixa concentração de substâncias dissolvidas na água (BRASIL, 2005).

Já a salinidade de 0,02 ppt, confirma a classificação da água como doce, resultado que sugere que a Lagoa do Cassó não está sofrendo influências de processos de salinização ou intrusão salina.

PARÂMETROS	P1	P2	P3	VALORES DE REFERÊNCIA
CLORETOS (MG/L)	0,025	0,023	0,057	250
DUREZA (MG/L DE CACO3)	4,00	3,80	4,00	NE
ALCALINIDADE (MG/L)	12,93	11,13	12,2	NE
GÁS CARBÔNICO LIVRE	1,20	1,33	1,46	NE
TURBIDEZ (NTU)	0,00	0,00	0,00	≤ 100
COLIFORMES TOTAIS	P	P	P	Presença ou Ausência
COLIFORMES TERMOTOLERANTES	P	P	P	Presença ou Ausência

Tabela 2: Resultados das medições titulométricas e Colitag.
Fonte: Autor (2026)

Na Tabela 2, pode-se observar os valores de cloretos extremamente baixos, com variação de 0,023 a 0,057 mg/L e reforçam a interpretação da ausência de contaminação por esgoto doméstico na região e a ausência de outras fontes de contaminação antrópica significativas (BRASIL, 2005). Já os valores de dureza variaram de 3,8 a 4,0 mg/L de CaC03 e alcalinidade de 11,13 a 12,93 mg/L, caracterizando a água como mole, com baixa concentração de sais minerais. Embora esses parâmetros não possuam limites predefinidos na legislação CONAMA, ambos parâmetros são amplamente utilizados na caracterização da qualidade da água.

O gás carbônico livre apresentou concentrações variando de 1,20 a 1,46 mg/L, indicando um baixo acúmulo de CO_2 na água. Esses valores indicam um equilíbrio entre processos de respiração e fotossíntese, e se correlacionam diretamente com os valores elevados de oxigênio dissolvido na água (Esteves, 2011).

A turbidez apresentou valor nulo em todos os pontos amostrais, sendo o limite estabelecido pela CONAMA nº357/2005 valores de turbidez inferiores a 100 NTU. Os valores nulos para todos os pontos evidenciam uma transparência elevada na água da Lagoa do Cassó e baixa presença de material particulado em suspensão, consequentemente indicando a ausência ou reduzida influência de processos de assoreamento no entorno da lagoa (BRASIL, 2005).

A análise microbiológica revelou presença de coliformes totais e *Escherichia Coli* em todas as amostras avaliadas por meio do método Colitag como demonstrado na Figura 7, indicando contaminação fecal na Lagoa do Cassó. A detecção de *E. coli* é considerada um indicador específico de contaminação recente por matéria fecal, e está associado ao lançamento de esgoto domésticos, presença de animais ou uso inadequado do entorno. De acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005, a qualidade microbiológica da água deve atender a limites específicos para garantir sua adequação aos diferentes usos. Em adição, a portaria GM/MS nª 888/2021 estabelece a ausência de *E. coli* como padrão para água destinada ao consumo humano (BRASIL, 2021). Nesse contexto, a ocorrência da *E. coli* em todas as amostras indica comprometimento da qualidade microbiológica da água, especialmente considerando o uso recreativo da lagoa e também de consumo pela população no entorno, podendo representar risco à população em situações de contato direto.

Esse resultado microbiológico, contrasta com os parâmetros físico-químicos, que indicaram boas condições ambientais, evidenciando que, mesmo em sistemas aparentemente preservados, a contaminação microbiológica pode ocorrer de forma independente, associada a fontes difusas de poluição, como escoamento superficial, presença de animais ou ocupação irregular do entorno. Situações são comuns em ambientes aquáticos com baixa urbanização, onde não há necessariamente degradação físico-química evidente, mas ainda assim ocorre contaminação biológica.

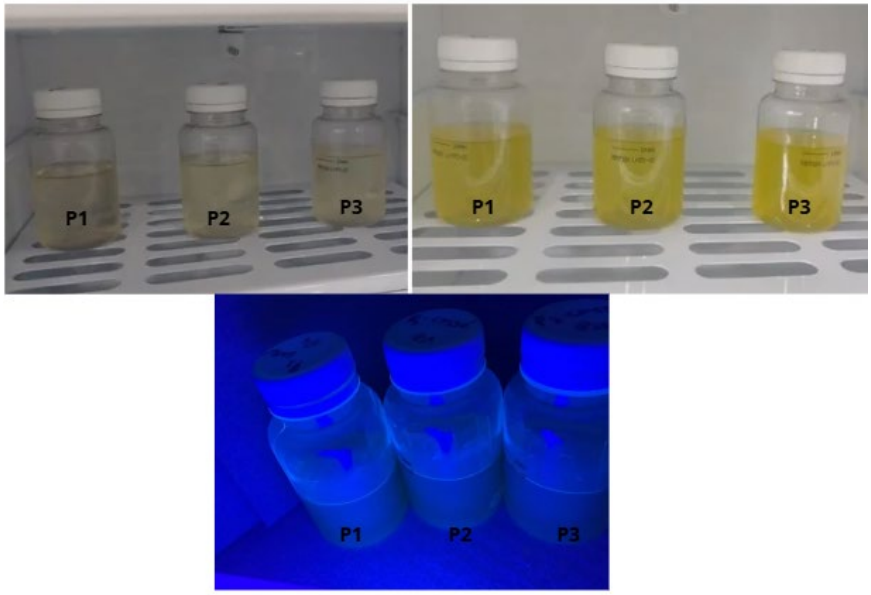


Figura 7: Resultado da análise microbiológica para Coliformes Totais e *E. coli*.
Fonte: Autor (2026)

Comentários finais

Os resultados obtidos neste estudo indicam que a Lagoa do Cassó apresenta boas condições de qualidade da água sob o ponto de vista físico-químico, com parâmetros dentro dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas doces de Classe 2. Os baixos valores de condutividade elétrica, sólidos dissolvidos totais, cloretos e turbidez, aliados aos elevados níveis de oxigênio dissolvido, evidenciam um sistema aquático pouco impactado e com equilíbrio ecológico. Entretanto, a presença de coliformes totais e *Escherichia coli* em todas as amostras indica comprometimento da qualidade microbiológica da água, sugerindo contaminação de origem fecal e representando um potencial risco à saúde da população, especialmente considerando o uso recreativo e, em alguns casos, o consumo da água pela comunidade local.

Dessa forma, destaca-se a importância do monitoramento contínuo da qualidade da água na Lagoa do Cassó, integrando análises físico-químicas e microbiológicas, bem como a necessidade de implementação de medidas de gestão ambiental voltadas ao controle de fontes de contaminação, a fim de garantir a conservação do ecossistema e a segurança dos usos múltiplos da água.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Universidade Estadual do Maranhão (UEMA) pelo suporte acadêmico e estrutural para a realização deste estudo. Agradecem também ao Programa de Pós-Graduação ProfÁgua pelo incentivo ao desenvolvimento de pesquisas voltadas à gestão de recursos hídricos. Agradecem, ainda, ao Laboratório Paracelso de Análises Químicas (UEMA) pelo apoio técnico e pela disponibilização de infraestrutura essencial para a realização das análises laboratoriais. Por fim, agradecem a todos os colaboradores que contribuíram direta ou indiretamente para a execução das atividades de campo e laboratório realizadas.

Referências Bibliográficas

BHATERIA, R.; JAIN, D.
Water quality assessment of lake water: a review. Sustainable Water Resources Management, v. 2, p. 161–173, 2016.
DOI: https://doi.org/10.1007/s40899-015-0014-7

BRASIL. Ministério da Saúde.
Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, 2021

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente.
Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento. Diário Oficial da União, Brasília, 2005.

CAMARGO, R. A., CALIJURI, M. L., SANTIAGO, A. F., COUTO, E. A., SILVA, M. D. F. M., Water Quality Preditions Using the QUAL2Kw Model in a Small Karstic Watershed in Brazil. Acta Limnologica Brasiliensia, vol 22, p. 486 – 498, 2010. DOI: 10.4322/actalb.2011.012

CETESB.Relatório de qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo. São Paulo, 2023.

DODDS, W. K.; SMITH, V. H.
Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in streams. *Inland Waters*, v. 6, n. 2, p. 155–164, 2016.
DOI: https://doi.org/10.5268/IW-6.2.909

ESTEVES, F. A. Fundamentos de limnologia. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

MARENGO, J. A. Water and Climate Change, Estudos Avançados. v. 22, p. 83–96, 2008. DOI: https://doi.org/10.1590/S0103-40142008000200006

MARANHÃO (Estado). Decreto nº 12.498, de 16 de junho de 1992. Dispõe sobre a criação da Área de Proteção Ambiental Upaon-Açu/Miritiba/Alto Preguiças, no Estado do Maranhão. Diário Oficial do Estado do Maranhão, São Luís, 1992. Disponível em: https://documentacao.socioambiental.org/ato_normativo/UC/1608_20140821_160719.pdf . Acesso em: 30 mar. 2026.

SMITH, V. H.; SCHINDLER, D. W., Eutrophication science: where do we go from here? Trends in Ecology & Evolution, v. 24, n. 4, p. 201–207, 2009. DOI: https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.11.009.

PAERL, H. W.; OTTEN, T. G.
Harmful cyanobacterial blooms: causes, consequences, and controls. *Microbial Ecology*, 2013.
DOI: https://doi.org/10.1007/s00248-012-0159-y.

CONCENTRAÇÕES DE CARBONO E NITROGÊNIO AO LONGO DO RIO TIETÊ

1 ALMEIDA, Gabrielle Segatti Soares, 2 TANIWAKI, Ricardo Hideo
1 Universidade Federal do ABC, e-mail:gabrielle.segatti@hotmail.com; 2 Universidade Federal do ABC, e-mail:ricardo,t@ufabc.edu.br

Palavras-chave: Carbono dissolvido; nitrogênio dissolvido; rio Tietê

Resumo

A qualidade da água em sistemas fluviais é influenciada pelas formas de uso e ocupação do solo ao longo das bacias hidrográficas, refletindo-se na variação espacial de parâmetros físico-químicos e biogeoquímicos. O rio Tietê, por atravessar diferentes contextos ambientais no estado de São Paulo, constitui um sistema representativo para a análise dessas variações. Neste estudo, foram avaliadas as concentrações de carbono orgânico dissolvido (COD), carbono inorgânico dissolvido (CID), carbono total dissolvido (CTD) e nitrogênio total dissolvido (NTD) ao longo do rio. As amostras foram coletadas em 15 pontos distribuídos desde a nascente até o trecho final, sendo analisadas a partir de réplicas filtradas em analisador de carbono orgânico total. Os resultados evidenciaram um padrão espacial marcado, com baixas concentrações nos trechos de cabeceira, aumento progressivo nas regiões sob influência urbana, especialmente na Região Metropolitana de São Paulo, e valores máximos em Pirapora do Bom Jesus, indicando acúmulo de matéria orgânica e compostos nitrogenados. Mais a jusante, observou-se redução e estabilização das concentrações, associadas a processos de diluição, retenção e transformação biogeoquímica, particularmente em trechos com presença de reservatórios. No trecho final do rio, as concentrações apresentaram valores mais baixos e estáveis, sugerindo menor influência de fontes pontuais e maior predominância de processos naturais. Os resultados reforçam a existência de um gradiente longitudinal associado aos diferentes contextos territoriais e destacam a importância do monitoramento contínuo para a compreensão da dinâmica biogeoquímica e para o suporte à gestão da qualidade da água

Introdução

O rio Tietê atravessa o estado de São Paulo ao longo de aproximadamente 1.100 km, conectando áreas de cabeceira, regiões fortemente urbanizadas, extensas áreas agrícolas e trechos regulados por reservatórios, o que o torna um exemplo representativo dos múltiplos usos do solo e pressões antrópicas presentes em grandes rios tropicais (Lamparelli et al., 2015; CETESB, 2023). Estudos de qualidade da água ao longo do eixo longitudinal do rio indicam a existência de um gradiente espacial, com trechos mais críticos associados à urbanização intensa e melhorias parciais em segmentos a jusante, influenciadas por processos de diluição, autodepuração e retenção em barragens (Lamparelli et al., 2015; Cunha et al., 2021).

Entre os parâmetros utilizados para compreender o funcionamento biogeoquímico dos rios, destacam-se o carbono e o nitrogênio, elementos centrais nos ciclos da matéria orgânica e dos nutrientes em sistemas aquáticos continentais (Meybeck, 1982; Tranvik et al., 2009). O carbono na água pode ser quantificado como carbono orgânico total, que representa a soma das frações orgânica dissolvida e particulada, como carbono inorgânico, associado principalmente a espécies dissolvidas como bicarbonato e dióxido de carbono, e como carbono total, que integra ambas as frações orgânica e inorgânica (Wetzel, 2001; Abril et al., 2014).

A medição do carbono orgânico é amplamente utilizada para avaliar o aporte e o processamento de matéria orgânica nos rios, refletindo contribuições tanto de fontes terrestres quanto de atividades antrópicas ao longo da bacia (Tranvik et al., 2009; Ward et al., 2017). O carbono inorgânico , por sua vez, está relacionado ao equilíbrio ácido–base da água e aos processos de mineralização da matéria orgânica, sendo um importante indicador do metabolismo aquático e das transformações biogeoquímicas ao longo do contínuo fluvial (Abril et al., 2014; Hotchkiss et al., 2018). O carbono total permite uma visão integrada dessas dinâmicas, sendo frequentemente empregado em estudos comparativos ao longo de gradientes espaciais em grandes sistemas fluviais (Meybeck, 1982; Ward et al., 2020).

O nitrogênio total é outro parâmetro fundamental para a avaliação da qualidade da água, pois integra diferentes formas orgânicas e inorgânicas de nitrogênio presentes no sistema, refletindo tanto processos naturais quanto influências associadas ao uso e à ocupação do solo, como lançamentos de efluentes e práticas agrícolas (Howarth et al., 2011; Dodds & Smith, 2016). Em rios sujeitos a pressões urbanas e agrícolas, variações espaciais nas concentrações de nitrogênio total são frequentemente observadas ao longo do eixo fluvial, sem que isso implique, por si só, relações causais diretas entre fontes específicas e respostas do sistema (Galloway et al., 2008; De Mello et al., 2020).

O rio Tietê, por atravessar todo o estado de São Paulo e drenar bacias com forte heterogeneidade territorial, constitui um sistema representativo para a observação dessas variações espaciais ao longo de um grande gradiente fluvial tropical (Lamparelli et al., 2015; Cunha et al., 2021). Nesse sentido, este estudo teve como objetivo descrever e analisar a variação longitudinal das concentrações de carbono orgânico dissolvido (COD), carbono inorgânico dissolvido (CID), carbono total dissolvido (CTD) e nitrogênio total dissolvido (NTD) ao longo do rio Tietê, considerando os diferentes trechos do rio e seus contextos,

Materiais e Métodos

As amostragens foram realizadas em 15 pontos previamente definidos ao longo do rio Tietê: P1 e P2, em Salesópolis/nascente (KM 1); P3, em Mogi das Cruzes (KM 62); P4, em Guarulhos/São Paulo (KM 112); P5, em Osasco (KM

164); P6, em Pirapora do Bom Jesus (KM 188); P7, em Salto (KM 272); P8, em Anhembi (KM 439); P9, em Botucatu (KM 468); P10, em Barra Bonita (KM 575); P11, em Itapuí (KM 630); P12, na Barragem de Ibitinga (KM 708); P13, em Promissão (KM 810); P14, na Barragem de Avanhandava (KM 860); e P15, em Itapura/foz (KM 1030). Em cada ponto de coleta, a água foi inicialmente coletada utilizando um balde plástico com capacidade de 5 litros, permitindo a obtenção de um volume homogêneo representativo do trecho amostrado. As coletas foram realizadas na superfície do rio, a aproximadamente 40 cm de profundidade, de modo a evitar interferências diretas da interface ar–água e do fundo do canal.

Em cada ponto de coleta, foram obtidas três réplicas de amostras previamente filtradas, totalizando seis amostras por ponto. A filtração foi realizada em campo utilizando filtros de fibra de vidro com porosidade de 0,45 µm (Macherey-Nagel), com o objetivo de separar a fração dissolvida da fração particulada presente na água.

Após a coleta e o preparo, as amostras foram acondicionadas em tubos Falcon de 50 mL, previamente limpos e identificados. Em seguida, foram imediatamente armazenadas em caixas térmicas contendo gelo, de modo a minimizar alterações físico-químicas e biogeoquímicas até a realização das análises laboratoriais.

As amostras filtradas (0,45 µm) foram analisadas quanto aos seguintes parâmetros, representando a fração dissolvida na coluna d'água, carbono orgânico dissolvido (COD), carbono total dissolvido (CTD), carbono inorgânico dissolvido (CID) e nitrogênio total dissolvido (NTD)

As análises de carbono e nitrogênio dissolvidos foram realizadas exclusivamente nas três réplicas filtradas de cada ponto de coleta**,** por meio de um analisador de carbono orgânico total (TOC Analyzer, marca Shimadzu, modelo TOC-L CPH/CPN), que permite a quantificação integrada das diferentes frações de carbono e nitrogênio presentes nas amostras.

Para cada ponto de coleta, os valores finais apresentados correspondem à média aritmética das três réplicas filtradas analisadas. Os gráficos apresentados neste relatório foram elaborados a partir desses valores médios, de forma a representar a condição observada em cada trecho do rio no momento da amostragem.

Resultados

A avaliação dos parâmetros relacionados ao carbono e ao nitrogênio ao longo do rio Tietê revelou um gradiente ambiental associado aos diferentes contextos de uso do solo e às condições de processamento biogeoquímico do sistema fluvial. Nos dois primeiros pontos, localizados na nascente em Salesópolis (P1 e P2, KM 1), observaram-se concentrações baixas de carbono e nitrogênio, compatíveis com um ambiente de cabeceira com baixa interferência antrópica. Os valores de Carbono Orgânico Dissolvido (COD) variaram de 0,105 a 0,986 mg/L, enquanto o Carbono Total Dissolvido **(**CTD**)** apresentou concentrações entre 5,24 e 5,95 mg/L. O Carbono Inorgânico Dissolvido **(**DIC**),** associado principalmente às formas dissolvidas de carbono inorgânico, manteve-se entre 5 e 7 mg/L. O Nitrogênio Total Dissolvido **(**NTD**)** foi igual a zero em ambos os pontos, indicando ausência de acúmulo detectável de compostos nitrogenados e caracterizando um trecho de cabeceira com baixa influência de fontes antrópicas.

Em Mogi das Cruzes (P3, KM 62), verificou-se o primeiro aumento expressivo das concentrações de carbono e nitrogênio. O COD elevou-se para 5,885 mg/L, e o CTD atingiu 11,77 mg/L, enquanto o CID permaneceu em valores próximos de 5,88 mg/L. O NTD dissolvido aumentou para 2,846 mg/L, indicando já uma contribuição moderada de matéria orgânica e compostos nitrogenados provenientes do início da área urbanizada. Esses resultados representam a transição entre o ambiente natural da nascente e o trecho urbano subsequente.

Na entrada da Região Metropolitana de São Paulo, no ponto de Guarulhos/São Paulo (P4, KM 112), a influência antrópica tornou-se marcante. Houve um aumento significativo do COD para 9,48 mg/L, acompanhado de um crescimento expressivo do CTD para 36,00 mg/L e do CID dissolvido para 26,52 mg/L, sugerindo intensa decomposição de matéria orgânica e aporte de bicarbonatos e carbonatos característicos de esgoto doméstico e efluentes industriais. O NTD dissolvido também apresentou aumento substancial, atingindo 14,51 mg/L. Em Osasco (P5, KM 164), ainda dentro da RMSP, os valores permaneceram elevados: COD de 13,07 mg/L, CTD de 36,07 mg/L, CID dissolvido de 22,99 mg/L e NTD dissolvido de 17,76 mg/L, evidenciando a persistência da carga poluidora.

Em Pirapora do Bom Jesus (P6, KM 188), observou-se o maior valor de NTD dissolvido de toda a série, 26,87 mg/L, indicando um acúmulo significativo de compostos nitrogenados. O COD e o CTD também atingiram valores elevados, de 14,55 mg/L e 47,87 mg/L, respectivamente, enquanto o CID dissolvido chegou a 33,32 mg/L. Esses resultados demonstram que este trecho representa a área de maior impacto ambiental do rio, refletindo a intensa carga orgânica e nitrogenada transportada a partir da RMSP.

A partir de Salto (P7, KM 272), o COD reduziu para 10,07 mg/L, o CTD diminuiu para 36,07 mg/L e o CID caiu para 25,99 mg/L. Embora o NTD ainda se mantivesse elevado (21,21 mg/L), a tendência já era de declínio. Esse comportamento pode estar associado à maior turbulência encontrada nas quedas d'água.

Em Anhembi (P8, KM 439), o COD apresentou um pico isolado, atingindo 44,08 mg/L, o maior valor registrado ao longo de toda a extensão estudada. Esse aumento pontual não foi acompanhado por um pico equivalente em CID, que permaneceu em 25,24 mg/L, ou em NTD, que permaneceu em 17,44 mg/L. Isso sugere um aporte localizado de matéria orgânica dissolvida, provavelmente associado a condições hidrológicas específicas ou eventos pontuais. Na sequência, em Botucatu (P9, KM 468), o COD caiu para 5,80 mg/L, o CTD para 22,21 mg/L, o DIC para 16,28 mg/L e o NTD para 9,58 mg/L, indicando retorno à estabilidade.

Nos reservatórios de Barra Bonita, Itapuí e Ibitinga (P10–P12, KM 575–708), observou-se a estabilização dos parâmetros. Os valores de COD variaram entre 4 e 6 mg/L, enquanto o CTD oscilou entre 16 e 20 mg/L. O CID se manteve

entre 11 e 14 mg/L, e o NTD diminuiu progressivamente, alcançando valores entre 4,69 e 0,76 mg/L. Esse comportamento indica um sistema mais equilibrado, com menor aporte de poluentes e predominância de processos naturais de ciclagem.

No trecho final do rio, abrangendo Promissão, Avanhandava e Itapura (P13–P15, KM 810–1030), observou-se um padrão estável e de baixa concentração de carbono e nitrogênio. Os valores de COD permaneceram entre 3,3 e 5 mg/L, enquanto o CTD se manteve entre 15 e 17 mg/L. O CID estabilizou-se em torno de 12 mg/L (12,35 / 12,44 / 12,42 mg/L) e o NTD atingiu seus menores valores, variando de 0,13 a 0,50 mg/L. Esses resultados demonstram que o Baixo Tietê apresenta as melhores condições ambientais após a forte degradação observada na RMSP, evidenciando a capacidade de autodepuração do sistema.

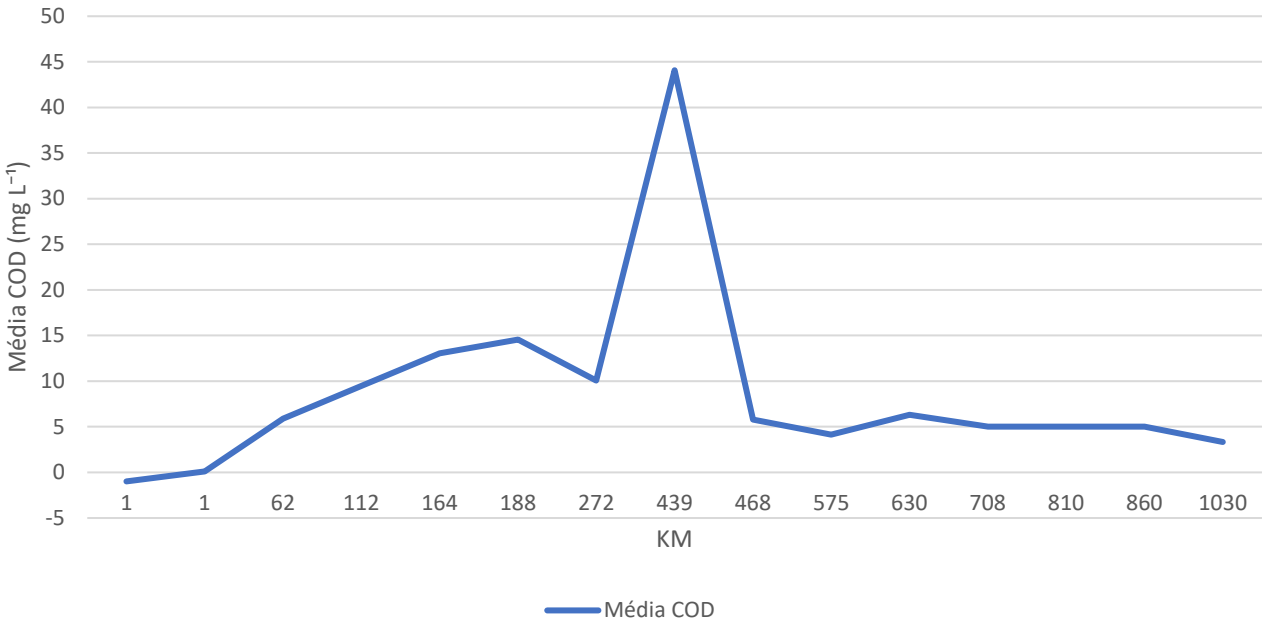


Gráfico 1- Variação longitudinal do carbono orgânico dissolvido (COD) ao longo do rio Tietê, expressa em mg L^{-1}. Observa-se aumento expressivo nas áreas sob influência urbana da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), com pico em Anhembi (KM 439), seguido de declínio progressivo nos trechos a jusante, indicando redução da carga orgânica dissolvida ao longo do sistema.

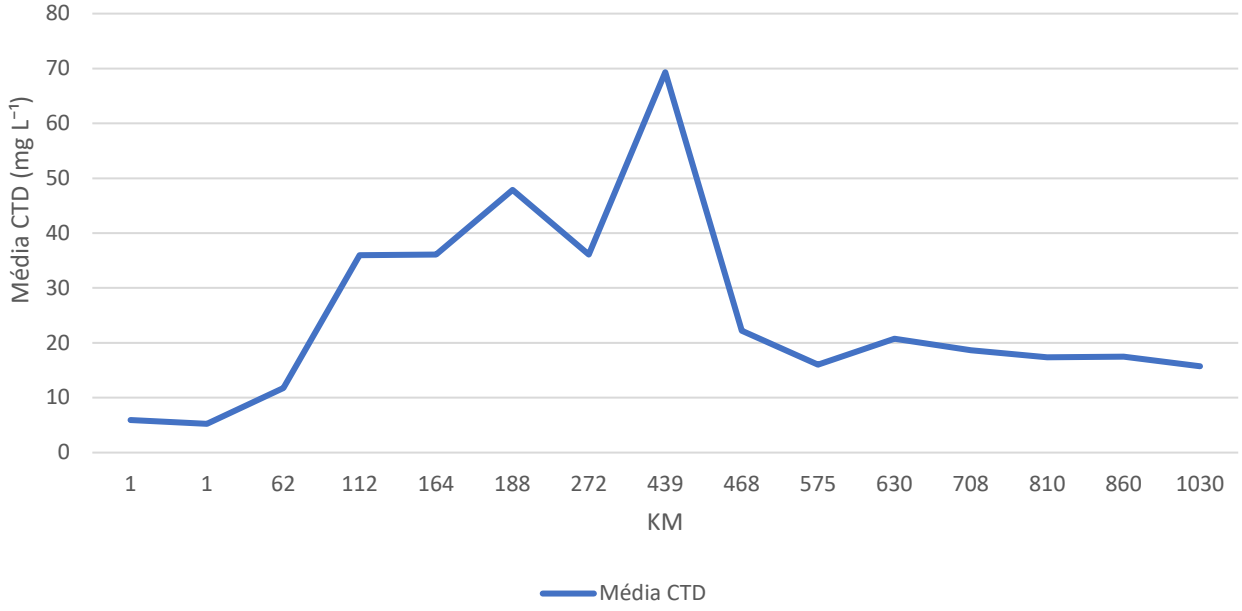


Gráfico 2- Distribuição espacial do carbono total dissolvido (CTD) ao longo do rio Tietê (mg L^{-1}). Os maiores valores concentram-se no trecho urbano da RMSP e em Pirapora do Bom Jesus, refletindo intenso aporte de matéria orgânica. A jusante, observa-se tendência de estabilização e redução das concentrações.

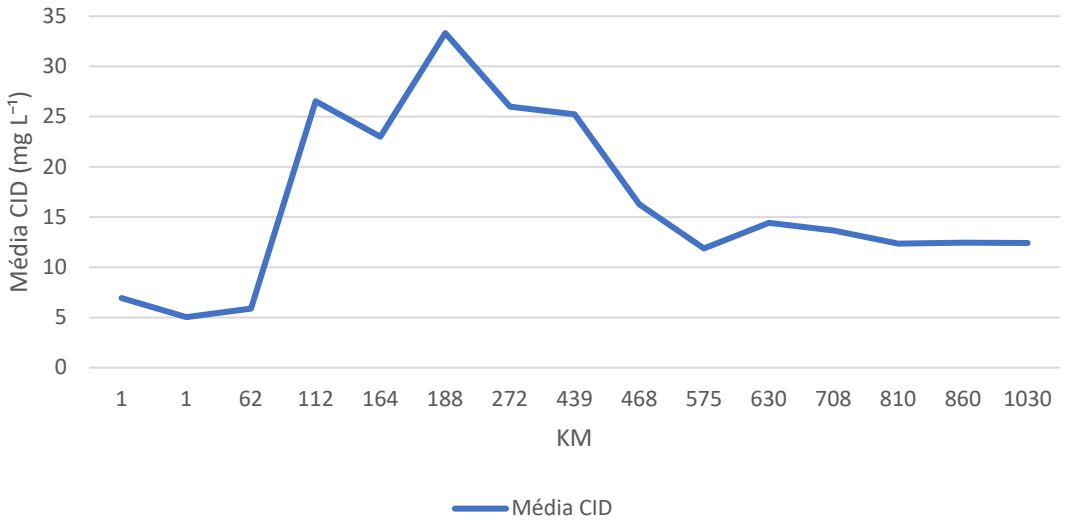


Gráfico 3- Gradiente longitudinal do carbono inorgânico dissolvido (CID) ao longo do rio Tietê (mg L^{-1}). Observam-se maiores concentrações no trecho metropolitano, seguidas de redução e posterior estabilização nos reservatórios e no Baixo Tietê.

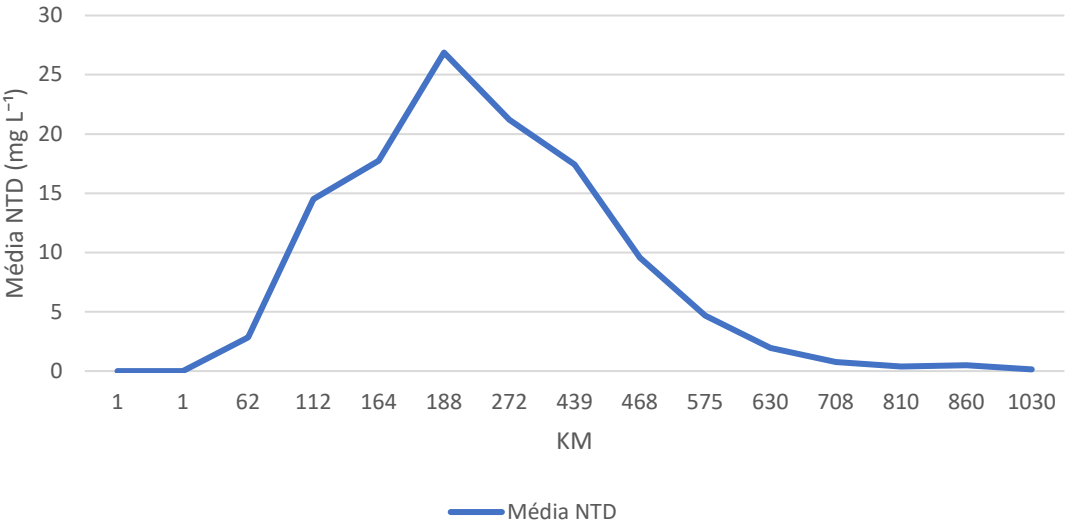


Gráfico 4- Variação espacial do nitrogênio total dissolvido (NTD) ao longo do rio Tietê (mg L^{-1}). Verifica-se aumento das concentrações no trecho da Região Metropolitana de São Paulo, com valores máximos em Pirapora do Bom Jesus, seguido de declínio progressivo a jusante.

Discussão

A variação longitudinal das concentrações de carbono e nitrogênio ao longo do rio Tietê evidencia a forte influência dos contextos territoriais sobre a qualidade da água, refletindo diferenças entre trechos de cabeceira, áreas urbanizadas, zonas agrícolas e segmentos regulados por reservatórios. Esse padrão é amplamente descrito na literatura para grandes rios tropicais e subtropicais, nos quais gradientes de uso e ocupação do solo se traduzem em mudanças progressivas nas cargas de matéria orgânica e nutrientes transportadas pelo sistema fluvial (Allan, 2004; Bernhardt et al., 2022).

Os baixos valores observados nos pontos de cabeceira em Salesópolis são compatíveis com áreas de nascente com limitada influência antrópica, onde o aporte de carbono e nitrogênio é predominantemente controlado por processos naturais e pela contribuição difusa da bacia de drenagem (Meybeck, 1982; De Mello et al., 2020). Ainda que não representem condições oligotróficas extremas, esses valores indicam um estado inicial do contínuo fluvial com reduzida carga orgânica e nitrogenada.

O aumento progressivo das concentrações de COD, CTD, CID e NTD a partir de Mogi das Cruzes e, de forma mais acentuada, nos trechos da Região Metropolitana de São Paulo, reflete a intensificação das pressões urbanas associadas à elevada densidade populacional, à impermeabilização do solo e à entrada de efluentes domésticos e industriais. Estudos em rios urbanos indicam que esses fatores estão associados ao aumento do transporte de matéria orgânica e nutrientes e à intensificação dos processos de decomposição e mineralização ao longo do curso fluvial (Kaushal et al., 2018; Roy et al., 2019; Hale et al., 2022).

O trecho de Pirapora do Bom Jesus apresentou as maiores concentrações de carbono e nitrogênio observadas ao longo de toda a série, destacando-se como um ponto crítico ao longo do gradiente longitudinal do rio. Embora esse padrão seja

compatível com o efeito cumulativo das cargas transportadas a partir da Região Metropolitana de São Paulo, a identificação de eventuais aportes locais ou de processos específicos responsáveis por esse acúmulo exigiria investigações adicionais, incluindo análises direcionadas de fontes, condições hidrológicas e características locais do trecho.

A partir de Salto e, principalmente, nos trechos regulados por reservatórios, observou-se uma tendência de redução e estabilização das concentrações de carbono e nitrogênio. A literatura indica que reservatórios podem atuar como zonas de retenção e processamento biogeoquímico, promovendo a sedimentação de partículas, a transformação da matéria orgânica e a atenuação das cargas transportadas a jusante, ainda que esses processos variem conforme características hidrológicas e operacionais (Tranvik et al., 2009; Marzadri et al., 2021).

No trecho final, os valores mais baixos e estáveis de COD, CTD, CID e NTD sugerem um sistema com menor influência direta de fontes urbanas concentradas e maior predominância de processos naturais de ciclagem, após a passagem pelos principais trechos críticos a montante. Esse padrão reforça a importância de considerar o rio Tietê como um sistema longitudinalmente integrado, no qual as condições observadas em cada trecho resultam da combinação entre aportes locais e processos acumulativos ao longo do eixo fluvial, sem que os dados observacionais permitam inferir relações causais diretas entre usos específicos do solo e respostas individuais do sistema (Ward et al., 2020; Borges et al., 2019).

Considerações finais

A análise das concentrações de carbono orgânico dissolvido, carbono inorgânico dissolvido, carbono total dissolvido e nitrogênio total dissolvido ao longo do rio Tietê evidenciou um marcado gradiente longitudinal, refletindo a heterogeneidade dos contextos territoriais e das pressões antrópicas presentes ao longo do eixo fluvial. Os resultados obtidos permitem descrever padrões espaciais consistentes entre trechos de cabeceira, áreas urbanizadas, zonas agrícolas e segmentos regulados por reservatórios, sem que se estabeleçam relações causais diretas a partir dos dados observacionais analisados.

Os trechos de cabeceira, localizados em Salesópolis, apresentaram baixas concentrações de carbono e nitrogênio, compatíveis com um ambiente de nascente com reduzida interferência antrópica. A partir de Mogi das Cruzes e, de forma mais acentuada, nos trechos da Região Metropolitana de São Paulo, observou-se aumento expressivo das concentrações dos parâmetros analisados, culminando em valores máximos no trecho de Pirapora do Bom Jesus, que se destacou como um ponto crítico ao longo do gradiente longitudinal do rio.

Nos trechos a jusante, especialmente a partir de Salto e ao longo dos reservatórios do Médio e Baixo Tietê, verificou-se uma tendência de redução e estabilização das concentrações de carbono e nitrogênio. Esse comportamento sugere a atuação de processos de retenção, transformação e diluição ao longo do sistema fluvial, ainda que a magnitude e a relevância desses processos dependam de características hidrológicas, operacionais e ambientais específicas de cada trecho.

De forma geral, os resultados reforçam a importância de considerar o rio Tietê como um sistema longitudinalmente integrado, no qual as condições observadas em cada ponto resultam da combinação entre aportes locais e processos acumulativos ao longo do curso do rio. A descrição da variabilidade espacial dos parâmetros analisados contribui para a compreensão do funcionamento biogeoquímico do Tietê e destaca a relevância do monitoramento contínuo para subsidiar ações de gestão e recuperação da qualidade da água.

Por fim, ressalta-se que investigações adicionais, incluindo abordagens voltadas à identificação de fontes, à dinâmica hidrológica e à caracterização de processos locais, são fundamentais para aprofundar a compreensão dos mecanismos responsáveis pelos padrões observados, especialmente em trechos críticos do rio. Nesse sentido, os dados apresentados neste estudo, constituem uma base descritiva relevante para futuras análises integradas e para o aprimoramento das estratégias de monitoramento e gestão do rio Tietê.

Agradecimentos

Os autores gostariam de agradecer a Fundação SOS Mata Atlântica pela parceria e apoio recebido para realização desse estudo.

Referências

BORGES, A. V. et al. Globally significant greenhouse-gas emissions from African inland waters. *Nature Geoscience*, v. 12, p. 100–105, 2019. DOI: https://doi.org/10.1038/s41561-018-0295-6.

BORGWARDT, F. et al. Model-based identification of dominant drivers of river water quality. *Science of the Total Environment*, v. 660, p. 147–159, 2019. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.386.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). *Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo*. São Paulo: CETESB, 2023.

CUNHA, D. G. F.; DODDS, W. K.; CALIJURI, M. C. Longitudinal variation of water quality in a large tropical river influenced by urban and agricultural activities. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 193, n. 5, 2021. DOI: https://doi.org/10.1007/s10661-021-09037-7.

DEL SONTRO, T. et al. Drivers of carbon dioxide emissions from inland waters. *Nature Communications*, v. 12, 503, 2021. DOI: https://doi.org/10.1038/s41467-020-20424-y.

DODDS, W. K.; SMITH, V. H. Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in streams. *Inland Waters*, v. 6, n. 2, p. 155–164, 2016. DOI: https://doi.org/10.5268/IW-6.2.909.

GALLOWAY, J. N. et al. Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions. *Science*, v. 320, n. 5878, p. 889–892, 2008. DOI: https://doi.org/10.1126/science.1136674

HALE, R. L. et al. Urban stormwater runoff drives dissolved oxygen dynamics in streams. *Science of the Total Environment*, v. 806, 150622, 2022. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150622.

HOTCHKISS, E. R. et al. Sources and magnitude of CO_2 emissions from streams and rivers. *Nature Geoscience*, v. 11, p. 859–863, 2018. DOI: https://doi.org/10.1038/s41561-018-0258-y.

HOWARTH, R. W. et al. Coupled biogeochemical cycles: eutrophication and hypoxia in temperate estuaries and coastal marine ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 9, n. 1, p. 18–26, 2011. DOI: https://doi.org/10.1890/100008

LAMPARELLI, M. C. et al. Water quality in the Tietê River basin (Brazil): spatial and temporal patterns. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 187, n. 1, 2015. DOI: https://doi.org/10.1007/s10661-014-4216-6.

LEAL, C. G. et al. Effects of land use on water quality in tropical river basins. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 192, 2020. DOI: https://doi.org/10.1007/s10661-020-08430-7.

MARZADRI, A. et al. Urbanization and agriculture alter carbon processing in river networks. *Global Change Biology*, v. 27, p. 374–388, 2021. DOI: https://doi.org/10.1111/gcb.15413.

MEYBECK, M. Carbon, nitrogen, and phosphorus transport by world rivers. *American Journal of Science*, v. 282, n. 4, p. 401–450, 1982. DOI: https://doi.org/10.2475/ajs.282.4.401

MELLAND, A. R. et al. Agricultural impacts on river water quality. *Science of the Total Environment*, v. 635, p. 1138–1151, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.064.

MONTAGNER, C. C. et al. Occurrence and risks of pesticides in Brazilian rivers. *Science of the Total Environment*, v. 651, p. 2639–2651, 2019. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.202.

OLIVEIRA, P. T. S. et al. Land use intensity controls water quality in tropical watersheds. *Journal of Environmental Management*, v. 284, 112040, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112040.

RAYMOND, P. A. et al. Global carbon dioxide emissions from inland waters. *Nature*, v. 503, p. 355–359, 2013. DOI: https://doi.org/10.1038/nature12760.

RODE, M. et al. From nutrient loads to instream concentrations: challenges and opportunities. *Hydrology and Earth System Sciences*, v. 23, p. 371–388, 2019. DOI: https://doi.org/10.5194/hess-23-371-2019.

ROY, A. H. et al. Urbanization modifies the hydrologic and biogeochemical functioning of stream ecosystems. *Biogeochemistry*, v. 142, p. 65–86, 2019. DOI: https://doi.org/10.1007/s10533-018-0501-4.

SAWAKUCHI, H. O. et al. Carbon dioxide emissions along the Amazon River continuum. *Global Biogeochemical Cycles*, v. 31, p. 1558–1572, 2017. DOI: https://doi.org/10.1002/2017GB005658.

SILVA, V. et al. Pesticide contamination in tropical agricultural watersheds. *Environmental Pollution*, v. 308, 119670, 2022. DOI: https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119670.

STANLEY, E. H. et al. The ecology of methane and carbon dioxide in running waters. *Limnology and Oceanography Letters*, v. 1, p. 1–13, 2016. DOI: https://doi.org/10.1002/lol2.10008.

STUTTER, M. I. et al. Land use, water quality and carbon cycling in river systems. *Science of the Total Environment*, v. 778, 147329, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147329.

TRANVIK, L. J. et al. Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. *Limnology and Oceanography*, v. 54, n. 6, p. 2298–2314, 2009. DOI: https://doi.org/10.4319/lo.2009.54.6_part_2.2298.

WARD, N. D. et al. Where carbon goes when water flows: carbon cycling across the aquatic continuum. *Biogeochemistry*, v. 147, p. 1–27, 2020. DOI: https://doi.org/10.1007/s10533-019-00647-9.

QUALIDADE DA ÁGUA EM PEQUENOS RIOS URBANOS SOB INFLUÊNCIA DA AÇÃO ANTRÓPICA: DIAGNÓSTICO AMBIENTAL DO RIO GANGAN, SÃO LUÍS - MA

1 Terezinha de Jesus Silva Oliveira, 2 Dandara Figueredo Lima, 3 Raissa Azevedo Mendonça; 4 Thiago de Morais Chaves; 5 Thiago Gomes Lisboa; 6 Thiago Oliveira Araújo; 7 Alamgir Khan, 8 Raquel Maria Trindade Fernandes

1 Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos – ProfÁgua, UEMA, terezinhaoliveira1794@gmail.com; 2 Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos – ProfÁgua, UEMA, e-mail: dandalimaf@gmail.com; 3 Universidade Estadual do Maranhão, e-mail: ra4351034@gmail.com; 4 Universidade Estadual do Maranhão, e-mail: thiagokairos99@gmail.com; 5 Universidade Estadual do Maranhão, e-mail: thiagolisboag@gmail.com; 6 Universidade Estadual do Maranhão, e-mail: thiagoaraujo012005@gmail.com; 7 Universidade Estadual do Maranhão, e-mail: alamgir.uema@gmail.com; 8 Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos – ProfÁgua, UEMA, e-mail: raquelfernandes@professor.uema.br

Palavras-chave: Ação antrópica; Saneamento; Análises físico-química e microbiológica.

Resumo

O crescimento urbano desordenado e a ocupação de áreas próximas a cursos d'água têm intensificado as pressões antrópicas sobre rios urbanos, comprometendo suas condições ambientais. Nesse contexto, este estudo teve como objetivo avaliar a qualidade da água do rio Gangan, localizado em São Luís (MA), relacionando-a às influências da urbanização e das atividades antrópicas no entorno da microbacia. Foram realizadas análises físico-químicas e microbiológicas em cinco pontos distintos da microbacia (P1, P2, P3, P4 e P5). Avaliaram-se parâmetros como pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos, temperatura e turbidez, além de coliformes totais, coliformes termotolerantes e *Escherichia coli*, comparando os resultados com os padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas doces de Classe 2. Os resultados evidenciaram alterações na qualidade da água, com destaque para a contaminação microbiológica em todos os pontos e variações em parâmetros físico-químicos, indicando influência de fontes antrópicas, como lançamento de efluentes e uso inadequado do solo. Conclui-se que as ações antrópicas exercem papel determinante na degradação do rio Gangan, evidenciando a necessidade de monitoramento e de medidas de gestão ambiental voltadas à conservação de pequenos cursos d'água urbanos.

Introdução

A água é essencial à vida e, embora seja abundante no planeta, apenas uma pequena parcela encontra-se disponível para uso humano, uma vez que cerca de 97% corresponde à água salgada e aproximadamente 3% à água doce, grande parte localizada em regiões de difícil acesso, como geleiras e aquíferos subterrâneos. Além disso, esse recurso é indispensável para diversas atividades humanas, incluindo abastecimento, agricultura, indústria, geração de energia e lazer (Baird, 2011).

A qualidade e a disponibilidade da água no Brasil configuram-se como questões de grande relevância, tendo em vista a diversidade climática e geográfica do país, que contribui para uma distribuição desigual desse recurso. Essa desigualdade resulta em dificuldades de acesso à água de qualidade em determinadas regiões, sendo agravada por fatores como escassez hídrica, poluição e falhas na gestão dos recursos hídricos (Belfort; Mendes, 2025).

A expansão demográfica e industrial, associada ao desenvolvimento socioeconômico, tem provocado impactos significativos nos recursos naturais, especialmente nos recursos hídricos. Em escala global, o aumento do uso e da poluição, provenientes de fontes pontuais (como resíduos domésticos e industriais) e não pontuais (como atividades agrícolas), contribui para a crescente escassez da água (França *et al*., 2019). A intensificação das atividades de uso e ocupação do solo em bacias hidrográficas está diretamente relacionada à degradação dos cursos d'água e de seus ambientes adjacentes (Marcionilio *et al*., 2020).

Os pequenos cursos d'água em áreas urbanas são altamente suscetíveis à degradação ambiental, uma vez que sofrem intensamente os efeitos da urbanização, como desmatamento, lançamento de efluentes e descarte inadequado de resíduos, sendo frequentemente transformados em canais de esgoto e apresentando comprometimento significativo da qualidade da água e da integridade ecológica (Catâneo *et al*., 2024).

No Brasil, uma parcela dos resíduos sólidos urbanos ainda não é coletada, sendo destinada de forma inadequada, o que representa milhões de toneladas descartadas em locais impróprios, oferecendo riscos ao meio ambiente e à saúde pública (ABREMA, 2023). Podendo parar muitas vezes nos leitos dos pequenos corpos hídricos.

A qualidade da água constitui um importante indicador ambiental, estando diretamente relacionada à proteção da saúde humana, ao equilíbrio ecológico e ao uso sustentável dos recursos naturais. Nesse contexto, a classificação dos corpos hídricos e o estabelecimento de padrões de qualidade permitem avaliar as condições ambientais e orientar o controle da poluição, considerando princípios como prevenção, precaução e desenvolvimento sustentável, além de assegurar que a água atenda aos usos preponderantes da sociedade (BRASIL, 2005). Por isso, entender como está a qualidade da água em determinada localidade é fundamental para o desenvolvimento de medidas de controle, a proteção das fontes hídricas e a saúde pública.

O estudo de pequenos rios é fundamental no contexto da gestão dos recursos hídricos, uma vez que esses corpos d'água integram as bacias hidrográficas e desempenham papel essencial na manutenção da qualidade e disponibilidade hídrica. De acordo com a Política Nacional de Recursos Hídricos, a água é um bem público e limitado, cuja gestão deve considerar o uso múltiplo e sustentável, sendo a bacia hidrográfica a unidade de planejamento. Nesse sentido, a análise de pequenos cursos d'água torna-se indispensável para a compreensão dos impactos ambientais, o monitoramento da qualidade da água e o planejamento de ações voltadas à conservação dos recursos hídricos (BRASIL, 1997).

O Rio Gangan, localizado na região noroeste da cidade de São Luís (MA), integra a bacia hidrográfica do rio Paciência, sendo um importante curso hídrico da Ilha do Maranhão. Sua sub-bacia encontra-se inserida em uma área de intensa urbanização, o que tem provocado modificações significativas em suas características naturais, como o desmatamento das margens, ocupações irregulares, assoreamento do leito e poluição associada ao lançamento de esgotos. Essas ações antrópicas têm contribuído para a degradação ambiental do corpo hídrico, afetando sua qualidade e dinâmica ecológica, o que justifica a realização de estudos voltados à análise de sua capacidade de autodepuração (Teixeira, 2023).

Diante desse contexto, o presente estudo teve como objetivo avaliar a qualidade da água do Rio Gangan, em São Luís–MA, a partir da análise de parâmetros físico-químicos e microbiológicos correlacionando-os com os processos de urbanização e as pressões antrópicas predominantes, a fim de compreender os impactos ambientais sobre pequenos cursos d'água inseridos em áreas urbanas.

Material e Métodos

O rio Gangan constitui uma sub-bacia da bacia hidrográfica do rio Paciência, a qual abrange os municípios de São Luís, São José de Ribamar, Paço do Lumiar e Raposa, situados na região Nordeste do Brasil. Essa bacia apresenta limites geográficos definidos e encontra-se em processo contínuo de degradação ambiental, principalmente em decorrência do lançamento inadequado de esgotos de origem predominantemente doméstica, o que compromete a qualidade da água e agrava problemas relacionados ao saneamento básico (Belfort; Mendes, 2025).

O rio Gangan é um pequeno curso d'água localizado entre os municipios de São Luís e São José de Ribamar - Maranhão, inserido em área urbana e sujeito a intensas pressões antrópicas. Ao longo de seu percurso, especialmente no bairro Turu, o rio apresenta impactos decorrentes da urbanização desordenada, da ocupação irregular de suas margens e da deficiência de saneamento básico, fatores que contribuem para a degradação ambiental, evidenciada pela poluição hídrica, pelo assoreamento do leito e pela expansão imobiliária nas áreas adjacentes. O corpo hídrico de estudo possui aproximadamente 4,125 km de extensão, com nascente nas proximidades da Travessa Boa Esperança, no bairro Aririzal, e se econtra a jusante com o riacho do Biguí, no bairro Miritiual, no município de São José de Ribamar. O Rio Gangan apresenta seu corpo hidrico em dois municipios, São Luís e São José de Ribamar.

Para a avaliação da qualidade da água superficial do Rio Gangan, foram coletadas amostras em cinco pontos distintos ao longo do curso hídrico (Figura 1), preliminarmente definidos com o auxilio do Google Earth versão 2025, P1 (S 2°31′ 2′′, W 44° 13′ 55′′); P2 (S 2°31′ 7′′, W 44° 13′ 27′′); P3 (S 2° 30′ 55′′, W 44° 12′ 58′′); P4 (2° 30′ 28′′, W 44° 12′ 27′′) e P5 (S 2° 30′ 8′′, W 44°12′0′′).

A coleta foi realizada no mês de fevereiro de 2026, no dia 11. As amostras foram acondicionadas em frascos de polietileno de 500ml previamente esterilizados e identificados, em triplicata de cada ponto, de modo a evitar contaminações externas. Após a coleta, foram acondicionadas em caixa térmica com gelo, garantindo a preservação das características microbiológicas e físico-químicas, até a realização das análises laboratoriais, que foram realizadas no Laboratório Paracelso de Análises Químicas, localizado na Universidade Estadual do Maranhão – Campus Paulo VI. Esse procedimento metodológico garante maior confiabilidade e precisão dos resultados, possibilitando uma avaliação detalhada dos parâmetros da água, fundamentais para a compreensão dos impactos decorrentes das atividades antrópicas sobre os recursos hídricos.

Foram analisados parâmetros físico-químicos e microbiológicos para a avaliação da qualidade da água. As variáveis temperatura (°C), pH, condutividade elétrica (µS/cm), oxigênio dissolvido (mg/L), sólidos totais dissolvidos (mg/L) e salinidade (ppt) foram determinadas in loco. Os demais parâmetros, incluindo carbono livre (mg/L), dureza (mg/L), alcalinidade (mg/L), cloretos (mg/L), turbidez (uT), coliformes totais e coliformes termotolerantes, foram analisados em laboratório por métodos apropriados.

As análises qualitativas das amostras de água foram realizadas utilizando o método COLItest®, empregando kits comerciais compostos por frascos estéreis e meio de cultura contendo substratos cromogênicos e fluorogênicos, específicos para a detecção simultânea de coliformes totais e *Escherichia coli*. Para o procedimento, 100 mL de cada amostra foram transferidos para os frascos do teste, seguidos da adição do meio de cultura e homogeneização até completa dissolução. Posteriormente, as amostras foram incubadas em estufa bacteriológica a 37°C por um período de 18 a 48 horas. A presença de coliformes totais foi identificada pela mudança de coloração do meio, de púrpura para amarelo. Para a detecção de *E. coli*, uma alíquota foi transferida para tubo de ensaio e exposta à luz ultravioleta (365 nm), sendo o resultado positivo indicado por fluorescência azul. A confirmação foi realizada mediante adição de reagente de indol, com formação de anel vermelho indicativo de resultado positivo. O método utilizado é validado conforme os padrões estabelecidos pela American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) e Water Environment Federation (WEF), sendo amplamente empregado em análises microbiológicas de agua (Rompré *et al*., 2002).

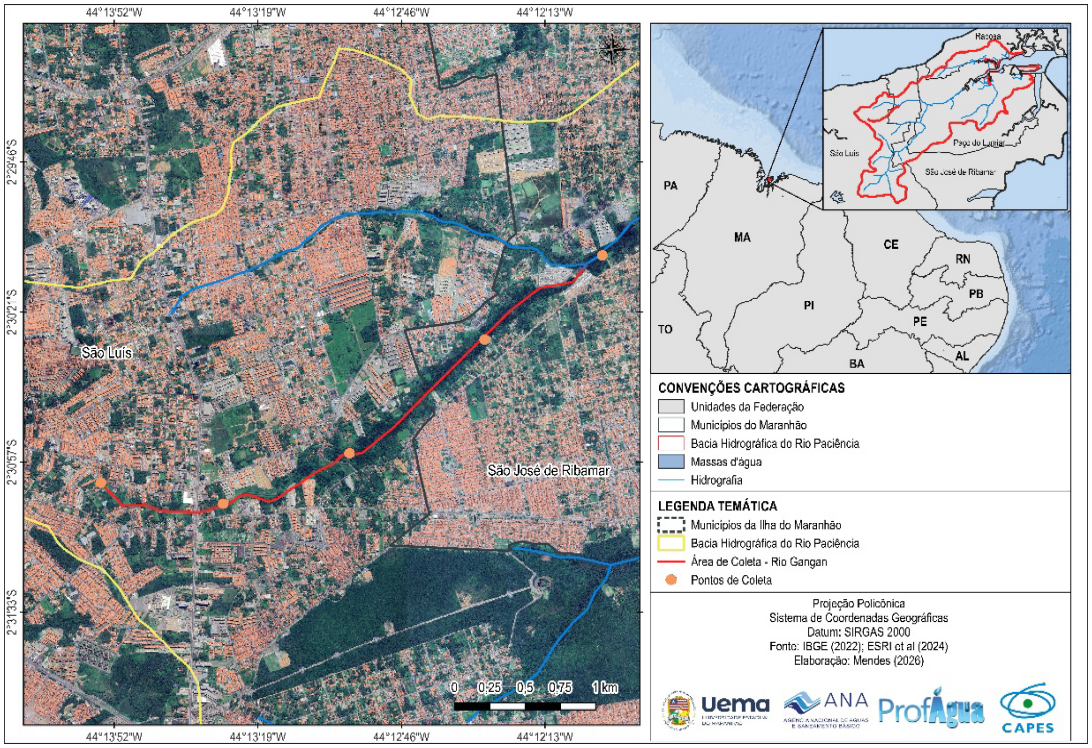


Figura 01: Caracterização espacial da área de estudo e dos pontos amostrais no rio Gangan.
Fonte: Dados da pesquisa (2026)

A medição dos parâmetros físico-químicos da água, incluindo temperatura, oxigênio dissolvido (OD), pH, condutividade elétrica (CE), sólidos totais dissolvidos (TDS) e salinidade (SALT), foi realizada por meio de medidor multiparâmetro AKSO (AK88V2). Para a determinação da temperatura e do oxigênio dissolvido, as sondas foram imersas diretamente na água, garantindo condições adequadas de leitura, como a ausência de bolhas de ar, com registro dos valores após estabilização no equipamento. O pH foi determinado por meio da abordagens da sonda acoplada ao equipamento, proporcionando precisão. Os parâmetros de condutividade elétrica, salinidade e sólidos totais dissolvidos foram obtidos por meio de sondas específicas, permitindo medições rápidas e eficientes. Após cada análise, os equipamentos foram higienizados com água destilada, conforme procedimentos recomendados, e os dados foram registrados manualmente para posterior análise. (APHA, 2017).

A determinação dos parâmetros químicos da água foi realizada por meio de métodos titulométricos clássicos, amplamente empregados em análises de qualidade da água. A alcalinidade total foi determinada por titulação ácido-base utilizando ácido sulfúrico (H_2SO_4) como titulante, com o objetivo de quantificar a capacidade da água em neutralizar ácidos, estando associada principalmente à presença de bicarbonatos, carbonatos e hidróxidos. A dureza total foi determinada por titulação complexométrica com ácido etilenodiaminotetracético (EDTA), baseada na formação de complexos estáveis com íons cálcio e magnésio. A concentração de cloretos foi determinada pelo método de Mohr, por titulação argentométrica com nitrato de prata, tendo como indicador o cromato de potássio. O carbono livre foi determinado por titulação ácido-base, sendo um parâmetro importante no equilíbrio do sistema carbonato na água. Esses métodos são amplamente utilizados em análises ambientais devido à sua confiabilidade e precisão (APHA, 2017).

A turbidez da agua coletada foi determinada por meio de método instrumental utilizando equipamento específico da marca Alfakit, seguindo rigorosamente os procedimentos operacionais descritos pelo fabricante. O método baseia-se na medição da dispersão da luz causada pela presença de partículas suspensas na água, sendo os resultados expressos em unidades de turbidez (uT). A correta execução das etapas operacionais, incluindo calibração do equipamento e preparo das amostras, garante a confiabilidade e a reprodutibilidade dos resultados obtidos (APHA, 2017).

Resultados e Discussão

O rio Gangan, assim como outros corpos hídricos da Ilha de São Luís, não possui enquadramento definido. O enquadramento dos corpos hídricos constitui um instrumento da Política Nacional de Recursos Hídricos que permite estabelecer metas de qualidade da água a serem alcançadas ou mantidas, de acordo com os usos preponderantes de cada corpo hídrico. (COSTA et al., 2019). Na ausência de enquadramento específico, classe definida, para um corpo hídrico, adota-se, para fins de avaliação, a classificação correspondente às águas doces de Classe 2, conforme estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005).

A presença de coliformes totais e termotolerantes em todos os pontos amostrados indica contaminação microbiológica generalizada ao longo do rio Gangan, evidenciando aporte contínuo de matéria fecal de origem antrópica, possivelmente associado ao lançamento de esgotos domésticos in natura ou insuficientemente tratados. Esse resultado revela um

comprometimento sistêmico da qualidade da água, indicando pressão constante de fontes poluidoras ao longo do curso hídrico. Resultados semelhantes têm sido reportados na literatura, nos quais a detecção de coliformes em todas as amostras analisadas é associada à influência de atividades antrópicas e ao lançamento de efluentes domésticos, caracterizando contaminação fecal contínua em corpos hídricos (SOuza Duarte; Menezes; Galúcio, 2023).

De acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005, para corpos d'água doces enquadrados na Classe 2, a concentração de coliformes termotolerantes não deve exceder 1000 NMP/100 mL em, no mínimo, 80% das amostras ao longo do ano. Essa classe destina-se a usos como abastecimento doméstico após tratamento convencional, irrigação, recreação de contato primário e aquicultura. Assim, a detecção de coliformes em todos os pontos analisados sugere possível não conformidade com os padrões estabelecidos, comprometendo a segurança desses usos.

No cenário nacional, o saneamento básico ainda apresenta deficiências estruturais, com apenas cerca de 43% da população atendida por coleta e tratamento de esgotos, enquanto aproximadamente 27% não possui qualquer tipo de atendimento, resultando no lançamento direto de efluentes em corpos hídricos (ANA, 2017). Em São Luís, essa problemática é ainda mais evidente, uma vez que, embora parte do esgoto seja coletada, estima-se que cerca de 84% do volume coletado não receba tratamento adequado antes do descarte, evidenciando baixos índices de tratamento efetivo (INSTITUTO ÁGUA E SANEAMENTO, 2022).

Esse contexto contribui diretamente para o aumento de agravos à saúde pública. No Maranhão, foram registrados mais de 214 mil casos de Doenças Diarreicas Agudas em 2024, número superior aos cerca de 163 mil casos observados em 2023, indicando tendência de crescimento associada à exposição a água contaminada e à precariedade sanitária (MARANHÃO, 2025).

A presença de coliformes reforça a possibilidade de ocorrência de microrganismos patogênicos entéricos, representando risco direto à saúde humana, especialmente em atividades que envolvem contato com a água. Além disso, esse padrão de contaminação evidencia a influência de áreas urbanizadas e a insuficiência de infraestrutura sanitária, fatores frequentemente associados à degradação da qualidade dos recursos hídricos (Marcionilio *et al*., 2020).

Dessa forma, os resultados indicam a necessidade urgente de implementação de medidas de gestão ambiental e saneamento, incluindo a ampliação do tratamento de esgotos, o monitoramento contínuo da qualidade da água e ações de recuperação do rio, visando garantir a segurança sanitária e a adequação aos usos múltiplos estabelecidos pela legislação vigente. A ausência de tratamento adequado dos efluentes compromete não apenas a qualidade da água, mas também a saúde da população e o atendimento a usos a jusante, como abastecimento, recreação e irrigação (ANA, 2017).

No que se refere aos resultados obtidos nas análises físico-químicas, estes foram determinados por meio de medições realizadas in loco, utilizando medidor multiparâmetro, conforme apresentado na Tabela 1. Os parâmetros avaliados incluíram temperatura (°C), pH, condutividade elétrica (µS/cm), oxigênio dissolvido (mg/L), sólidos totais dissolvidos (mg/L), salinidade (ppt) e gás carbônico livre (mg/L), além de dureza (mg/L), alcalinidade (mg/L), cloretos (mg/L) e turbidez (UNT), os quais são amplamente utilizados na caracterização da qualidade da água e na identificação de possíveis alterações decorrentes de processos naturais e influências antrópicas.

Tabela 01: Resultados das análises de parâmetros físico-químicos, in-loco, em laboratório.

PARAMETRO	P1	P2	P3	P4	P5	Valor Máximo
Temperatura °C	21,9	23,2	24,3	25,3	26,4	NE
pH	7,53	7,64	7,02	6,83	6,92	6,0 a 9,0
Condutividade Elétrica (µS/cm)	645	705	688	636	692	100*
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	8,0	4,8	4,9	6,7	4,9	≥5
Sólidos Totais Dissolvidos (mg/L)	324	351	344	316	345	≤500
Salinidade (ppt)	0,34	0,37	0,36	0,33	0,36	≤ 0,05%
Gás Carbônico Livre (mg/L)	30,6	7,5	8,2	8,1	7,7	NE
Dureza Total (mg/L CaCO3)	32,2	30,6	30,8	30,6	31,4	NE
Alcalinidade (mg/L)	40,6	42,20	38,6	40,2	48,6	NE
Cloretos (mg/L)	0,10	0,08	0,11	0,09	0,09	250
Turbidez (uT)	167,9	40,36	39,4	34,6	36,33	≤100

NE: Não Especificado; ***CETESB** – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (2009).

Fonte: Dados da pesquisa (2026)

A temperatura apresentou variação entre 21,9 °C (P1) e 26,4 °C (P5), indicando um gradiente térmico crescente ao longo do curso hídrico. Embora a legislação não estabeleça limite para esse parâmetro, valores mais elevados podem influenciar diretamente processos físico-químicos e biológicos, como a redução da solubilidade do oxigênio na água, podendo comprometer a qualidade ambiental do sistema. Estudos recentes demonstram que o aumento da temperatura está diretamente relacionado à diminuição da concentração de oxigênio dissolvido, em função da menor solubilidade dos gases e do aumento das taxas metabólicas e de decomposição da matéria orgânica nos ambientes aquáticos (Rajesh *et al*., 2022).

De acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005, o pH de corpos d'água doces enquadrados na Classe 2 deve permanecer na faixa de 6,0 a 9,0. Os valores de pH observados nos pontos amostrais variaram entre 6,83 e 7,64, mantendo-se dentro dos limites estabelecidos pela legislação vigente.Esses resultados indicam caráter levemente ácido a neutro, condição típica de ambientes aquáticos naturais e geralmente compatível com a manutenção da biota aquática. Estudos sobre qualidade da água em ecossistemas brasileiros indicam que o pH é um parâmetro fundamental na determinação das condições ambientais, sendo que valores próximos à neutralidade estão associados ao equilíbrio ecológico e à preservação da vida aquática (Glória, 2020).

Valores de pH fora da faixa estabelecida pela legislação podem comprometer significativamente a qualidade da água e a manutenção da biota aquática. Condições de acidez ou alcalinidade excessivas podem alterar processos biológicos e químicos, afetando a disponibilidade de nutrientes e a toxicidade de substâncias presentes no meio, além de causar estresse fisiológico em organismos aquáticos. De acordo com estudos sobre qualidade da água, variações acentuadas de pH podem estar associadas à presença de poluentes, como efluentes domésticos e industriais, indicando degradação ambiental do corpo hídrico (Von Sperling, 2005).

Os elevados valores de condutividade elétrica registrados (636 a 705 µS/cm) indicam alta concentração de substâncias dissolvidas, estando associados à presença de efluentes domésticos e ao escoamento superficial, evidenciando influência antrópica (Anjinho *et al*., 2020). Esse parâmetro está relacionado à concentração de íons dissolvidos, sendo amplamente utilizado como indicador indireto de contaminação (Parizotto *et al*., 2022).

Destaca-se que a Resolução CONAMA nº 357/2005 não estabelece limite para condutividade elétrica, adotando-se como referência o valor indicativo de 100 µS/cm (CETESB, 2009). Valores superiores indicam aumento da carga iônica no sistema.

A associação entre alta condutividade elétrica, redução do oxigênio dissolvido e aumento da turbidez indica aporte de matéria orgânica e poluentes, característico de áreas urbanizadas com deficiência de saneamento básico.

No presente estudo, os valores de STD foram a partir de 316 mg/L, permanecendo dentro do limite máximo permitido (≤ 500 mg/L). Segundo Pereira e colaboradores (2020), os sólidos totais dissolvidos são compostos principalmente por sais e componentes iônicos provenientes de processos de intemperismo, sendo amplamente utilizados como indicadores de poluição por efluentes domésticos e industriais. Nesse sentido, os sólidos totais dissolvidos (STD) representam a soma de substâncias dissolvidas na água, como sais minerais e matéria orgânica, estando associados ao grau de mineralização e a possíveis influências antrópicas.

Para o oxigênio dissolvido (OD, observou-se que apenas os pontos P1 (8,0 mg/L) e P4 (6,7 mg/L) atenderam ao limite mínimo estabelecido (≥ 5 mg/L), enquanto os demais apresentaram valores inferiores, variando entre 4,8 e 4,9 mg/L, dos valores mínimos de OD são estabelecidos pela Resolução nº 357/2005, indicando possível comprometimento da qualidade da água. Nesse contexto, a redução do OD nos pontos P2, P3 e P5 sugere consumo de oxigênio associado à decomposição de matéria orgânica, possivelmente decorrente do lançamento de esgotos domésticos. (Berlanda *et al*., 2021).

De acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005, o limite de turbidez estabelecido para águas doces de Classe 2 é de 100 UNT. No rio Gangan, o ponto P1 apresentou valor superior a esse limite (167,9 UNT), enquanto os demais pontos permaneceram dentro do padrão permitido. Esse resultado evidencia a influência do escoamento superficial, especialmente em períodos chuvosos, que contribui para o aumento do transporte de sedimentos para o curso hídrico (PEREIRA et al., 2020).A turbidez está associada à presença de partículas em suspensão na água, podendo ser intensificada por ações antrópicas e pelo aumento do carreamento de sedimentos (Lenz *et al*., 2024).

No rio Gangan, os valores de salinidade variaram entre 0,33 e 0,37 ppt, mantendo-se dentro do padrão típico de águas doces,o que indica segundo Silva, Ferreira e Matos (2021), ausência de influência salina significativa, embora possa refletir a presença de sais dissolvidos associados a aportes antrópicos.

Para o parâmetro Dureza, os valores obtidos variaram entre 30,6 e 32,2 mg/L,indicando baixa mineralização e sugerindo reduzida influência de fontes antrópicas associadas à carga iônica, sendo compatíveis com condições típicas de águas doces pouco mineralizadas (LENZ et al, 2024). Embora não há limite específico para dureza em águas doces, segundo a CONAMA 375/2005; entretanto, valores elevados podem indicar aporte de efluentes ou alterações na composição química da água, além de ocasionar transtornos de natureza econômica, como a formação de incrustações em tubulações e a redução da eficiência de detergentes.

A alcalinidade é um importante indicador da estabilidade do pH e da resistência à acidificação (Ferreira; Ribeiro; Barthus, 2013). Os resultados obtidos variaram entre 38,6 e 48,6 mg/L, indicando moderada capacidade de tamponamento e relativa estabilidade química, podendo também refletir influências naturais e antrópicas. A Resolução CONAMA nº 357/2005 não estabeleça limite para esse parâmetro em águas doces, mas seus valores permitem avaliar a capacidade tampão do sistema.

De acordo com a Resolução nº 357/2005, o limite máximo permitido para Cloretos em águas doces de Classe 2 é de 250 mg/L, no rio Gangan, as concentrações de cloretos variaram entre 0,08 e 0,11 mg/L, permanecendo muito abaixo desse limite, o que indica baixa influência de fontes de contaminação associadas a sais dissolvidos e condições compatíveis com águas doces pouco impactadas sob esse parâmetro (Brito *et al*., 2024).Entretanto, a análise integrada dos resultados, caracterizada pela redução do oxigênio dissolvido e pelo aumento da turbidez e da condutividade elétrica, evidencia a influência do lançamento de esgotos domésticos no sistema. Nesse contexto, as baixas concentrações de cloretos reforçam que a poluição está predominantemente associada à matéria orgânica, e não ao acúmulo de sais dissolvidos.

O gás carbônico livre (CO_2) é um parâmetro importante no equilíbrio do sistema carbonato, influenciando o pH e os processos biogeoquímicos, estando diretamente relacionado à decomposição da matéria orgânica (Martins, 2022). No rio Gangan, os valores variaram entre 7,5 e 30,6 mg/L, com maior concentração no ponto P1, possivelmente associada ao lançamento de esgoto na área, o que intensifica a atividade biológica e indica aporte de efluentes domésticos e alterações na qualidade da água.

Além dos parâmetros analisados, verificou-se que as condições físicas do entorno do curso d'água exercem influência direta sobre a qualidade da água. Nos pontos P1 e P2, constatou-se a ausência de mata ciliar, sendo que, no ponto P2, a área apresenta

elevado grau de degradação, com escassa cobertura vegetal e evidentes sinais de ocupação antrópica. Nesse contexto, observa-se que o crescimento populacional aliado ao processo de urbanização desordenada impacta diretamente os rios e suas margens, resultando na supressão da vegetação ripária, problemas relacionados à saúde pública, aumento do risco de inundações e alterações na permeabilidade do solo, comprometendo o equilíbrio ambiental do sistema hídrico, conforme destacado por Santiago e colaboradores (2020).

Adicionalmente, verificou-se que o trecho compreendido entre os pontos P1 e P2 encontra-se totalmente canalizado, apresentando significativa alteração das condições naturais do curso hídrico, com o leito e as margens revestidos por estruturas de concreto. Considerando a largura aproximada de 4 metros do rio, tais intervenções estruturais reduzem de forma expressiva sua capacidade natural de autodepuração.

A canalização do curso d'água compromete processos hidrológicos e ecológicos essenciais, como a infiltração da água no solo, a dissipação da energia do fluxo e a interação com a vegetação ripária. Conforme discutido por Carvalho, Marangon e Santos (2020), esse tipo de intervenção promove a desnaturalização dos sistemas fluviais, alterando sua dinâmica hidromorfológica e ecológica.

Comentários finais

Os resultados deste estudo evidenciam que a qualidade da água do rio Gangan encontra-se significativamente influenciada por ações antrópicas ao longo de seu curso, especialmente associadas à urbanização desordenada, à ocupação irregular das margens e à deficiência de infraestrutura de saneamento básico. Essas intervenções têm promovido alterações nas características físicas, químicas e microbiológicas do corpo hídrico, refletindo diretamente as condições de uso e ocupação do solo na área de estudo.

Entre os principais achados, destaca-se a contaminação microbiológica em todos os pontos amostrados, indicando aporte contínuo de carga fecal e evidenciando o lançamento de esgotos domésticos in natura ou insuficientemente tratados. Além disso, foram observadas alterações relevantes em parâmetros físico-químicos, como elevados valores de condutividade elétrica, redução do oxigênio dissolvido em determinados trechos e aumento da turbidez, especialmente no ponto P1, indicando forte presença de poluentes e de processos de degradação ambiental.

A análise integrada dos resultados demonstra que essas alterações não ocorrem de forma isolada, mas estão relacionadas e associadas ao aumento da carga orgânica no sistema, característico de ambientes urbanos com deficiência de saneamento. Apesar dos baixos valores de cloretos observados, a degradação da qualidade da água está predominantemente relacionada à poluição de origem orgânica, e não ao acúmulo de sais dissolvidos, reforçando a influência do lançamento de esgotos domésticos como principal fonte de impacto.

Dessa forma, conclui-se que as ações antrópicas exercem papel determinante na degradação da qualidade hídrica do rio Gangan, comprometendo suas funções ecológicas e seus usos potenciais. Esse cenário evidencia não conformidade com os padrões de qualidade estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas doces de Classe 2, especialmente no que se refere à contaminação microbiológica e aos níveis de oxigênio dissolvido.

Diante disso, reforça-se a necessidade urgente de implementação de medidas integradas de gestão ambiental, incluindo a ampliação dos serviços de coleta e tratamento de esgotos, o controle do uso e ocupação do solo e a recuperação das áreas degradadas, visando à adequação do corpo hídrico aos padrões legais e à conservação desse importante curso d'água urbano.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (Código de Financiamento 001) e da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico, por meio do Convênio CAPES/UNESP nº 951420/2023. Os autores agradecem ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (ProfÁgua) pelo suporte técnico-científico.

Agradecem, ainda, à equipe do Laboratório Paracelso de Análises Químicas pelo apoio técnico na realização das análises e pela contribuição ao desenvolvimento deste trabalho.

Referências Bibliográficas

ABREMA – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE RESÍDUOS E MEIO AMBIENTE. Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2023. São Paulo: ABREMA, 2023.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas. Disponível em: https://www.ana.gov.br/atlasesgotos/. Acesso em: 29 mar. 2026.

ANJINHO, Phelipe da Silva et al. Análise da qualidade das águas e do estado trófico de cursos hídricos afluentes ao reservatório do Lobo, Itirapina, São Paulo, Brasil. Revista Brasileira de Geografia Física, v. 13, n. 1, p. 364–376, 2020.

APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. Standard methods for the examination of water and wastewater. 23. ed. Washington, DC: APHA; AWWA; WEF, 2017.

BAIRD, C.; CANN, M. Química ambiental. 4. ed. Porto Alegre: Bookman, 2011.

BANSEKA, Yenlajai JaneFrances; TUME, Suiven John Paul. Coliform bacteria contamination of water resources and implications on public health in Fako Division, South West Region, Cameroon. Advances in Environmental Engineering Research, v. 5, n. 2, 2024. DOI: https://doi.org/10.21926/aeer.2402010

BELFORT, Bruna Roberta Floriana Oliveira; MENDES, Jonas Jansen. Avaliação da vulnerabilidade e da qualidade da água subterrânea em áreas de influência do rio Gangan, em São Luís – MA. Revista Aracê, v. 7, n. 2, p. 7706–7722, 2025. DOI: https://doi.org/10.56238/arev7n2-183

BERLANDA, Adriana et al. Avaliação temporal e espacial da qualidade das águas superficiais da bacia hidrográfica do rio Desquite, Santa Catarina. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 26, n. 1, p. 45–51, 2021. DOI: https://doi.org/10.1590/S1413-415220180094

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Diário Oficial da União: Brasília, DF, 18 mar. 2005.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Diário Oficial da União: Brasília, DF, 9 jan. 1997.

BRASIL. Ministério da Saúde. Relatório de monitorização das doenças diarreicas agudas: São Luís – MA. Brasília, 2025.

BRITO, Luzenilton Morais de et al. Qualidade físico-química e microbiológica da água de nascentes da bacia hidrográfica do rio Coruripe, Alagoas-Brasil. Interfaces Científicas – Saúde e Ambiente, v. 9, n. 3, p. 53–67, 2024. DOI: https://doi.org/10.17564/2316-3798.2024v9n3p53-67

CARVALHO, Juliana Wilse Landolfi Teixeira de; MARANGON, Fernando Helmuth Syring; SANTOS, Irani dos. Recuperação de rios urbanos: da interdependência e sincronicidade dos processos de desnaturalização. Revista do Departamento de Geografia, v. 40, 2020. DOI: https://doi.org/10.11606/rdg.v40i0.162247

CATÂNEO, Dayana Tamiris Brito dos Santos et al. Threats to the integrity of urban streams in the southwest Amazon. Revista Ambiente & Água, v. 19, e2988, 2024. DOI: https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2988

CETESB – COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Relatório de qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo: 2009. São Paulo: CETESB, 2009.

COSTA, David de Andrade et al. Dos instrumentos de gestão de recursos hídricos – o enquadramento como ferramenta para reabilitação de rios. Saúde em Debate, v. 43, n. esp. 3, p. 35–50, 2019. DOI: https://doi.org/10.1590/0103-11042019S303

FERREIRA, Rafael de Queiroz; RIBEIRO, Josimar; BARTHUS, Rosângela C. Química ambiental. Vitória: Universidade Federal do Espírito Santo, 2013.

FRANÇA, C. L. E. et al. Caracterização físico-química das águas superficiais do Rio São Francisco. Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais, v. 10, n. 6, p. 218–230, 2019. DOI: http://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2019.006.0019

GLÓRIA, Lucivania Pereira. Qualidade da água da bacia hidrográfica do Ribeirão São João. Iguatu: Quipá Editora, 2020.

INSTITUTO ÁGUA E SANEAMENTO (IAS). Situação do saneamento básico em São Luís (MA). Disponível em: https://www.aguaesaneamento.org.br. Acesso em: 30 mar. 2026.

LENZ, Andressa Gabriele et al. Avaliação de parâmetros físico-químicos da qualidade da água do rio Fiúza. Revista Foco, v. 17, n. 4, e4633, 2024. DOI: https://doi.org/10.54751/revistafoco.v17n4-077

MARCIONILIO, Suzana Maria Loures de Oliveira et al. Avaliação da integridade ambiental de rio em área de zoneamento urbano. Research, Society and Development, v. 9, n. 8, 2020. DOI: https://doi.org/10.33448/rsd-v9i8.5482

MARTINS, Leonardo dos Santos. Análise dos parâmetros físico-químicos da água do rio Verde, Goiás. 2022. Trabalho de Conclusão de Curso – Instituto Federal Goiano, Campus Ceres, 2022.

PARIZOTTO, D. et al. Correlação entre parâmetros da qualidade da água para estimativa da vazão sólida. In: ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE SEDIMENTOS, 15., 2022.

PEREIRA, M. A. B. et al. Qualidade hídrica da Cachoeira do Rio São Tomás. Revista Brasileira de Geografia Física, v. 13, n. 1, p. 377–390, 2020.

RAJESH, M.; REHANA, S. Impact of climate change on river water temperature and dissolved oxygen. Scientific Reports, v. 12, p. 9222, 2022. DOI: https://doi.org/10.1038/s41598-022-12996-7

ROMPRÉ, Annie et al. Detection and enumeration of coliforms in drinking water. Journal of Microbiological Methods, v. 49, n. 1, p. 31–54, 2002. DOI: https://doi.org/10.1016/S0167-7012(01)00351-7

SANTIAGO, Denise Rodrigues et al. Convivência da cidade com seus rios. Research, Society and Development, v. 9, n. 11, 2020. DOI: http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v9i11.9582

SECRETARIA DE ESTADO DA SAÚDE DO MARANHÃO. Plano estadual de enfrentamento das doenças diarreicas agudas. Maranhão, 2025. Disponível em: https://www.saude.ma.gov.br/wp-content/uploads/2025/02/PLANO_ESTADUAL_DE_ENFRENTAMENTO_DA_DOENCAS_DIARREICAS.pdf. Acesso em: 30 mar. 2026.

APLICAÇÃO DA ELETROCOAGULAÇÃO COM ELETRODOS DE FERRO NO TRATAMENTO DE ÁGUA SUPERFICIAL URBANA SOB DIFERENTES TEMPOS DE OPERAÇÃO E DENSIDADE DE CORRENTE ELÉTRICA

1 Maria Luiza Paz Schick, 2 Laura Helena Lucca, 3 Milton Manzoni Junior, 4 Karina Querne de Carvalho, 5 Fernando Hermes Passig

1,2,3,4,5 Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), e-mail: marialuizaschick@alunos.utfpr.edu.br; 2 lauralucca@alunos.utfpr.edu.br; 3 milton.2016@alunos.utfpr.edu.br; 3 kaquerne@professores.utfpr.edu.br; 4 fhpassig@professores.utfpr.edu.br.

Palavras-chave: eletroquímica; eletrodo de ferro; parâmetros operacionais.

Resumo

O crescimento urbano desordenado tem provocado a degradação severa de recursos hídricos superficiais, a exemplo do Ribeirão dos Müller (Curitiba-PR), um corpo d'água caracterizado por elevados índices de matéria orgânica e nutrientes que ultrapassam os limites normativos. Diante da necessidade de tecnologias de remediação eficientes que possam atuar diretamente na recuperação desses corpos hídricos impactados, este estudo buscou avaliar a aplicação da eletrocoagulação (EC) com eletrodos de ferro sob diferentes densidades de corrente elétrica e tempos de operação. Para tanto, foram conduzidos ensaios em batelada com 100L de afluente avaliando o sistema sob densidades de corrente de 1,67, 3,40 e 4,41 mA/cm² em tempos de eletrólise de 30 e 54 minutos. Os resultados demonstraram maior efetividade na condição de 3,40 mA/cm² por 54 minutos, alcançando remoções expressivas de até 99% para fosfato solúvel e 57% para a demanda química de oxigênio (DQO) solúvel. No entanto, a remoção das frações totais foi limitada pela dificuldade na separação sólido-líquido dos microflocos suspensos. Observou-se também que o aumento da corrente para 4,41 mA/cm² favoreceu reações secundárias competitivas, como a reação de desprendimento de oxigênio (RDO), reduzindo a dissolução de ferro. Constatou-se que tempos de exposição mais longos são fundamentais para garantir a hidrólise e a agregação dos microflocos. Conclui-se que a EC é uma alternativa viável para a conversão química de poluentes solúveis, contudo, a complexidade do processo demanda estudos complementares focados na avaliação de novos parâmetros operacionais e matrizes aquosas para superar as limitações físicas e viabilizar futuras aplicações.

Introdução

O intenso desenvolvimento urbano no Brasil, muitas vezes ocorrido sem o devido planejamento, tem produzido impactos ambientais severos aos recursos hídricos superficiais. Um exemplo emblemático desta degradação é o Ribeirão dos Müller, em Curitiba-PR, um córrego urbano que apresenta altos índices de matéria orgânica (DQO) e nutrientes, como o fósforo, ultrapassando sistematicamente os limites de qualidade estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05 para águas de Classe 3, assim classificado pelo estudo de Bregunce et al., (2011).

Para mitigar esse cenário, a eletrocoagulação (EC) surge como uma alternativa promissora aos processos físico-químicos convencionais, permitindo a geração de agentes coagulantes in situ por meio da dissolução de eletrodos de sacrifício (Mollah *et al.,* 2001). De acordo com Moreno *et al.,* (2009) O uso de eletrodos de ferro tem sido preferido devido ao baixo custo, facilidade de aquisição e segurança sanitária em comparação ao alumínio. Conforme podemos observar na figura 1, este método utiliza uma corrente elétrica aplicada a eletrodos submersos na água contaminada, desencadeando o processo de eletrocoagulação em três etapas principais.

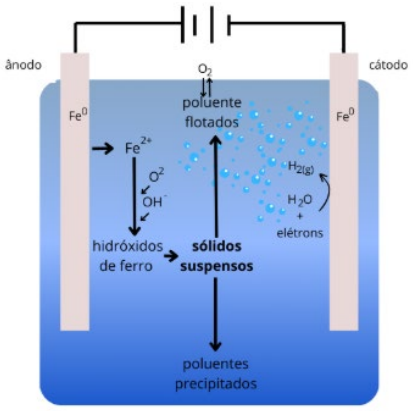


Figura 1: Desenho esquemático representando o processo de eletrocoagulação simplificado com eletrodos de ferro. Fonte : Adaptado de Manzoni Junior (2024), *apud* Mollah et al. (2004) Hakizimana et al. (2017).

Primeiro, a corrente elétrica faz com que o metal do ânodo se oxide, liberando íons metálicos que atuam como coagulantes in situ. Esses coagulantes neutralizam as cargas dos contaminantes, permitindo que se agrupem em flocos maiores, num processo chamado coagulação. Na segunda etapa, esses flocos se aglomeram ainda mais, formando partículas que podem ser facilmente separadas da água. Hidróxidos de ferro, como $Fe(OH)_2$ e $Fe(OH)_3$, ajudam a estabilizar e aumentar esses flocos. Finalmente, na terceira etapa, a reação no cátodo gera microbolhas de hidrogênio, que se aderem aos flocos e os levam à superfície da água, facilitando sua remoção por flotação (Mollah et al., 2001, 2004). A fundamentação teórica da dissolução metálica no ânodo é regida pela Lei de Faraday, que estabelece que a massa de material dissolvida (w) é proporcional à densidade de corrente aplicada (i) e ao tempo de eletrólise (t), conforme observado na equação (01) abaixo:

$$w = \frac{J.t.M}{n.F} \qquad (01)$$

Onde: W = massa de material metálico dissociada (g); J = densidade de corrente elétrica (A/cm²); t = tempo da eletrólise (s); M = massa molar (g/mol); n = número de elétrons envolvidos na reação de oxidação/redução; F = constante de Faraday.

Mesmo que diversos estudos avaliem a eficiência da EC, a sua aplicação em matrizes complexas, como o tratamento de água superficial urbana, carece de maior validação experimental. Este estudo parte das condições otimizadas determinadas por Manzoni Junior (2024) para efluentes domésticos sintéticos, visando testar sua aplicabilidade no tratamento em córregos urbanos.

Este estudo tem como objetivo principal avaliar a eficiência da eletrocoagulação no tratamento de água de um córrego urbano impactado, testando o comportamento do sistema sob diferentes densidades de corrente (1,67; 3,40 e 4,41 mA/cm²) e tempos de eletrólise (30 e 54 min). Para compreender a dinâmica do tratamento, a pesquisa engloba o monitoramento de parâmetros físico-químicos fundamentais, como pH, turbidez, condutividade e as frações totais e solúveis de DQO e fósforo, bem como a verificação da quantidade de ferro dissolvido no efluente pelos eletrodos após a aplicação do processo. Com base nesses resultados, almeja-se fornecer subsídios técnicos para a futura aplicação da tecnologia em escala real, visando à recuperação da qualidade hídrica em bacias urbanas.

Materias e métodos

Os experimentos foram realizados no Laboratório de Saneamento (LabSan) do Departamento Acadêmico de Construção Civil (DACOC) da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Campus Curitiba, Sede Ecoville. O afluente utilizado na pesquisa foi retirado do Ribeirão dos Müller, que conforme visto na Figura 1, encontra-se dentro da própria sede, muito próximo ao laboratório.

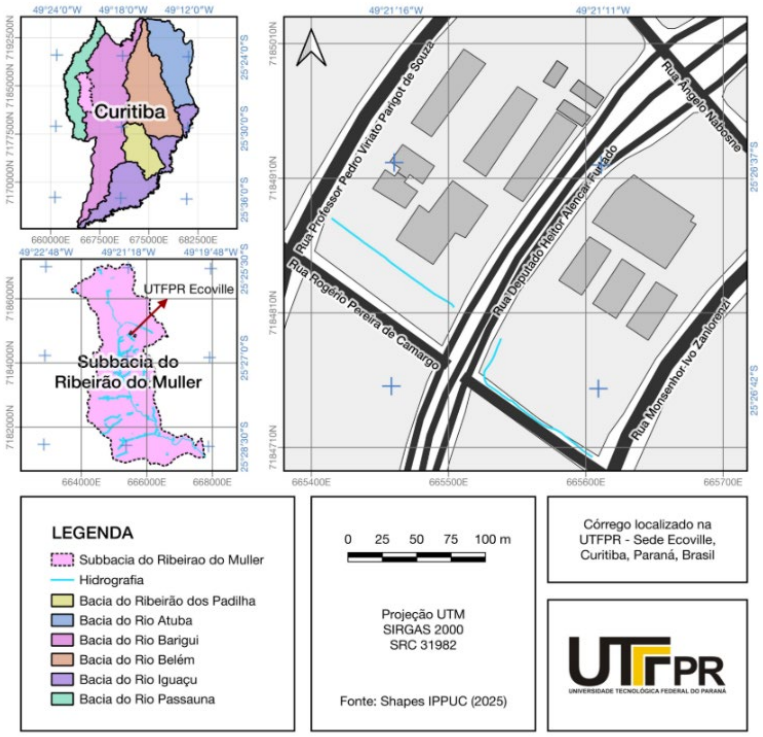


Figura 2: Localização do córrego urbano analisado.
Fonte: Os autores, 2025.

As coletas da água do córrego urbano foram realizadas entre maio e julho de 2025. Utilizou-se 100 litros de afluente coletados logo anteriormente a realização da eletrocoagulação.

Pode-se observar na figura 2 o aparato de eletrocoagulação (EC). Este foi configurado seguindo as especificações técnicas estabelecidas por Manzoni Junior (2024), visando avaliar a aplicabilidade de parâmetros otimizados para efluentes domésticos sintéticos no tratamento de água superficial urbana.

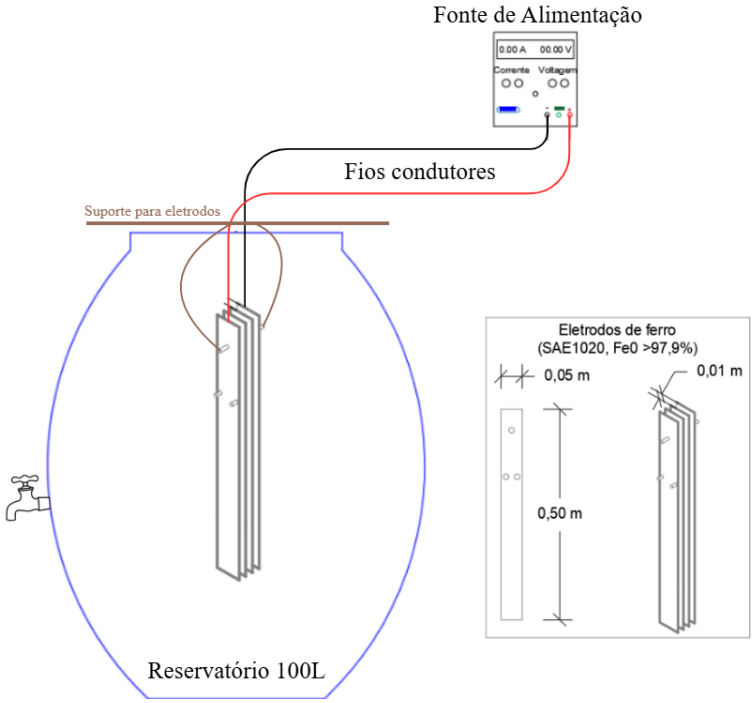


Figura 3: Configurações dos eletrodos de ferro utilizados.
Fonte: Adaptado de Manzoni Junior, 2024.

A definição das condições operacionais partiu do ponto ótimo determinado estatisticamente por Manzoni Junior (2024), que estabeleceu uma densidade de corrente (*J*) de 3,4 mA/cm² e tempo de eletrólise (*t*) de 54 minutos para a máxima remoção de poluentes. Foram utilizados quatro eletrodos de ferro com área anódica total de 1066 cm²

Com o objetivo de verificar o comportamento do sistema em águas superficiais e comparar com os resultados da literatura base, verifica-se na Tabela 1, o planejamento experimental incluiu variações de corrente elétrica aplicada de 1,78 A (1,67 mA/cm²); 3,63 A (3,40 mA/cm²) e 4,70 A (4,41 mA/cm²); e variação de tempo de eletrólise de 30 e 54 minutos.

Etapa	Densidade (mA/cm²)	Tempo (min)
1	1,67	30
2	1,67	54
3	3,40	30
4	3,40	54
5	4,41	30
6	4,41	54

Tabela 1: Etapas com densidades elétricas e tempos de eletrólises diferentes.

Fonte: Os autores, 2025.

A limpeza dos eletrodos foi realizada ao final de cada ensaio para evitar a passivação por biofilme ou óxidos metálicos, garantindo a eficiência da dissociação metálica e a manutenção da corrente desejada no meio aquoso; a operação ocorreu utilizando uma fonte de alimentação contínua Minipa (MPS-3005), com capacidade máxima de 5 A em modo monopolar paralelo com inversão de polaridade a cada 15 minutos para minimizar a passivação anódica.

Os parâmetros monitorados incluíram pH, turbidez, condutividade elétrica, DQO (total e solúvel), fosfato (total e solúvel) e ferro dissolvido. Para a separação das frações solúveis, as amostras de DQO e fosfato foram submetidas à centrifugação a 3.600 rpm por 10 minutos. Os experimentos ocorreram em triplicata afim de garantir a confiabilidade nos resultados. A amostra inicial (“afluente”) era coletada antes do início do processo. Após a eletrocoagulação, amostras de 150 mL foram coletadas automaticamente utilizando um amostrador ISCO (série 6712) a cada hora durante quatro horas; os valores médios foram utilizados para análise. Observa-se na tabela 1 as metodologias utilizadas para analises dos parâmetros físico-químicos:

Parâmetro	Unidade	Método	Número do método
pH	-	Potenciômetro	4500 - H
Turbidez	UNT	Nefelométrico	2130 - B
Condutividade elétrica	$\mu S\ cm^{-1}$	Condutimétrico	2510 - B
Demanda Química de Oxigênio	$mgO_2\ L^{-1}$	Espectrofotométrico	5220 - D
Fosfato	$mgPO_4^{-3}\ L^{-1}$	Espectrofotométrico	4500 - P
Ferro	$mg\ L^{-1}$	Espectrofotométrico	3500 - Fe

Tabela 2: Metodologia utilizada para avaliação dos parâmetros físico-químicos
Fonte: Eaton et al. (2017)

Resultados e discussão

Os ensaios foram realizados com água coletada do córrego urbano Ribeirão dos Müller, localizado na sub-bacia do Rio Barigui, em Curitiba. A média pluviométrica durante o período de coleta (abril a agosto de 2025) foi de 95,60 mm. Na Tabela 1, é possível verificar os resultados obtidos através de análises físicas e químicas para caracterização do afluente:

ÁGUA SUPERFICIAL - AFLUENTE				
Parâmetro	Média	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
pH	7,65	0,12	7,53	7,79
Turbidez (UNT)	77	26	48	110
Condutividade elétrica (µS/cm)	627	86	527	726
Fosfato ($mgPO_4^{-3}$/L)	7,81	1,58	5,94	9,69
DQO (mgO2/L)	129	36	84	171
Ferro (mg/L)	2,44	0,49	1,84	3,02

Tabela 3: Valores médios obtidos de pH, Turbidez, Condutividade, Fosfato, DQO e ferro para afluente em 18 amostras.
Fonte: Os autores, 2025.

Como pode ser observado na Tabela 1, o Afluente apresentou concentração média de fosfato de 7,81 mg/L, valor superior ao limite de 0,15 mg/L de fósforo para rios Classe 3 segundo a Resolução CONAMA 357/2005. O pH incial médio do afluente manteve-se levemente alcalino. Esta faixa é favorável à predominância de hidróxido de ferro (III), como o $Fe(OH)_3$ amorfo, que atua como o principal agente para adsorção e varredura de poluente (Garcia-Segura *et al.,* 2017; Hakizimana *et al.,* 2017).

A Tabela 2 apresenta os resultados médios obtidos para a amostra bruta da água do córrego analisado, que foram: condutividade, turbidez e pH;

		CONDUTIVIDADE (µS/cm)		TURBIDEZ (UNT)		pH	
Densidade de Corrente		**30 min**	**54 min**	**30 min**	**54 min**	**30 min**	**54 min**
1,67 mA/cm²	Afluente	496 ± 210	545 ± 84	25 ± 17	42 ± 9	7,3 ± 0,1	7,4 ± 0,1
	Efluente	507 ± 213	550 ± 85	63 ± 28	115 ± 4	7,5 ± 0,2	7,5 ± 0,1
3,40 mA/cm²	Afluente	760 ± 111	297 ± 21	92 ± 6	7 ± 3	7,7 ± 0,3	7,4 ± 0,1
	Efluente	762 ± 106	298 ± 23	129 ± 10	39 ± 14	8,1 ± 0,4	7,9 ± 0,1
4,41 mA/cm²	Afluente	781 ± 63	879 ± 33	209 ± 103	87 ± 17	7,7 ± 0,3	7,7 ± 0,3
	Efluente	782 ± 61	886 ± 34	236 ± 47	135 ± 25	8,1 ± 0,5	8,3 ± 0,2

Tabela 3: Média dos resultados de condutividade, turbidez e pH para a amostra de afluente.
Fonte: Os autores, 2025.

Estes parâmetros são essenciais para a eficiência do processo de eletrocoagulação (Hakizimana *et al*., 2017; López-Guzmán *et al.,* 2021). Conforme pode ser observado na tabela, a condutividade variou menos de 2% pós o tratamento, esta estabilidade indica balanço entre dissolução de sais e adsorção (Oliveira, 2022; Reza; Haller; Mao, 2024).

O aumento da turbidez em todas as condições testadas é uma evidência da formação de flocos instáveis (Oliveira 2022). Segundo a mesma autora, se houver turbulência ou agitação excessiva no reator, os flocos podem ser quebrados ou mantidos em suspensão, ao utilizar o equipamento de coleta contínua de amostras, o sistema fica exposto a essa situação.

O pH manteve-se levemente alcalino (entre 7,3 e 8,3), dentro da faixa ideal para formação de hidróxidos férricos (Mollah *et al.,* 2001). O aumento do pH após aplicação da EC ocorre devido a rápida liberação de gás hidrogênio no cátodo, o que eleva a concentração de íons hidroxila na solução (Moreno *et al.,* 2009).

Em relação aos compostos fósforo e DQO, estes compostos possui mecanismos de remoção distintos. Enquanto o fósforo é eliminado prioritariamente por precipitação química direta, formando compostos de ferro estáveis e insolúveis (Sierra;

Teo; Steenbeek, 2024); a redução da DQO depende majoritariamente de adsorção física, complexação e do mecanismo de "varredura" ou arraste pelos flocos de hidróxido (Garcia-Segura *et al.,* 2017), além do auxilio no transporte físico desses poluentes orgânicos para a superfície através das microbolhas de gás geradas no cátodo (Graça; Rodrigues, 2022).

É possível observar simultaneamente em gráficos de radar a influência de um ou mais parâmetros. No estudo realizado, nota-se nas Figuras 3 e 4 uma seletividade marcante em relação às frações solúveis de ambos os compostos, que passaram por um pós tratamento de centrifugação, em comparação as frações que não foram centrifugadas.

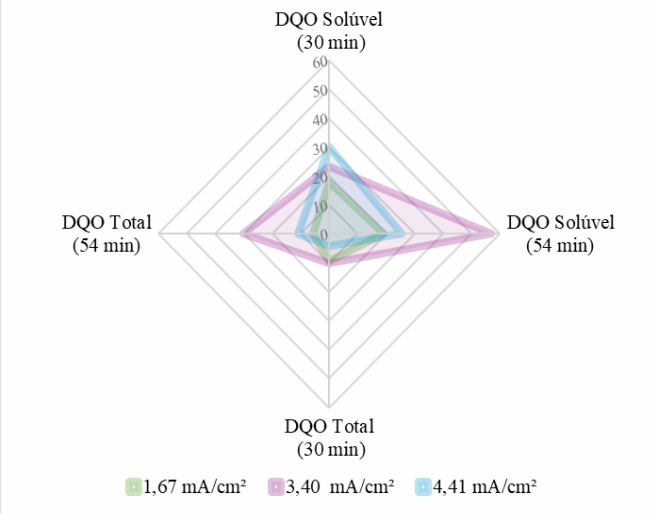


Figura 4: Eficiência de remoção da matéria orgânica expressa em DQO nas porções solúveis e totais em 1,67 mA/cm² 30 min; 1,67 mA/cm² 54 min; 3,40 mA/cm² 30 min; 3,40 mA/cm² 54 min; 4,41 mA/cm² 30 min e 4,41 mA/cm² 54 min.
Fonte: Os autores (2025)

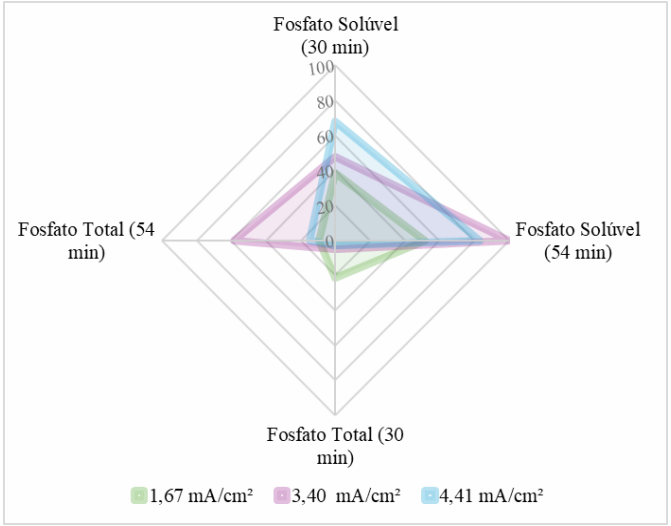


Figura 5: Eficiência de remoção de fosfato nas porções solúveis e totais em 1,67 mA/cm² 30 min; 1,67 mA/cm² 54 min; 3,40 mA/cm² 30 min; 3,40 mA/cm² 54 min; 4,41 mA/cm² 30 min e 4,41 mA/cm² 54 min.
Fonte: Os autores (2025)

A remoção de matéria orgânica expressa em DQO solúvel atingiu 57% na condição de 3,40 mA/cm² por 54 minutos, enquanto a total ficou restrita a 30%. Manzoni Junior (2024) observa que concentrações mais elevadas de DQO logo após a EC provavelmente ocorreram devido a presença de flocos suspensos no sistema, o que justifica o aumento da remoção em amostras solúveis. A presença desses sólidos não sedimentados também explica a presença de turbidez elevada em relação ao afluente percebida em todas as amostras. A melhor remoção no tempo de 54 minutos corrobora estudos realizados por Reza *et al.,* (2024), Hayden (2025) e AL-Rubaye *et al.*, (2024) que indicam que o tempo de eletrólise é um parâmetro essencial para o sucesso da fase física da eletrocoagulação. Em tempos muito curtos, pode não haver tempo suficiente para a hidrólise completa e a formação de flocos pesados o bastante para serem removidos da fase líquida, o que explica o melhor resultado de remoção no maior tempo avaliado (54 minutos).

Os melhores resultados para remoção de fosfato também foram encontrados na etapa com 3,40 mA/cm² e 54 minutos. o fosfato solúvel alcançou até 99% de remoção na condição ótima de 3,40 mA/cm² por 54 min, enquanto no total, essa remoção alcançou 58,6%. A precipitação química direta entre os íons de ferro liberados no ânodo e os íons fosfato, formam precipitados metálicos estáveis que permaneceram em suspensão na amostra bruta (Hakizimana *et al.,* 2017), o que indica que a eletrocoagulação foi eficaz na fase química de conversão do poluente, mas que a eficiência global de remoção foi limitada pela fase física de separação sólido-líquido.

O maior tempo analisado apresentou os melhores resultados de remoção; estudos mostram que o aumento do tempo de eletrólise proporciona melhores resultados na remoção de fósforo e fosfato (Hayden; Abbassi, 2025; Manzoni Junior, 2024; Oliveira, 2022). Operar por mais tempo permite maior formação de agentes coagulantes, reduzindo a concentração de fósforo residual a níveis menores.

Embora combinação de 54 minutos a 3,4 mA/cm² tenha gerado as melhores eficiências de remoção de fosfato e matéria expressa em DQO, pode-se observar no gráfico representado na Figura 5 que as maiores concentrações de ferro dissolvido no efluente foram encontradas tanto em 3,40 mA/m² 54 min, quanto em 3,40 mA/m² 30 min.

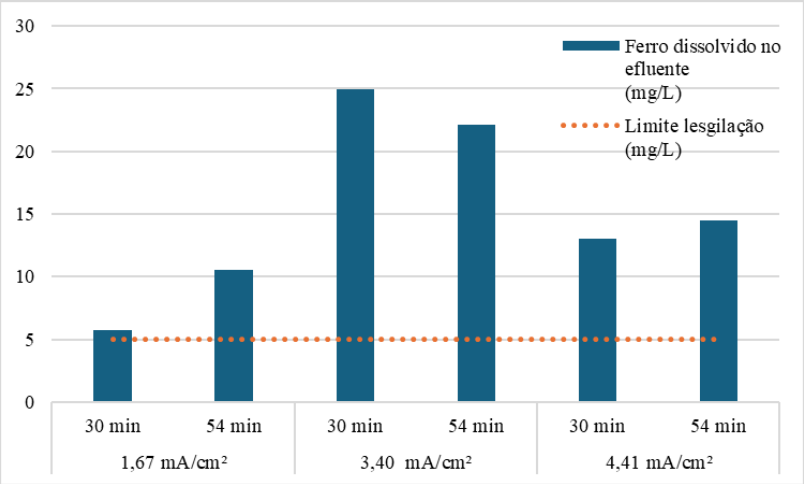


Figura 6: Médias de ferro dissolvido no efluente após eletrocoagulação em 1,67 mA/cm² 30 min; 1,67 mA/cm² 54 min; 3,40 mA/cm² 30 min; 3,40 mA/cm² 54 min; 4,41 mA/cm² 30 min e 4,41 mA/cm² 54 min; e limite de ferro dissolvido em águas de corpos hídricos Classe 3 segundo a CONAMA 357/2005.
Fonte: Os autores (2025)

Observa-se que a concentração de ferro dissolvido foi ligeiramente superior no tempo de 30 minutos (24,99 mg/L) em comparação aos 54 minutos (22,09 mg/L) para a densidade de 3,40 mA/cm², a eficiência de remoção global foi maximizada no maior tempo de exposição. Esse comportamento corrobora os achados estatísticos de Manzoni Junior (2024), que demonstrou, via Delineamento Composto Central Rotacional (DCCR), ser o tempo de eletrólise o parâmetro de maior relevância e significância estatística (p<0,05) para a remoção de fosfato. Tempos menores, como 30 minutos, podem gerar coagulante em abundância, mas não permitem que a hidrólise completa e a agregação de microflocos em partículas sedimentáveis sejam concluídas, mantendo o poluente em suspensão na forma de turbidez.

Um achado central foi o comportamento da liberação de ferro em relação à densidade de corrente. Embora a Lei de Faraday preveja uma dissolução proporcional à carga elétrica, os resultados mostraram que a concentração de ferro decaiu de 22,09 mg/L (3,40 mA/cm²) para 14,53 mg/L (4,41 mA/cm²) no tempo de 54 minutos. Esse comportamento já foi discutido em estudos como o de Aragão (2023) e Garcia-Segura *et al.,* (2017), e indica que em condições de correntes mais elevadas, pode ocorrer reações secundárias concorrentes, notadamente a Reação de Desprendimento de Oxigénio (RDO) no ânodo. Essa reação ocorre quando o potencial anódico atinge um nível suficientemente elevado onde a energia elétrica passa a ser consumida para a oxidação da água, gerando gás carbônico ao invés de promover a dissolução dos íons metálicos do ferro (Casillas *et al.,* 2007; Chen, 2004; Moreno, *et al.,* 2009).

A presença de ferro residual no efluente deve ser considerada em termos de qualidade final da água, já que concentrações acima de 5 mg/L podem ultrapassar limites estabelecidos para águas de Classe 3 pela legislação brasileira (Brasil, 2005). Nesse sentido, embora a condição intermediária tenha se mostrado mais eficiente para remoção de contaminantes, a concentração de ferro residual sugere a necessidade de etapa complementar, como sedimentação prolongada ou filtração, para adequação aos padrões ambientais.

Considerações finais

A aplicação da eletrocoagulação (EC) com eletrodos de ferro apresentou-se como uma alternativa viável no tratamento de águas superficiais urbanas impactadas, como as do Ribeirão dos Müller. O processo indicou maior efetividade na fase química de conversão dos poluentes, alcançando expressivas taxas de remoção de compostos solúveis, especialmente o fosfato, sob as condições operacionais de 3,40 mA/cm² de densidade de corrente e 54 minutos de eletrólise.

Apesar dos resultados favoráveis na remoção da fração solúvel das amostras que passaram pelo pós tratamento de centrifugação, a eficiência do sistema demonstrou limitação relacionada as amostras que passaram apenas pelo processo de eletrocoagulação, sem pós tratamento complementar. A permanência de microflocos suspensos resultou em turbidez residual, comprometendo a remoção das frações totais de fosfato e de matéria orgânica (DQO).

Neste contexto, o tempo de eletrólise revelou-se um fator determinante: embora tempos menores (30 minutos) tenham gerado concentrações ligeiramente superiores de ferro dissolvido, o tempo mais prolongado (54 minutos) foi crucial para maximizar a eficiência de remoção, pois permitiu o avanço da hidrólise e uma agregação mais completa das partículas. Ademais, constatou-se que o aumento da densidade de corrente não resultou em ganhos proporcionais de tratamento. A corrente mais elevada (4,41 mA/cm²) favoreceu reações secundárias, como a reação de desprendimento de oxigênio (RDO), o que reduziu a dissolução do ferro e a consequente formação de agentes coagulantes.

Os resultados deste estudo contribuem para a compreensão da dinâmica do reator operando com uma matriz aquosa real. Contudo, visto que a eletrocoagulação é um processo complexo e dependente de diversos fatores, a viabilidade de sua aplicação em maior escala exige cautela. Fazem-se necessários, portanto, estudos complementares direcionados à avaliação de novos parâmetros operacionais e de qualidade da água, bem como a investigação do comportamento do sistema frente a diferentes situações e características de afluentes, visando aprofundar o entendimento sobre as limitações e potencialidades da tecnologia.

Agradecimentos

Agradeço ao auxilio da equipe do Laboratório de Saneamento da UTFPR-CT; a própria instituição UTFPR e ao CNPq pelo apoio financeiro.

Referências bibliográficas

AL-RUBAYE, Shahad; ALHABOUBI, Naseer; AL-ALLAQ, Aiman. Factors Affecting Electrocoagulation Process for Different Water Types: A review. Al-Khwarizmi Engineering Journal, v. 20, p. 17–32, 1 mar. 2024.

ARAGÃO, Alexander de Souza. Remoção de fármaco doxiciclina de água residuária sintética por meio do processo de eletrocoagulação. dissertação de mestrado—[S.l.]: Universidade de São Paulo, 31 mar. 2023.

BRASIL. 357. Resolução CONAMA no 357, de 17 de março de 2005. . 2005.

BREGUNCE, Denise et al. Avaliação da Qualidade da Água do Ribeirão dos Müller, Curitiba-PR. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 16, n. 3, p. 39–47, 2011.

CASILLAS, Hector et al. Electrochemistry Behind Electrocoagulation Using Iron Electrodes. ECS Transactions, v. 6, 28 set. 2007.

CHEN, Guohua. Electrochemical technologies in wastewater treatment. Separation and Purification Technology, v. 38, n. 1, p. 11–41, 15 jul. 2004.

COMPANHIA, Bernardo João Francisco; SCALIZE, Paulo Sérgio. From batch to continuous in electrocoagulation: key parameters for efficient scaling in water treatment. Environmental Science and Pollution Research, v. 32, n. 38, p. 22163–22193, 1 ago. 2025.

GARCIA-SEGURA, Sergi et al. Electrocoagulation and advanced electrocoagulation processes: A general review about the fundamentals, emerging applications and its association with other technologies. Journal of Electroanalytical Chemistry, v. 801, p. 267–299, 15 set. 2017.

GRAÇA, Nuno; RODRIGUES, Alírio. The Combined Implementation of Electrocoagulation and Adsorption Processes for the Treatment of Wastewaters. Clean Technologies, v. 4, p. 1020–1053, 14 out. 2022.

HAKIZIMANA, Jean Nepo et al. Electrocoagulation process in water treatment: A review of electrocoagulation modeling approaches. Desalination, v. 404, p. 1–21, 17 fev. 2017.

HAYDEN, James; ABBASSI, Bassim. Continuous Flow Electrocoagulation System for Enhanced Phosphorous Removal in Decentralized Wastewater Treatment Systems. Water, v. 17, p. 202, 14 jan. 2025.

LÓPEZ-GUZMÁN, Miriam; FLORES-HIDALGO, Manuel Alberto; REYNOSO-CUEVAS, Liliana. Electrocoagulation Process: An Approach to Continuous Processes, Reactors Design, Pharmaceuticals Removal, and Hybrid Systems—A Review. Processes, v. 9, n. 10, p. 1831, out. 2021.

MANZONI JUNIOR, Milton. Uso da eletrocoagulação no interior do reator anaeróbio híbrido (ec-uahb) para a remoção de fosfato. Dissertação—Curitiba: Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), 2024.

MOLLAH, M. Yousuf A. et al. Electrocoagulation (EC) — science and applications. Journal of Hazardous Materials, v. 84, n. 1, p. 29–41, 1 jun. 2001.

MOLLAH, Mohammad Y. A. et al. Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. Journal of Hazardous Materials, v. 114, n. 1, p. 199–210, 18 out. 2004.

MORENO, Hector et al. Electrochemical Reactions for Electrocoagulation Using Iron Electrodes. Industrial & Engineering Chemistry Research - IND ENG CHEM RES, v. 48, 11 fev. 2009.

OLIVEIRA, Paula. Influência do processo de eletrocoagulação em reator tipo UASB para a remoção de fósforo em efluente sintético. Curitiba: Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), 2022.

REZA, Arif; HALLER, Shannon; MAO, Xinwei. Electrocoagulation as a Remedial Approach for Phosphorus Removal from Onsite Wastewater: A Review. Water, v. 16, p. 3206, 8 nov. 2024.

SIERRA, Julian; TEO, Chuan; STEENBEEK, Ruud. Electrocoagulation at low conductivity for drinking water treatment. Electrocoagulation for drinking water treatment, n. 2024.089, p. 83, 2024.

IDENTIFICAÇÃO E QUANTIFICAÇÃO DE MICROPLÁSTICOS NO RESERVATÓRIO DE TAPACURÁ, PERNAMBUCO - BRASIL

1 Thays Larissa Gomes da Silva, 2 Thayane Cristina da Silva Moreira, 3 José Carlos Pacheco dos Santos, 4 Jandyson Machado Santos

[1] Universidade Federal Rural de Pernambuco, e-mail:thayslarissavi@gmail.com; [2] Universidade Federal Rural de Pernambuco, e-mail: cthayane36@gmail.com; [3] Universidade Federal Rural de Pernambuco, e-mail: jose.cpsantos@ufrpe.br [4] Universidade Federal Rural de Pernambuco, e-mail:jandyson.machado@gmail.com

Palavras-chave: Contaminação; Microplásticos; Reservatório de Tapacurá.

Resumo

Os microplásticos (MP) apresentam uma preocupação global, devido à sua resistência e efeitos danosos tanto ao meio ambiente quanto à saúde humana. Os MP são pequenas partículas de plásticos inferiores a 5 mm, podendo ser categorizados como primários ou secundários. Apesar de existir uma variedade de pesquisas relacionadas à identificação e quantificação desse contaminante em corpos hídricos, sua ocorrência em reservatórios de água ainda é pouco explorada. Desse modo, o presente estudo teve como objetivo avaliar o nível de contaminação por MP em três amostras de águas do reservatório de Tapacurá, localizado na Região Metropolitana do Recife (RMR) – Pernambuco, Brasil. Para isso, foi necessária a realização de protocolos analíticos para coleta e preparo das amostras, identificar, quantificar e classificar as partículas de MP de acordo com a sua morfologia, coloração e tamanho, utilizando microscópica óptica e caracterização química por espectroscopia FTIR. Os dados obtidos evidenciam a presença de partículas de MP em todas as amostras analisadas. Na quantificação foi possível verificar um total de 397 partículas de MP, apresentando a maior concentração de 2,43 itens L^{-1}. Na classificação morfológica, foi observada maior abundância de fragmentos, seguida por fibras, em todas as amostras analisadas, isso possivelmente está atribuído a dispersão de produtos plásticos, ocasionando no transporte desse microcontaminante através do ciclo hidrodinâmico. Quanto à coloração, foi evidenciada a predominância de partículas pretas em todos os pontos, seguidas por azuis, isso possivelmente está correlacionado a variedade de lixo plástico, descartados nos corpos hídricos. Em relação aos tamanhos encontrados, partículas menores que 0,5 mm apresentaram maior abundância em todas as amostras analisadas, isso possivelmente está associado a fragmentação de detritos plásticos através de processos químicos, físicos e biológicos Já na identificação química, o polímero mais abundante foi a poliacrilamida (PAM), seguido pelo polipropileno (PP), onde a presença do PAM é associada a tratamento de efluentes e água, já o PP ao descarte de resíduos sólidos urbanos nos corpos hídricos. Com isso, os resultados obtidos até aqui contribuem com informações importantes sobre a ocorrência de MP em reservatórios de água. Dessa forma, esta pesquisa destaca a importância do desenvolvimento de medidas mitigatórias com a finalidade de preservação ambiental dos corpos hídricos, uma vez que esse microcontaminante ocasiona impactos tanto ao meio ambiente quanto à saúde humana.

1. Introdução

A contaminação por MP vem sendo motivo de preocupação global, devido à sua presença e persistência em sistemas aquáticos (Li; Liu; Chen, 2018). Os MP são definidos como pequenas partículas poliméricas com tamanho inferior a 5 mm, podendo ser classificados como MP primários ou secundários. Os MP primários são fabricados em dimensões microscópicas para fazer parte da composição de diversos produtos de uso contínuo, como os produtos de higiene pessoal. Já os MP secundários são oriundos da fragmentação de grandes detritos plásticos, por meio de diversos processos, tais como exposição à radiação ultravioleta (UV), correntes oceânicas, abrasão mecânica, biodegradação, entre outros (Swain *et al*., 2025).

Atualmente, os MP são considerados como uma categoria de contaminantes emergentes (CEs). Os CEs são definidos como compostos de origem antropogênica (fármacos, MP, drogas ilícitas, entre outros) ou naturais (hormônios naturais) amplamente presentes no meio ambiente, mas que ainda carecem de uma legislação para um monitoramento ambiental, visto que podem provocar efeitos danosos tanto ao ecossistema quanto à sociedade (Santos *et al*., 2024). A presença dos MP em corpos hídricos pode acarretar efeitos danosos à biota, visto que, devido à sua coloração e tamanho, são confundidos com alimentação e, consequentemente, são ingeridos por organismos aquáticos, ocasionando diversas alterações fisiológicas, tais como danos intestinais, problemas reprodutivos, entre outros (Egbeocha *et al*., 2018).

Além disso, a ingestão de MP apresenta riscos químicos, pois eles possuem a capacidade de adsorver e transportar poluentes químicos e biológicos, tais como metais potencialmente tóxicos, poluentes orgânicos persistentes (POPs), hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs), entre outros. Por fim, essas partículas representam um risco expressivo aos seres humanos, visto que existe potencial transferência trófica desses microcontaminantes ao longo da cadeia alimentar (Khaleel *et al*., 2023). Embora existam diversas pesquisas científicas que identificam a presença desse microcontaminante em ambientes de água doce, sua ocorrência em reservatórios de água ainda é pouco documentada na literatura (Guimarães *et al.,* 2025). No entanto, realizar pesquisas em reservatórios é de suma importância, uma vez que esses reservatórios possuem a função de fornecer água potável para a sociedade e a presença de MP pode prejudicar a qualidade da água (Rani-Borges; Vicente; Pompêo, 2022).

Os reservatórios são essenciais para a conservação da biodiversidade, tornando-se, assim, um local de relevância para a realização de monitoramentos ambientais contínuos dessa categoria de CE, uma vez que são ambientes suscetíveis à acumulação de contaminantes. Pois, como ocorre a diminuição da vazão e o represamento de barragens, os reservatórios tendem

a ter quantidades de MP maiores do que em rios (Rani-Borges; Vicente; Pompêo, 2022). Sendo assim, o objetivo desta pesquisa é realizar a identificação e quantificação de MP no reservatório de Tapacurá, localizado na RMR, Pernambuco – Brasil.

2. Material e Métodos

2.1. Campo de estudo e coleta de amostras

A área de estudo compreende um trecho do reservatório de Tapacurá (Figura 1), inserido no município de São Lourenço da Mata, localizado na RMR, Pernambuco. O reservatório de Tapacurá foi fundado em 1973 e atualmente é responsável por abastecer os municípios de Camaragibe, Jaboatão dos Guararapes, Recife e São Lourenço da Mata, correspondendo a cerca de 40% do volume de água distribuído na RMR e possuindo a capacidade de acumulação de até 94,2 milhões de m³. Além disso, também é utilizado para contenção de cheias na cidade do Recife, capital do estado de Pernambuco (Braga et al., 2021). Amostras de águas superficiais foram coletadas, no período seco, dia 21 de novembro de 2025, totalizando 3 pontos de amostragem. As coordenadas geográficas de cada ponto estão demonstradas na Tabela 1.

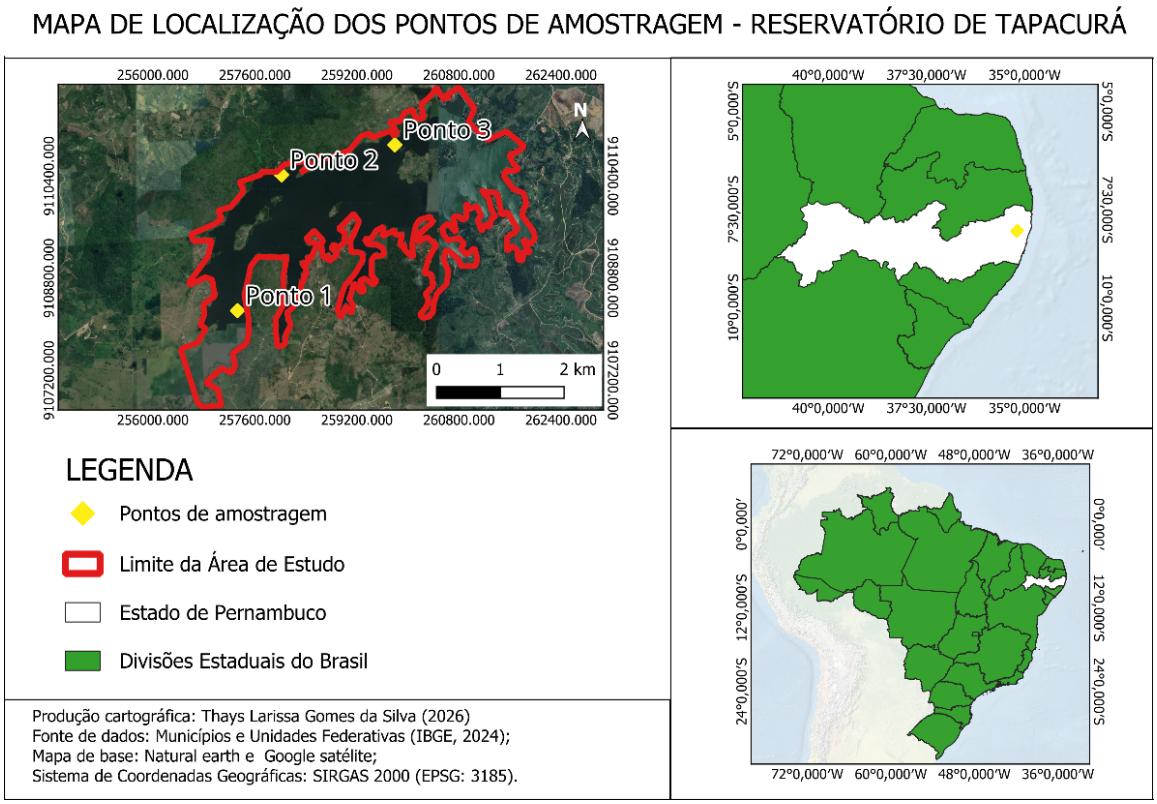


Figura 1. Localização geográfica e pontos de coleta de água superficial no reservatório de Tapacurá, localizado no município de São Lourenço da Mata, Pernambuco – Brasil.
Fonte: Autores, 2026

Tabela 1. Identificação dos pontos de amostragem localizados no reservatório de Tapacurá - Pernambuco, Brasil.

REGIÃO	IDENTIFICAÇÃO	COORDENADAS
São Lourenço da Mata	Ponto 1	8°03'39.99" S 35°12'06.99" W
São Lourenço da Mata	Ponto 2	8°02'30.99" S 35°11'44.00" W
São Lourenço da Mata	Ponto 3	8°02'16.00" S 35°10'45.99" W

Para a realização da coleta de água superficial, foi utilizada uma rede de plâncton cônica, com 50 cm de diâmetro de boca e malha de 300 µm, equipada com um fluxômetro (Modelo 2030BR, General Oceanics, Estados Unidos). Os arrastos foram efetuados de forma linear, com a velocidade da embarcação variando de 1 a 3 nós, durante um período de 10 min em cada ponto. Para calcular o volume médio filtrado, foram registradas as leituras iniciais e finais do fluxômetro. O volume filtrado foi calculado utilizando a Equação 1:

$$V = A \cdot (f \cdot k)$$

Onde: V = volume de água filtrada (m^3), A= área da boca da rede (m^2), f = é a diferença entre a leitura final e inicial do fluxômetro, k = é a constante de calibração do fabricante.

Ao final de cada arrasto as paredes da rede foram lavadas e o material retido no copo coletor foi transferido e armazenado em frasco de vidro âmbar de 1 L, no qual transportadas e armazenadas sob refrigeração até a etapa de preparo da amostra.

2.2. Preparo das amostras de águas superficiais

Inicialmente, as garrafas contendo as amostras de águas superficiais foram homogeneizadas através da agitação manual, seguida da transferência das amostras de água superficial para um béquer de 500 mL. Por seguinte, as amostras foram submetidas a uma secagem parcial na estufa de circulação de ar (Solidsteel, SSDicr-64L, Brasil) a 80 °C mostras. Posteriormente, deu-se início a segunda etapa com a degradação da matéria orgânica presente na amostra**,** por meio da oxidação com peróxido húmido (WPO), no qual foram adicionados 20 mL da solução acidificada de sulfato de ferro (II) heptaidratado 0,5 mol L^{-1} ($FeSO_4.7H_2O$; Neon, Brasil, 99,85%) e 20 mL de peroxido de hidrogênio (H_2O_2) 30% (H_2O_2; ACS Científica, Brasil, 30%), em seguida, as amostras foram submetidas a um aquecimento a 75 °C com agitação magnética durante 30 min. O procedimento foi repetido, adicionando mais 10 mL de H_2O_2, em conformidade com o mecanismo da reação Fenton, até a remoção total da matéria orgânica Masura *et al.* (2015).

Em sequência, foi realizado o método de separação por densidade, que seguiu uma adaptação da metodologia proposta por Masura *et al.* (2015), no qual foi adicionado à amostra o sal cloreto de zinco ($ZnCl_2$; Dinâmica; Brasil; 97%) de densidade de 1,8 g cm^{-3}. Em seguida, a amostra foi transferida para um funil de separação, permanecendo em repouso por 24 horas. Após esse tempo, o sobrenadante foi coletado e submetido à filtração a vácuo, utilizando filtro de microfibra de vidro de 0,7 µm (Whatman; GF/F; China). Os filtros foram secos em estufa de circulação de ar a 60 °C e armazenados em placa de Petri.

2.3. Análises microscópicas dos MP nas amostras de águas superficiais

As análises microscópicas foram realizadas com a utilização de uma câmera microscópica de 48 MP (Modelo New Value, Digilab, Brasil) acoplada a uma lente monocular (130x — Modelo digital, Eakins, Brasil), operando em amplitude máxima. O *software* utilizado foi o *ToupView* (*ToupTek Photonics*; China) no qual foi realizada a identificação, quantificação e classificação visual de acordo com a morfologia, cor e tamanho dos MP.

2.4. Caracterização química dos MP nas amostras de águas superficiais

A caracterização química dos polímeros presentes nas amostras coletadas no reservatório de Tapacurá foi realizada por meio da técnica analítica de espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier, utilizando o módulo de refletância total atenuada (FTIR-ATR). Utilizou-se um espectrômetro (Shimadzu; IRTracer-100; Japão) equipado com o acessório ATR de cristal de diamante e seleneto de zinco. Os MP presentes nas amostras foram removidos dos filtros com a utilização de pinças e colocados diretamente no cristal de ATR. Os espectros foram obtidos na faixa de comprimento de onda de 4000 a 600 cm^{-1}, com resoluçãode 4 cm^{-1}, tendo um acúmulo de 16 varreduras por amostra. Na sequência, os espectros de infravermelho obtidos foram comparados com bibliotecas de referência espectral integradas ao software do equipamento.

3. Resultados e discussões

3.1. Identificação e quantificação dos microplásticos

A análise quantitativa das amostras de águas superficiais descritas na figura 2 revelou a presença de MP em todos os pontos avaliados, nos quais foram encontrados um total de 397 MP. Para a obtenção dessas amostras os volumes de água filtrada foram de 59,52 L no Ponto 1, 81,12 L no Ponto 2 e 64,46 L no Ponto 3. Esse resultado indica que as áreas pertencentes ao reservatório de Tapacurá não estão imunes à contaminação por MP.

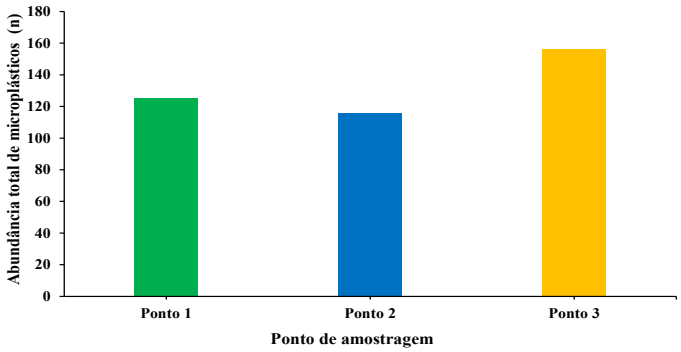


Figura 2. Abundância absoluta de MP em amostras de água superficial coletadas no Reservatório de Tapacurá, Pernambuco - Brasil.
Fonte: Autores,2026

A variação na quantidade de MP entre os três pontos de amostragem possivelmente está correlacionada com a hidrodinâmica do reservatório. O ponto 1 apresentou uma concentração intermediária (2,1 itens L^{-1}), esse resultado indica o reflexo do sistema hidrodinâmico local, pois esse ponto encontra-se na região mais próxima do Rio Tapacurá, assim atuando como porta de entrada para contaminantes, visto que os rios e ventos atuam como vetores, podendo transportar esse microcontaminante ao longo do corpo hídrico (Liu *et al.*, 2022). Já o ponto 2 demonstrou ser a área menos contaminada, obtendo uma concentração de 1,43 itens L^{-1}, possivelmente correlacionada à área em que esse ponto está inserido, pois é uma região de

transição, onde a redução da velocidade da correnteza, ao se afastar da foz do rio, pode promover a dispersão das partículas ou a sedimentação dos MP (Liu *et al*., 2022). O ponto 3, localizado nas proximidades da barragem e do sangradouro, apresentou maior abundância de partículas (2,42 itens L^{-1}). Isso possivelmente está associado à sua localização, pois áreas perto de barragens costumam apresentar uma quantidade maior de MP, já que as barragens diminuem a velocidade do fluxo, criando um padrão hidrodinâmico perfeito para a acumulação de MP (Gao et al., 2025; Liu *et al*., 2022). Os resultados obtidos no presente estudo revelam a presença de MP em todas as amostras que estão inseridas no reservatório. Esse padrão demonstra-se equivalente ao encontrado no reservatório de Guanyinyan, China (Liu *et al*., 2022).

3.2. Classificação dos MP em relação à morfologia

A categorização morfológica das partículas de MP encontradas nas amostras de águas superficiaid do Reservatório de Tapacurá foi realizada com base nos estudos realizado por Santos *et al.* (2025), onde foi possível identificar dois tipos de morfologias de MP distintas (Figura 4), sendo fragmentoe fibra. As fibras (Figura 4A), apresentam propriedades filiformes, flexíveis e alongadas, além de conter terminações bem definidas e deterioradas (Galvão, 2020). As fibras são classificadas como MP secundários, pois são decorrentes da emissão através do ciclo de lavagem de roupas (Galvão, 2020). Em relação aos fragmentos (Figura 4B) possuem características distintas, podendo ser encontrados em diversos formatos irregulares, resultado da fragmentação de plásticos maiores, tais como itens descartáveis e embalagens (Galvão, 2020).

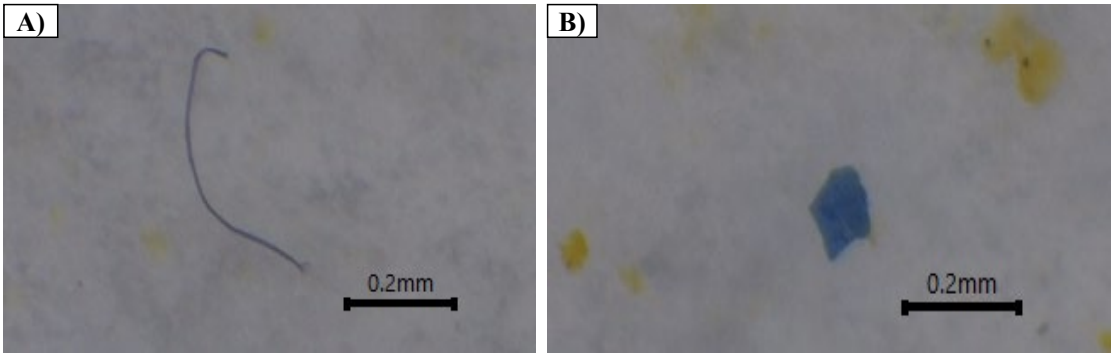


Figura 4. Morfologias: A) Fibra e B) Fragmento, encontradas nas amostras de água superficial coletadas no Reservatório de Tapacurá, Pernambuco – Brasil.
Fonte: Autores, 2026

A Figura 5 sumariza a distribuição relativa morfológica das amostras de águas superficiais do Reservatório de Tapacurá, na qual é possível observar uma predominância expressiva de fragmentos nos três pontos. Esse padrão morfológico indica que a taxa de emissão de MP direta em determinadas regiões do reservatorio de Tapacurá não é a única fonte de poluição desse CE, pois múltiplos processos de interperismo ocasiona a degradação plástica e, consequentemente, seu transporte pelo ecossistema marinho.

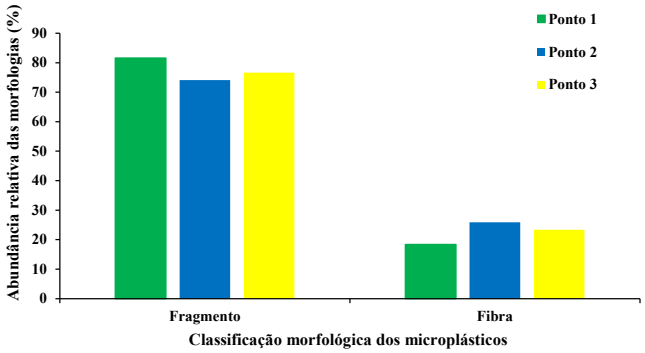


Figura 5. Abundância relativa morfológica das partículas de MP presentes nas amostras de água superficial no Reservatório de Tapacurá, Pernambuco - Brasil
Fonte: Autores, 2026

A predominância de partículas de fragmento pode ser oriunda de cargas de poluição primárias e secundárias, visto que os fragmentos podem ser fabricados em escala microscópica ou podem ser originados a partir da degradação de detritos plásticos maiores, através da exposição a diversos fatores intempéricos, tais como: radiação ultravioleta, abrasão, foto-oxidação, entre outros (Andrady, 2011; Swain *et al*., 2025). Nesse sentido, os fragmentos podem ser oriundos de diversas fontes plásticas, tendo como exemplo recipientes, sachês de xampu, garrafas plásticas, entre outros (Swain *et al*., 2025). Em relação as fibras, são geralmente associadas a MP de origem secundárias, pois são originadas principalmente da lavagem de roupas domésticas e equipamentos de pesca (Andrady, 2011).

3.3. Classificação dos MP em relação à coloração

Caracterizar as partículas de MP pela cor é fundamental, visto que a variação da coloração dos MP sugere diferentes fontes de poluição presentes em corpos hídricos (Dias, 2024). A Figura 6 exibe a distribuição percentual das nove cores identificadas nas amostras: transparente, preto, azul, vermelho, verde, laranja, marrom, amarelo, rosa e branco.

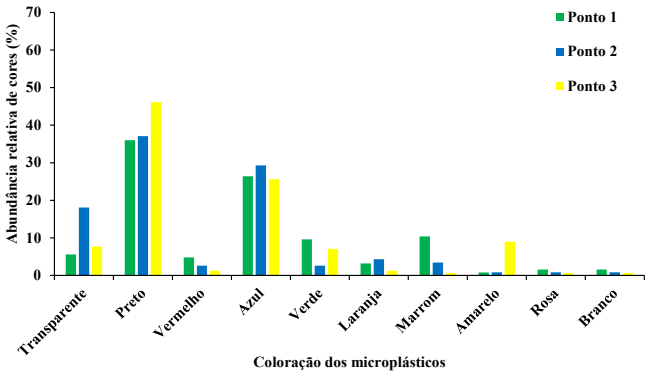


Figura 6. Abundância relativa da coloração das partículas de MP presentes nas amostras de água superficial coletadas no reservatório de Tapacurá, Pernambuco - Brasil.
Fontes: Autores, 2026

Analisando a Figura 6, é possível verificar que a coloração preta foi a mais abundante em todos os pontos de amostragem, com um aumento expressivo da sua proporção no ponto 3. Esse padrão possivelmente está correlacionado diretamente com as características dos detritos plásticos presentes nos pontos, pois essa coloração pode ser oriunda de diversas fontes, tais como: embalagens plásticas, fibras têxteis, desgaste de pneus, entre outros (Lestari; Malau; Kumalasari, 2025). Embora a coloração azul seja a segunda cor mais abundante, foi possível observar que o ponto 2, apresentou a maior concentração de partículas transparentes entre os locais analisados

Esse resultado, possivelmente está correlacionado com ao tempo que os MP estão presentes no reservatório, uma vez que o processo foto-oxidativo ocasiona a perda de pigmentação (Roy *et al.,* 2025). Adicionalmente, os MP transparentes e brancos, podem ser oriundos de equipamentos de pesca, tendo como exemplo linhas de pesca e redes de náilon, além de embalagens plásticas como sacolas, garrafas e plásticos transparentes (Roy *et al.,* 2025).

A cor amarela, juntamente à cor marrom, geralmente está associada a um estágio de degradação avançado, decorrente da exposição solar prolongada, onde a coloração dos MP muda primeiro para cores mais claras e, por seguinte, sofre mudanças novamente, passando de branco para amarelo/marrom devido à ação do tempo (Zhao *et al*., 2022). As demais cores — verde, vermelho, rosa, azul e laranja — podem ser originadas de diversas fontes distintas, como aditivos químicos, embalagens plásticas coloridas, linhas de pesca, cordas de pesca desgastadas, entre outros (Zanetti *et al*., 2026). Nesse sentido, os MP coloridos são vistos como os mais perigosos, pois, por apresentarem uma coloração chamativa, são facilmente confundidos com alimentação e ingeridos por diversas espécies de animais marinhos. Essa ingestão apresenta riscos químicos, pois os MP adsorvem e transportam contaminantes, como os POPs e HPAs (Hossain *et al.,* 2025).

3.4. Classificação dos MP em relação ao tamanho

Para classificação dos tamanhos, as partículas de MP foram divididas em seis categorias: < 0,5 mm; 0,5 — 1,0 mm; 1,0 — 2,0 mm; 2,0 — 3,0 mm; 3,0 — 4,0 mm e 4,0 – 5,0 mm. Entretanto, nas amostras analisadas não foram encontrados MP com tamanhos de 3,0 – 5,0 mm, logo foram desconsiderados. Os resultados obtidos na distribuição percentual das dimensões das partículas de MP do reservatório de Tapacurá são detalhados na Figura 7.

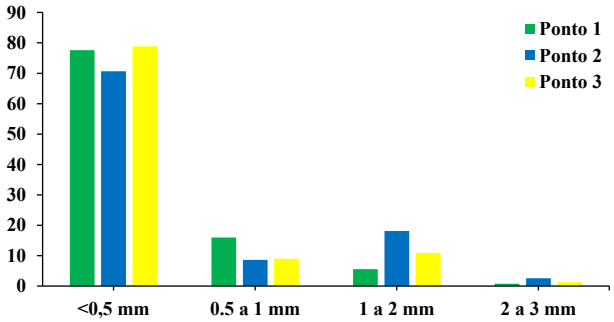


Figura 7. Abundância relativa em relação ao tamanho das partículas de MP presentes nas amostras de água superficial coletadas no Reservatório de Tapacurá, Pernambuco – Brasil.
Fonte: Autores, 2026

Analisando a Figura 7, foi possível verificar um padrão semelhante na distribuição do tamanho dos MP em todos os pontos de amostragem, visto que os mesmos apresentaram um perfil predominante de MP com tamanhos inferiores a 0,5 mm. Essa concentração significativa de MP com fração < 0,5 mm em todas as amostras foi um padrão comportamental esperado, já que o processo contínuo de degradação dos MP por cisalhamento hidráulico e erosão de plásticos maiores corrobora a predominância dessa classificação. Isso sugere que o estado de fragmentação plástica atingiu estágios avançados (Hossain *et al.,* 2025).

Esse resultado representa um fator preocupante para a biota marinha, já que MP menores que 0,5 mm possuem uma alta probabilidade de serem ingeridos por uma variedade de espécies aquáticas (Zanetti *et al*., 2026). Assim, entram na cadeia alimentar, impactando a saúde do ecossistema e dos seres humanos, uma vez que a ingestão de MP pode ocasionar o surgimento de doenças a longo prazo, tais como: estresse oxidativo, alterações hormonais, inflamações crônicas, entre outros (Jayavel *et al.,* 2024).

3.5. Caracterização química dos polímeros de MP

A caracterização química dos polímeros é de suma importância, pois pode apresentar informações quanto à sua origem. Na análise espectroscópica por FTIR (Figura 8), foi possível verificar a presença de quatro tipos de polímeros, incluindo poliestireno (PS), polietileno (PE), PP e PAM. Além disso, foi possível identificar a presença de celulose e proteína de origem animal (queratina) no ponto 2 e 3, não sendo observadas na totalidade do estudo.

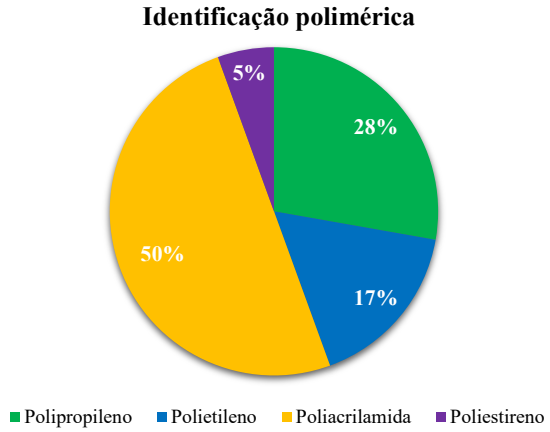


Figura 8. Composição polimérica dos MP nas amostras de águas superficiais coletadas no Reservatório de Tapacurá, Pernambuco – Brasil.
Fonte: Autores, 2026

Analisando a Figura 8, é possível observar que os polímeros mais abundantes foram o PAM (50%), seguido pelo PP (26,78%). Os espectros de FTIR de PAM evidenciam picos específicos nas bandas 3378 e 3205cm^{-1}, correspondendo à sua presença de NH_2, já as bandas de 1663 e 1619 cm^{-1} são oriundas dos grupos de amida (Raza *et al*., 2023). O PAM é documentado na literatura como um polímero orgânico sintético, originado acrilamida ou da junção de acrilamida e ácido acrílico.Atualmente é amplamente utilizado em diversos setores das indústrias, tais como: tratamento de efluentes e agua, celulose, papel entre outros (Jacob; Sharma; Rajamohan, 2025).

Em relação ao PP, seu espectro apresenta picos nas bandas 2951 e 2916 cm^{-1}, provenientes da ligação C-H, já as bandas 1478 e 1375 são bandas características próprio PP, que correspondem a CH_2 deformação a e CH_3 deformação simétrica (Prabowo; Pratama; Chalid, 2017). O PP é uma resina de origem sintética que não possui biodegradabilidade, fabricada a partir do monômero propileno. É um polímero de baixo custo e firme. Essas características possibilitam sua utilização em diversos setores da sociedade, como material hospitalar, embalagens plásticas, brinquedos, entre outros (Rani-Borges; Vicente; Pompêo, 2022).

O PE foi a terceira categoria mais encontrada (16,67%). É um polímero pertencente à categoria dos termoplásticos, pois possui características de moldagem. Com isso, é amplamente utilizado na fabricação de diversos itens plásticos, mas não é biodegradável. Por fim, o polímero menos abundante foi o PS (5,55%), que também pertence à classe dos termoplásticos, possui características como rigidez e dureza, além de apresentar baixo custo. Geralmente é encontrado em embalagens de uso único, isopor, entre outros (Rani-Borges; Vicente; Pompêo, 2022).

4. Considerações Finais

Os dados obtidos evidenciaram que as amostras de águas superficiais coletadas no Reservatório de Tapacurá, durante o período seco do ano de 2025, apresentam locais contaminados por MP. Na análise de microscopia óptica, foi possível identificar e quantificar a presença de MP em todas as amostras analisadas, totalizando 397 partículas de MP. O Ponto 3 demonstrou ser o local mais afetado pela presença desse CE, apresentando uma concentração de 2,42 itens L^{-1}, isso possivelmente está atribuído à sua localização próxima à barragem de Tapacurá. O Ponto 1 obteve uma concentração intermediária (2,1itens L^{-1}) de MP, o que possivelmente está correlacionado à sua localização próxima ao rio Tapacurá, o principal vetor desse CE. Já o Ponto 2 apresentou a quantidade de 1,3 itens L^{-1} esse resultado está atribuído ao local em que está inserido, visto que é uma zona central, ou seja, uma área de diluição.

Na identificação morfológica, foi possível verificar a presença principal de micropartículas de fragmentos e fibras têxteis; isso possivelmente está associado ao descarte incorreto de produtos plásticos, resultando no transporte desse microcontaminante através do ciclo hidrodinâmico local. Em relação à coloração, as partículas pretas e azuis apresentaram maior concentração; isso possivelmente está associado à dispersão de lixo plástico nos corpos hídricos. Quanto ao tamanho, houve a predominância de MP abaixo de 0,5 mm em todas as amostras. Já na caracterização química, foi possível observar a presença do PAM como polímero mais abundante, seguido do PP, enquanto o PP está atribuído ao descarte de resíduos sólidos urbanos, a ampla detecção do PAM, indica atividades de saneamento.

Nesse contexto, os dados obtidos neste estudo corroboram a necessidade de enfatizar a importância de adotar medidas de conscientização social no intuito de diminuir a taxa de descarte inadequado de produtos plásticos em corpos hídricos, uma vez que estes microcontaminantes podem ser transportados através do curso d'água. Além disso, é essencial uma atuação governamental mais efetiva na realização de monitoramento ambiental contínuo e na consolidação de marcos regulatórios para esse microcontaminante.

5. Agradecimentos

Os autores gostariam de agradecer á Universidade Federal Rural de Pernambuco, ao grupo de pesquisa em petróleo, energia e espectometria de massas (PEM) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo incentivo financeiro.

6. Referências Bibliográficas

ANDRADY, Anthony L. Microplastics in the marine environment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 8, p. 1596-1605, 2011.

BRAGA, Salatiel Ewen *et al*. Conflito ambiental de uso do solo na bacia hidrográfica do Tapacurá-PE. **Research, Society and Development**, v. 10, n. 2, p. e52310212833-e52310212833, 2021.

DIAS, Gabriela de Fátima Xavier. **Microplásticos em água cinza**. 2024. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais) – Faculdade de Engenharias, Arquitetura e Urbanismo e Geografia, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2024.

EGBEOCHA, Chidi Onyema *et al*. Feasting on microplastics: ingestion by and effects on marine organisms. **Aquatic Biology**, v. 27, p. 93-106, 2018.

GALVÃO, A. *et al*. Microplastics in wastewater: Microfiber emissions from common household laundry. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, n. 21, p. 26643–26649, 2020.

GAO, Wei et al. From water to sediment: A meta-analysis of microplastic distribution and the impact of dams in reservoir ecosystems. **Eco-Environment & Health**, p. 100188, 2025.

GUIMARÃES, C. et al. Unseen contaminants in Portuguese reservoirs: linking microplastics to ecological potential and human pressures. **Frontiers in Toxicology**, v. 7, p. 1705228, 2025.

HOSSAIN, Md Jaker *et al*. Spatio-temporal dynamics and flux of microplastics in the lower Ganges-Brahmaputra-Meghna River system and estuary. **Journal of Contaminant Hydrology**, p. 104830, 2025.

JACOB, Thinagarathinam Augustin; SHARMA, Naresh Kumar; RAJAMOHAN, Natarajan. Enhanced photo catalytic degradation of polyacrylamide microplastics: a comparative evaluation with microalgae treatment. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, p. 1-9, 2025.

JAYAVEL, Sridhar *et al*. Impacts of micro and nanoplastics on human health. **Bulletin of the National Research Centre**, v. 48, n. 1, p. 110, 2024.

KHALEEL, Rizwan *et al*. Microplastics in the marine environment of St. Mary's Island: implications for human health and conservation. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 195, n. 9, p. 1034, 2023.

LESTARI, Puji; MALAU, Anisa Raihana; KUMALASARI, Nur. Occurrence and distribution of microplastics pollution in surface water and sediments of Opak River, Yogyakarta. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 34, n. 5, p. 5195-5201, 2025.

LI, Jingyi; LIU, Huihui; CHEN, J. Paul. Microplastics in freshwater systems: A review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. **Water research**, v. 137, p. 362-374, 2018.

LI, Wang *et al*. Sources, distribution, and environmental effects of microplastics: a systematic review. **RSC Advances**, v. 13, n. 23, p. 15566-15574, 2023.

LIU, Yixuan et al. Horizontal and vertical distribution of microplastics in dam reservoir after impoundment. **Science of the Total Environment**, v. 832, p. 154962, 2022.

MASURA, Julie *et al*. **Laboratory methods for the analysis of microplastics in the marine environment**: recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments. Silver Spring: NOAA, 2015.

PRABOWO, I.; NUR PRATAMA, J.; CHALID, Mochamad. The effect of modified ijuk fibers to crystallinity of polypropylene composite. In: **IOP conference series: materials science and engineering**. IOP Publishing, 2017. p. 012020.

RAZA, Tehreem et al. Exploration of polyacrylamide microplastics and evaluation of their toxicity on multiple parameters of Oreochromis niloticus. **Saudi Journal of Biological Sciences**, v. 30, n. 2, p. 103518, 2023.

ROY, Vaskur Kanti *et al*. Seasonal assessment and characterization of microplastics in two urban (Balu) and peri-urban (Shitalakshya) rivers of Bangladesh. **RSC Advances**, v. 15, n. 47, p. 39443-39460, 2025.

SANTOS, S. N*., et al*., Reefs of Brachidontes exustus and Petaloconchus spp. as traps and sink for microplastics in tropical coastal areas. **Marine pollution bulletin,** *214*, 117706, 2025.

SANTOS, Vinicius S. *et al*. Ocorrência integrada de contaminantes emergentes, incluindo microplásticos, em bacias hidrográficas urbanas e agrícolas no Estado de São Paulo, Brasil. **Science of The Total Environment**, v. 932, p. 173025, 2024.

STAPLETON, Michael J.; HAI, Faisal I. Microplastics as an emerging contaminant of concern to our environment: a brief overview of the sources and implications. **Bioengineered**, v. 14, n. 1, p. 2244754, 2023.

SWAIN, Prajna Ritambhara *et al*. Microplastics as emerging contaminants: Challenges in inland aquatic food web. **Water**, v. 17, n. 2, p. 201, 2025.

ZANETTI, D. G. *et al*. Revealing microplastic and anthropogenic microparticles contamination in tidal blue carbon ecosystems from eastern Brazil. **Marine pollution bulletin**, 225, 119221, 2026.

ZHAO, Xiaoli *et al.* Color: an important but overlooked factor for plastic photoaging and microplastic formation**. Environmental Science & Technology**, v. 56, n. 13, p. 9161-9163, 2022.

ANÁLISE DA QUALIDADE DA ÁGUA NA ALDEIA INDÍGENA TENONDÉ PORÃ (SP)

1 Larissa de Aragão Alves, 2 Beatriz Cruz Gonzalez

1 Universidade Federal de São Carlos, e-mail: Larissaaragão@estudante.ufscar.br; 2 Universidade Federal de São Carlos, e-mail: Beatriz_cgonzalez@ufscar.br

Palavras-chave: Água; Comunidades indígenas; Potabilidade.

Resumo

A água utilizada para consumo humano deve atender a padrões físico-químicos e microbiológicos capazes de reduzir riscos à saúde. Em comunidades indígenas, essa discussão envolve também aspectos culturais, territoriais e de acesso à infraestrutura de saneamento. Este estudo avaliou a qualidade da água distribuída na Tekoa Tenondé Porã, localizada no extremo sul do município de São Paulo, a partir de cinco pontos do sistema de abastecimento da parte baixa da aldeia: poço, caixa d'água, torneira residencial, reservatório e bebedouro do Centro de Educação e Cultura Indígena. Foram realizadas cinco bateladas de monitoramento entre abril e setembro de 2025, com análises de coliformes totais, coliformes termotolerantes, Escherichia coli, pH e turbidez. Os resultados foram comparados aos padrões da Portaria GM/MS nº 888/2021. A turbidez permaneceu dentro do limite permitido, enquanto o pH apresentou oscilações, com episódios de acidez fora da faixa recomendada. Os resultados microbiológicos indicaram instabilidades no sistema, com ocorrência recorrente de coliformes e episódios pontuais de E. coli, principalmente associados à rede de distribuição e aos pontos de consumo. Conclui-se que a ausência de desinfecção contínua e de monitoramento sistemático pode expor a comunidade a riscos de doenças de veiculação hídrica. Recomenda-se a construção de soluções em diálogo com a comunidade, respeitando saberes tradicionais e buscando alternativas de tratamento e vigilância compatíveis com a realidade local.

Introdução

A água é um recurso essencial para a manutenção da vida, para o equilíbrio dos ecossistemas e para o desenvolvimento das sociedades humanas. Embora seja um recurso renovável, sua qualidade tem sido comprometida pela urbanização desordenada, pelo lançamento de efluentes, pela expansão de atividades produtivas e pela insuficiência de sistemas de saneamento. A Organização Mundial da Saúde (Who, 2019) destaca que a exposição a fontes contaminadas ainda representa importante fator de risco para doenças de veiculação hídrica, especialmente em populações com acesso limitado a serviços de abastecimento e tratamento. No Brasil, a desigualdade no acesso à água tratada permanece como um desafio estrutural. Esse cenário é ainda mais sensível em comunidades indígenas, que historicamente enfrentam barreiras relacionadas à infraestrutura, ao território, à distância dos centros urbanos e à pouca continuidade das ações públicas de monitoramento. Além da dimensão sanitária, a água possui significados culturais, espirituais e identitários para muitos povos indígenas, o que torna necessário articular os parâmetros técnicos de potabilidade com o respeito aos modos de vida e aos saberes tradicionais.

A Portaria GM/MS nº 888/2021 estabelece os procedimentos de controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano no Brasil, incluindo padrões microbiológicos e físico-químicos. Entre os principais indicadores de risco estão os coliformes totais, os coliformes termotolerantes e a Escherichia coli, cuja presença indica possibilidade de contaminação fecal e de ocorrência de patógenos. Parâmetros como pH e turbidez também auxiliam na avaliação da qualidade da água, embora não sejam suficientes, isoladamente, para garantir segurança microbiológica.

Nesse contexto, o presente trabalho teve como objetivo avaliar a qualidade da água distribuída na aldeia, verificando sua conformidade com os padrões de potabilidade estabelecidos pelo Ministério da Saúde e buscou-se identificar possíveis pontos de vulnerabilidade no sistema de abastecimento.

Metodología

A aldeia indígena, está situada no extremo sul do município de São Paulo, o território possui aproximadamente 15.969 hectares e abrange áreas relacionadas aos municípios de São Paulo, Mongaguá, São Bernardo do Campo, São Vicente e outros, apresentando sobreposição com unidades de conservação, como a Área de Proteção Ambiental Capivari-Monos e o Parque Estadual da Serra do Mar. A Terra Indígena abriga diferentes tekoas (aldeias), entre elas Tenondé Porã e Krukutu, que estão entre as mais populosas.

O abastecimento de água da Tekoa Tenondé Porã ocorre por meio de poços subterrâneos. No presente estudo, avaliou-se o sistema que atende a parte baixa da aldeia, cuja água segue, de modo geral, o percurso poço, caixa d'água, residências, reservatório complementar e bebedouro do CECI - Centro de Educação e Cultura Indígena. A definição dos pontos de coleta considerou a orientação de um AIS - Agente Indígena de Saúde e a necessidade de compreender variações ao longo da rede de distribuição.

Tabela 01: Pontos de coleta avaliados no sistema de abastecimento.

Ponto	Identificação	Descrição
Poço	P	Captação subterrânea utilizada no abastecimento da parte baixa da aldeia.
Caixa d'água	CD	Reservatório principal que distribui água para residências
Casa	C	Torneira de uma residência atendida pela caixa d'água principal.
Reservatório	R	Reservatório complementar que abastece o CECI.
Bebedouro	B	Ponto de consumo de água pelas crianças no CECI.

Fonte: Autoria própria, 2025.

Foram realizadas cinco bateladas de coleta e análise entre abril e setembro de 2025. Em todas as bateladas, foram analisados parâmetros microbiológicos e físico-químicos. Para os ensaios microbiológicos, adotou-se o método dos tubos múltiplos, com etapas presuntiva e confirmatória em meios LST, BVB, EC e EMB, conforme a necessidade de confirmação de coliformes totais, coliformes termotolerantes e E. coli (APHA, 2005). Para os parâmetros físico-químicos, o pH foi determinado pelo método eletrométrico e a turbidez por turbidímetro. Os resultados foram interpretados com base na Portaria GM/MS nº 888/2021, que estabelece ausência de E. coli em 100 mL de água para consumo humano e recomenda pH entre 6,0 e 9,5, além de Valor Máximo Permitido de 5,0 uT para turbidez em águas subterrâneas destinadas ao consumo.

Resultados e Discussão

Os resultados microbiológicos demonstraram variações entre os pontos de coleta e entre as bateladas. A primeira batelada apresentou a maior incidência de contaminação: a caixa d'água registrou valores superiores a 1100 NMP/100 mL para coliformes totais, 240 NMP/100 mL para coliformes termotolerantes e 9,2 NMP/100 mL para E. coli. Na mesma batelada, a casa e o bebedouro também apresentaram coliformes e termotolerantes, ainda que sem confirmação de E. coli. O poço e o reservatório não apresentaram contaminação microbiológica representativa nessa etapa

Nas bateladas seguintes houve redução da positividade, mas os resultados continuaram indicando instabilidade na rede. Na segunda batelada, o bebedouro apresentou coliformes totais, sem confirmação de termotolerantes ou E. coli. Na terceira batelada, a amostra da casa apresentou confirmação de E. coli. Na quarta e na quinta batelada, foram observados episódios de coliformes totais e termotolerantes principalmente na casa e no bebedouro, sem nova confirmação de E. coli no meio EMB. Esses resultados indicam que a contaminação não ocorreu de forma homogênea, mas por episódios pontuais associados a vulnerabilidades do sistema de distribuição e dos pontos de consumo.

Tabela 02: Síntese dos principais resultados microbiológicos por batelada.

Batelada	Pontos com alteração	Resultado mais relevante	Interpretação
1ª	CD, C e B	CD com >1100 NMP/100 mL de coliformes totais, 240 de termotolerantes e 9,2 de E. coli	Maior evento de contaminação, com não conformidade microbiológica.
2ª	B	Bebedouro com coliformes totais; ausência de termotolerantes e E. coli	Indício de contaminação localizada no ponto de consumo (torneira).
3ª	C, B e P	Casa com 3,6 NMP/100 mL de E. coli	Não conformidade pontual na residência.
4ª	C e B	Bebedouro com 9,2 NMP/100 mL de termotolerantes	Persistência de contaminação na distribuição final.
5ª	C, B e P	Casa e bebedouro com termotolerantes; poço com coliformes totais	Possível influência de chuva e escoamento superficial.

Fonte: Autoria própria, 2025.

Os resultados das análises realizadas demonstraram variações consideráveis em diferentes pontos da coleta de água. Como o poço apresentou resultados mais estáveis na maior parte do monitoramento, a contaminação observada em vários pontos pode estar associada principalmente à rede de distribuição, à condição de reservatórios e aos pontos finais de consumo. A ocorrência de coliformes no poço na quinta batelada pode estar relacionada ao período chuvoso, que favorece recarga hídrica, escoamento superficial e transporte de matéria orgânica para áreas próximas à captação. A proximidade de residências e a presença de vegetação no entorno do poço reforçam a necessidade de proteção sanitária da área de captação.

A caixa d'água apresentou contaminação expressiva apenas na primeira batelada. Durante a coleta foi relatada limpeza recente do reservatório e observou-se alteração visual da água, o que sugere contaminação pontual associada ao manejo ou à higienização. Já a torneira da casa apresentou alterações em diferentes momentos, indicando a possibilidade de contaminação no reservatório residencial ou em trechos específicos da rede. O bebedouro do CECI foi o ponto com maior recorrência de positividade, mesmo quando o reservatório complementar não apresentou alteração, o que sugere possível formação de biofilmes na tubulação, conexões ou partes internas do equipamento.

A presença de biofilmes em sistemas de água potável é preocupante porque microrganismos podem aderir a superfícies internas, especialmente em tubulações, e resistir a processos simples de higienização (Li et al., 2023). A ausência de cloração contínua no sistema intensifica esse risco. Contudo, no caso da Tekoa Tenondé Porã, a adoção de métodos convencionais de

desinfecção deve considerar o histórico de rejeição ao uso de cloro relatado pela comunidade, associado ao gosto da água e à percepção de adoecimento após experiências anteriores. Assim, qualquer proposta de tratamento precisa ser construída de forma participativa e intercultural, evitando a imposição de soluções externas sem diálogo.

Em relação ao pH, os resultados oscilaram entre valores levemente ácidos e levemente alcalinos. Na primeira, segunda e quarta bateladas, a maioria dos valores permaneceu dentro da faixa recomendada pela Portaria GM/MS nº 888/2021. Na terceira batelada, entretanto, foram registrados valores abaixo de 6,0 em algumas amostras, indicando acidez fora do padrão recomendado. Essa condição pode estar associada a características geoquímicas das águas subterrâneas e à infiltração de matéria orgânica em determinados períodos. Valores ácidos podem alterar a palatabilidade da água, favorecer processos corrosivos e comprometer a eficiência de desinfetantes.

A turbidez variou de aproximadamente 0,60 a 1,67 uT, permanecendo abaixo do Valor Máximo Permitido de 5,0 uT para águas subterrâneas. Esse resultado indica baixa presença de partículas suspensas e pode estar relacionado às características hidrogeológicas do aquífero. Entretanto, a baixa turbidez não garante ausência de risco microbiológico, pois a contaminação por coliformes e E. coli ocorreu mesmo quando esse parâmetro estava em conformidade. Portanto, a turbidez deve ser interpretada como indicador físico complementar, e não como evidência isolada de segurança da água.

Tabela 03: Síntese dos parâmetros físico-químicos avaliados.

Parâmetro	Resultado observado	Padrão de referência	Avaliação
pH	Oscilou entre valores ácidos e alcalinos; houve episódios abaixo de 6,0 na terceira batelada.	Faixa recomendada de 6,0 a 9,5.	Parcialmente em conformidade; exige acompanhamento.
Turbidez	Valores entre 0,60 e 1,67 uT nos pontos analisados.	VMP de 5,0 uT para águas subterrâneas.	Em conformidade, mas sem eliminar risco microbiológico.

Fonte: Autoria própria, 2025.

Síntese complementar dos resultados

A Tabela 04 reúne os valores finais em NMP/100 mL obtidos nas etapas confirmatórias. Observa-se que a caixa d'água apresentou o evento mais crítico na primeira batelada, enquanto a casa e o bebedouro concentraram recorrências ao longo do monitoramento. A presença de E. coli em qualquer amostra já caracteriza não conformidade para água destinada ao consumo humano, por se tratar de indicador específico de contaminação fecal recente.

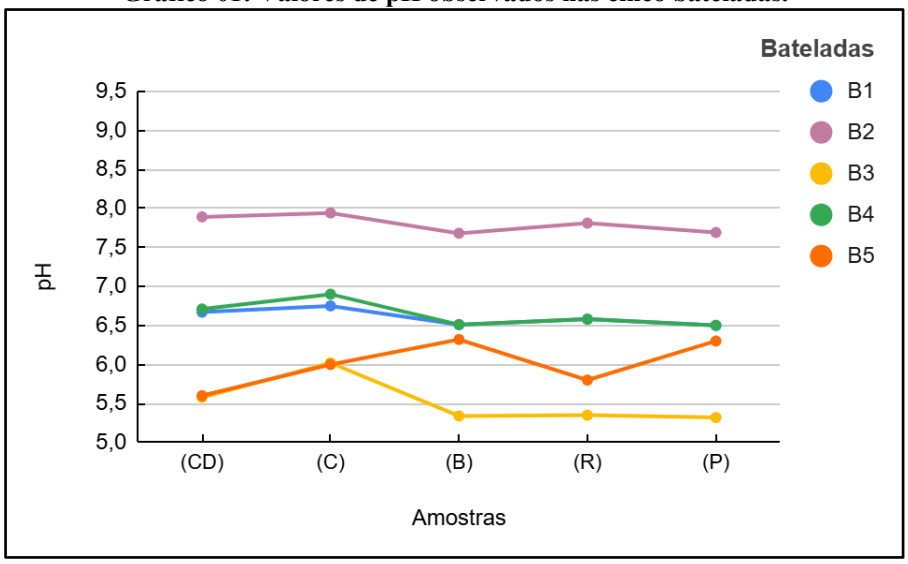
Tabela 04: Resultados finais das análises microbiológicas em NMP/100 mL.

Batelada	Amostra	Coliformes totais	Termotolerantes	E. coli
1ª	Caixa d'água	>1100	240	9,2
1ª	Casa	23	9,2	<3,0
1ª	Bebedouro	23	23	<3,0
1ª	Reservatório	<3,0	<3,0	<3,0
1ª	Poço	<3,0	<3,0	<3,0
2ª	Caixa d'água	<3,0	<3,0	<3,0
2ª	Casa	<3,0	<3,0	<3,0
2ª	Bebedouro	93	<3,0	<3,0
2ª	Reservatório	<3,0	<3,0	<3,0
2ª	Poço	<3,0	<3,0	<3,0
3ª	Caixa d'água	<3,0	<3,0	<3,0
3ª	Casa	3,6	3,6	3,6
3ª	Bebedouro	<3,0	<3,0	<3,0
3ª	Reservatório	<3,0	<3,0	<3,0
3ª	Poço	3,6	<3,0	<3,0
4ª	Caixa d'água	<3,0	<3,0	<3,0
4ª	Casa	3,6	<3,0	<3,0
4ª	Bebedouro	9,2	9,2	<3,0
4ª	Reservatório	<3,0	<3,0	<3,0
4ª	Poço	<3,0	<3,0	<3,0
5ª	Caixa d'água	<3,0	<3,0	<3,0
5ª	Casa	3,6	3,6	<3,0
5ª	Bebedouro	9,2	9,2	<3,0
5ª	Reservatório	<3,0	<3,0	<3,0
5ª	Poço	3,6	<3,0	<3,0

Fonte: Autoria própria, 2025.

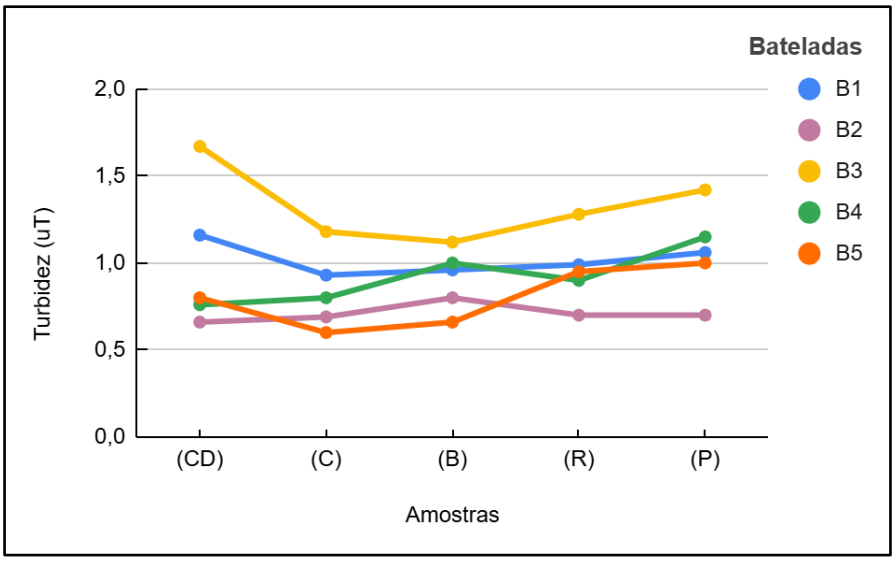
Os gráficos físico-químicos reforçam que os parâmetros isolados não devem ser usados como única evidência de segurança. O pH apresentou comportamento variável, com valores mais baixos na terceira batelada e valores levemente alcalinos na segunda. A turbidez permaneceu baixa em todas as amostras, mas isso não impediu a ocorrência de contaminação microbiológica, demonstrando a importância de análises integradas e frequentes.

Gráfico 01: Valores de pH observados nas cinco bateladas.



Fonte: Autoria própria, 2025.

Gráfico 02: Valores de turbidez observados nas cinco bateladas.



Fonte: Autoria própria, 2025.

O poço exige proteção sanitária permanente, principalmente em períodos chuvosos, mas a maior parte das alterações ocorreu depois da captação, o que indica fragilidades no armazenamento e na distribuição. A caixa d'água principal deve ser higienizada com procedimento padronizado e com cuidado para evitar recontaminação durante ou após a limpeza. Nas residências, a situação dos reservatórios individuais deve ser observada, pois caixas abertas, fissuras, presença de aves e contato com poeira podem favorecer a entrada de microrganismos. No CECI, a recorrência de resultados positivos no bebedouro merece atenção prioritária por se tratar de ponto utilizado por crianças. Mesmo com o reservatório complementar apresentando resultados satisfatórios na maior parte das coletas, a positividade no bebedouro sugere problemas localizados, como acúmulo de biofilme, higienização insuficiente das saídas de água ou contaminação em conexões internas. Essa diferença entre reservatório e bebedouro reforça a importância de amostrar não apenas a água na origem, mas também os pontos reais de consumo.

Considerações Finais

As análises de amostras de água da Tekoa Tenondé Porã revelou identificação recorrente de coliformes totais e termotolerantes, assim como episódios pontuais de *Escherichia coli*, indica falhas estruturais no sistema de abastecimento, que

se tornam críticas diante da ausência de desinfecção contínua, confirmando que a contaminação não é apenas circunstancial, mas está associada tanto a fatores externos como a recarga hídrica favorecida por períodos chuvosos e o escoamento superficial próximo ao poço, quanto internos, como o acúmulo de biofilmes nas tubulações, exposição dos reservatórios a agentes contaminantes e má higienização.

Já os resultados de pH revelaram oscilações entre levemente ácidos e alcalinos, o que é esperado em águas subterrâneas com características geoquímicas próprias, porém em episódios de acidez acentuada, provavelmente associados à infiltração de matéria orgânica no aquífero, especialmente em períodos de maior recarga hídrica. Essa acidificação pode ser problemática devido a alteração da palatabilidade da água, reduzindo sua aceitação pela comunidade, além de favorecer processos de corrosão em tubulações e reservatórios, comprometendo a eficácia de eventuais agentes desinfetantes, uma vez que pH baixo reduz a ação residual de compostos como o cloro. Por outro lado, valores mais alcalinos, embora em conformidade normativa, podem modificar o sabor da água e gerar resistência cultural.

Ao tratar da turbidez, observou-se que ela se manteve abaixo do Valor Máximo Permitido (5,0 uT), estando entre 0,66 e 1,67 uT, indicando baixa presença de partículas suspensas e sólidos, reflexo da boa qualidade hidrogeológica do aquífero local. Todavia, o fato da turbidez estar dentro do padrão não garante a ausência de risco microbiológico, visto que os episódios de contaminação ocorreram independentemente desse parâmetro, evidenciando a limitação de se considerar a turbidez como único indicador de segurança, uma vez que microrganismos podem estar dissolvidos ou associados a biofilmes sem alterar significativamente a turbidez da água, ou seja, embora a baixa turbidez seja positiva do ponto de vista físico e estético, ela não elimina a necessidade de vigilância microbiológica contínua.

Entretanto, a análise não pode se restringir apenas ao campo técnico, sendo evidenciado através do estudo que a rejeição ao uso de cloro é um fator cultural e resultado de experiências adversas, podendo ser resultado da má gestão da aplicação do cloro. Para muitas comunidades indígenas a água não é apenas recurso físico, mas elemento espiritual e identitário, o que confere complexidade ao debate sobre tratamento e monitoramento, pois a simples imposição de tecnologias convencionais tende a ser ineficaz ou até mesmo conflituosa exigindo dessa forma uma abordagem interdisciplinar e intercultural adaptadas à realidade local.

Se faz necessário, portanto, construir soluções em diálogo com a comunidade, valorizando os saberes ancestrais e garantindo protagonismo indígena no processo decisório, transformando a gestão da água em um instrumento não apenas de saúde pública, mas também de fortalecimento cultural e autonomia comunitária. Com isso, os resultados obtidos através desta pesquisa servem de alerta para manter o monitoramento contínuo da qualidade da água prevenindo a aldeia de possíveis doenças de veiculação hídrica e futuras estratégias sejam desenvolvidas para tratar as águas das comunidades indígenas.

Agradecimentos

Agradeço ao Universo por ter me mostrado o caminho dentro da Universidade para trabalhar com os povos indígenas e realizar o meu propósito de alma. E acima de tudo, a mim mesma por ter acreditado que era capaz e que conseguiria dar conta, dentro de um cenário que esmaga pessoas como nós, pretos e indígenas. Agradeço imensamente à minha orientadora, a professora Beatriz Gonzalez por confiar e me dar a oportunidade de pesquisar nessa área.

Referências Bibliográficas

ALVES DE SOUZA, J. S.; OLIVEIRA, M. Q. L. de. ***Análise de coliformes totais e termotolerantes na água e no sedimento de um canal do manguezal de Gargaú, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro, Brasil.*** [S.l.: s.n.], 2018.

AYACH, L. R.; PINTO, A. L.; CAPPI, N.; GUIMARÃES, S. T. L. Contaminação das águas subterrâneas por coliformes: um estudo da cidade de Anastácio-MS. ***Climatologia e Estudos da Paisagem*****,** Rio Claro, v. 4, n. 1, p. 5-20, 2009.

BARBOSA, F. A. T.; MAFFESSONI, D. Qualidade dos poços de águas subterrâneas no município de Farroupilha, Rio Grande do Sul, Brasil. ***Águas Subterrâneas*****,** v. 37, n. 3, p. 1-15, 2023.

BRASIL. Fundação Nacional de Saúde. ***Sistemas de abastecimento de água***. Brasília: FUNASA, [s.d.].

BRASIL. Ministério da Saúde. ***Portaria GM/MS nº 888, de 7 de maio de 2021. Estabelece os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano*****.** Brasília: Ministério da Saúde, 2021.

BRASIL. Ministério da Saúde. ***Vigilância e controle da qualidade da água para consumo humano*****.** Brasília: MS, 2006.

BRASIL. Ministério da Saúde. ***Saúde indígena: uma introdução ao tema*****.** Brasília: MS, 2009.

CAMBRIDGE UNIVERSITY PRESS. Delivering culturally appropriate technology-enabled health care in indigenous communities. ***Journal of Law, Medicine & Ethics***, Cambridge, 2023.

CASELANI, K. Qualidade da água no meio rural. ***Veterinária Notícias*****,** Uberlândia, v. 23, n. 1, p. 80-112, 2017.

CRISPIM, D. L. et al. Análise físico-química das águas de três poços Amazonas no centro da cidade de Pombal-PB. ***Geografia Ensino & Pesquisa*****,** v. 21, n. 2, p. 155-163, 2017.

DIEGUES, Antonio Carlos, ENCONTRO INTERNACIONAL: GOVERNANÇA DA ÁGUA ***Água e cultura nas populações tradicionais brasileiras.***, 1., 2007, São Paulo.

FRANCO, R. M. B.; CANTUSIO NETO, R. Microbiological aspects of groundwater used for human consumption. ***Brazilian Journal of Microbiology*****,** v. 48, p. 50-55, 2017.

GARNELO, L.; PONTES, A. L. Saúde indígena: ***uma introdução ao tema.*** Brasília: MEC-SECADI; Unesco, 2012. 296 p.

KELLNER, Erich; OLIVEIRA, Felipe Eduardo de Souza. ***A agressividade da água e a possibilidade de alteração da qualidade para o consumo humano***. Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, v. 27, n. 1, p. 159-168, jan./fev. 2022.

LABORCLIN. ***Análises laboratoriais: água e alimentos*****.** Pinhais: Laborclin, 2024.

LI, Y. et al. Combatting biofilms in potable water systems: ***A comprehensive overview to ensuring industrial water safety***. Environmental Microbiology Reports, v. 15, n. 6, p. 445-454, 2023.

MATOS, R. P. et al. ***Análise da qualidade da água para o consumo humano em fazendas do município de Rubim-MG***. *[S.l.: s.n.], 2019.*

MACHADO, P. M.; BORGES, T. R.; BORGES, V. C. ***Controle de qualidade microbiológico da água filtrada disponível nos bebedouros da UniRV - Universidade de Rio Verde.*** 2016. Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso) - Curso de Biomedicina, Universidade de Rio Verde, Rio Verde, 2016.

NUPAUB – Núcleo de Apoio à Pesquisa sobre Populações Humanas e Áreas Úmidas Brasileiras. ***Símbolos da água*****.** São Paulo: USP, 2015.

OLIVEIRA, A. C. et al. Influência da sazonalidade na qualidade da água na APA do rio Uberaba, Uberaba, Minas Gerais. ***Revista Tocantinense de Geografia*****,** v. 13, n. 31, p. 29-40, 2024.

PONTES ARAÚJO, P.; ABREU, F. A. M. de. Variação sazonal de coliformes em poços de águas rasas: estudo de caso em área urbana, no Pará. In: ***Congresso Internacional de Meio Ambiente Subterrâneo***, 4., 2019. Anais [...]. [S.l.: s.n.], 2019.

SAJTOS, L. et al. Delivering Culturally-Appropriate, ***Technology-Enabled Health Care in Indigenous Communities.*** Journal of Law, Medicine and Ethics, Malden, v. 51, n. 2, p. 322-331, 2023.

SCHÜROFF, P. A.; ANDRADE, F. B.; PELAYO, J. S. Virulence markers, adhesion and biofilm formation of *Escherichia coli* strains isolated from drinking water supplies of north Paraná State, Brazil. ***Journal of Water and Health*****,** v. 20, n. 9, p. 1416-1429, 2022.

SCHWARZBACH, M. S. R.; MORANDI, I. C. Avaliação da variabilidade temporal das características físico-químicas das águas subterrâneas dos poços tubulares profundos do município de Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. In: ***Joint World Congress on Groundwater***, 1., 2011. Anais [...]. [S.l.: s.n.], 2011.

SOUZA, M. S. A.; QUADROS, H. C.; SILVA, M. S. S. da. Parâmetros de potabilidade da água para o consumo humano: **uma revisão integrativa.** ***Research, Society and Development*****, v. 11, n. 1, e42511125118, 2022.**

SOUZA, S.; SOUSA, P. Potabilidade da água de cacimbas: estudo de caso em um distrito da cidade de Barro, Ceará. ***Brazilian Journal of Biosystems Engineering*****,** v. 14, n. 4, p. 321-328, 2020.

TENONDEPORÃ. ***Sobre*****.** [S.l.], 2023

TRATA BRASIL. ***Avanços do novo marco legal do saneamento básico no Brasil – 2023*****.** São Paulo: Instituto Trata Brasil, 2023.

UNITED NATIONS EDUCATIONAL, SCIENTIFIC AND CULTURAL ORGANIZATION (UNESCO). BRASILIA OFFICE. 2022 ***a*** 59 p.

UNIRV – Universidade de Rio Verde. ***Controle de qualidade microbiológico da água filtrada disponível nos bebedouros da UniRV*****.** Rio Verde: UniRV, 2018.

WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION. ***Water and sanitation for health*****.** Geneva: WHO, 2022.

HIPOXIA NA NASCENTE DO RIBEIRÃO CAMBÉ (LONDRINA/PR): DIAGNÓSTICO DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO, FATORES CONDICIONANTES E ESTRATÉGIAS DE RECUPERAÇÃO

1 Ana Beatriz Bortolassi Duda, 2 Rodrigo Augusto Torres, 1,2 Mônica Lúcia Adam, 1,3 Alessandra Furtado da Silva, 1,4 Edson Fontes de Oliveira

[1] Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Londrina, PR. E-mail: anaduda@alunos.utfpr.edu.br; [2] Universidade Federal de Pernambuco, Departamento de Zoologia, Recife, PE; [3] UTFPR, Departamento de Química, Londrina, PR; [4] UTFPR, Departamento de Engenharia Ambiental, Londrina, PR.

Palavras-chave: oxigênio dissolvido; recuperação ambiental; Ribeirão Cambé.

Resumo

O oxigênio dissolvido (OD) é um parâmetro essencial à vida aquática e indicador direto das condições ecológicas dos ambientes hídricos. Este trabalho investigou as concentrações de OD na bacia do Ribeirão Cambé, em Londrina (PR), com amostragens realizadas em sete pontos ao longo do gradiente longitudinal em dois períodos sazonais: agosto de 2024 (seco) e abril de 2025 (chuvoso). Os dados foram submetidos ao teste de Kruskal-Wallis e à Análise de Componentes Principais (ACP). O Ponto 1 (nascente) apresentou concentrações médias de 2,14 mg L-1 no período chuvoso, muito abaixo do limite de 4,0 mg L-1 exigido pela Resolução CONAMA 357/2005 para corpos hídricos de Classe 3, caracterizando condições de hipoxia severa. As diferenças entre pontos foram estatisticamente significativas ($p = 0,0068$). A desoxigenação na nascente está associada a fatores morfológicos, como a lâmina d'água rasa que limita a reaeração natural, ao consumo de oxigênio por decomposição microbiana em sedimentos orgânicos finos acumulados na região bentônica e ao aporte de matéria orgânica por ligações clandestinas de esgoto. A ACP confirmou que o OD integra o principal gradiente de variabilidade limnológica da bacia, correlacionado negativamente com a condutividade elétrica e os sólidos totais dissolvidos. A instalação de aeradores na nascente é apresentada como estratégia complementar viável, mas a recuperação efetiva depende do controle das fontes de poluição, ampliação do saneamento básico e restauração da vegetação ciliar.

Introdução

Diversos parâmetros físicos, químicos e biológicos são utilizados para avaliar a qualidade da água, entre eles concentração de nutrientes, temperatura, pH, condutividade elétrica (CE) e oxigênio dissolvido (OD). Este último se destaca por ser essencial à respiração de organismos aquáticos e um indicador direto das condições ecológicas dos ambientes lóticos e lênticos. A redução do OD está frequentemente associada ao aporte excessivo de matéria orgânica proveniente de esgoto doméstico, efluentes industriais e resíduos agrícolas não tratados. Esse aumento de carga orgânica estimula a atividade de microrganismos aeróbios, que consomem o oxigênio disponível durante a decomposição, podendo gerar condições anóxicas, mau cheiro, produção de gases tóxicos e mortandade de peixes e outros organismos (Valente; Padilha; Silva, 1997).

O OD refere-se à presença de moléculas de oxigênio gasoso incorporadas à massa de água, sendo um fator determinante para o metabolismo de organismos aquáticos. A entrada de oxigênio nos sistemas aquáticos ocorre principalmente pela difusão a partir do ar atmosférico e pela fotossíntese realizada por plantas aquáticas e algas (Connell, 1997). A manutenção de concentrações satisfatórias de oxigênio dissolvido é fundamental para o equilíbrio dos ecossistemas hídricos, uma vez que este parâmetro atua como um indicador primário da condição ambiental e influencia diretamente a sobrevivência da biodiversidade aquática. Além de sustentar a vida ao viabilizar a respiração celular, o OD é o suprimento essencial para que microrganismos realizem a oxidação da matéria orgânica, permitindo que o corpo receptor restabeleça suas condições iniciais após perturbações causadas por lançamentos de efluentes (Muniz; Campos; Conte, 2024).

A Resolução CONAMA n.º 357/2005 estabelece o valor mínimo de 4,0 mg L-1 de OD para a preservação da vida aquática em corpos hídricos de Classe 3. A CETESB (2015) destaca que carpas podem tolerar concentrações de até 3,0 mg L-1, enquanto espécies mais exigentes, como as trutas, necessitam de concentrações próximas a 8,0 mg L-1. O aumento da temperatura em um corpo d'água provoca maior consumo de OD, devido à tendência de intensificação das reações químicas e processos bioquímicos (Souza Junior, 2013), o que agrava as condições em nascentes com baixa capacidade de reaeração.

A bacia hidrográfica do Ribeirão Cambé, localizada nos municípios de Cambé e Londrina (PR), apresenta sinais evidentes de degradação ambiental, especialmente relacionados à baixa concentração de OD em alguns trechos e à elevada carga de matéria orgânica. Os corpos d'água mais expressivos dessa bacia, o sistema de reservatórios Igapós, têm sido alvo de episódios recorrentes de eutrofização, com florações de cianobactérias, acúmulo de sedimentos e proliferação de macrófitas aquáticas, conforme apontado na Recomendação Técnica PPGEA/UTFPR (2025). Estudos anteriores de Mangili (2013) e Damásio (2018) identificaram concentrações críticas de OD e DBO elevada em trechos da bacia, com a nascente apresentando condições particularmente preocupantes. Diante desse contexto, este trabalho tem como objetivo caracterizar as concentrações de OD ao longo do gradiente longitudinal do Ribeirão Cambé, com foco na nascente como ponto crítico, e discutir estratégias de recuperação ambiental voltadas à reoxigenação desse trecho.

Material e Métodos

A bacia hidrográfica do Ribeirão Cambé apresenta curso principal de aproximadamente 27 km, sendo 15 km em área urbana na cidade de Londrina (PR). O corpo hídrico é enquadrado como Classe 3 pelo Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Tibagi, conforme nota técnica publicada no ano de 2016. Foram definidos sete pontos de amostragem ao longo do gradiente longitudinal: P1 (nascente), P2 (cabeceira, pós Parque de Exposições), P3 (Igapó I, primeiro reservatório), P4 (Córrego do Leme, afluente do Igapó), P5 (jusante da barragem do Igapó), P6 (jusante da ETE SANEPAR) e P7 (foz no rio Limoeiro), conforme apresentados na figura 01. As coletas foram realizadas em dois períodos sazonais — agosto de 2024 (seco) e abril de 2025 (chuvoso), com três réplicas por ponto, totalizando 42 unidades amostrais.

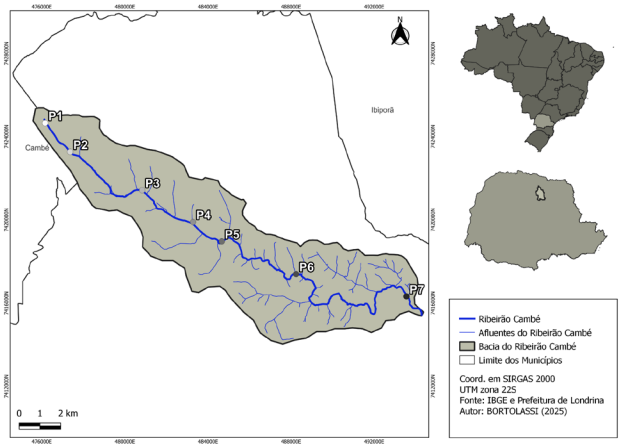


Figura 01: Mapa de distribuição dos pontos de amostragem ao longo do gradiente longitudinal da bacia do Ribeirão Cambé (Londrina-PR).

Os parâmetros CE, pH, temperatura da água, OD e sólidos totais dissolvidos (STD) foram obtidos com medidor multiparâmetros portátil (Hanna HI98194), calibrado antes de cada campanha. Adotou-se como procedimento padrão mergulhar a sonda diretamente no corpo d'água, mantendo-a submersa até a estabilização das leituras. Nos pontos com correnteza intensa, procedeu-se à coleta com balde de aço inoxidável e as medições foram realizadas no recipiente. Entretanto, alguns parâmetros apresentam lacunas nos registros, decorrentes de falhas de anotação ou perda dos resultados por parte das equipes responsáveis pelas coletas originais. Essas ausências pontuais foram devidamente sinalizadas e consideradas na interpretação dos resultados.

O mapeamento de uso e ocupação do solo foi realizado no QGIS por classificação supervisionada de imagens Sentinel-2. O teste não paramétrico de Kruskal-Wallis foi aplicado para verificar diferenças significativas do OD entre os pontos no período chuvoso e seco. A Análise de Componentes Principais (ACP) foi realizada no PC-ORD a partir da matriz de correlação de Pearson, com resultados visualizados no STATISTICA, com o intuito de verificar as diferenças nas concentrações de OD ao longo do gradiente longitudinal da bacia.

Resultados e Discussão

O OD foi mensurado no período chuvoso e apresentou diferenças estatisticamente significativas entre os pontos (Kruskal-Wallis: H = 17,766; p = 0,0068). A Tabela 01 apresenta as concentrações observadas por ponto nos dois períodos. No período seco, o P1 não apresenta registro de OD, decorrente de falha de anotação ou perda dos resultados por parte da equipe responsável pela coleta. Para o período chuvoso, os dados são completos para todos os pontos.

Tabela 01: Concentrações de OD (mg L-1) nos sete pontos de amostragem da bacia do Ribeirão Cambé, nos períodos seco (agosto/2024) e chuvoso (abril/2025), com médias do período chuvoso.

Ponto	Local	OD Seco (mg L-1)	OD Chuvoso (mg L-1)	Média Chuvoso (mg L-1)
P1	Nascente	Lacuna nos registros	1,26 – 2,61	2,14 ⚠
P2	Cabeceira (pós Parque Exposições)	8,62 – 9,08	7,32 – 8,80	7,87
P3	Igapó I (reservatório)	4,54 – 9,17	3,92 – 5,23	4,43
P4	Córrego do Leme (afluente Igapó)	10,51 – 12,15	4,29 – 5,55	5,04
P5	Jusante barragem Igapó	10,14 – 11,72	5,80 – 7,00	6,22
P6	Jusante ETE SANEPAR	12,89*	6,88 – 7,45	7,08
P7	Foz (rio Limoeiro)	13,40 – 15,95	4,63 – 6,83	5,38

* P6 no período seco apresenta dado de apenas uma réplica; ⚠ indica hipoxia severa, abaixo do limite de 4,0 mg L-1 da Resolução CONAMA 357/2005.

O P1 (nascente) apresentou as concentrações mais críticas de toda a bacia no período chuvoso, com valores individuais entre 1,26 e 2,61 mg L-1 e média de 2,14 mg L-1 (DP = 0,76 mg L-1). Esse valor corresponde a menos da metade do limite mínimo de 4,0 mg L-1 estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005, configurando condições de hipoxia severa. Conforme destacado pela CETESB (2015), mesmo espécies mais tolerantes como carpas exigem ao menos 3,0 mg L-1 para sobreviver, limiar igualmente não atingido no P1. Nos demais pontos do período chuvoso, as concentrações variaram entre 4,43 mg L-1 (P3) e 7,87 mg L-1 (P2), permanecendo acima do limite legal. No período seco, os valores registrados para P2 a P7 foram consideravelmente mais altos, atingindo média de 15,08 mg L-1 no P7, o que é consistente com a maior capacidade de dissolução de oxigênio em temperaturas mais baixas e com a menor carga orgânica típica do período de estiagem.

A desoxigenação severa no P1 pode estar associada a múltiplos fatores concorrentes. As características morfológicas da nascente, com lâmina d'água rasa, limitam a reaeração natural, dificultando a reposição do oxigênio consumido. Conforme demonstrado por Queiroz et al. (2015), variáveis hidrodinâmicas como profundidade e velocidade de escoamento são determinantes na estimativa do coeficiente de reaeração (K2), sendo que em condições de baixa profundidade a interface ar-água torna-se fator crítico para a recuperação do déficit de oxigênio. A presença de sedimentos finos acumulados no leito intensifica o consumo de oxigênio por processos de decomposição microbiana na região bentônica. Soma-se a esses fatores o aporte de matéria orgânica proveniente de ligações clandestinas de esgoto, conforme evidenciado pelos elevados valores de DBO registrados por Mangili (2013) na mesma região. Esses fatores são agravados pelo aumento da temperatura da água no período chuvoso, confirmado neste estudo ($p < 0,01$), uma vez que águas mais quentes possuem menor capacidade de reter oxigênio dissolvido (Zhang et al., 2025).

A degradação iniciada já na nascente é particularmente grave porque os trechos subsequentes são influenciados pelo déficit de oxigênio acumulado, o que reduz a capacidade de autodepuração natural ao longo de todo o gradiente (Andrade, 2010). De acordo com este autor, a capacidade dos corpos hídricos de estabilizar poluentes orgânicos depende fundamentalmente da disponibilidade de oxigênio para sustentar a atividade microbiana aeróbia. Quando o OD se esgota, predominam processos anaeróbios que geram compostos reduzidos com odor característico (como H_2S) e liberam nutrientes internamente armazenados nos sedimentos. Esse padrão, já documentado por Mangili (2013) e Damásio (2018) na mesma bacia, demonstra que a pressão sobre a nascente persiste há anos sem reversão efetiva.

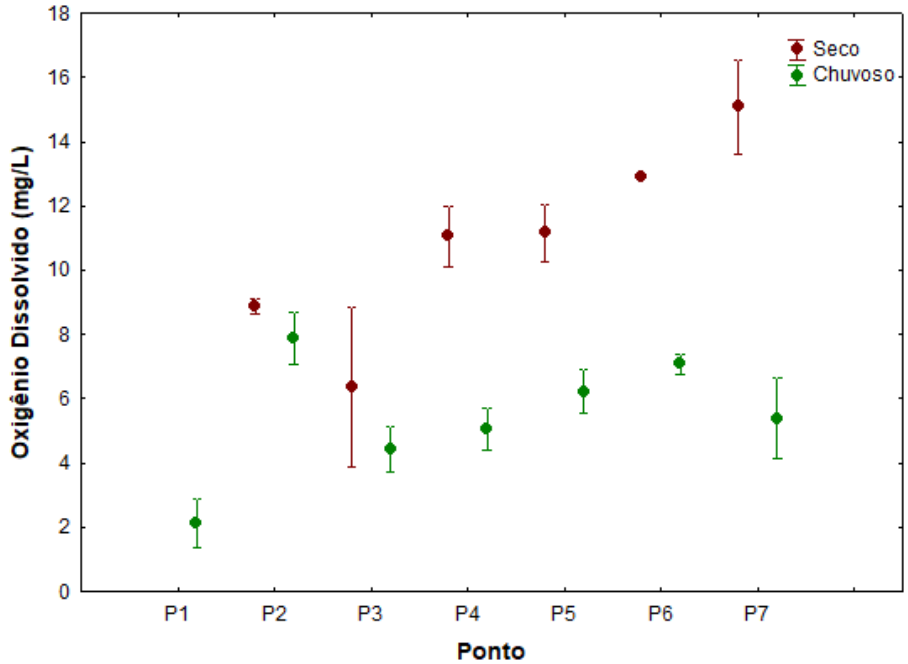


Figura 02: Variação nas concentrações do oxigênio dissolvido em mg L-1 ao longo do gradiente longitudinal do ribeirão Cambé (Londrina-PR).

A ACP (figura 03) evidenciou que a variabilidade limnológica da bacia é estruturada por gradientes de mineralização, temperatura e sazonalidade, com clara separação sazonal entre as campanhas. O OD apresentou escores mais negativos no Eixo 1 da ACP (-0,3213), junto com STD (-0,4148) e CE (-0,3899), indicando que onde a mineralização é maior, indicativa de maior contaminação urbana difusa, os níveis de OD são sistematicamente mais baixos. Esse gradiente coloca o P1 no período chuvoso como o ponto de maior contaminação relativa e menor oxigenação da bacia, reforçando os dados brutos. A análise de uso e ocupação do solo, apresentada na figura 04, revelou que a área de drenagem do P1 apresenta elevada proporção de solo exposto e urbanização, com cobertura vegetal ciliar insuficiente, condições que intensificam o escoamento superficial e o aporte de matéria orgânica ao canal (TUNDISI; TUNDISI, 2008).

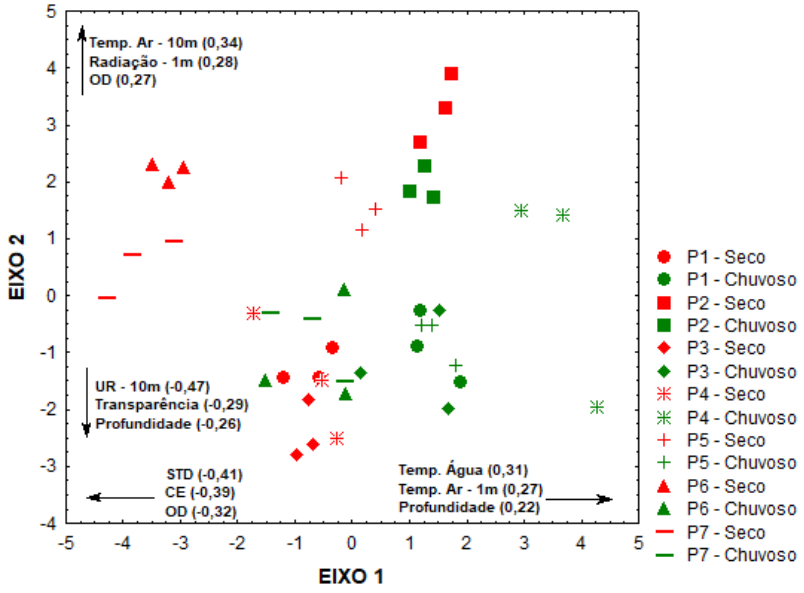


Figura 03: Análise de Componentes Principais aplicada a partir da correlação de Pearson com as variáveis limnológicas obtidas ao longo do gradiente longitudinal do ribeirão Cambé.

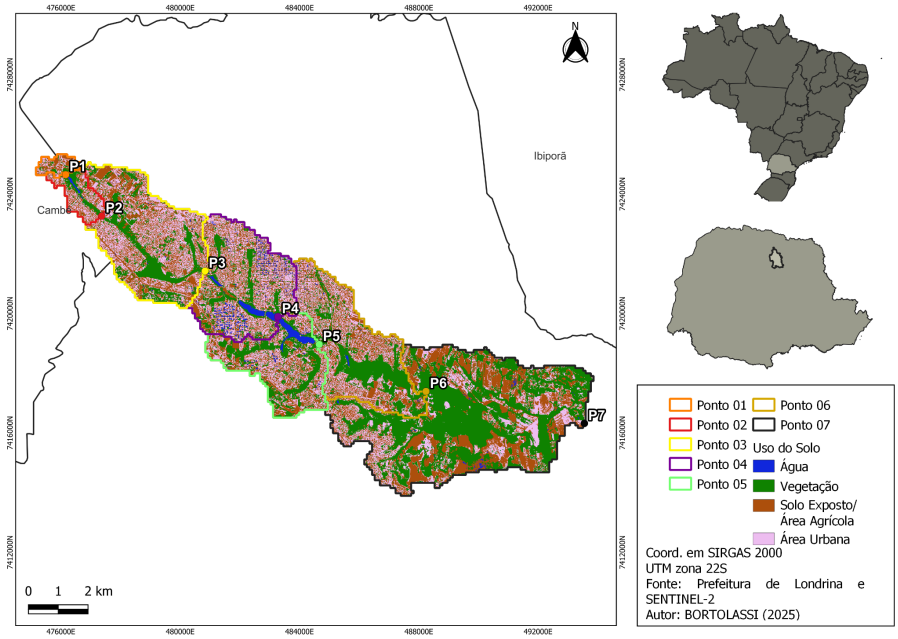


Figura 04: Mapa de Uso e Ocupação do Solo.

O eixo 1 representa o principal gradiente de variação entre os pontos e está associado, predominantemente, as variáveis STD (-0,4148), CE (-0,3899) e OD (-0,3213), que apresentaram escores mais negativos no eixo e segregaram as coletas no período seco (símbolos vermelhos) e principalmente os pontos 6 e 7 nesta estação (trecho de foz da bacia). Em contraste, com escores mais positivos para o eixo 1, a temperatura da água (0,3116), temperatura do ar a 1 m (0,2721) e profundidade (0,2167) segregaram mais as coletas realizadas no período chuvoso (símbolos verdes) e o ponto 4 nesta estação (canal afluente do reservatório do Igapó), indicando que esse gradiente está fortemente relacionado às diferenças térmicas e à intensidade de mineralização da água ao longo da bacia. Assim, pontos situados à esquerda do eixo tendem a refletir condições de maior concentração iônica e maior oxigenação (em direção à foz da bacia), enquanto aqueles posicionados à direita indicam ambientes mais quentes e profundos, especialmente na estação úmida (canal do Zerão, afluente do reservatório do Igapó).

O eixo 2, por sua vez, está relacionado sobretudo às variáveis de temperatura do ar, radiação e umidade (0,3441). Variáveis como temperatura do ar a 10 m (0,3441), radiação solar a 1 m (0,2774) e OD (0,2672) apresentaram cargas positivas no eixo, discriminando o ponto 2 no período seco, enquanto umidade relativa do ar a 10 m (-0,4707), transparência (-0,2956) e profundidade (-0,2570) foram negativamente associadas, discriminando mais significativamente o ponto 3. Esse gradiente sugere que o eixo separa ambientes mais expostos à incidência solar e à maior circulação atmosférica daqueles mais sombreados, com maior umidade e maior estabilidade hidráulica.

A distribuição dos pontos mostra diferenças marcantes entre as campanhas sazonais. De modo geral, as amostras da temporada chuvosa tendem a se posicionar com escores mais positivos para o eixo 1 e mais negativos para o eixo 2 (no quadrante direito do gráfico), refletindo maior temperatura da água, maior radiação e maior profundidade relativa, período mais chuvoso. Por outro lado, as amostras na temporada seca concentram-se na porção esquerda, com escores mais negativos para o eixo 1, refletindo maiores concentrações iônicas na água, maior oxigenação e menor influência térmica. Essa separação sazonal demonstra que o regime hidrológico e a temperatura exercem forte influência na estrutura limnológica da bacia.

Além disso, o padrão espacial revela que os pontos localizados nos reservatórios (P3, P4 e P5) tendem a ocupar trechos do gradiente mais associados à maior radiação, maior temperatura do ar a 10 m e, em alguns casos, maior profundidade. Já os pontos de cabeceira (P1 e P2) aparecem próximos às variáveis relacionadas à maior condutividade, STD e transparência, indicando ambientes menos profundos, mais sombreados e com maior acúmulo de material particulado fino. De forma geral, os resultados da ACP demonstram que as variações limnológicas na bacia do Ribeirão Cambé são estruturadas tanto por fatores espaciais quanto sazonais, sendo a sazonalidade, especialmente a variação térmica e de radiação, um dos principais elementos de diferenciação entre as amostras. A análise reforça a importância do gradiente longitudinal da bacia e evidencia a influência dos usos antrópicos nos setores mais urbanizados e represados do sistema.

Diante do quadro de desoxigenação identificado no P1, a proposta de utilização de aeradores apresenta-se como estratégia complementar viável para melhorar as condições de oxigenação. Conforme demonstrado por Pádua (2021), a aeração mecânica é a técnica mais frequentemente empregada em intervenções para recuperação de ambientes aquáticos com déficit de OD, estando presente em 48% dos estudos analisados em sua meta-análise. A eficiência de sistemas de aeração de baixo custo foi comprovada por Rocha (2019) em cultivos de tilápia, demonstrando melhorias na qualidade da água e na homogeneidade da oxigenação. No contexto do Ribeirão Cambé, a instalação de aeradores na nascente poderia elevar localmente os níveis de OD, favorecendo os processos aeróbios de decomposição e a recuperação gradual da capacidade de autodepuração. No entanto, conforme enfatizado por Pereira (2011) e pela Recomendação Técnica PPGEA/UTFPR (2025), essa medida não resolve as causas fundamentais da desoxigenação: a recuperação efetiva depende do controle das fontes de poluição, da ampliação do saneamento básico, da identificação e eliminação de ligações clandestinas de esgoto, da recuperação da vegetação ciliar e do estabelecimento de programas permanentes de monitoramento limnológico.

Considerações Finais

Este estudo confirmou que a nascente do Ribeirão Cambé (P1) constitui o trecho mais crítico da bacia em relação ao OD, com concentrações médias de 2,14 mg L-1 no período chuvoso, abaixo do mínimo legal de 4,0 mg L-1 e incompatíveis com a manutenção da vida aquática aeróbia. A desoxigenação resulta da combinação entre as características morfológicas da nascente, a decomposição microbiana nos bentos, o aporte de matéria orgânica por ligações clandestinas de esgoto e a elevação da temperatura da água no período chuvoso. A ACP confirmou que o OD integra o principal gradiente de variabilidade limnológica da bacia, estruturado pela mineralização e pela sazonalidade. Os demais pontos permaneceram acima do limite legal no período chuvoso, o que indica que a degradação mais severa está concentrada na cabeceira da bacia.

A proposta de instalação de aeradores na nascente apresenta-se como medida complementar viável para elevar localmente os níveis de OD e favorecer os processos aeróbios de autodepuração. Entretanto, a recuperação efetiva depende de ações integradas que incluam o controle das fontes de poluição, a ampliação do saneamento básico, a eliminação de ligações clandestinas de esgoto e a recuperação da vegetação ciliar. Estudos futuros devem incluir a mensuração do OD no período seco para o P1, análises de DBO e nutrientes, e a avaliação experimental da eficácia de aeradores alternativos nesse trecho específico.

Referências Bibliográficas

ANDRADE, L. N. de. Autodepuração dos corpos d'água. Revista da Biologia, São Paulo, v. 5, p. 16-19, dez. 2010.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução n.º 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 18 mar. 2005.

CETESB – COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Oxigênio dissolvido. São Paulo, 30 jan. 2015. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/mortandade-peixes/alteracoes-fisicas-e-quimicas/oxigenio-dissolvido/. Acesso em: 28 maio 2025.

COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO TIBAGI. Nota técnica sobre a proposta de enquadramento da bacia do rio Tibagi. Revisão 1. Fevereiro de 2016.

CONNELL, D. W. Basic concepts of environmental chemistry. Boca Raton: Lewis, 1997.

DAMÁSIO, B. C. R. Caracterização limnológica e contaminação de peixes por cádmio na bacia do Ribeirão Cambé (Londrina-PR). 2018. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2018.

MANGILI, F. B. Calibração do modelo de decaimento da DBO5,20 associado à qualidade da água do Lago Igapó I em Londrina/PR. 2013. 118 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2013.

MUNIZ, B. R. B.; CAMPOS, C. G. C.; CONTE, G. Dinâmica do oxigênio dissolvido no processo de autodepuração em função da vulnerabilidade climática. In: Engenharias em perspectiva: Ciência tecnologia e inovação. Atena Editora, 2024. p. 75-88.

PÁDUA, L. de S. Meta-análise sobre a aplicação de técnicas de recuperação de ecossistemas aquáticos com déficit de oxigênio. 2021. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2021.

PEREIRA, A. L. Princípios da restauração de ambientes aquáticos continentais. Revista Geografia, [s. l.], v. 20, n. 1, p. 1-21, 2011.

PPGEA/UTFPR. Recomendação Técnica: diagnóstico integrado do Lago Igapó e do Ribeirão Cambé. Londrina: UTFPR, 2025.

QUEIROZ, F. M.; MATOS, A. T.; VON SPERLING, M. Estimativa do coeficiente de reaeração da água em canal raso de fundo deslizante. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 20, n. 1, p. 79-88, jan./mar. 2015. DOI: 10.1590/S1413-41522015020000113819.

ROCHA, C. A. et al. Eficiência de aeradores alternativos no cultivo de tilápia em tanques-rede. Acta Scientiarum. Animal Sciences, Maringá, v. 41, 2019.

SOUZA JUNIOR, W. C. de et al. Monitoramento da qualidade da água. [S. l.: s. n.], 2013.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. Limnologia. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

VALENTE, J. P. S.; PADILHA, P. M.; SILVA, A. M. M. Oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) como parâmetros de poluição no ribeirão Lavapés/Botucatu-SP. Eclética Química, São Paulo, v. 22, p. 49-66, 1997.

ZHANG, Y. et al. Climate warming and heatwaves accelerate global lake deoxygenation. Science Advances, v. 11, eadt5369, 21 mar. 2025. DOI: 10.1126/sciadv.adt5369.

ANÁLISE DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DE ÁGUAS ROTULADAS COMO MINERAIS EM SOLEDADE-PB E SUA CONFORMIDADE COM A LEGISLAÇÃO VIGENTE

1 Hilan Batista de Azevedo Cruz, 2 Cailane Barbosa Gomes Guerra, 3 Francisco de Assis da Silveira Gonzaga, 4 Aldeni Barbosa da Silva, 5 Maria Isabel do Nascimento Costa , 6 Vito Hugo da Costa Mendes, 7 Edmilson Dantas da Silva Filho

1 Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Paraíba, e-mail: hilan.azevedo@academico.ifpb.edu.br; 2 Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Paraíba, e-mail: cailane.guerra@gmail.com; 3 Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Paraíba, e-mail: francisco.gonzaga@ifpb.edu.br; 4 Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Paraíba, e-mail: aldeni.silva@ifpb.edu.br; 5 Universidade Estadual da Paraíba, e-mail: n.costa@aluno.uepb.edu.br;6 Centro universitário de Patos, e-mail: vitomendes1@gmail.com; 7 Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Paraíba, e-mail: Edmilson.silva@ifpb.edu.br

Palavras-chave: Água mineral; Qualidade da água; Potabilidade.

Resumo

A água mineral natural possui uma composição físico-química benéfica à saúde, contendo teores de sais minerais essenciais ao organismo. Segundo Igor A. Shiklomanov (1998), 97,5% desse volume são águas salgadas e apenas 2,5% são água doce. A maior parte dessa água doce (68,7%) está na forma de gelo e neve permanente na Antártida, no Ártico e em regiões montanhosas. Em seguida, 29,9% existem como águas subterrâneas doces. Apenas 0,26% do total de água doce na Terra está concentrado em lagos, reservatórios e sistemas fluviais, onde são mais facilmente acessíveis para nossas necessidades econômicas e absolutamente vitais para os ecossistemas aquáticos. Logo, o uso desse bem precisa ser pensado para que não prejudique nenhum dos diferentes usos que ela tem para a vida humana . Diante desse cenário, este trabalho objetivou analisar a qualidade físico-química de três amostras de águas minerais. Foram avaliados os parâmetros: temperatura (°C), pH, turbidez (NTU), condutividade elétrica (µS/cm a 25 °C), alcalinidade (mg/L de $CaCO_3$), dureza total, sólidos totais dissolvidos (STD), cloreto (Cl^-), acidez carbônica e cor. As análises foram conduzidas no Laboratório de Tratamento de Água e Efluentes (TAER) do IFPB – Campus Campina Grande. Os resultados indicam que todos os parâmetros analisados estão em conformidade com os padrões de potabilidade estabelecidos pela Portaria GM/MS nº 888/2021. Portanto, as amostras são consideradas adequadas para o consumo humano.

Introdução

A água é o principal constituinte para o funcionamento do planeta. Ela faz parte de todos os elementos vivos, sendo importante nas reações químicas e no transporte de substâncias. O nosso planeta é chamado de planeta água, devido à grande quantidade de água que nele existe. Porém, apenas 0,77% de toda essa água é a quantidade que podemos aproveitar. (*SANTOS et al.,2018).*

Os seres humanos possuem 65% do seu peso formado por água, diante disso precisamos desse recurso para a sobrevivência e desempenho do corpo humano. A demanda global por água de boa qualidade está crescendo de forma acelerada, superando a capacidade de renovação do ciclo hidrológico, o que é amplamente reconhecido pela comunidade científica.

A demanda global por água de boa qualidade está crescendo de forma acelerada, superando a capacidade de renovação do ciclo hidrológico, o que é amplamente reconhecido pela comunidade científica. No entanto o manejo inadequado está causando degradação progressiva, comprometendo assim, a qualidade das águas para os recursos humanos. No geral a população em si considera a água mineral segura, porém não existem muitos estudos que comprovem esta hipótese para a maioria das cidades brasileiras. *(Cunha et al. 2012)*

A composição química das rochas, por onde se infiltram as águas subterrâneas, é responsável por sua mineralização. As águas das chuvas penetram no solo e atravessam diversas camadas de rochas até estacionarem. Nesse trajeto por baixo do solo, a água passa por rochas com substâncias minerais, como o carbonato e o sulfato de cálcio, que se diluem na água, enriquecendo-a e adquirindo, assim, propriedades medicinais. Outros fatores importantes são a temperatura e a pressão, que ajudam a determinar características próprias à água. As águas minerais dividem-se em fracas, médias e fortes. *(Serra 2009, p. 44)*

Portanto, o presente estudo propõe-se a assegurar a fidedignidade dos dados e a validade científica dos parâmetros: Temperatura (°C), pH, turbidez (NTU), condutividade elétrica (µS/cm a 25 °C), alcalinidade (mg/L de $CaCO_3$), dureza total, sólidos totais dissolvidos (STD), cloreto (Cl^-), acidez carbônica (em termos de CaCO3)e cor. Nesse contexto, este estudo tem por finalidade analisar os parâmetros físico-químicos de três diferentes marcas de água mineral comercializadas no município de Soledade-PB, avaliando sua conformidade com a legislação vigente e avaliando possíveis impactos para a saúde pública. *(SILVA FILHO, E. D.)*

Material e Métodos

Trata-se de um estudo experimental, de abordagem quantitativa, realizado in vitro e em ambiente laboratorial, com caráter descritivo e comparativo. O estudo foi desenvolvido no município de Soledade, localizado no estado da Paraíba, Brasil, pertencente à microrregião do Curimataú Ocidental e situado a aproximadamente 186 km da capital, João Pessoa. O município possui população estimada em 15.211 habitantes e área territorial de 578,178 km², conforme dados do IBGE (2020). As análises físico-químicas foram conduzidas no Laboratório de Tratamento de Águas e Efluentes (TAER) do Instituto Federal da Paraíba, campus Campina Grande.

A amostragem foi do tipo não probabilística por conveniência, sendo selecionadas três marcas comerciais de águas minerais disponíveis para comercialização no município. As amostras foram adquiridas em diferentes pontos comerciais, como supermercados e mercadinhos, em momentos distintos, a fim de garantir maior variabilidade. Para fins de organização e análise, as amostras foram identificadas como Água X, Água Y e Água Z. Após a coleta, as amostras foram devidamente armazenadas e transportadas ao laboratório sob condições adequadas de temperatura e higiene, visando evitar contaminações e possíveis alterações em suas características físico-químicas.

As análises físico-químicas foram realizadas conforme as normas analíticas do Instituto Adolfo Lutz (2008). Foram avaliados os seguintes parâmetros: pH, temperatura (°C), alcalinidade, acidez carbônica (expressa em $CaCO_3$), dureza total, dureza de cálcio e magnésio, cloretos, cor aparente, condutividade elétrica, cinzas, sólidos totais dissolvidos, além de sabor. Todas as determinações foram realizadas em triplicata, a fim de garantir maior confiabilidade e precisão dos resultados.

Os dados obtidos foram submetidos à análise estatística descritiva, com cálculo de média e desvio padrão, além de análise comparativa entre as amostras. Os resultados foram confrontados com os limites estabelecidos pela legislação brasileira vigente para águas destinadas ao consumo humano, conforme a Portaria nº 888/2021.

Resultados e Discussões



Figura 1: Realização das análises em laboratório
Fonte: Dados da Pesquisa, 2025

Setembro, Outubro e Novembro				
PARÂMETROS	**ÁGUA X**	**ÁGUA Y**	**ÁGUA Z**	**V.M.P**
pH	6,3	5,9	6,8	6,0-9,5
Condutividade	14,42	23,49	154,3	-
Sólidos Totais Dissolvidos	7,33	11,5	76,77	500
Cinzas	0,0072	0,0108	0,0822	-
Duretza Total	5	9	20	300
Dureza de Cálcio	0,5	3	2	-
Dureza de Magnésio	4,5	6	18	-
Alcalinidade	8,49	9	38	-
Cloreto	2	5,3	10	250
Turbidez	0,04	0,05	0,05	5
Cor	4	0	0	15
Acidez Carbônica	0	19	2	-

Figura 2: Tabela expressando os valores encontrados nas análises das amostras
Fonte: Dados da Pesquisa, 2025

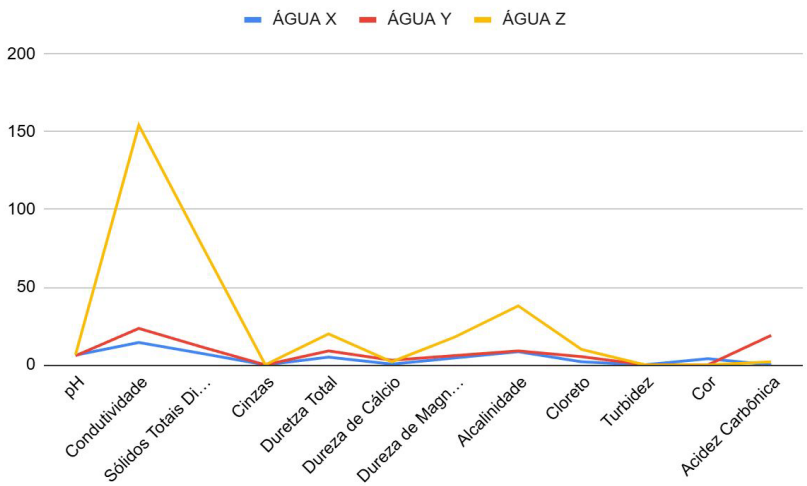


Figura 3: Gráfico comparativo das amostras analisadas
Fonte: Dados da Pesquisa, 2025

Os resultados indicam que as amostras de águas minerais X, Y e Z apresentam perfis físico-químicos distintos, ainda que todos compatíveis com padrões de qualidade para consumo humano. Diferentemente da água tratada, essas variações são esperadas, pois refletem a composição geológica das fontes.

O pH evidencia essa diferença de origem. A Água Y (5,9) apresenta caráter levemente ácido, o que é comum em águas minerais com maior teor de gás carbônico dissolvido, reforçado também pelo valor elevado de acidez carbônica (19). Já as águas X (6,3) e Z (6,8) estão mais próximas da neutralidade, indicando menor influência de CO_2 ou maior presença de minerais com efeito tamponante.

A Água Z se destaca por apresentar maiores valores de condutividade (154,3), sólidos totais dissolvidos (76,77) e alcalinidade (38), caracterizando-se como uma água mais mineralizada. Esse perfil sugere maior interação com rochas ao longo do seu percurso subterrâneo, o que aumenta a concentração de íons dissolvidos. Ainda assim, os valores permanecem relativamente baixos, indicando que se trata de uma água de baixa a moderada mineralização.

A dureza total acompanha esse comportamento, sendo mais elevada na Água Z (20), embora todas as amostras sejam classificadas como águas moles. A predominância de magnésio sobre cálcio em todas as amostras pode ser um indicativo da composição geológica local e contribui para características sensoriais específicas dessas águas.

Os parâmetros de cloreto, turbidez e cor apresentam valores baixos em todas as amostras, o que reforça a boa qualidade estética e a ausência de contaminação significativa. Esses resultados são especialmente relevantes para águas minerais, pois indicam preservação da qualidade natural da fonte.

Considerações Finais

Os resultados indicam que a qualidade das amostras de água mineral investigadas apresenta características físico-químicas dentro dos limites permitidos pela Portaria GM/MS nº 888/2021. Todas as análises se mostram compatíveis com os padrões estabelecidos, sinalizando a qualidade e a segurança para consumo. Esses achados reforçam a importância do monitoramento constante, a fim de manter a disponibilização de água de qualidade.

Agradecimentos

Agradecemos ao Instituto Federal da Paraíba (IFPB) pelo apoio institucional e pela disponibilidade de infraestrutura necessária para a realização desta pesquisa.

Referências Bibliográficas

BRASIL. **PORTARIA GM/MS Nº 888, DE 4 DE MAIO DE 2021.** Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.

DANTAS, E. *et al*. **Avaliação dos parâmetros físico-químicos de águas minerais comercializadas no município de Campina Grande -PB**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <https://pdfs.semanticscholar.org/4139/1135f351bfc83ffef5b7e46cb335328ba156.pdf>

SANTOS, J. S. I. *et al.* Avaliação dos parâmetros físico-químicos de água fornecida para a comunidade escolar, através de poço tubular, no município de Soledade-PB**. Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, 10, 2018, Anais..., Campinas, 2018**

SHIKLOMANOV, I. A. **World Water Resources**. [s.l: s.n.]. Disponível em: https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000112671>.

DINÂMICA DE NUTRIENTES E RISCO DE EUTROFIZAÇÃO NO RIACHO DAS PIABAS, EM CAMPINA GRANDE-PB

1 Diva Guedes de Araújo Neta, 2 Júlia Nicole Dantas Melo, 3 Elis Gean Rocha

1 Universidade Federal de Campina Grande, e-mail: divaguedes10@hotmail.com; 2 Universidade Federal de Campina Grande, Campus Pombal – PB, e-mail: juliamelond@gmail.com; 3 Universidade Federal de Campina Grande, e-mail: elis.gean@professor.ufcg.edu.br

Palavras-chave: Qualidade da água, Eutrofização, Nutrientes, Bacias urbanas Semiárido brasileiro

Resumo

A intensificação da urbanização em cidades do Semiárido Brasileiro tem provocado alterações significativas na dinâmica hidrológica e na qualidade dos corpos hídricos urbanos, especialmente em bacias marcadas por ocupação desordenada e deficiência de infraestrutura sanitária. Nesse contexto, a dinâmica de nutrientes assume papel central na compreensão dos processos de degradação ambiental, uma vez que o aporte contínuo de nitrogênio e fósforo, associado ao lançamento de efluentes domésticos e ao escoamento superficial urbano, favorece o desencadeamento de processos de eutrofização. O presente estudo tem como objetivo analisar a dinâmica de nutrientes e o risco de eutrofização no Riacho das Piabas, em Campina Grande–PB, a partir da avaliação de parâmetros físico-químicos da água. A área de estudo insere-se em uma bacia hidrográfica fortemente urbanizada, com destaque para a Comunidade Rosa Mística, onde a vulnerabilidade socioambiental se expressa na ausência parcial de coleta e tratamento de esgoto, na disposição inadequada de resíduos sólidos e na ocupação de áreas ambientalmente frágeis. Esses fatores contribuem para o aporte contínuo de cargas orgânicas e nutrientes ao sistema hídrico, alterando seu equilíbrio ecológico e reduzindo sua capacidade de autodepuração. A metodologia consistiu na realização de coletas quinzenais em cinco pontos ao longo do riacho, seguidas de análises laboratoriais dos parâmetros pH, fósforo total e nitrogênio amoniacal, conforme os procedimentos estabelecidos pelo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Os resultados evidenciaram baixa variabilidade espacial do pH, enquanto as concentrações de fósforo total e nitrogênio amoniacal apresentaram valores elevados em todos os pontos monitorados, frequentemente superiores aos limites estabelecidos pela legislação vigente. Observou-se um padrão espacial de aumento progressivo das concentrações no sentido montante–jusante, indicando acúmulo de cargas poluidoras ao longo do trecho urbano, associado à intensificação da ocupação e ao lançamento de esgotos domésticos. A variabilidade temporal observada reforça a ocorrência de contribuições intermitentes de poluentes, relacionadas a lançamentos irregulares e ao escoamento superficial. De forma integrada, os resultados indicam comprometimento significativo da qualidade da água e condições favoráveis ao enriquecimento trófico do sistema, evidenciando elevado potencial de eutrofização no Riacho das Piabas e a necessidade de intervenções voltadas à melhoria do saneamento e à recuperação ambiental da área.

Introdução

A degradação da qualidade dos recursos hídricos superficiais constitui um dos principais desafios ambientais associados à urbanização contemporânea, especialmente em países em desenvolvimento, onde o crescimento urbano ocorre de forma acelerada e, frequentemente, dissociada da expansão dos sistemas de saneamento básico. No Brasil, essa problemática assume caráter estrutural, uma vez que parcela significativa dos efluentes domésticos gerados nas cidades ainda é lançada in natura em corpos d'água, contribuindo para a deterioração progressiva de rios, riachos e canais urbanos. Dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento indicam que, apesar de avanços recentes, persiste um déficit expressivo na coleta e no tratamento de esgotos, resultando na introdução contínua de matéria orgânica, nutrientes e microrganismos patogênicos nos sistemas hídricos (SNIS, 2023; Brasil, 2020). Esse quadro é ainda mais crítico em áreas periféricas e socialmente vulneráveis, onde a ausência de infraestrutura adequada se associa à ocupação irregular do território, intensificando os impactos sobre os ecossistemas aquáticos (Tucci, 2008; Tundisi; Tundisi, 2010).

Entre os principais efeitos do lançamento de esgotos domésticos destaca-se o enriquecimento dos corpos hídricos por nutrientes, sobretudo compostos de nitrogênio e fósforo, fundamentais para a dinâmica ecológica dos sistemas aquáticos. Em condições naturais, esses elementos encontram-se em concentrações limitantes ao crescimento biológico; contudo, quando introduzidos em excesso, desencadeiam o processo de eutrofização. Esse fenômeno caracteriza-se pelo aumento da produtividade primária, frequentemente evidenciado pela proliferação de algas e cianobactérias, redução da transparência da água, alterações nas cadeias tróficas e comprometimento dos usos múltiplos dos recursos hídricos (Esteves, 2011). A decomposição da biomassa produzida intensifica o consumo de oxigênio dissolvido, podendo levar a condições de hipóxia ou anóxia, com impactos diretos sobre a biota aquática, incluindo mortalidade de organismos e perda de biodiversidade (Tundisi; Tundisi, 2016).

Nesse contexto, o fósforo é amplamente reconhecido como o principal nutriente limitante em ambientes de água doce, sendo determinante para o início e a intensidade dos processos eutróficos. Concentrações elevadas desse elemento estão diretamente associadas ao lançamento de esgotos domésticos, ao uso de detergentes e à mobilização de sedimentos

urbanos. O nitrogênio, por sua vez, apresenta dinâmica mais complexa, envolvendo processos como nitrificação, desnitrificação e assimilação biológica, que regulam sua disponibilidade no meio aquático (Von Sperling, 2014; Esteves, 2011). A interação entre esses nutrientes e fatores hidrológicos, como vazão, tempo de residência e regime pluviométrico, condiciona a intensidade e a persistência da eutrofização, sobretudo em ambientes urbanos sujeitos a variações sazonais de escoamento.

No Semiárido Brasileiro, tais dinâmicas são potencializadas pela irregularidade do regime de chuvas, caracterizado pela alternância entre eventos intensos de precipitação e longos períodos de estiagem. Durante os episódios chuvosos, ocorre o aumento do escoamento superficial e do transporte de cargas difusas, incluindo nutrientes e matéria orgânica acumulados na superfície urbana. Em contrapartida, nos períodos secos, a redução da vazão compromete a capacidade de diluição e autodepuração dos corpos hídricos, favorecendo o acúmulo de poluentes e a intensificação dos processos eutróficos (Tucci, 2012; Tundisi; Tundisi, 2016). Essa combinação torna os cursos d'água urbanos do Semiárido particularmente vulneráveis à degradação da qualidade da água.

É nesse cenário que se insere o Riacho das Piabas, localizado no município de Campina Grande–PB, cuja bacia hidrográfica apresenta elevado grau de urbanização e significativa pressão antrópica. Destaca-se, nesse contexto, a Comunidade Rosa Mística, situada às margens do riacho e caracterizada por condições de vulnerabilidade socioambiental. A ocupação da área está associada à expansão urbana não planejada, resultando em um padrão marcado pela proximidade entre as habitações e o leito do curso d'água, pela deficiência de infraestrutura de esgotamento sanitário e pela disposição inadequada de resíduos sólidos. Tais condições favorecem o lançamento contínuo de efluentes domésticos no riacho, constituindo importante fonte de nutrientes e matéria orgânica (Batista, 2025; Nascimento, 2020).

A relação entre a Comunidade Rosa Mística e o Riacho das Piabas demonstra a interdependência entre processos sociais e ambientais na determinação da qualidade da água em bacias urbanas. A degradação do curso hídrico, nesse sentido, não deve ser analisada de forma isolada, mas compreendida como resultado de fatores estruturais, como a insuficiência de políticas públicas de saneamento, a desigualdade socioespacial e a ocupação de áreas ambientalmente sensíveis. Estudos realizados na bacia indicam concentrações elevadas de parâmetros associados à poluição orgânica e ao enriquecimento por nutrientes, especialmente em trechos com maior densidade de ocupação, apontando a influência direta das atividades antrópicas (Medeiros, 2020; Ferreira, 2016; Batista, 2025).

Diante desse contexto, torna-se fundamental compreender a dinâmica de nutrientes no Riacho das Piabas como elemento central para a avaliação do risco de eutrofização e para o planejamento de estratégias de recuperação ambiental. A análise da variabilidade espacial e temporal das concentrações de nitrogênio e fósforo permite identificar padrões de poluição, fontes predominantes e condições críticas de degradação, fornecendo subsídios técnicos para a gestão integrada dos recursos hídricos urbanos. Assim, este estudo tem como objetivo analisar a variabilidade das concentrações de nitrogênio e fósforo no Riacho das Piabas, em Campina Grande–PB, como indicadores da influência de esgotos domésticos e do potencial de eutrofização em ambiente urbano, contribuindo para o avanço do conhecimento sobre a qualidade da água em bacias urbanas do Semiárido Brasileiro.

Material e Métodos

A área de estudo compreende a Comunidade Rosa Mística, localizada no município de Campina Grande-PB. Inserida na sub-bacia do Riacho das Piabas e situada entre os bairros Alto Branco, Conceição e Louzeiro. A área possui cerca de 0,11 km², com 641 residências e população estimada em 1.814 habitantes (IBGE, 2023).

Com intuito de avaliar a qualidade da água foram realizadas coletas de água quinzenalmente no período de abril a agosto de 2025, totalizando dez coletas, em cinco pontos distintos ao longo do leito do Riacho das Piabas, incluído o trecho natural e o canalizado (Figura 1).

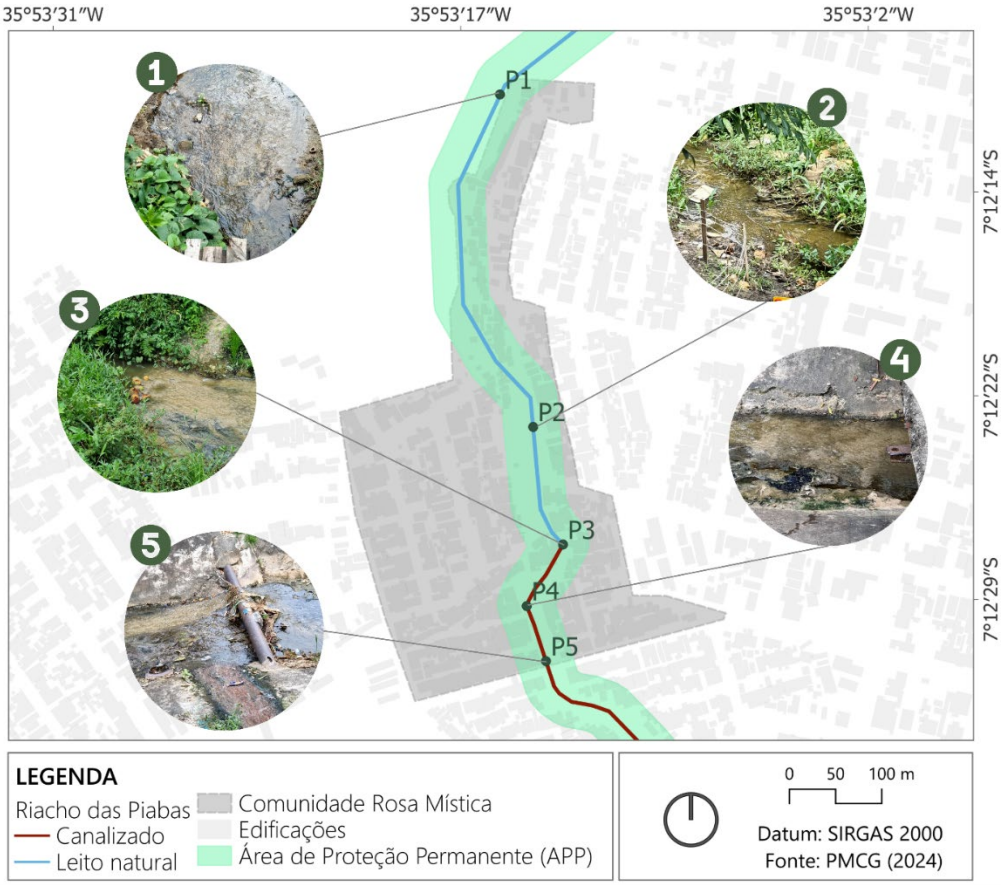


Figura 16-Localização dos pontos de coleta.
Fonte: Autores (2026).

Os parâmetros analisados são mostrados no Quadro 1, e as determinações laboratoriais foram realizadas no Laboratório de Saneamento da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), seguindo os procedimentos metodológicos descritos no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2023).

Parâmetro	Unidade de medida	Método
Potencial hidrogeniônico	-	Em laboratório, pHmetro de bancada
Fósforo total	mg/L	Em laboratório, método do espectrofotômetro
Nitrogênio amoniacal	mg/L	Em laboratório, método da destilação e titulação

Quadro 1- Parâmetros avaliados e método de determinação.
Fonte: Autores (2026).

Resultados e Discussão

A Tabela 1 apresenta a estatística descritiva (mínimo, máximo, média e desvio padrão) dos parâmetros de qualidade da água nos pontos de monitoramento.

Parâmetro	**Ponto de análise**	**Mínimo**	**Máximo**	**Média ± Desvio Padrão**
pH	P1	7,0	8,3	7,71±0,39
	P2	7,0	8,3	7,83±0,37
	P3	7,0	8,2	7,71±0,40
	P4	7,1	8,3	7,81±0,40

	P5	7,2	8,3	7,92±0,33
Fósforo Total (mg/L)	P1	0,4	2,6	0,98±0,74
	P2	0,6	4,7	1,88±1,31
	P3	0,8	4,7	2,47±1,42
	P4	0,8	4,7	2,5±1,49
	P5	0,7	4,2	2,36±1,42
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	P1	2,0	11,9	6,65±2,89
	P2	2,8	25,8	10,96±7,98
	P3	4,7	34,7	15,0±11,24
	P4	4,7	38,1	15,15±11,52
	P5	4,2	36,6	15,13±11,68

Tabela 1- Estatística descritiva dos parâmetros avaliados.
Fonte: Autores (2026)

O pH foi analisado como parâmetro de suporte à compreensão das condições do meio aquático e da dinâmica das formas nitrogenadas. Os valores observados apresentaram baixa variabilidade espacial, mantendo-se próximos da neutralidade em todos os pontos monitorados.

Verifica-se um padrão espacial bem definido, com aumento progressivo das concentrações de fósforo total e nitrogênio amoniacal no sentido montante–jusante (P1 a P5), indicando o acúmulo de cargas poluidoras ao longo do trecho urbano.

Esse comportamento reflete a intensificação da influência antrópica, especialmente em áreas com maior densidade de ocupação, como a Comunidade Rosa Mística. Os elevados desvios padrão vistos, principalmente nos pontos P3, P4 e P5, indicam significativa variabilidade temporal, sugerindo que o sistema está sujeito a contribuições intermitentes de poluentes, como lançamentos irregulares de esgotos domésticos e variações no escoamento superficial associadas a eventos pluviométricos (Tucci, 2008).

A distribuição dos dados e a presença de valores extremos podem ser visualizadas por meio do boxplot (Figura 2), que representa o comportamento do pH ao longo do período de monitoramento. Os valores variaram entre 7,0 e 8,3, permanecendo dentro da faixa estabelecida pela Resolução CONAMA nº 357/2005 (6,0 a 9,0).

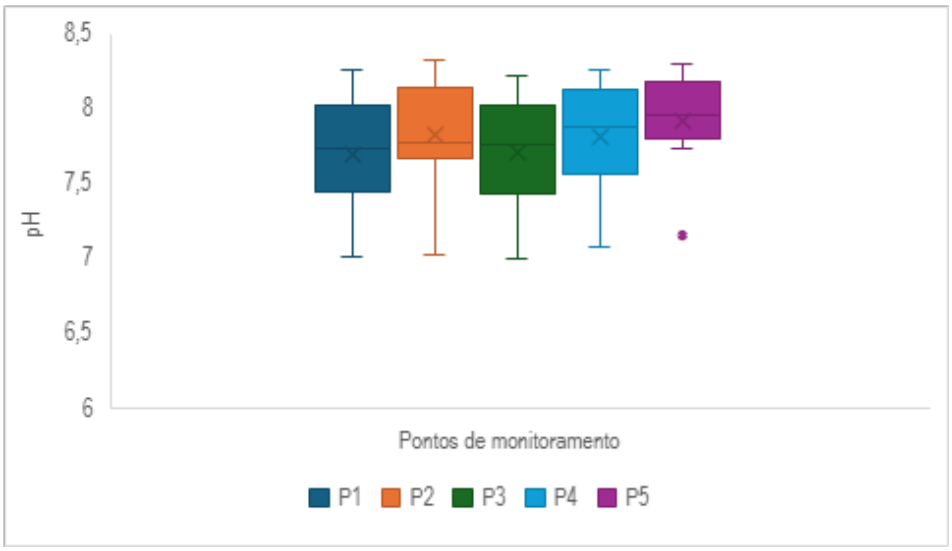


Figura 17- Variação do pH ao longo do período de monitoramento.
Fonte: Autores (2026).

Observa-se que as concentrações de fósforo total variaram entre 0,4 e 4,7 mg/L, sendo os maiores níveis encontrados nos pontos P3, P4 e P5 ao longo de todo o período de monitoramento (Figura 3).

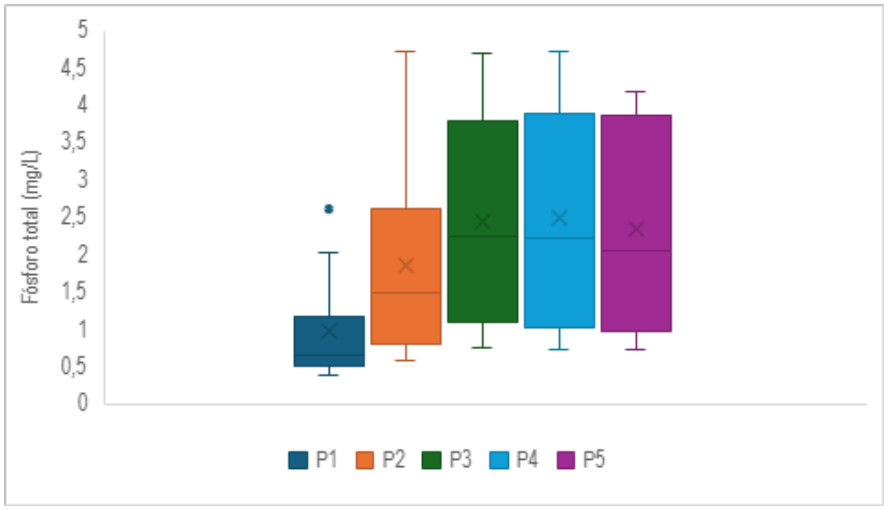


Figura 18- Comportamento do Fósforo total ao longo do período de monitoramento.
Fonte: autores (2026)

As concentrações de fósforo total encontram-se em desacordo com o que estabelece a Resolução CONAMA nº 357/2005 ao longo de todo o período avaliado. Segundo Pietrobom et al. (2024), concentrações superiores a 0,15 mg/L em ambientes lóticos estão associadas ao uso e ocupação do solo, especialmente a ações antrópicas, como aplicação de fertilizantes, lançamento de esgotos domésticos e resíduos industriais. Esse cenário é compatível com a dinâmica identificada na Comunidade Rosa Mística, onde a intensa ocupação das margens e a deficiência dos serviços de saneamento configuram fontes potenciais de aporte de fósforo ao Riacho das Piabas, caracterizando importantes focos de poluição em áreas urbanizadas (Figura 4).



Figura 19- Fontes potenciais de aporte de fósforo.
Fonte: autores (2026).

Nesse contexto, a elevada concentração de fósforo em esgotos sanitários, que varia entre 6 e 10 mg/L, segundo a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2008), reforça a hipótese de que os lançamentos domésticos constituem a principal fonte dos valores elevados detectados.

Glória (2020) também reportou concentrações de fósforo acima dos limites estabelecidos pela legislação, com valores entre 0,26 e 1,14 mg/L. Contudo, as concentrações registradas no presente estudo são consideravelmente superiores, atingindo até 4,7 mg/L, o que sugere maior intensidade de aporte antrópico no Riacho das Piabas.

Embora o pH tenha permanecido dentro da faixa recomendada pela legislação, sua variação entre 7,0 e 8,3 exerce influência direta sobre o comportamento das formas de nitrogênio no meio aquático. Em condições mais alcalinas, ocorre o deslocamento do equilíbrio entre o íon amônio (NH_4^+) e a amônia não ionizada (NH_3), favorecendo a formação desta última, que apresenta maior toxicidade para os organismos aquáticos. Dessa forma, mesmo pequenas variações de pH podem intensificar os efeitos adversos associados às elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal (Von Sperling, 2014).

Essa condição também implica a adoção de limites mais restritivos para o nitrogênio amoniacal segundo a Resolução CONAMA nº 357/2005. Considerando que o pH médio dos pontos analisados se enquadra na faixa de $7,5 < pH \leq 8,0$, adotou-

se o limite de 2,0 mg/L. Nesse contexto, as concentrações variaram entre 2,0 e 38,1 mg/L (Figura 5), com maiores médias nos pontos P3, P4 e P5, permanecendo superiores ao padrão estabelecido ao longo de todo o período de monitoramento, o que indica o aumento da carga poluidora no sentido jusante.

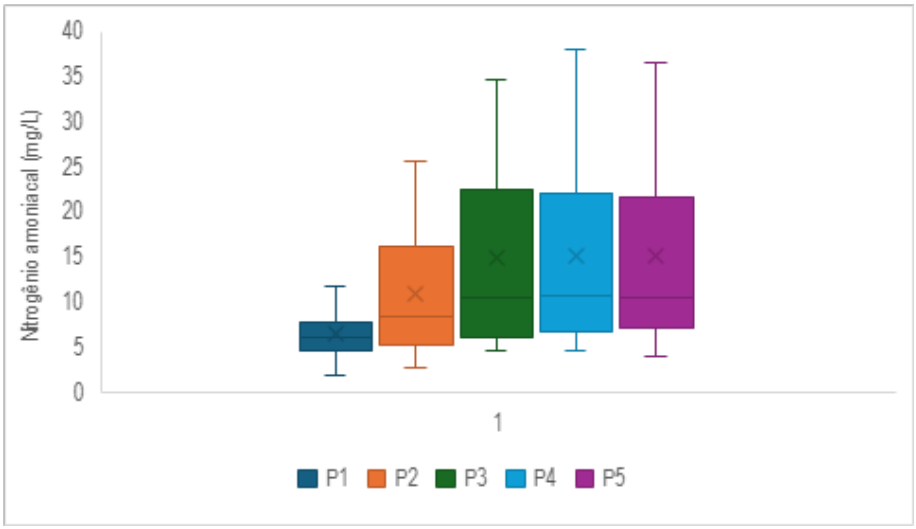


Figura 20- Variação do Nitrogênio amoniacal ao longo do período de monitoramento.
Fonte: autores (2026)

Esse parâmetro constitui importante indicador de fontes recentes de poluição, uma vez que elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal estão associadas à presença de matéria orgânica em decomposição. Resultados semelhantes quanto à influência de esgotos domésticos foram encontrados por Brito, Silva e Romero (2025), no município de Peruíbe, onde as concentrações variaram entre 1,83 e 20,90 mg/L em pontos com elevada contribuição de esgoto bruto. Embora os valores máximos observados naquele estudo sejam inferiores aos registrados no Riacho das Piabas, ambos revelam a relação direta entre lançamento de efluentes domésticos e o aumento das concentrações de nitrogênio amoniacal em corpos hídricos urbanos.

De forma integrada, as elevadas concentrações de fósforo total e nitrogênio amoniacal detectadas ao longo do trecho monitorado sugerem forte influência de aportes antrópicos, especialmente associados ao lançamento de esgotos domésticos na área urbana. A presença simultânea e persistente desses nutrientes, aliada à ocupação desordenada das margens e à deficiência dos serviços de saneamento na Comunidade Rosa Mística, aponta condições favoráveis ao enriquecimento trófico do Riacho das Piabas. Esse cenário sinaliza potencial de eutrofização do corpo hídrico, com possíveis implicações para o equilíbrio ecológico, a qualidade da água e os usos múltiplos do recurso em ambiente urbano.

Considerações Finais

Os resultados obtidos indicam que o Riacho das Piabas apresenta comprometimento significativo da qualidade da água, com concentrações elevadas de fósforo total e nitrogênio amoniacal ao longo de todo o trecho monitorado, frequentemente superiores aos limites estabelecidos pela legislação vigente. O padrão espacial identificado, com aumento progressivo das concentrações no sentido montante–jusante, evidencia o acúmulo de cargas poluidoras associado à intensificação da ocupação urbana e à deficiência dos serviços de saneamento na área de estudo.

A análise integrada dos parâmetros demonstra que o fósforo e o nitrogênio amoniacal atuam como importantes indicadores da influência de esgotos domésticos, reforçando a predominância de fontes antrópicas na degradação do corpo hídrico. Adicionalmente, embora o pH tenha se mantido dentro da faixa recomendada, sua variação contribui para o aumento da fração de amônia não ionizada, potencializando os impactos negativos sobre a biota aquática.

Diante desse cenário, o estudo indica elevado potencial de eutrofização no trecho analisado do Riacho das Piabas, com possíveis implicações para o equilíbrio ecológico, a qualidade da água e seus usos múltiplos. Nesse sentido, destaca-se a necessidade de implementação de políticas públicas voltadas à ampliação do saneamento básico, ao controle de lançamentos irregulares de efluentes e à recuperação ambiental de áreas degradadas, especialmente em comunidades em situação de vulnerabilidade socioambiental.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001. Os autores agradecem ao projeto “Desenvolvimento e aplicação de soluções baseadas na natureza para a recuperação do Riacho das Piabas na comunidade Rosa Mística, Campina Grande-PB”, executado pela Universidade Federal de Campina Grande (UFCG) e aprovado na Chamada CNPq/MCTI/MMulheres nº 31/2023 (Processo nº 440176/2024-7), pelo apoio à realização deste trabalho.

Referências Bibliográficas

APHA. American Public Health Association (2023). "Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater. Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater". Byrd Prepres, Springfield.

BATISTA, Gabriele de Souza; BARROS FILHO, Mauro Normando Macedo; ROCHA, Elis Gean; SOUSA, Ayrton Flavio Nascimento de. Dinâmica espaço-temporal da degradação da qualidade da água no Riacho das Piabas, em Campina Grande, Paraíba, entre 2014 e 2023. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2025. Anais… Rio de Janeiro: ABES, 2025.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, 18 mar. 2005.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: diagnóstico dos serviços de água e esgotos – 2020. Brasília: MDR, 2020.

BRITO, R. A. F.; SILVA, P.; ROMERO, J. V. Ocupações sem planejamento e seus danos aos corpos hídricos do entorno: estudo de caso no município de Peruíbe. *Journal of Engineering*, v. 5, n. 1, p. 1–23, 2025.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo: significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem. São Paulo: CETESB, 2008.

ESTEVES, Francisco de Assis. Fundamentos de limnologia. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

FERREIRA, Arthur de Sousa. *Situação ambiental de um riacho canalizado em Campina Grande - PB*. 2016. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2016.

GLÓRIA, Lucivania Pereira. Qualidade da água da bacia hidrográfica do Ribeirão São João do Município de Porto Nacional (TO). 1ª Edição. Iguatu, CE: Quipá Editora, 2020.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo Demográfico 2022: população e domicílios: primeiros resultados (2023). Rio de Janeiro: IBGE.

NASCIMENTO, Lucian Marinho do. Diagnóstico ambiental do Riacho das Piabas em um trecho urbano da cidade de Campina Grande, PB. 2020. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2020.

PIETROBOM, Maristela; PALÁCIO, Soraya Moreno; CAMPOS, Plínio Ribeiro Fajardo; PIANA, Pitágoras Augusto; VEIT, Márcia Teresinha. Monitoramento ambiental de balneários do Rio Paraná: avaliação física, química, microbiológica e ecotoxicológica. Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade, v. 11, n. 29, p. 1367–1383, dez. 2024. DOI: https://doi.org/10.21438/rbgas(2024)112921.

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Diagnóstico dos serviços de água e esgotos – 2023. Brasília: Ministério das Cidades, 2023.

TUNDISI, José Galizia; TUNDISI, Takako Matsumura. Limnologia. São Paulo: Oficina de Textos, 2010.

TUNDISI, José Galizia; TUNDISI, Takako Matsumura. Recursos hídricos no século XXI. São Paulo: Oficina de Textos, 2016.

TUCCI, Carlos E. M. Águas urbanas. Porto Alegre: ABRH, 2008.

TUCCI, Carlos E. M. Gestão das águas pluviais urbanas. Porto Alegre: ABRH, 2012.

VON SPERLING, M. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Vol. 1. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG. 4ª ed, 2014.

MONITORAMENTO PARTICIPATIVO DA QUALIDADE AMBIENTAL DE RIOS URBANOS NO BRASIL: RESULTADOS DO PROJETO EXTENSIONISTA "RIO URBANO" (2024-2026)

1 Larissa Warnavin, 2 Renata Adriana Garbossa Silva, 3 Franciele Marilies Estevam
1 Centro Universitário Internacional Uninter, e-mail: larissa.w@uninter.com; 2 Centro Universitário Internacional Uninter, e-mail: renata.g@uninter.com; 3 Centro Universitário Internacional Uninter, e-mail: franciele.e@uninter.com

Palavras-chave: Monitoramento Participativo; Protocolo de Avaliação Rápida de Rios Urbanos; Recursos Hídricos.

Resumo

A urbanização acelerada tem gerado severos impactos nos ecossistemas aquáticos, exigindo diagnósticos ágeis e o engajamento da sociedade na gestão hídrica. Nesse contexto, o monitoramento participativo e a ciência cidadã emergem como estratégias fundamentais para a conservação ambiental. O presente artigo tem como objetivo apresentar os resultados da etapa de avaliação rápida de rios do projeto de extensão universitária "Rio Urbano", desenvolvido com estudantes dos cursos de Bacharelado e Licenciatura em Geografia e Ciências Biológicas do Centro Universitário Internacional (Uninter), entre 2024 e 2026. A metodologia consistiu na aplicação descentralizada do Protocolo de Avaliação Rápida de Rios Urbanos (PARU) pelos discentes em seus respectivos municípios, abrangendo o diagnóstico socioambiental prévio, a análise visual em campo dos parâmetros de integridade ecológica e a posterior elaboração de Propostas de Intervenção Técnica (PIT) ou Educacional (PIE) destinadas à comunidade. Os resultados tabulados de 969 trechos fluviais avaliados em diversas regiões revelaram que a maior parcela dos rios encontra-se nas categorias regular (31,1%) e ruim (25,9%), além de um expressivo índice em estado crítico (15,0%), atestando a forte pressão antrópica histórica, evidenciada por assoreamento, supressão de mata ciliar e poluição pontual. A eficácia do PARU demonstrou que a adaptação da linguagem técnica em avaliações visuais amplia o alcance da pesquisa e promove a apropriação dos recursos fluviais pelos pesquisadores cidadãos. Conclui-se que a disseminação dessas práticas no ensino superior atua como um forte catalisador para a conscientização pública, transformando o levantamento de dados descentralizados em ações práticas de conservação e consolidando o papel essencial da universidade na formação de profissionais engajados com a justiça socioambiental.

Introdução

A urbanização acelerada e, muitas vezes, desordenada tem gerado impactos severos nos ecossistemas aquáticos, resultando na degradação da qualidade da água, na alteração do leito fluvial e na supressão das matas ciliares. Diante da complexidade da gestão das bacias hidrográficas em áreas urbanizadas, torna-se imperativa a adoção de metodologias que permitam diagnósticos céleres e contínuos, bem como o engajamento da sociedade civil na formulação de soluções socioambientais (CONRAD; HILCHEY, 2011).

Nesse cenário, a Ciência Cidadã e o monitoramento participativo emergem como estratégias fundamentais. Ao integrar o público não especialista e estudantes em atividades de pesquisa científica, essas práticas ampliam substancialmente a escala espacial e temporal da coleta de dados. Mais do que suprir lacunas de informações técnicas, o monitoramento participativo atua como um catalisador para a conscientização pública, promovendo a alfabetização científica e aproximando a comunidade da gestão dos seus recursos hídricos.

No contexto educacional e normativo brasileiro, essa participação social é amparada e exigida pelas políticas públicas. A Lei nº 9.795, de 27 de abril de 1999, que institui a Política Nacional de Educação Ambiental (PNEA), define em seu Art. 1º que a educação ambiental compreende os processos por meio dos quais o indivíduo e a coletividade constroem valores sociais, conhecimentos e atitudes voltadas para a conservação do meio ambiente. A referida lei destaca que o estímulo à participação individual e coletiva na preservação do equilíbrio ambiental é um valor inseparável do exercício da cidadania.

Adicionalmente, as Diretrizes Curriculares Nacionais para a Educação Ambiental, estabelecidas pela Resolução CNE/CP nº 2/2012, determinam que a Educação Ambiental não é uma atividade neutra, mas possui dimensões políticas e pedagógicas que devem fomentar uma reflexão crítica, superando visões despolitizadas e naturalistas (BRASIL, 2012). No ensino superior, as diretrizes orientam que as instituições promovam o aprofundamento do pensamento crítico-reflexivo a partir da dimensão socioambiental, valorizando a cooperação e a responsabilidade comunitária.

Alinhado a essas premissas normativas e à necessidade de conservação hídrica, a Área de Geociências do Centro Universitário Internacional (Uninter) desenvolveu o projeto extensionista "Rio Urbano", voltado aos estudantes da modalidade EAD, dos cursos de Bacharelado e Licenciatura em Geografia e em Ciências Biológicas, entre março de 2024 e março de 2026. Uma das etapas centrais deste projeto consiste na aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida de Rios Urbanos (PARU). Essa ferramenta, de fácil aplicação em campo e baixo custo, permite a avaliação integrada das condições das margens, do leito e dos ecossistemas aquáticos locais (CALLISTO *et al.*, 2002).

A disseminação dessa prática metodológica no ensino superior a distância permite a criação de uma rede capilarizada e descentralizada de coleta de dados em diversos municípios e biomas brasileiros. Além disso, a iniciativa transita do ensino formal para a educação ambiental não formal ao exigir que os dados levantados sejam convertidos em Propostas de Intervenção Técnica (pelos bacharelandos) e Propostas de Intervenção Educacional (pelos licenciandos), visando à sensibilização e organização da coletividade para a defesa da qualidade ambiental local.

Diante do exposto, o presente artigo tem como objetivo apresentar os resultados da aplicação da etapa de avaliação rápida de rios urbanos do projeto extensionista da Uninter. Busca-se discutir a importância da disseminação de práticas de ciência cidadã e monitoramento participativo na formação de geógrafos e biólogos, evidenciando como a união entre o levantamento de dados empíricos e a proposição de intervenções socioambientais fortalece o desenvolvimento de sociedades mais sustentáveis e engajadas.

Materiais e Métodos

Os dados analisados neste estudo derivam de uma abordagem metodológica descentralizada e participativa, baseada na aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida de Rios Urbanos (PARU), conforme proposto por Campos e Nucci (2019; 2021). A metodologia permitiu a coleta de informações empíricas em diferentes municípios, a partir da atuação de pesquisadores cidadãos em seus territórios de vivência, ampliando a escala espacial do monitoramento ambiental.

O PARU constitui uma ferramenta de diagnóstico ágil e de baixo custo, fundamentada na observação visual sistêmica de parâmetros relacionados às margens, ao leito, à coluna d'água e ao ecossistema aquático, com pontuação variando de 0 a 100 (CAMPOS, 2020; CAMPOS; NUCCI, 2021). A partir desses valores, os trechos fluviais são classificados em categorias de integridade ecológica, permitindo a análise comparativa da qualidade ambiental dos rios urbanos.

Além da geração de dados, a metodologia incorpora o princípio da ciência cidadã ao estimular a interpretação crítica dos resultados e sua conversão em propostas de intervenção técnica ou educacional, fortalecendo o vínculo entre produção científica e transformação social. Nesse contexto, o monitoramento participativo se consolida não apenas como estratégia de coleta de dados em larga escala, mas também como instrumento de sensibilização e engajamento comunitário na gestão dos recursos hídricos (CONRAD; HILCHEY, 2011).

O presente estudo fundamenta-se na análise de um banco de dados geoespacial composto por avaliações de rios urbanos realizadas em diferentes municípios brasileiros, no contexto da aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida de Rios Urbanos (PARU). Ao todo, foram considerados 980 registros de cursos d'água, dos quais 969 apresentaram pontuação válida e foram incluídos nas análises estatísticas e espaciais.

Os dados utilizados correspondem à pontuação de integridade ambiental atribuída a trechos fluviais urbanos, variando de 0 a 100 pontos, conforme critérios previamente estabelecidos pelo PARU, que integra parâmetros relacionados às condições das margens, do leito, da coluna d'água e do ecossistema aquático. Para fins analíticos, os valores foram organizados em cinco classes qualitativas: crítico (0–20), ruim (21–40), regular (41–60), bom (61–80) e excelente (81–100), permitindo a avaliação da distribuição da qualidade ambiental em escala nacional.

A abordagem metodológica adotada possui caráter quantitativo e descritivo, com ênfase na análise exploratória dos dados. Inicialmente, foram calculadas estatísticas descritivas básicas, incluindo média, valores mínimo e máximo, e frequência absoluta e relativa das classes de qualidade. Em seguida, os dados foram agregados por unidade territorial (regiões geográficas brasileiras), possibilitando a análise comparativa entre diferentes contextos socioambientais.

Para a análise espacial, os registros foram classificados segundo as cinco regiões do Brasil (Norte, Nordeste, Centro-Oeste, Sudeste e Sul), permitindo avaliar tanto a representatividade amostral quanto as diferenças na qualidade média dos rios urbanos. A distribuição percentual dos rios por região foi utilizada como indicador indireto da cobertura do monitoramento, enquanto a pontuação média regional foi empregada como proxy da condição ambiental predominante em cada contexto territorial.

Adicionalmente, procedeu-se à análise da distribuição dos rios por faixas de qualidade ambiental, com o objetivo de identificar padrões de concentração em categorias críticas ou intermediárias. Essa etapa permitiu inferir tendências nacionais relacionadas aos impactos da urbanização sobre os sistemas fluviais. Também foram identificados valores extremos (outliers), destacando-se os rios com maiores e menores pontuações, utilizados como referências para análise comparativa entre cenários de conservação e degradação.

Por fim, os dados foram interpretados à luz de variáveis estruturais do território, como grau de urbanização, pressão antrópica e disponibilidade de infraestrutura de saneamento, permitindo estabelecer relações entre a qualidade dos rios urbanos e os processos socioespaciais que condicionam sua degradação. A análise foi conduzida com o suporte de planilhas eletrônicas para tratamento estatístico e organização dos dados, assegurando rastreabilidade e reprodutibilidade dos resultados apresentados.

Resultados e Discussão

O Protocolo de Avaliação Rápida de Rios Urbanos (PARU) demonstra elevada eficácia como ferramenta de ciência cidadã devido à sua metodologia descentralizada e didática. A literatura ressalta que os protocolos de avaliação visual de habitats, em sua origem formulados com terminologias focadas em especialistas, foram adaptados para possuir uma linguagem muito mais clara e compreensível ao público em geral. Essa adequação e adaptação da linguagem ampliam de forma expressiva o escopo e o alcance do método, promovendo a observação, a sensibilização ambiental e a apropriação dos recursos fluviais pelas pessoas que aplicam a metodologia. Ao facilitar a interpretação do meio, o PARU permite que estudantes e moradores atuem ativamente na coleta de dados, o que estimula a valorização dos sistemas hídricos e o engajamento cívico na defesa da qualidade ambiental.

Diferente de análises espaciais remotas, o grande diferencial dos protocolos rápidos é a análise *in loco*, ou seja, no exato local de ocorrência dos fenômenos, possibilitando diagnósticos ágeis sobre as tensões ecológicas do espaço. Durante o trabalho de campo, o pesquisador consegue identificar visualmente e pontuar as intervenções antrópicas mais críticas sem a necessidade de infraestrutura laboratorial. A supressão da mata ciliar, por exemplo, é detectada pela medição e observação visual da redução da largura da vegetação ripária nativa, ou de sua substituição total por infraestruturas urbanas, loteamentos irregulares e pastagens em áreas de preservação.

Essa ausência de cobertura vegetal encontra-se intimamente associada à erosão dos taludes e ao assoreamento do corpo hídrico. *In loco*, o avaliador constata o assoreamento pela presença excessiva de lama, sedimentos finos e pela formação de ilhas e bancos de areia ao longo do leito, alterações que prejudicam o escoamento hídrico natural e acabam soterrando os substratos que serviriam de habitats para a biota aquática. Adicionalmente, a poluição pontual é diagnosticada por meio do mapeamento de lançamentos diretos de esgoto doméstico e efluentes industriais. Na prática, essas cargas poluidoras geram alterações perceptíveis na cor e turbidez da água, formação de espumas, presença de oleosidade superficial e odores pútridos, além do descarte massivo e acúmulo de resíduos sólidos e plásticos nas margens da bacia.

A complexidade da gestão territorial das bacias hidrográficas em áreas urbanas demanda ferramentas que gerem dados contínuos sobre as pressões ambientais. A rápida urbanização, a impermeabilização da bacia e o intenso descarte irregular de esgotos prejudicam drasticamente a estabilidade dos ecossistemas aquáticos, afetando a qualidade e a disponibilidade de água potável para o uso social.

Nesse sentido, a aplicação de um protocolo rápido fornece um panorama da integridade das águas doces, atuando de forma complementar aos monitoramentos físico-químicos. Os diagnósticos produzidos permitem que comitês de bacias hidrográficas, analistas ambientais e prefeituras visualizem rapidamente o estado trófico e os danos físicos sofridos pelos canais. Consequentemente, o protocolo não apenas indica o comprometimento dos recursos, mas embasa o planejamento da paisagem e impulsiona tomadas de decisão eficientes, priorizando políticas públicas focadas no controle da poluição e na revitalização ambiental dos rios inseridos na malha urbana.

A análise dos rios urbanos no Brasil, com base em um universo de 980 cursos d'água investigados, dos quais 969 apresentaram pontuação válida, evidencia um cenário heterogêneo e, em grande medida, preocupante quanto à qualidade ambiental desses sistemas. A pontuação média nacional foi de 47,8, situando-se na faixa de classificação "regular", com valores extremos variando entre 5 (condição crítica) e 100 (condição excelente). Esses resultados indicam que, de forma geral, os rios urbanos brasileiros encontram-se sob pressão significativa, refletindo os efeitos cumulativos da urbanização, da ocupação desordenada do solo e da insuficiência de infraestrutura de saneamento básico.

Do ponto de vista da distribuição espacial, observa-se forte concentração de rios analisados na região Sudeste, que responde por 47,3% do total (464 rios), seguida pela região Sul, com 28,8% (282 rios). Essa predominância está diretamente associada à maior densidade populacional, maior quantidade de oferta de cursos da instituição, ao grau de urbanização e à disponibilidade de dados nessas regiões. Em contraste, as regiões Norte (6,9%), Nordeste (9,7%) e Centro-Oeste (7,2%) apresentam menor representatividade, o que pode indicar lacunas no monitoramento ambiental e na sistematização de dados. Em termos de qualidade média, destaca-se a região Centro-Oeste com a maior pontuação média (55,4), seguida pelas regiões Norte (53,4) e Sul (51,3), enquanto Sudeste (44,3) e Nordeste (44,7) apresentam os menores valores médios, reforçando a associação entre maior urbanização e degradação dos corpos hídricos.

A classificação dos rios por faixas de pontuação revela que a maior parte dos cursos d'água urbanos está concentrada nas categorias "regular" (31,1%) e "ruim" (25,9%), totalizando mais de 57% dos casos analisados. Além disso, 15,0% dos rios encontram-se em condição "crítica", o que evidencia a urgência de intervenções estruturais e políticas públicas mais eficazes. Por outro lado, apenas 5,8% dos rios foram classificados como "excelentes", demonstrando que ambientes com alta qualidade ambiental são ainda exceção no contexto urbano brasileiro.

Entre os destaques positivos, observa-se a presença de rios com pontuação máxima (100), como o Rio Chaparucu, no município de Afuá (PA), que se configuram como referências de conservação e gestão ambiental. Da mesma forma, rios com pontuação elevada, como o Rio Avecuia em Porto Feliz (SP), indicam a viabilidade de manutenção ou recuperação de boas condições ambientais mesmo em contextos urbanos. Em contraposição, rios como o Rio Sapucaí, em Campos do Jordão (SP), com pontuação mínima (5), ilustram situações críticas que demandam ações imediatas, especialmente em áreas urbanas com forte pressão antrópica.

De maneira geral, os resultados reforçam a necessidade de priorização de políticas públicas voltadas à universalização do saneamento básico, ao controle da poluição difusa e pontual, e à implementação de projetos de revitalização de rios urbanos. Adicionalmente, evidencia-se a importância de ampliar a cobertura espacial do monitoramento, especialmente nas regiões menos representadas, de modo a subsidiar diagnósticos mais abrangentes e estratégias de gestão hídrica mais equitativas e eficazes no território brasileiro.

Para ilustrar a abrangência e aplicabilidade do projeto extensionista, apresentam-se os resultados tabulados da classificação da integridade ambiental dos rios urbanos já avaliados. A partir das pontuações atribuídas aos critérios do PARU, os trechos fluviais investigados em diversas regiões brasileiras foram enquadrados em cinco classes qualitativas de integridade ambiental.

Condição Ambiental (Pontuação)	Frequência (Trechos)	Percentual (%)
Crítico (0 a 20)	145	15,0%
Ruim ou Muito Impactado (21 a 40)	251	25,9%
Regular ou Impactado (41 a 60)	301	31,1%
Bom ou Pouco Alterado (61 a 80)	216	22,3%
Excelente (81 a 100)	56	5,8%
TOTAL	**969**	**100,0%**

Tabela 01: Frequência da integridade ambiental dos rios urbanos avaliados
Fonte: Elaborada pelas autoras, com base no banco de dados geoespacial do Projeto Rio Urbano (2026).

A leitura da Tabela 01 evidencia a severidade das agressões ambientais nos recursos hídricos superficiais. A maior parcela dos rios (57,0%) concentra-se nas categorias Regular e Ruim, somada a um quantitativo alarmante de áreas em condição Crítica (15,0%), demonstrando os reflexos da pressão histórica e sistemática gerada pela expansão das cidades sobre as paisagens fluviais. O baixo índice de áreas em condição Excelente (apenas 5,8%) atesta que os trechos originais e preservados tornaram-se exceções na dinâmica das águas urbanas. Tais constatações confirmam a importância de metodologias cidadãs que descentralizem a geração de dados, fomentando e direcionando propostas de intervenção técnica ou educacional adaptadas para o resgate de cada bacia hidrográfica afetada.

A inserção de voluntários na pesquisa científica transborda o simples preenchimento de lacunas operacionais na coleta de dados, atuando como um poderoso catalisador para a conscientização pública (BROUWER *et al.*, 2018; CHASE; LEVINE, 2017). A literatura evidencia que projetos de ciência cidadã elevam de forma significativa a alfabetização científica e a percepção ambiental das comunidades, promovendo a capacitação local para a proteção e preservação de seus recursos (RAMÍREZ *et al.*, 2023). Ao estimular essa apropriação do espaço e a compreensão ampliada sobre os problemas fluviais, o envolvimento cívico e a conscientização tendem a se converter diretamente em novas ações práticas de conservação da água e mudanças efetivas de comportamento populacional (JOHNSON *et al.*, 2014; SAN LLORENTE CAPDEVILA *et al.*, 2020).

Nesse arranjo de pesquisa e atuação comunitária, a universidade desempenha uma função inquestionavelmente central, sendo a fiadora do impacto técnico e sistêmico dos projetos. As instituições de ensino superior assumem com frequência o papel de líderes de atividades de ciência cidadã, operando de modo individual ou atuando como o núcleo organizador em parcerias com outras entidades (DEUTSCH *et al.*, 2005). Essa liderança acadêmica é decisiva porque providencia o rigor e a validação técnica fundamentais para superar a desconfiança de tomadores de decisão e órgãos oficiais quanto à acurácia de dados monitorados por voluntários que não são especialistas tradicionais (QUINLIVAN; CHAPMAN; SULLIVAN, 2020; RAMÍREZ *et al.*, 2023).

Mais do que apenas liderar a chancelar a qualidade metodológica, as universidades atuam como polos integradores de redes complexas compostas pelas comunidades locais, gestores públicos, organizações não governamentais (ONGs) e comitês de bacias (SAN LLORENTE CAPDEVILA *et al.*, 2020). Esse modelo integrado, coordenado a partir da universidade, atesta o real cumprimento social da extensão universitária ao assegurar que o apoio técnico retorne e auxilie a população na resolução de gargalos locais de gerenciamento de recursos naturais, impulsionando a saúde pública e a consolidação de políticas em prol da justiça socioambiental (BONNEY; COOPER; BALLARD, 2016).

Comentários finais

A aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida de Rios Urbanos (PARU) no âmbito do projeto extensionista "Rio Urbano" demonstrou ser uma estratégia altamente eficaz para a integração entre o ensino superior e a comunidade. A experiência prática com os estudantes dos cursos de Bacharelado e Licenciatura em Geografia e Ciências Biológicas evidenciou que a ciência cidadã transcende a simples coleta primária de dados, atuando como um instrumento de emancipação social, alfabetização científica e apropriação do espaço geográfico pelos pesquisadores voluntários.

No contexto da gestão de recursos hídricos e do controle da qualidade da água, o PARU consolidou-se como uma ferramenta simples, de baixo custo e de fácil compreensão, capaz de fornecer um diagnóstico qualitativo célere sobre a integridade ambiental das bacias hidrográficas urbanas. Embora metodologias visuais não substituam as análises físico-químicas e laboratoriais contínuas, o monitoramento participativo atua de forma complementar e crucial no sistema de gestão. Tais protocolos levantam informações valiosas em tempo hábil para subsidiar a tomada de decisão ágil por parte dos órgãos competentes, impulsionando a formulação de políticas públicas locais voltadas à conservação, ao planejamento da paisagem e à revitalização dos rios urbanos.

Além disso, a exigência metodológica de conversão dos dados empíricos em Propostas de Intervenção Técnica (PIT) e Propostas de Intervenção Educacional (PIE) garante que o conhecimento técnico não fique restrito aos muros acadêmicos. Essa devolutiva social comprova que projetos de ciência cidadã funcionam como verdadeiros catalisadores da conscientização pública, elevando a percepção ambiental e construindo a capacidade da comunidade para a proteção da água e para a mudança de comportamentos degradantes.

Conclui-se, portanto, que a disseminação de práticas de monitoramento participativo na formação de geógrafos e biólogos é uma oportunidade valiosa e necessária. Essa abordagem descentraliza e enriquece os bancos de dados sobre a realidade de inúmeros ecossistemas fluviais, ao mesmo tempo em que cumpre o papel transformador da extensão universitária e da Educação Ambiental. Ao final, o projeto atinge seu objetivo primordial: formar profissionais e cidadãos ativamente engajados na justiça socioambiental, na busca por cidades mais sustentáveis e na defesa do direito universal a águas de boa qualidade.

Agradecimentos

As Autoras gostariam de agradecer aos pesquisadores da Linha de Pesquisa “A.T.L.A.S Geociências” e à direção da Escola Superior de Educação, Humanidade e Línguas do Centro Universitário Internacional Uninter no apoio às atividades extensionistas.

Referências Bibliográficas

BONNEY, R.; COOPER, C.; BALLARD, H. The theory and practice of citizen science: launching a new journal. *Citizen Science: Theory and Practice*, v. 1, n. 1, p. 1-4, 2016.

BRASIL. Lei nº 9.795, de 27 de abril de 1999. Dispõe sobre a educação ambiental, institui a Política Nacional de Educação Ambiental e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 28 abr. 1999.

BRASIL. Ministério da Educação. Conselho Nacional de Educação. Resolução nº 2, de 15 de junho de 2012. Estabelece as Diretrizes Curriculares Nacionais para a Educação Ambiental. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 18 jun. 2012.

BROUWER, S. *et al.* Public participation in science: the future and value of citizen science in drinking water research. *Water*, v. 10, n. 3, p. 284, 2018.

CALLISTO, M. *et al.* Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 14, n. 1, p. 91-98, 2002.

CAMPOS, J. C. Protocolo de avaliação rápida de rios urbanos como subsídio ao planejamento da paisagem: estudo de caso da bacia do rio Palmital na Região Metropolitana de Curitiba (PR). 2020. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2020.

CAMPOS, J. C.; NUCCI, J. C. Protocolo de avaliação rápida: uma proposta para rios urbanos. *Revista Geografar*, Curitiba, v. 14, n. 2, p. 267-286, 2019.

CAMPOS, J. C.; NUCCI, J. C. Protocolo de Avaliação Rápida de Rios Urbanos (PARU) como ferramenta de monitoramento ambiental. *Revista de Geografia e Ordenamento do Território*, n. 21, p. 121-138, 2021.

CHASE, S. K.; LEVINE, A. Citizen science: exploring the potential of natural resource monitoring programs to influence environmental attitudes and behaviors. *Conservation Letters*, v. 11, n. 2, p. 1-10, 2017.

CONRAD, C. C.; HILCHEY, K. G. A review of citizen science and community-based environmental monitoring: issues and opportunities. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 176, n. 1-4, p. 273-291, 2011.

DEUTSCH, W. G. *et al.* Community-based hydrological and water quality assessments in Mindanao, Philippines. In: BONELL, M.; BRUIJNZEEL, L. A. (eds.). *Forests, water and people in the humid tropics*. Cambridge: Cambridge University Press, 2005. p. 134-149.

JOHNSON, M. F. *et al.* Network environmentalism: citizen scientists as agents for environmental advocacy. *Global Environmental Change*, v. 29, p. 235-245, 2014.

QUINLIVAN, L.; CHAPMAN, D. V.; SULLIVAN, T. Validating citizen science monitoring of ambient water quality for the United Nations Sustainable Development Goals. *Science of the Total Environment*, v. 699, p. 134255, 2020.

RAMÍREZ, S. B. *et al.* Citizen science approaches for water quality measurements. *Science of the Total Environment*, v. 897, p. 165436, 2023.

SAN LLORENTE CAPDEVILA, A. *et al.* Success factors for citizen science projects in water quality monitoring. *Science of the Total Environment*, v. 728, p. 137843, 2020.

AVALIAÇÃO DE IMPACTOS DO LANÇAMENTO DE EFLUENTES DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GRAVATAÍ, RS

1 Jaiara Daniela Leuck, 2 Lidia Moura Pinheiro

1 Centro Universitário Leonardo da Vinci (UNIASSELVI), e-mail: jaiaraleuck@gmail.com; 2 Centro Universitário Leonardo da Vinci (UNIASSELVI), e-mail: lidia.moura@regente.uniasselvi.com.br

Palavras-chave: ETEs; Efluentes; Rio Gravataí.

Resumo

O lançamento de efluentes, mesmo que tratados, assim como a influência de fontes difusas, pode interferir na qualidade da água de uma bacia hidrográfica. Diante disso, o presente trabalho objetivou avaliar a influência do lançamento de efluentes tratados por cinco ETEs na qualidade da água da bacia hidrográfica do rio Gravataí, RS. Foram analisados parâmetros físico-químicos e biológicos dos efluentes e da água dos corpos receptores, durante o período de um ano, entre 2023 e 2024, em pontos a montante e jusante dos lançamentos. Realizou-se uma comparação com os limites legais estabelecidos, buscando quantificar a porcentagem de desenquadramento das amostras. Os resultados demonstraram que apenas uma ETE apresentou inconformidades nos efluentes, enquanto, para os corpos hídricos, os pontos a jusante que não atenderam aos padrões, em sua maioria, já apresentavam desenquadramento a montante, indicando que os corpos d'água pertencentes à bacia analisada possivelmente sofrem influência de múltiplas fontes poluidoras.

Introdução

A qualidade das águas em uma bacia hidrográfica pode ser influenciada por diversos fatores, mesmo quando a área se encontra relativamente preservada. Processos naturais como o escoamento superficial e a infiltração no solo, resultantes da precipitação atmosférica, podem carrear partículas, substâncias e impurezas presentes no solo, alterando as características da água. Elementos como a cobertura vegetal e a composição do solo exercem papel fundamental nesse processo. No entanto, a ação antrópica representa um fator ainda mais significativo de degradação, seja por fontes difusas, como o uso de defensivos agrícolas, seja por fontes pontuais, como o lançamento de efluentes domésticos e industriais.

Os efluentes sanitários correspondem aos resíduos líquidos gerados nas instalações hidráulico-sanitárias de residências, indústrias e comércios. Apesar de variações pontuais, sua composição é relativamente constante, com predominância de matéria orgânica, além de compostos como nitrogênio, fósforo, microrganismos patogênicos e substâncias potencialmente tóxicas, como fármacos (CALIJURI; CUNHA, 2013). Antes de serem lançadas em corpos hídricos, essas águas residuárias devem passar por um tratamento prévio que atenda aos parâmetros legais. Esse tratamento é realizado nas Estações de Tratamento de Esgoto (ETE), que utilizam diferentes processos para remover os poluentes e garantir que o efluente final esteja dentro dos padrões exigidos por lei (ISSA, 2019). Segundo Alves (2017), os processos de tratamento em ETEs são complexos e difíceis de serem desenvolvidos, além de que sua remoção não é observada de forma eficaz, sendo capazes de atingir corpos hídricos.

Diante desse contexto, o presente trabalho teve como objetivo avaliar a influência do lançamento de efluentes tratados por cinco ETEs, sobre a qualidade da água da bacia hidrográfica do Rio Gravataí, localizada no estado do Rio Grande do Sul e pertencente à região hidrográfica do Guaíba. Para isso, buscou-se analisar parâmetros físico-químicos e microbiológicos dos efluentes lançados pelas ETEs, bem como da água do corpo receptor nos pontos a montante e a jusante de cada lançamento. A avaliação teve como base dados coletados durante o período de abril de 2023 a abril de 2024, permitindo verificar a conformidade com os limites legais vigentes e identificar possíveis alterações na qualidade da água associadas ao despejo dos efluentes. Considerou-se parâmetros como Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), nitrogênio amoniacal, *Escherichia coli (E. coli)*, oxigênio dissolvido (OD) e outros, conforme a disponibilidade e abrangência das análises em cada unidade.

No que se refere aos limites legais analisados, o Conselho de Recursos Hídricos do Rio Grande do Sul, órgão responsável por deliberar questões relacionadas à gestão da água no estado, através da Resolução n° 113, de 24 de outubro de 2012, aprova o enquadramento das águas superficiais da Bacia Hidrográfica do Rio Gravataí. Assim, a resolução expressa em termos de Classe, conforme a CONAMA n°357/2005, a situação atual para o ano de elaboração da resolução (2012), as metas em 10, 15 e 20 anos e o enquadramento do Rio Gravataí em cada trecho. Quanto ao lançamento de efluentes, essa competência foi posteriormente detalhada pela Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011, que complementa e altera a Resolução nº 357/2005. Para o estado do Rio Grande do Sul, o Conselho Estadual do Meio Ambiente - CONSEMA, estabelece legislação própria para os critérios de emissão de efluentes, através da Resolução CONSEMA nº 355, de 13 de julho de 2017, onde tem como objetivo, segundo o art. 1° "fixar critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos para as fontes geradoras que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul". A resolução estabelece os limites de concentração que os parâmetros devem atender, de acordo com as faixas de vazão do efluente.

Material e Métodos

A área de estudo definida foi a Bacia Hidrográfica do Rio Gravataí, localizada no estado do Rio Grande do Sul, pertencente à Região Hidrográfica do Guaíba. A bacia abrange parte da Região Metropolitana de Porto Alegre, incluindo de

forma total ou parcial os municípios de Porto Alegre, Canoas, Alvorada, Viamão, Cachoeirinha, Gravataí, Glorinha, Taquara e Santo Antônio da Patrulha. Possuindo área total de 2.015 km² e população estimada de 1.379.259 habitantes (SEMA, 2020).

A bacia foi dividida, para fins de planejamento, em quatro Unidades de Gestão, correspondentes a sub-bacias com características ambientais e de uso do solo semelhantes: Alto Gravataí – Formadores, Alto Gravataí – Banhado Grande, Médio Gravataí e Baixo Gravataí (SEMA; CRH; DRH, 2012). Esta divisão visa orientar o enquadramento dos corpos hídricos em classes de uso e a definição de metas de qualidade.

Foram analisadas cinco ETEs, denominadas de 01 a 05, cujos efluentes tratados são lançados diretamente em corpos hídricos pertencentes à bacia do rio Gravataí. A escolha dessas unidades considerou critérios como a localização geográfica na bacia, a disponibilidade de dados de monitoramento e a relevância desses cursos hídricos para a população local, visto que esses corpos d'água desempenham papel fundamental no abastecimento público, na irrigação, na dessedentação animal, na recreação e em demais usos. A identificação e informações sobre cada unidade, como município inserido, corpo hídrico receptor e a meta de enquadramento legal, estão sintetizadas no Tabela 1 a seguir:

Identificação	Cidade	Ponto de lançamento do efluente	Meta de enquadramento do corpo receptor para 2032
ETE 01	Glorinha/RS	Arroio Passo Grande	Classe 2 (Art. 42, CONAMA nº 357/2005)
ETE 02	Gravataí/RS	Arroio Demétrio	Classe 2 (Resolução CRH/RS nº 113/2012)
ETE 03	Cachoeirinha/RS	Rio Gravataí	Classe 3 (Resolução CRH/RS nº 113/2012)
ETE 04	Alvorada/RS	Rio Gravataí	Classe 3 (Resolução CRH/RS nº 113/2012)
ETE 05	Viamão/RS	Sanga Dornelinhos	Classe 2 (Art. 42, CONAMA nº 357/2005)

Tabela 01: Identificação das ETEs analisadas
Fonte: Elaborado pela autora (2025)

Além disso, o mapa da bacia hidrográfica, foi elaborado com base em dados da rede hidrográfica ottocodificada fornecidos pelo SNIRH (Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos), obtidos através do Catálogo de Metadados da ANA. Foram utilizados dados de 2012 e 2017 sobrepostos, por fornecerem dados complementares, podendo gerar duplicidade visual em alguns trechos. As localizações das ETEs estão indicadas por pontos amarelos no mapa, apresentado na Figura 1:

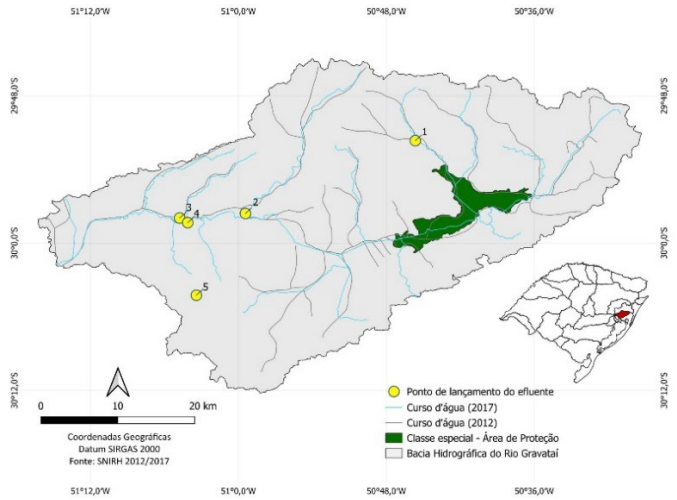


Figura 01: Mapa da Bacia Hidrográfica do Rio Gravataí, RS.
Fonte: Elaborado pela autora, QGIS (2025)

Os dados utilizados nesta pesquisa foram obtidos através de consulta pública no Sistema Online de Licenciamento Ambiental (SOL), plataforma oficial da Secretaria do Meio Ambiente e Infraestrutura do Estado do Rio Grande do Sul (SEMA/RS). O acesso ao SOL se dá por meio da conta gov.br, plataforma digital do Governo Federal que visa centralizar os serviços públicos online.

As ETEs analisadas possuem licenciamento ambiental emitido pela Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luís Roessler (FEPAM), órgão licenciador estadual. As licenças ambientais, assim como os relatórios de monitoramento dos efluentes e da água do corpo receptor, são de acesso público e constituem condicionantes legais do licenciamento, com frequência de envio determinada em cada documento.

As planilhas de dados foram extraídas do sistema SOL no formato .csv e posteriormente organizadas para identificar os parâmetros comuns entre as ETEs, assim como os pontos de monitoramento dos corpos hídricos. Com base nessa padronização, definiu-se o período de análise de abril de 2023 a abril de 2024, permitindo a comparação dos dados ao longo de um ciclo anual completo.

Foram analisados parâmetros físico-químicos e microbiológicos tanto dos efluentes tratados quanto das águas dos corpos receptores. Para os efluentes, foram considerados os seguintes parâmetros: Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Nitrogênio Amoniacal, substância tensoativa reagente ao azul de metileno (surfactantes) e *Escherichia coli (E. coli)* e/ou coliformes termotolerantes, pois de acordo com o item 3.6 da Diretriz Técnica FEPAM n° 05/2017, os "ensaios microbiológicos de coliformes termotolerantes podem ser substituídos pelo ensaio de *Escherichia coli*", devendo ser o limite de lançamento *E. coli* de, no máximo, 80% do valor determinado para coliformes termotolerantes. Assim, algumas estações apresentam ensaio apenas para *E. coli* ou coliformes, enquanto outras denotam análises para ambos os parâmetros no período avaliado. A avaliação do parâmetro *E. coli* é de suma importância, pois a mesma é a principal bactéria do subgrupo dos coliformes termotolerantes, sendo sua origem é unicamente fecal (CETESB, 2016).

Conforme os relatórios avaliados, destaca-se que as ETEs 02 e 05 não apresentaram análises para nitrogênio amoniacal. Ainda, a ETE 02 também não realiza monitoramento para o parâmetro surfactantes. A frequência de monitoramento dos efluentes varia entre quinzenal e mensal, de acordo com a exigência da licença de cada unidade.

Para o corpo hídrico receptor, são analisados no mínimo dois pontos de amostragem por unidade: um a montante e outro a jusante do ponto de lançamento do efluente. Mas para algumas estações, é realizado monitoramento de mais pontos ao longo do curso d'água. Os parâmetros avaliados para o corpo receptor foram: *E. coli* e/ou coliformes termotolerantes, seguindo o mesmo critério da Diretriz Técnica FEPAM n° 05/2017, citada anteriormente; DBO, Nitrogênio Amoniacal e Oxigênio Dissolvido (OD).

As ETEs 02 e 05 não apresentaram dados de análise para nitrogênio amoniacal e a ETE 01 não monitora o parâmetro oxigênio dissolvido. A periodicidade de coleta das amostras da água varia entre as unidades, sendo a ETE 01 a unidade com menor frequência de coleta de análises observada, obtendo registros trimestrais.

A avaliação dos efluentes tratados seguiu os limites legais estabelecidos pela Resolução CONSEMA nº 355/2017, conforme especificado nas licenças ambientais de cada unidade. Para cada parâmetro, foi verificado o atendimento ao padrão de emissão determinado, considerando a frequência e os resultados disponíveis durante o período analisado.

Para o corpo hídrico, os dados foram analisados em relação aos limites definidos para a classe de enquadramento estabelecida na legislação estadual, tendo como referência a meta de qualidade prevista para o ano de 2032, vinte anos após a publicação da legislação de enquadramento, conforme determina a Resolução do Conselho de Recursos Hídricos (CRH) n° 113/2012. Além da verificação do enquadramento legal dos parâmetros, foi realizada uma comparação entre os pontos de amostragem a montante e a jusante do lançamento de efluentes de cada ETE, com o objetivo de avaliar a existência de variações na qualidade da água ao longo do trecho e suas possíveis influências.

Diante da variação na frequência de amostragem entre as unidades e da ocorrência de eventos extremos, como cheias e enchentes que ocorreram em algumas unidades no período avaliado, inviabilizando a coleta de amostras em certos meses, a abordagem adotada buscou enfoque na análise proporcional de desenquadramento. Assim, para cada unidade e para cada parâmetro, foi calculado o percentual de amostras que ultrapassaram o limite legal, em relação ao número total de análises realizadas.

Como tratamento dos dados, valores expressos nas planilhas com o símbolo "<", indicando que o resultado era inferior ao número apresentado, foram considerados pelo valor numérico inteiro apresentado após o símbolo, visando à padronização e à continuidade da análise. Já os resultados registrados como "não detectado" foram desconsiderados da avaliação, uma vez que não havia indicação nas planilhas do limite de detecção laboratorial correspondente, impossibilitando a estimativa de um valor representativo. Ressalta-se, contudo, que esses casos foram pontuais e não comprometeram a consistência geral da base de dados utilizada.

Resultados e Discussão

Efluente

A Tabela 2 apresenta o número total de análises realizadas por cada ETE para os diferentes parâmetros monitorados, no período compreendido entre abril de 2023 e abril de 2024. Apesar de variações na frequência de amostragem entre as unidades e da ocorrência de situações adversas, como eventos de cheia e limitações operacionais, é possível observar que todas as ETEs realizaram no mínimo 12 coletas ao longo do ano, o que representa uma cobertura satisfatória do período. Ressalta-se que o parâmetro nitrogênio amoniacal não é analisado nas ETEs 02 e 05, e que a substância tensoativa reagente ao azul de metileno (surfactante) não é monitorada na ETE 02. Para os parâmetros *E. coli* e coliformes termotolerantes observou-se que algumas unidades realizaram o monitoramento de forma simultânea ou alternada entre os dois parâmetros, registrando coletas em determinados meses para *E. coli* e, em outros, para coliformes termotolerantes. Destaca-se que as ETEs 01 e 02 monitoraram exclusivamente o parâmetro *E. coli* ao longo do período avaliado.

Unidade	DBO	DQO	Surfactantes	Nitrogênio	*E. coli*	Coliformes termotolerantes
ETE 01	35	34	13	32	13	-
ETE 02	12	12	-	-	12	-
ETE 03	30	30	30	30	20	17
ETE 04	25	24	25	25	18	13
ETE 05	12	12	12	-	7	5

Tabela 02: Quantidade total de análises realizadas por parâmetro no período (abr/23 - abr/24)
Fonte: Elaborado pela autora (2025)

Através de comparação das análises disponíveis, com os limites de emissão estabelecidos para cada parâmetro, verificou-se que as ETEs 02, 03, 04 e 05 apresentaram resultados em conformidade aos padrões determinados em todos os parâmetros. Para o caso de coliformes termotolerantes e *E. coli*, a Resolução CONSEMA n° 355/2017 estabelece que os efluentes líquidos devem atender aos valores de concentração estabelecidos ou à eficiência mínima fixada, que para as ETEs analisadas é de 95% de remoção. Assim, mesmo em casos pontuais de resultados acima do limite determinado para coliformes termotolerantes e *E. coli*, verificou-se que a eficiência de remoção para o fator atingiu valores superiores à 95%.

Contudo, os dados da ETE 01 apresentaram valores de concentração acima do limite determinado para os parâmetros de *E. coli*, nitrogênio amoniacal e surfactantes, com a maior porcentagem de desenquadramento observada nas amostragens de nitrogênio amoniacal, com um total de 84,4% amostras fora do limite, entre as 32 coletas registradas. Das 13 análises realizadas no período para surfactantes, 10 amostras apresentaram valores fora do padrão exigido, resultando em uma porcentagem de desenquadramento de 76,9%. Para o parâmetro *E. coli*, verificou-se a excedência de 38,5% das 13 amostras registradas no período, demonstrando que os resultados não atingiram nem mesmo a porcentagem de eficiência de remoção na unidade. No entanto, para os parâmetros DBO e DQO, os resultados da ETE 01 foram satisfatórios, apresentando resultados dentro do limite exigido para todas as amostras.

Corpo Hídrico Receptor

A DBO expressa a quantidade de oxigênio requerida pelos microrganismos para a decomposição da matéria orgânica presente na água (TELLES, 2013). Para esse parâmetro, conforme evidenciado na Tabela 3, verificou-se que apenas a ETE 01 obteve resultados dentro do limite estabelecido para sua classe pretendida (Classe 2), tanto para o ponto montante quanto para o jusante. Ressalta-se que a ETE 01 apresenta frequência de análise trimestral para o corpo receptor, totalizando apenas 4 coletas para cada ponto no período de um ano.

A ETE 02 foi a única que apresentou maior quantidade de amostras acima do limite a jusante (40%) do que a montante (20%). Para a ETE 03, a porcentagem de amostras desenquadradas foi superior no ponto montante, com 27,3% das amostras, enquanto o ponto jusante resultou em 14,5% de análises em desacordo com o padrão fixado para sua meta de classe (Classe 3).

Ainda, a ETE 04 apresentou resultados de desenquadramento iguais para ambos os pontos amostrados, com total de 4,5% das amostras fora do padrão exigido, mesmo havendo mais pontos de coleta a jusante do que a montante. A unidade que apresentou maior porcentagem de desenquadramento para amostras de DBO foi a ETE 05, com 66,7% das amostras fora do padrão a montante e 58,3% a jusante do lançamento do efluente tratado.

Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO				
Unidade	**N° Análises montante**	**% Desenquadramento**	**N° Análises jusante**	**% Desenquadramento**
ETE 01	4	0,0%	4	0,0%
ETE 02	10	20,0%	10	40,0%
ETE 03	22	27,3%	69	14,5%
ETE 04	22	4,5%	44	4,5%
ETE 05	12	66,7%	24	58,3%

Tabela 03: Resultados para análise de DBO a montante e a jusante (abr/23 - abr/24)
Fonte: Elaborado pela autora (2025)

A concentração de oxigênio nos corpos d'água é essencial para a preservação da vida aquática (ANA, 2024), assim os resultados das amostras para esse parâmetro devem apresentar valores acima da concentração mínima exigida, estando em desacordo quando o resultado não atingir o padrão estabelecido, tendo em vista que concentrações muito baixas de oxigênio dissolvido na água podem tornar inviável a sobrevivência de peixes mais sensíveis (ANA, 2024).

Dessa forma, os resultados das análises são apresentados na Tabela 4, sendo possível verificar que as amostras da ETE 02 obtiveram os mesmos resultados de desenquadramento no período, tanto para o ponto montante, quanto para o jusante, com total de 20%. A ETE 03 foi a única em que o número de amostras do ponto a jusante em desacordo com o padrão estabelecido superou o número de inconformidades observadas no ponto a montante, no entanto a diferença não foi significativamente alarmante, considerando que a quantidade total de pontos coletados a jusante é superior ao total a montante. As unidades 04 e 05 apresentaram maior porcentagem de desenquadramento para seus pontos montantes, com valores de 9,1% e 16,7% respectivamente, mesmo possuindo maior quantidade de pontos jusantes analisados. Ressalta-se que a ETE 01 não apresentou monitoramento para OD no período avaliado.

Oxigênio Dissolvido - OD				
Unidade	**N° Análises montante**	**% Desenquadramento**	**N° Análises jusante**	**% Desenquadramento**
ETE 01	-	-	-	-
ETE 02	10	20,0%	10	20,0%
ETE 03	22	9,1%	69	13,0%
ETE 04	22	9,1%	46	8,7%
ETE 05	12	16,7%	24	12,5%

Tabela 04: Resultados para análise de OD a montante e a jusante (abr/23 - abr/24)
Fonte: Elaborado pela autora (2025)

Para análises de Nitrogênio Amoniacal, apenas as unidades 01, 03 e 04 realizaram monitoramento do parâmetro no período abrangido pelo presente trabalho. Conforme evidenciado na Tabela 5, apenas a ETE 03 apresentou desenquadramento, unicamente para o ponto jusante e com total de 9,2% das amostras registradas, para o ponto jusante dessa unidade não foram constatados valores acima do padrão estabelecido. Para a ETE 04, todas as análises de ambos os pontos obtiveram resultados de concentração que atendem ao limite exigido de valor menor ou igual a 13,3 mg/L para Classe 3.

Para corpos hídricos Classe 2, não há padrão de concentração estabelecido para nitrogênio amoniacal, dessa forma, não foi possível comparar os resultados da ETE 01 à legislação, porém a média do valor resultante para o parâmetro nessa unidade, considerando tanto o ponto montante quanto jusante, foi <2,02.

Nitrogênio Amoniacal				
Unidade	**N° Análises montante**	**% Desenquadramento**	**N° Análises jusante**	**% Desenquadramento**
ETE 01	4	-	4	-
ETE 02	-	-	-	-
ETE 03	21	0,0%	65	9,2%
ETE 04	17	0,0%	39	0,0%
ETE 05	-	-	-	-

Tabela 05: Resultados para análise de nitrogênio amoniacal a montante e a jusante (abr/23 - abr/24)
Fonte: Elaborado pela autora (2025)

Para *Escherichia coli* observou-se que em todas as unidades a porcentagem de desenquadramento do ponto jusante superou o ponto montante (Tabela 6), com exceção da ETE 02, onde 100% das amostras apresentadas resultaram em valores acima do limite estabelecido em ambos os pontos.

Escherichia coli				
Unidade	**N° Análises montante**	**% Desenquadramento**	**N° Análises jusante**	**% Desenquadramento**
ETE 01	5	20,0%	5	40,0%
ETE 02	10	100%	10	100%
ETE 03	5	80,0%	19	57,9%
ETE 04	-	-	-	-
ETE 05	12	75,0%	24	95,8%

Tabela 06: Resultados para análise de *E. coli* a montante e a jusante (abr/23 - abr/24)
Fonte: Elaborado pela autora (2025)

Quanto às análises de coliformes termotolerantes, a ETE 03 apresentou porcentagem de desenquadramento das análises ligeiramente superior no ponto a montante, mesmo com um número total de amostras coletadas sendo maior no ponto a jusante, com resultados de 83,3% de desenquadramento nas 18 análises realizadas à montante no período e 80,0% de desenquadramento nas 55 análises realizadas à jusante. Ressalta-se que a unidade 04 realiza monitoramento exclusivamente para coliformes termotolerantes e apresentou porcentagem de desenquadramento no ponto a jusante de 21,7% das 46 amostras, enquanto para o ponto a montante do lançamento do efluente o resultado foi 18,2% de desenquadramento para 22 análises realizadas no período avaliado.

Considerações Finais

Os resultados demonstraram que, com exceção da ETE 01, todas as unidades analisadas apresentaram conformidade com os limites legais para os parâmetros monitorados em seus efluentes. A ETE 01, por sua vez, apresentou desenquadramento nos parâmetros *E. coli*, surfactantes e nitrogênio amoniacal, estando em conformidade apenas para DBO e DQO. Esse desempenho inferior pode refletir limitações operacionais, subdimensionamento da unidade ou, ainda, influência de fatores externos ao processo de tratamento.

No que se refere à qualidade dos corpos hídricos receptores, observou-se que em grande parte das unidades o ponto a jusante do lançamento de efluente tratado, apresentou valores compatíveis com os padrões estabelecidos, todavia, quando houve desenquadramento, este já estava presente também no ponto a montante. Isso sugere que a degradação da qualidade da água pode estar associada a fontes difusas ou a outros lançamentos não controlados ao longo do curso hídrico. É o que se observa, por exemplo, em áreas com registros elevados de *E. coli*, indicador que pode estar relacionado tanto ao lançamento clandestino de esgotos domésticos quanto ao aporte de dejetos da atividade pecuária, conforme aponta a CETESB (2016).

Esses resultados reforçam a necessidade de considerar o contexto hidrográfico e o uso e ocupação do solo na avaliação da eficiência do tratamento e da real contribuição das ETEs para a poluição hídrica, pois conforme aborda Issa (2019), em copos d'água com baixa vazão, por exemplo, ou já comprometidos por outras fontes poluidoras, os efluentes, mesmo que tratados, podem representar riscos à qualidade ambiental. Além disso, evidencia-se a importância de um monitoramento contínuo, integrado e espacialmente abrangente, que permita diferenciar impactos pontuais, como os causados por lançamentos decorrentes de fontes difusas ou irregulares.

Diante disso, pode-se concluir que, embora a maioria das ETEs avaliadas estejam operando de forma satisfatória dentro dos padrões legais de emissão, a qualidade dos corpos hídricos ainda sofre interferência significativa de pressões antrópicas. Dessa forma, destaca-se a importância de fortalecer ações de fiscalização, ampliação da cobertura de saneamento e controle de fontes difusas como medidas complementares para a efetiva proteção da bacia hidrográfica do rio Gravataí.

Cabe destacar que esta pesquisa limitou-se à avaliação da porcentagem de amostras em desconformidade com os limites estabelecidos na legislação ambiental vigente, como a Resolução CONSEMA nº 355/2017, para os efluentes tratados lançados pelas ETEs, e a Resolução CONAMA nº 430/2011, aplicada aos corpos hídricos receptores, conforme suas metas de enquadramento. No entanto, não foram comparados os limites de lançamento estabelecidos individualmente nas licenças ambientais de cada ETE, ou a diferença entre suas exigências. Também não considerou-se as tecnologias e as formas de tratamento adotadas por cada estação. Além disso, não realizou-se uma análise aprofundada da magnitude dos desenquadramentos, ou seja, não se avaliou o quanto os valores obtidos superaram os limites normativos, em máximos e mínimos, por exemplo. Para os corpos hídricos, a análise também não contemplou as condições hidrológicas sazonais, particularidades ou pressões externas que possam interferir na qualidade da água.

Dessa forma, a presente pesquisa apresenta uma visão geral e integrada da situação das ETEs e dos corpos receptores pertencentes à Bacia Hidrográfica do Rio Gravataí ao longo de um ano, fornecendo uma base inicial sólida, mas que pode ser expandida em estudos futuros, considerando aspectos técnicos específicos, como eficiência dos sistemas de tratamento, comportamento sazonal dos parâmetros, exigências regulatórias diferenciadas e fontes de poluição difusa.

Referências Bibliográficas

ALVES, T., GIRARDI, R., & PINHEIRO, A. Micropoluentes orgânicos: ocorrência, remoção e regulamentação. Revista de Gestão de Água da América Latina. 2017. Disponível em: <https://abrh.s3.sa-east-1.amazonaws.com/Sumarios/198/9d27abbe574cc73eacc2cbfccc9e4ea4_63c4ba439d5ad9f7b105b0273dfda249.pdf>. Acesso em: 20 abr. 2025.

ANA - Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. Enquadramento dos Corpos d'água em classes. Brasília, DF, 2020. Disponível em: <https://www.snirh.gov.br/portal/snirh/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/encarte_enquadramento_conjuntura2019.pdf>. Acesso em: 10 abr. 2025.

ANA - Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. Qualidade da água superficial no Brasil. [S. l.], 2024. Disponível em: <https://qualidadedaagua.ana.gov.br/od.html>. Acesso em: 05 jun. 2025.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 18 mar. 2005, p. 58-63. Disponível em: <conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=450>. Acesso em: 1 jun. 2025.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 9 jan. 1997, p.470. Disponível em: < https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9433.htm>. Acesso em: 20 abr. 2025.

CALIJURI, M.C.; CUNHA, D.G.F. Engenharia ambiental: conceitos, tecnologia e gestão. Rio de Janeiro: Elsevier, 2013.

CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (SP). Qualidade das águas doces no estado de São Paulo. Apêndice E: Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade, São Paulo, 2016. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2017/11/Apêndice-ESignificado-Ambiental-e-Sanitário-das-Variáveis-de-Qualidade-2016.pdf. Acesso em: 25 abr. 2015.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 16 maio 2011, n.92, p.89.

ISSA, C. G. Testes ecotoxicológicos para avaliação do potencial impacto ambiental em corpos receptores por efluente de Estação de Tratamento de Esgoto. Escola de Engenharia de São Carlos; Departamento de Engenharia Hidráulica e Saneamento: Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, 2019. Disponível em: <https://teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-22052019-150827/es.php>. Acesso em: 12 mai. 2025.

RIO GRANDE DO SUL. Atlas Socioeconômico do Rio Grande do Sul. Secretaria De Planejamento, Orçamento E Gestão/RS (SEPLAG/RS), 2024. Disponível em: <https://atlassocioeconomico.rs.gov.br>. Acesso em 29 mar. 2025.

QGIS Desktop. 3.38.0. [S. l.], 13 jul. 2024. Disponível em: qgis-bin. Acesso em: 29 mar. 2025.

RIO GRANDE DO SUL. Conselho Estadual do Meio Ambiente. Resolução CONSEMA nº 355, de 13 de julho de 2017. Dispõe sobre os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos para as fontes geradoras que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. Diário Oficial do Estado do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 19 jul. 2017, p.39-40. Disponível em: <https://sema.rs.gov.br/upload/arquivos/201707/19110149-355-2017-criterios-e-padroes-de-emissao-de-efluentes-

liquidos.pdf> Acesso em: 1 jun. 2025

RIO GRANDE DO SUL. Conselho de Recursos Hídricos do Rio Grande do Sul. Resolução nº 113, de 24 de outubro de 2012. Aprova o Enquadramento das águas superficiais da Bacia Hidrográfica do Rio Gravataí. Diário Oficial do Estado do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, 5 nov. 2012, p.85-86. Disponível em: <https://sema.rs.gov.br/upload/arquivos/201803/13161829-resolucao-crh-113-2012-aprova-enquadramento-das-aguas-superficiais-da-bacia-do-rio-gravatai.pdf.> Acesso em: 20 abr. 2025.

RIO GRANDE DO SUL. Fundação Estadual de Proteção Ambiental. Diretriz Técnica FEPAM nº 05 de 12 de abril de 2017. Diretriz Técnica referente ao descarte e ao reúso de efluentes líquidos no âmbito do Estado do Rio Grande do Sul. Diário Oficial do Estado do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 16 out. 2019, p.174. Disponível em: <https://ww3.fepam.rs.gov.br/CENTRAL/DIRETRIZES/DT-005-2017.PDF>. Acesso em: 25 abr. 2025.

RIO GRANDE DO SUL, Governo do Estado; SEMA; CRH; DRH. Relatório da Divisão Hidrográfica do Rio Grande do Sul - RDH. Porto Alegre, 25 mai. 2007. Disponível em: <https://www.sema.rs.gov.br/1o-perh> . Acesso em: 15 mai. 2025.

RIO GRANDE DO SUL, Governo do Estado; SEMA; CRH; DRH. Relatório Síntese do Plano de Bacia. Porto Alegre, 2013. Disponível em: <https://www.sema.rs.gov.br/1o-perh> . Acesso em: 15 mai. 2025

RIO GRANDE DO SUL. Lei nº 10.350, de 30 de dezembro de 1994. Institui o Sistema Estadual de Recursos Hídricos, regulamentando o art. 171 da Constituição do Estado do Rio Grande do Sul. Diário Oficial do Estado do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1 jan. 1995, n.1. Disponível em: <https://www.al.rs.gov.br/filerepository/repLegis/arquivos/10.350.pdf>. Acesso em: 1 jun. 2025.

RIO GRANDE DO SUL. Nota Técnica nº 002/2020/DIPLA/DRHS, de 07 de agosto de 2020. Divisão de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos; Departamento de Recursos Hídricos (DIPLA/DRHS). SEMA/RS, Porto Alegre, RS. Disponível em: <https://sema.rs.gov.br/g010-bh-gravatai>. Acesso em: 20 abr. 2025.

SEMA RS - Secretaria de Meio Ambiente e Infraestrutura do Estado do Rio Grande do Sul. Bacias Hidrográficas do Rio Grande do Sul. [S. l.], 2021. Disponível em: <https://www.sema.rs.gov.br/bacias-hidrograficas>.
SEMA RS - Secretaria de Meio Ambiente e Infraestrutura do Estado do Rio Grande do Sul. G010 - Bacia Hidrográfica do Rio Gravataí. [S. l.], 2020. Disponível em: https://www.sema.rs.gov.br/g010-bh-gravatai. Acesso em: 29 mar. 2025.

SEMA RS - Secretaria de Meio Ambiente e Infraestrutura do Estado do Rio Grande do Sul. Dados Geoespaciais. [S. l.], 2023. Disponível em: <https://www.sema.rs.gov.br/si-dados-geoespaciais> Acesso em: 01 jun. 2025.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE RECURSOS HÍDRICOS - SNIRH. Atlas esgotos: Atualização da Base de Dados de Estações de Tratamento de Esgotos no Brasil. Agência Nacional de Águas - ANA, Brasília, DF, 2020. Disponível em: <https://www.snirh.gov.br/portal/centrais-de-conteudos/central-de-publicacoes/encarteatlasesgotos_etes.pdf>. Acesso em: 01 jun. 2025.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE RECURSOS HÍDRICOS - SNIRH. Catálogo de Metadados da ANA. [S. l.], 2012 e 2017 Disponível em: <https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/por/catalog.search#/search?facet.q=topicCat%2FinlandWaters%26sourceCatalog%2F85bbe067-2fad-470f-abab-0e4feb5ec860&resultType=details&sortBy=relevance&fast=index&_content_type=json&from=1&to=20>. Acesso em: 1 jul. 2025

Sistema Online de Licenciamento Ambiental - SOL. Governo do Estado do Rio Grande do Sul. Secretaria do Meio Ambiente e Infraestrutura. 4.17.52. [S. l.]. Disponível em: <https://secweb.procergs.com.br/sra/mod-licenciamento/inicio.xhtml>. Acesso em: 1 jun. 2025.

TELLES, Dirceu D'Alkmin (coord).; GÓIS, Josué Souza de. Ciclo ambiental da água: da chuva à gestão. 1. ed. São Paulo: Blutcher, 2013. 496 p. ISBN 978-85-212-0694-1.

RECUPERAÇÃO DE EFLUENTES DO PROCESSO DE FLOTAÇÃO DO MINÉRIO DE FERRO UTILIZANDO TECNOLOGIA DE MEMBRANAS PARA FINS DE REUSO

1 Edlaine Santana Ferreira, 2 Ângela de Mello Ferreira, 3 Luzia Sergina de França Neta

1,2 e 3 Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais, Programa de Pós-graduação em Tecnologia de Produtos e Processos

E-mail para contato:1 edlaine.engquimica@gmail.com; 2 e-mail: angelamelo44@gmail.com; 3 e-mail: lsfranca@cefetmg.br;

Palavras-chave: Reuso de água; Flotação; Tratamento de efluentes.

Resumo

A crescente demanda por recursos hídricos na mineração, aliada às exigências ambientais, têm impulsionado o setor a buscar alternativas sustentáveis para o tratamento e reuso de água. A adequada gestão hídrica é fundamental para garantir a eficiência dos processos produtivos, uma vez que a qualidade da água influencia diretamente o desempenho de operações como a flotação. Além disso, o aprimoramento dessas práticas contribui para a viabilização do reuso e para a redução da dependência de captação em fontes naturais, promovendo maior sustentabilidade operacional. Nesse contexto, o presente estudo avaliou a aplicação de processos de separação por membranas, especificamente ultrafiltração (UF) e osmose inversa (OI), no tratamento de efluentes oriundos da flotação catiônica reversa de minério de ferro. A partir da metodologia aplicada foram analisadas duas correntes líquidas do processo: a água de alimentação da flotação e o concentrado da flotação. As amostras foram coletadas e submetidas a ensaios de permeação por meio de um sistema integrado UF–OI. Tanto as correntes brutas quanto os permeados obtidos foram caracterizados quanto a parâmetros físico-químicos, incluindo pH, condutividade elétrica, turbidez, sólidos suspensos e dissolvidos, dureza total, sílica e alumínio. Os resultados demonstraram que a ultrafiltração foi altamente eficiente na remoção de sólidos suspensos, refletindo na expressiva redução da turbidez. Por sua vez, a osmose inversa apresentou elevada eficiência na remoção de espécies dissolvidas, promovendo reduções significativas na condutividade elétrica, dureza total, sílica e alumínio. O sistema integrado UF–OI apresentou elevada eficiência e robustez operacional, mantendo desempenho consistente mesmo diante da variabilidade das correntes analisadas. Dessa forma, conclui-se que a conjugação desses processos constitui uma alternativa promissora para o tratamento e recuperação de efluentes na mineração, viabilizando o reuso da água e contribuindo para a sustentabilidade hídrica do setor.

1 Introdução

A crescente demanda por recursos naturais, aliada às exigências ambientais contemporâneas, têm impulsionado o setor mineral a buscar soluções mais sustentáveis em seus processos produtivos. Nesse contexto, o gerenciamento eficiente da água destaca-se como um dos principais desafios da mineração moderna, uma vez que esse recurso é essencial e insubstituível, especialmente no beneficiamento do minério de ferro. O uso intensivo da água nas operações minerais reforça a necessidade de estratégias que conciliam produtividade e responsabilidade ambiental (Zulu et al., 2025).

A água desempenha papel fundamental em diversas etapas do processamento mineral, como cominuição, classificação, separação magnética, flotação e pelotização. Entretanto, o seu uso intensivo resulta na geração de elevados volumes de efluentes, especialmente na etapa de flotação, que concentra compostos como sólidos suspensos, reagentes químicos e orgânicos oriundos do processo de flotação e espessamento. Quando não recuperados adequadamente, esses efluentes podem causar impactos significativos ao meio ambiente, comprometendo a qualidade dos corpos hídricos receptores e limitando o seu retorno ao processo (Monte et al., 2025).

Diante desse cenário, o reuso de água surge como uma estratégia importante para reduzir o consumo hídrico e minimizar o descarte de efluentes, em consonância com os princípios do desenvolvimento sustentável. No entanto, a eficiência dessa prática está diretamente relacionada à qualidade da água utilizada nos processos produtivos. Parâmetros como as concentrações de cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), por exemplo, podem interferir na eficiência da flotação ao afetar a adsorção de reagentes e a seletividade da separação mineral, comprometendo, assim, o desempenho do processo de concentração (Corin; Charamba; Manono, 2024; Burmana et al., 2025). Além disso, outros íons como Al^{+3} e Fe^{+3} podem afetar a estabilidade da espuma, impactando diretamente a eficiência do processo de flotação.

A mineração adota tratamentos convencionais como a coagulação e floculação para a remoção de sólidos suspensos e materiais coloidais presentes na água. Contudo, essas tecnologias apresentam limitações quanto a remoção de compostos dissolvidos e reagentes residuais presentes na água. Diante disso, a aplicação de métodos avançados de tratamento, como o uso dos processos de separação por membranas, torna-se necessária para garantir maior eficiência na remoção destes contaminantes.

Os Processos de Separação por Membranas (PSM), como a ultrafiltração (UF) e a osmose inversa (OI), destacam-se por sua elevada eficiência na remoção de sólidos suspensos e dissolvidos, sem a necessidade de adição de insumos químicos e sem a geração de lodo. A integração dessas tecnologias contribui para a melhoria da qualidade da água, viabilizando seu reuso e promovendo uma abordagem mais sustentável na mineração.

Dessa forma, o presente trabalho tem como objetivo avaliar a aplicação de processos de separação por membranas, especificamente ultrafiltração conjugada a osmose inversa, na recuperação de efluentes provenientes da flotação do minério de ferro, visando seu reuso nos processos produtivos, minimizando a necessidade de novas fontes de captação de água.

2 Materiais e Métodos

2.1 Coleta e Permeação dos Efluentes

Foram amostradas duas correntes líquidas representativas do processo de flotação catiônica reversa do minério de ferro de uma mineradora do Estado de Minas Gerais. A primeira amostra corresponde à água de alimentação da flotação (AF), proveniente dos processos de espessamento de concentrado e rejeito, bem como da planta de filtragem. Esses fluxos passam previamente por tratamento de coagulação e floculação antes de chegarem ao ponto de coleta. A segunda amostra foi obtida após o processo de flotação, sendo denominada concentrado da flotação (CF). Ambas as amostras foram acondicionadas sob refrigeração e, posteriormente, encaminhadas ao laboratório, onde foram submetidas a ensaios de permeação em membranas de ultrafiltração (UF) e osmose inversa (OI).

Os experimentos de permeação foram realizados no LAPEC (Laboratório de Processos e Controle Ambiental) Campus VI Gameleira - CEFET-MG. Inicialmente, o efluente bruto foi submetido ao módulo de UF, com o objetivo de remover sólidos suspensos e macromoléculas. Após essa etapa, uma fração do permeado foi armazenada para posterior caracterização físico-química. A fração remanescente do permeado da UF foi então direcionada ao módulo de OI, visando à remoção de espécies dissolvidas e compostos orgânicos. Os permeados obtidos na OI foram coletados e armazenados, juntamente com os permeados da UF, sob refrigeração, para posterior caracterização.

2.2 Recuperação do efluente utilizando a OF e a OI

O desenvolvimento experimental da presente pesquisa foi conduzido em escala de bancada, utilizando o efluente bruto coletado em uma mineradora localizada no estado de Minas Gerais. A metodologia adotada para o tratamento dos efluentes baseou-se na integração sequencial de duas operações por membranas: ultrafiltração (UF) e osmose inversa (OI).

A unidade experimental de UF operou em regime submerso com a injeção de ar comprimido na base do tanque de alimentação, promovendo turbulência no meio líquido. Essa estratégia teve como objetivo minimizar a deposição de sólidos sobre a superfície das membranas, reduzindo, assim, a ocorrência de incrustações. As membranas empregadas nos ensaios de UF possuíam configuração de fibra oca (*Hollow Fiber*), sendo compostas de PVDF reforçado, fabricadas pela Vitaltec Engenharia Ltda. com área efetiva de 0,024 m². O sistema operou sob pressão negativa, variando entre - 0,53 a - 0,66 bar, com vazão de alimentação foi de 0,049 $L \cdot min^{-1}$. A movimentação do fluido foi garantida por uma bomba de deslocamento positivo SEAFLO, com capacidade nominal de 5,1 $L \cdot min^{-1}$. Para o controle e monitoramento das variáveis operacionais, o sistema dispunha de um vacuômetro instalado na linha de alimentação. A configuração e a montagem do aparato experimental encontram-se apresentadas na Figura 1.

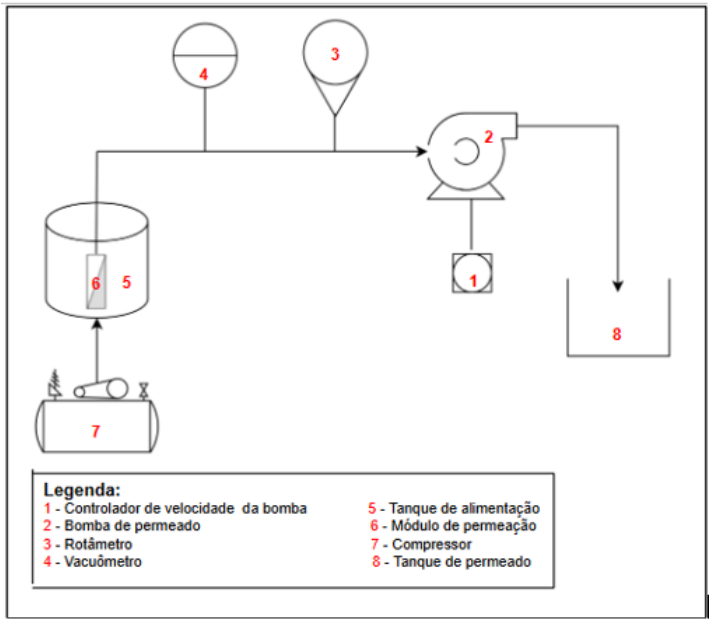


Figura 1: Esquema de permeação com operação em regime submerso do sistema de ultrafiltração.

Previamente à etapa de OI, uma fração do permeado foi direcionada ao respectivo módulo, onde o sistema de OI operou a uma pressão constante de 12 bar, utilizando uma membrana na plana do fabricante Dow Química, com área efetiva de 0,015 m². A operação foi conduzida a uma temperatura de 30º C e vazão de alimentação de 0,013 $L \cdot min^{-1}$. Assim como na etapa de UF, o escoamento foi assegurado por uma bomba de deslocamento positivo SEAFLO, com capacidade nominal de 5,1 $L \cdot min^{-1}$. A configuração do aparato experimental do sistema de OI encontra-se apresentada na Figura 2. As amostras dos permeados gerados na ultrafiltração, bem como aquelas obtidas após a etapa de osmose inversa, foram devidamente coletadas e armazenadas para posterior caracterização físico-química.

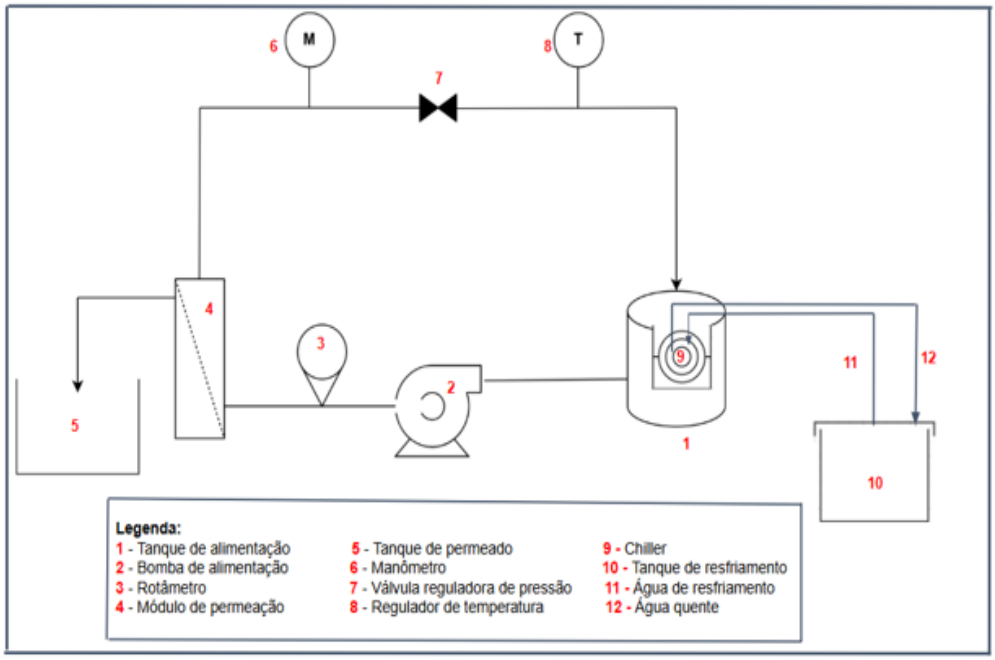


Figura 2: Esquema de permeação do sistema de osmose inversa.

2.3 Caracterização Físico-química das amostras

Todos os procedimentos de caracterização das amostras seguiram as especificações das normas internacionais de análise de água, tais como *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017). A Tabela 1 apresenta as metodologias utilizadas nos testes físico-químicos das amostras do efluente bruto, permeado da UF e permeado da OI.

Metodologia	Ensaios	Unidade
2540C; 2540D	Sólidos (Suspensos totais e dissolvidos)	ppm
2310B e 2320B	pH	-
2510B	Condutividade	$\mu S/cm^{-1}$
2130B	Turbidez	NTU
2340C	Dureza total	ppm de $CaCO_3$
4500 SiO_2 C	Sílica	ppm
3500-Al B	Alumínio	ppm

Tabela 1: Metodologia aplicada às análises físico-químicas seguindo o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.

As amostras brutas foram filtradas em filtro seringa de 0,22 µm, antes de serem encaminhadas para os ensaios físico-químicos, com o objetivo de remover os sólidos em suspensão e reduzir a turbidez da amostra. Já os permeados de ultrafiltração (UF) e osmose inversa (OI) não necessitaram de preparo prévio, por serem isentos de partículas em suspensão.

O pH foi determinado com pHmetro de bancada (modelo Edge, fabricante Hanna), e a condutividade elétrica com Condutivímetro (modelo Edge, fabricante Hanna), ambos previamente calibrados. A turbidez foi mensurada por turbidímetro (modelo TL 2300, fabricante Hach), com resultados expressos em NTU. Antes dos ensaios foi realizada a checagem dos padrões formazina 0,1 NTU, 10 NTU, 100 NTU e 800 NTU a fim de verificar o erro do equipamento.

A concentração de sílica e alumínio foi determinada por espectrofotometria de absorção molecular, utilizando o espectrofotômetro DR 3900 (HACH). Os ensaios foram realizados conforme as instruções do kit Hach. O número do método utilizado no ensaio do alumínio foi o de número 10. Para determinação da concentração de sílica foi utilizado o método 651. As amostras com presença de sólidos em suspensão foram previamente filtradas com membranas de 0,22 µm.

Resultados e Discussão

Os resultados obtidos para os parâmetros físico-químicos como pH, condutividade elétrica e turbidez foram determinados tanto para a amostra denominada como água de alimentação da flotação (AF) quanto para o concentrado da flotação (CF). Antes de cada ensaio, uma alíquota da amostra denominada de efluente bruto (EB) foi retirada e seus parâmetros físico-químicos foram determinados antes dos ensaios de permeação e para cada permeado obtido oriundo da etapa de UF e de OI, cujos valores estão apresentados na Tabela 2.

Origem da Amostra	Parâmetro	Efluente Bruto	Permeado UF	Permeado OI	Ef*. Rem. Média UF	Ef*. Rem. Média OI
AF	pH	7,99	8,72	7,47	VND*	VND*
	Condutividade ($\mu S/cm^{-1}$)	289,7	281,2	51,9	VND*	82,1%
	Turbidez (NTU)	40,49	0,37	0,18	99,1%	VND*
CF	pH	8,09	8,23	7,52	VND*	VND*
	Condutividade ($\mu S/cm^{-1}$)	282	272	34,9	VND*	87,6%
	Turbidez (NTU)	453	0,52	0,27	99,8%	VND*

VND*: Valor Não Determinado neste estudo; Ef* Rem.: Eficiência de remoção de contaminantes.

Tabela 2: Caracterização físico-química do efluente bruto oriundo da alimentação da flotação e concentrado da flotação, permeado da ultrafiltração (UF) e permeado da osmose inversa (OI).

A caracterização inicial dos efluentes brutos provenientes da água de alimentação da flotação (AF) e do concentrado da flotação (CF) evidenciou diferenças principalmente em relação à turbidez, com valores de 40,49 NTU para AF e 453 NTU para CF. A maior turbidez observada no concentrado da flotação está associada à ausência de etapas prévias de tratamento, ao contrário da água de alimentação, que passa por processos como espessamento e filtração. Em relação ao pH e à condutividade elétrica, ambas as correntes apresentaram valores semelhantes, indicando características químicas próximas antes do processo utilizando os PSM's.

Após a etapa de ultrafiltração (UF), verificou-se elevada eficiência na remoção de turbidez, com reduções para 0,37 NTU (AF) e 0,52 NTU (CF), correspondendo a remoções superiores a 99%. Esses resultados demonstram a eficiência da UF como barreira física para retenção de sólidos suspensos e macromoléculas, consolidando seu papel como pré-tratamento para a osmose inversa (OI). Contudo, a UF não apresentou influência significativa sobre a condutividade elétrica, como esperado, devido à presença de poros em sua estrutura que não permite a retenção de espécies dissolvidas.

Na etapa de OI, observou-se redução significativa da condutividade elétrica, alcançando 51,9 $\mu S/cm^{-1}$ para AF e 34,9 $\mu S/cm^{-1}$ para CF, com eficiências de remoção de 82,1% e 87,6%, respectivamente. Também houve redução do pH para valores próximos à neutralidade, indicando a remoção de compostos associados à alcalinidade, como carbonatos, hidróxidos e bicarbonatos. A eficiência da remoção da turbidez e das espécies dissolvidas, representados pelos valores de condutividade elétrica, evidenciam a obtenção de permeados com qualidade satisfatória para reuso industrial, especialmente para processos como a flotação.

De forma global, o sistema integrado UF–OI apresentou elevada eficiência na remoção dos principais parâmetros avaliados, com destaque para remoções superiores a 99% da turbidez e acima de 80% da condutividade elétrica. Além disso, mesmo diante de diferenças significativas na composição inicial dos efluentes, ambas as correntes apresentaram qualidade final semelhante após o tratamento, evidenciando a robustez do sistema frente às variações operacionais.

Dessa forma, a integração dos processos de UF e OI mostrou-se eficiente na melhoria da qualidade da água proveniente da flotação de minério de ferro, demonstrando elevado potencial para reuso no processo produtivo.

Com o objetivo de classificar os sólidos presentes nas amostras de alimentação da flotação (AF) e do concentrado da flotação (CF), foram quantificados os sólidos suspensos totais (SST) e os sólidos dissolvidos (SD). Adicionalmente, avaliou-se a eficiência de remoção desses constituintes após os processos de permeação por membranas de ultrafiltração (UF) e osmose inversa (OI).

A Tabela 3 apresenta as concentrações dos diferentes tipos de sólidos, expressas em mg/L, bem como as respectivas eficiências de remoção após as etapas de permeação por UF e OI.

Origem da Amostra	Tipo de Amostra	Efluente Bruto	Permeado UF	Permeado OI	Ef*. Rem. Média UF	Ef*. Rem. Média OI
AF	Sólidos Suspensos Totais (ppm)	27	ND*	VND*	VND*	VND*
	Sólidos Totais Dissolvidos (ppm)	85	85	ND*	VND*	VND*
CF	Sólidos Suspensos Totais (ppm)	977	ND*	VND*	VND*	VND*
	Sólidos Totais Dissolvidos (ppm)	126	126	ND*	VND*	VND*

VND*: Valor Não Determinado neste estudo; ND*: Não Determinado; Ef* Rem.: Eficiência de remoção de contaminantes.

Tabela 3: Concentração dos sólidos (suspensos totais e dissolvidos) nas amostras (mg/L) presentes no efluente bruto oriundo da alimentação da flotação e concentrado da flotação, permeado da ultrafiltração (UF) e permeado da osmose inversa (OI) e eficiência de remoção da UF e OI.

Em relação aos sólidos suspensos no efluente bruto, observaram-se valores mais elevados na corrente líquida do concentrado da flotação em relação à água de alimentação da flotação. De forma semelhante ao comportamento da turbidez, esse resultado pode ser atribuído à ausência de etapas de tratamento, como coagulação e floculação, neste ponto, uma vez que tais operações ocorrem posteriormente, na etapa de espessamento. Por outro lado, a água de alimentação da flotação apresentou menores valores desses parâmetros, devido à realização de tratamentos prévios e à sua equalização com correntes provenientes da planta de filtragem do concentrado e do rejeito.

Após a ultrafiltração (UF), não foram detectados sólidos suspensos nos permeados, evidenciando a alta eficiência da membrana como barreira física e seu papel como pré-tratamento para a osmose inversa (OI). No entanto, não houve remoção de sólidos dissolvidos nessa etapa em função da natureza porosa da membrana, que permite a passagem de espécies dissolvidas.

No que se refere aos sólidos totais dissolvidos (STD), as concentrações no efluente bruto foi de 85 mg/L para a água de alimentação da flotação e 126 mg/L para o concentrado. Após a passagem pelo sistema de (OI), não foram detectadas concentrações mensuráveis no permeado, indicando valores abaixo do limite de detecção do método analítico utilizado e evidenciando a elevada eficiência desse processo na remoção de sais dissolvidos, promovendo um polimento da água tratada e tornando-a adequada para reuso em processos industriais mais exigentes.

De forma global, o sistema integrado UF–OI apresentou elevada eficiência na remoção de sólidos, tanto suspensos quanto dissolvidos. Além disso, mesmo com variações na composição inicial dos efluentes, o sistema produziu permeados com características semelhantes, evidenciando sua robustez e potencial para aplicação no reuso de água na flotação.

A presença de íons dissolvidos como cálcio (Ca^{2+}) e magnésio (Mg^{2+}) podem comprometer a seletividade da flotação catiônica reversa, interferindo na adsorção de reagentes e na recuperação de minerais desejados (Alves et al., 2023). Para avaliar esse impacto, foi medida a dureza total das amostras, conforme apresentado na Tabela 4.

Origem da Amostra	Parâmetro	Efluente Bruto	Permeado UF	Permeado OI	Ef*. Rem. Média UF	Ef*. Rem. Média OI
AF	Dureza Total (ppm de $CaCO_3$)	2,62	2,62	ND*	VND*	VND*
CF	Dureza Total (ppm de $CaCO_3$)	2,09	2,09	ND*	VND*	VND*

VND*: Valor Não Determinado neste estudo; ND*: Não Determinado; Ef* Rem.: Eficiência de remoção de contaminantes.

Tabela 4 – Dureza total nas amostras (mg/L) presentes no efluente bruto oriundo da alimentação da flotação e concentrado da flotação, permeado da ultrafiltração (UF) e permeado da osmose inversa (OI) e eficiência de remoção da UF e OI.

Os resultados indicam que, embora as amostras do efluente bruto tenham apresentado dureza classificada como baixa (<60 ppm), conforme critérios industriais (Mendonça et al., 2017), a presença de íons como Ca^{2+} e Mg^{2+} podem interferir no

processo de flotação, promovendo a inversão do potencial zeta e competindo com os cátions dos coletores (aminas) por sítios de adsorção nas superfícies minerais, especialmente do quartzo, o que pode reduzir a eficiência e a seletividade do processo.

Após a UF, não foi detectada a remoção dos íons responsáveis pela dureza total, como Ca^{2+} e Mg^{2+}, como esperado, porém após o processo de permeação das membranas de OI, não foram detectadas concentrações mensuráveis de dureza no permeado, quando analisadas por titulação com EDTA, indicando valores abaixo do limite de detecção do método e evidenciando a elevada eficiência da OI na remoção de íons como Ca^{2+} e Mg^{2+}.

A remoção dos íons Ca^{2+} e Mg^{2+} contribui significativamente para melhoria da qualidade da água para seu reuso no processo de flotação reversa do minério de ferro, favorecendo a adsorção dos reagentes, minimizando dosagens excessivas durante o processo e contribui para uma melhoria na seletividade mineral.

A Tabela 5 apresenta os resultados das análises de sílica e alumínio, bem como as respectivas eficiências de remoção desses sistemas.

Origem da Amostra	Tipo de Amostra	Efluente Bruto	Permeado UF	Permeado OI	Ef*. Rem. Média UF	Ef*. Rem. Média OI
AF	Sílica	16	16,0	0,18	VND*	98,9%
	Alumínio	2,6	2,6	0,08	VND*	96,9%
CF	Sílica	10,8	11	0,22	VND*	98,0%
	Alumínio	3,8	3,5	0,05	VND*	98,6%

VND*: Valor Não Determinado neste estudo; Ef* Rem.: Eficiência de remoção de contaminantes.

Tabela 5: Teores de sílica e alumínio total nas amostras de efluente bruto, permeados de UF e OI, e as eficiências de remoção associadas a UF e OI.

Em relação aos íons dissolvidos, como sílica e alumínio, observaram-se concentrações semelhantes no efluente bruto para ambas as correntes analisadas. De acordo com Farrokhpay e Zanin (2011), a presença de íons como o alumínio pode afetar a estabilidade da espuma e comprometer a seletividade mineral no processo de flotação.

Após a etapa de ultrafiltração (UF), não foi observada remoção significativa desses constituintes, por outro lado, a osmose inversa (OI) apresentou elevada eficiência na remoção desses íons. Para a água de alimentação da flotação, foram obtidas eficiências de aproximadamente 98,9% para sílica e 96,9% para alumínio, enquanto, para o concentrado da flotação, as remoções foram de 98,0% e 98,6%, respectivamente. As eficiências semelhantes entre as correntes evidenciam o alto desempenho da OI na retenção de espécies dissolvidas, resultando na produção de água de reuso com qualidade adequada para aplicação no processo de flotação.

A remoção de íons como o alumínio contribui diretamente para a melhoria da estabilidade da espuma e da seletividade mineral, fatores essenciais para o desempenho da flotação. Assim, o tratamento de efluentes utilizando membranas eleva a qualidade da água para reuso e contribui para maior eficiência e sustentabilidade do processo de flotação.

De forma global, os PSM's demonstraram elevada eficiência no tratamento do efluente da flotação reversa do minério de ferro, atuando na remoção de contaminantes que afetam o processo de flotação. A atuação conjunta dos processos de UF e OI resultou na produção de uma água com elevado grau de pureza e qualidade consistente, independentemente das variações na composição das correntes de alimentação. Dessa forma, o sistema integrado evidencia não apenas alta eficiência de remoção, mas também robustez operacional, consolidando-se como uma alternativa tecnológica viável para o reuso de água no processo de flotação.

Comentários Finais

Os resultados obtidos neste estudo demonstram que a aplicação integrada dos processos de separação por membranas, como a ultrafiltração (UF) e osmose inversa (OI) apresenta elevada eficiência na remoção de sólidos suspensos e dissolvidos presentes nos efluentes provenientes do processo de flotação catiônica reversa do minério de ferro.

A ultrafiltração obteve uma eficiência de aproximadamente 100% na remoção de sólidos suspensos e turbidez, atuando como uma etapa essencial de pré-tratamento para o sistema de osmose inversa. Essa etapa contribuiu significativamente para a proteção da membrana de OI, evitando problemas operacionais relacionados a incrustações e garantindo uma operação mais estável do sistema.

Por sua vez, a osmose inversa apresentou desempenho expressivo na remoção de espécies dissolvidas, como a sílica, alumínio e na remoção de íons como cálcio (Ca^{2+}) e magnésio (Mg^{2+}), responsáveis pela dureza total da água. As elevadas

eficiências de remoção observadas evidenciam a capacidade da OI em produzir um permeado com qualidade adequada para reuso em processos industriais como a flotação reversa do minério de ferro.

Os processos de membranas apresentaram desempenho consistentes independentemente da amostra, evidenciando robustez e aplicabilidade em diferentes condições operacionais.

Agradecimentos

A CAPES pelo apoio financeiro concedido ao longo do desenvolvimento desta pesquisa. Ao Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais (CEFET-MG), campus Gameleira, pela infraestrutura e suporte técnico oferecidos para a realização deste trabalho. Ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologia de Processos e Sistemas (PPGTPP), pela formação acadêmica e pelo apoio institucional. Ao Grupo de Estudos e Aplicações de Processos de Separação por Membranas (GEAPS), pela colaboração técnica.

Referências Bibliográficas

ALVES, J. V. S., et al. Estudo para remoção dos íons Ca^{2+} e Mg^{2+} da água por Magnafloc 338 e Alginato de sódio em um sistema de flotação por ar dissolvido. Tecnol. Met. Mater. Miner., v. 20, 2023.

APHA; AWWA; WEF. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 23. ed. Washington, D.C.: American Public Health Association, 2017.

BURMANA, A. D. *et al.* **Loss prevention of cooling tower with an open loop system at cooling tower pipeline on a biodiesel plant: analysis and safety implications.** International Journal of Thermofluids, [S.l.], v. 30, p. 101416, 2025. DOI: https://doi.org/10.1016/j.ijft.2025.101416.

CORIN, K. C.; CHARAMBA, A.; MANONO, M. S. **Water quality impact on flotation: a focus on specific ions and temperature.** Minerals Engineering, [S.l.], v. 207, p. 108549, 2024. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.mineng.2023.108549. Acesso em: 27 abr. 2026.

FARROKHPAY, S.; ZANIN, M. Effect of water quality on froth stability in flotation. Proceedings of CHEMECA 2011, Engineering a better world, Sydney, NSW, Sep., p. 1-5, 2011.

MENDONÇA, J. K. A.; FLORES, J. S. **Desenvolvimento de uma metodologia simples para determinação da dureza da água.** ScientiaTec: Rev. Educ. Cienc. Tecnol. IFRS, [S.l.], v. 4, n. 1, p. 133–142, 2017.

MONTE, M. B. M. *et al.* **Reduction of amine consumption in iron ore flotation through direct reuse of process water.** Brazilian Journal of Chemical Engineering, [S.l.], v. 42, p. 1621–1631, 2025. DOI: https://doi.org/10.1007/s43153-024-00521-4.

ZULU, Eunice *et al.* **A comprehensive review of recent advances in membrane innovations for efficient heavy metal removal from mine effluents.** Scientific African, [S.l.], v. 27, e02510, 2025. DOI: https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2024.e02510.

INFLUÊNCIA DA ANTROPIZAÇÃO NA ESTRUTURA DE ASSEMBLEIAS DE PEIXES E NA INTENSIDADE DE BIOINVASÃO EM RIACHOS NEOTROPICAIS

1Loueverton Antonio Rodrigues de Castro, 2Edson Fontes de Oliveira, 3Erivelto Goulart, 4Cristian Roberto Marcucci, 5 Bruno Luiz Gambarotto, 6 Barbara Cristina Reis Damasio, 7 Lavinia Pires de Almeida, 8 Alexandre Kenji Komatsu

1 Universidade Estadual de Maringá, e-mail: loueverton.rodrigues@gmail.com; 2 Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: edsfontes@gmail.com; 3 Universidade Estadual de Maringá, e-mail: goulart@nupelia.uem.br; 4 Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: cristianmarcucci@yahoo.com.br; Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: brunoluizg@gmail.com; Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: bahdamasio@gmail.com; Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: laviniapiresdealmeida@gmail.com; Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: alexandrekenjikomatsu@outlook.com

Palavras-chave: Bioinvasão; Ictiofauna; Limnologia.

Resumo

A hipótese central deste estudo assumiu que riachos submetidos a maiores níveis de antropização apresentam redução da diversidade das assembleias de peixes, alterações na estrutura e aumento da intensidade de bioinvasão, sendo esses padrões mediados por influências das variáveis ambientais locais ao longo do tempo. Para testá-la, foram investigados três riachos localizados no município de Londrina (PR), representando um gradiente de impacto antrópico (urbano, intermediário e rural), ao longo de campanhas realizadas entre 2013 e 2016. A amostragem contemplou a ictiofauna e variáveis ambientais limnológicas e de uso e cobertura do solo, sendo avaliadas métricas como riqueza, abundância, diversidade (índice de Shannon) e intensidade de bioinvasão (IIB), além da aplicação de análises multivariadas e modelos estatísticos para investigar os padrões ecológicos observados. Os resultados evidenciaram diferenças significativas na composição das assembleias de peixes entre os riachos, entre os anos e na interação entre esses fatores, indicando que a estrutura das comunidades não é aleatória, mas fortemente organizada ao longo do gradiente de antropização. De forma geral, observou-se um padrão consistente de relação inversa entre diversidade e bioinvasão: ambientes com maior intensidade de invasão apresentaram menor riqueza, menor equitabilidade e maior dominância de poucas espécies, enquanto ambientes com menor bioinvasão mantiveram maior diversidade e estrutura mais equilibrada. Esse padrão foi particularmente evidente nos riachos mais impactados, onde picos de bioinvasão coincidiram com reduções acentuadas na diversidade e abundância, sugerindo um efeito sinérgico entre distúrbios ambientais e invasões biológicas. Em contraste, o Ribeirão mais conservado foi o Taquara, que apresentou baixa bioinvasão e alta diversidade ao longo do tempo, evidenciando maior estabilidade ecológica e resistência biótica. A variação temporal também se mostrou relevante, com eventos específicos associados a mudanças abruptas nos padrões ecológicos, como observado em 2015, quando houve aumento da bioinvasão acompanhado de queda na diversidade em um dos riachos, seguido de sinais de recuperação no ano subsequente. Esses resultados indicam que, além do gradiente espacial de impacto, a dinâmica temporal desempenha papel importante na estruturação das assembleias. A análise das variáveis ambientais revelou que fatores relacionados ao uso e cobertura do solo exerceram maior influência sobre a bioinvasão do que as variáveis limnológicas. A área impermeabilizada, representando o grau de urbanização, apresentou forte relação positiva com o IIB, indicando que ambientes urbanos favorecem o estabelecimento e a proliferação de espécies exóticas, possivelmente devido ao aumento da perturbação, maior conectividade e facilitação de introduções. Por outro lado, variáveis como vegetação densa apresentaram relação negativa robusta com a bioinvasão, evidenciando o papel da conservação ambiental na manutenção da resistência biótica. De forma semelhante, solo exposto e áreas de agricultura/pasto também apresentaram relações negativas com o IIB, sugerindo que determinados tipos de degradação ambiental podem limitar o estabelecimento de espécies, inclusive exóticas, devido à redução da qualidade do habitat. A análise de redundância (RDA) reforçou esses padrões ao demonstrar que as assembleias de peixes se organizam ao longo de um gradiente ambiental bem definido, separando ambientes mais urbanizados daqueles mais rurais e conservados. Os eixos principais da análise explicaram parcela relevante da variação dos dados, associando áreas urbanas a maiores valores de condutividade e temperatura da água, enquanto áreas mais conservadas se relacionaram com maior cobertura vegetal e diferentes condições físico-químicas. O riacho com características intermediárias apresentou posicionamento central nesse gradiente, refletindo a influência combinada de diferentes tipos de impacto. De forma integrada, os resultados indicam que a bioinvasão atua como um importante fator estruturador das assembleias de peixes, promovendo simplificação da comunidade e potencial homogeneização biótica. Assim, os resultados obtidos validam a hipótese central do estudo, demonstrando que a antropização, especialmente associada à urbanização, promove redução da diversidade, alteração na estrutura das assembleias e aumento da intensidade de bioinvasão. Além disso, evidenciam que variáveis ambientais locais, principalmente relacionadas ao uso do solo, desempenham papel fundamental na mediação desses processos. Dessa forma, o estudo reforça a importância da conservação da vegetação ripária e do planejamento do uso do solo como estratégias essenciais para a manutenção da integridade ecológica e da biodiversidade em riachos neotropicais.

Introdução

A urbanização tem se caracterizado por exercer significativa pressão ambiental sobre os ecossistemas naturais, se consolidando como um dos principais fatores causais da extinção de espécies e homogenização da biota (MCKINNEY, 2006). Grande parte da informação sobre perda de hábitat esteja relacionada aos ambientes terrestres, os hábitats aquáticos também sofrem sistemática ameaça da urbanização, na medida em que as populações humanas ao longo da história têm colonizado trechos próximos aos corpos d`água. Nesse contexto, a maior parte dos ambientes aquáticos continentais brasileiros tem sido modificada por atividades humanas, as quais direta ou indiretamente estão ligadas a processos relacionados à urbanização, tais como: contaminação e eutrofização, sedimentação e assoreamento, canalização e controle do fluxo, introdução de espécies e construção de vias automobilísticas próximas aos cursos d'água (CASATTI, 2004). Em geral, a influência da urbanização sobre os riachos de menores ordens tem se agravado na medida em que os trechos que cortam áreas rurais têm sofrido forte efeito das atividades agropecuárias, que via de regra, substituíram a vegetação ripária original por monoculturas de grãos ou pastagens para o gado (MAACK, 1981). Esses processos tendem a reduzir a complexidade ambiental, diminuindo a disponibilidade de recursos, em razão da perda de heterogeneidade do substrato, homogeneização de micro-hábitats, reduções da profundidade e velocidade da água e eliminação de sítios para reprodução das espécies (FERREIRA E CASATTI, 2006; CUNICO ET AL., 2006). A ictiofauna, por proporcionar uma visão integrada das condições em que se encontram os ecossistemas aquáticos, é uma boa indicadora da qualidade do hábitat e dos efeitos de médio e longo prazos (CUNICO et al., 2006; CASATTI et al., 2009). Os riachos submetidos à urbanização podem sofrer um conjunto de distúrbios, a começar pela fragmentação da cobertura vegetal e sua substituição por áreas impermeáveis, o que acarreta em uma série de consequências que afetam a estabilidade hidrológica a partir do aumento do escoamento superficial e da imprevisibilidade da variação hidrométrica (CUNICO e GUBIANI, 2016; DI GIULIO; HOLDEREGGER; TOBIAS, 2009). A hiperconectividade com as áreas adjacentes da paisagem, como rodovias, residências e indústrias amplia a exposição dos riachos a diferentes fontes de poluição pontuais e difusas, podendo resultar no aumento da concentração de nutrientes (BERNHARDT et al., 2007; REIS et al., 2016; VIOLIN et al., 2011). Tais impactos (urbanos ou rurais) tendem a reduzir a complexidade ambiental do ecossistema, diminuindo a disponibilidade de recursos, normalmente contribuindo para a extinção de espécies, estabelecimento de invasoras (HAVEL et.al., 2015; SIMBERLOFF, 2011; VITULE; FREIRE e SIMBERLOFF, 2009) e, de maneira geral, ocasionando a redundância funcional das espécies remanescentes (CASATTI et al., 2015; FERREIRA e CASATTI, 2006; MOYLE e LEIDY, 1992). Neste contexto, o presente estudo testou a hipótese de que riachos submetidos a maiores níveis de antropização apresentam menor diversidade, alterações na estrutura das assembleias de peixes e maior intensidade de bioinvasão, sendo essas mudanças mediadas por variações em variáveis ambientais locais ao longo do tempo. Diante do hipótese central, foram testadas as seguintes hipóteses específicas: (i) As assembleias de peixes em riachos sob diferentes níveis de impacto antrópico apresentam estrutura não aleatória, sendo significativamente organizadas ao longo do gradiente de antropização; A composição, riqueza e abundância da ictiofauna diferem significativamente entre riachos com distintos níveis de impacto antrópico, com redução da diversidade e alteração na abundância em ambientes mais impactados; Variáveis ambientais locais, como pH, condutividade, turbidez, temperatura e oxigênio dissolvido, porcentagem de solo exposto, vegetação, área de agricultura, espelho d'água, e área explicam uma parcela significativa da variação na estrutura das assembleias de peixes; A proporção e a abundância relativa de espécies exóticas aumentam em riachos com maior grau de antropização; A intensidade de bioinvasão (IIB) varia espacialmente entre rios e temporalmente ao longo dos anos, sendo maior em ambientes mais impactados.

Materiais e Métodos

O estudo foi realizado em três bacias que se encontram no município de Londrina (PR) no sentido noroeste sudeste em direção ao rio Tibagi: Cambé, Cafezal e Taquara. Essas bacias foram selecionadas por estarem inseridas em regiões sob diferentes níveis de urbanização. No total foram realizadas 14 campanhas de coletas de dados limnológicos, bem como amostragem da ictiofauna, de 2013 a 2016. As coletas foram efetuadas trimestralmente, nos meses de março, junho, setembro e dezembro. Em 2015 foram realizadas duas campanhas de coletas, nos meses de abril e agosto. Foram selecionadas três estações de amostragem em trechos de cabeceira de cada ribeirão. As coletas de peixes foram implementadas sob licença do Instituto Chico Mendes de Conservação e Biodiversidade (ICMBio), sistema de Autorização e informação em Biodiversidade (SISBIO; licença permanente no 28.113-1/2011). Inicialmente, instalou-se uma rede de contenção multifilamentada com 2 mm entre nós a jusante do trecho amostral, delimitando a área para não permitir o escape de peixes. Posteriormente, realizou-se a pesca manual, com esforço amostral de três pessoas empregando estratégias de captura ativa com o uso de puçás, peneiras e redinhas, percorrendo um trecho aproximado de 50 m durante 40 min. Em seguida, realizou-se a pesca elétrica no mesmo trecho com esforço de duas pessoas (um em cada puçá eletrizado) por 40 min utilizando um gerador portátil de corrente alternada, 2,5 kW, 400 V, 2 A. Os puçás foram passados por uma única vez no sentido montante-jusante. Os indivíduos capturados foram anestesiados com eugenol, e posteriormente fixados em solução formalina 10% e conservados em álcool 70% no Laboratório de Ecologia teórica e Aplicada (LETA) na Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campus Londrina. Os espécimes foram identificados com auxílio de chaves de identificação taxonômica e com base em caracteristicas morfológicas e comparações com a literatura especializada (GRAÇA; PAVANELLI, 2007; OTA et al., 2018) e comparados com exemplares das Coleções Ictiológicas do Museu de Ictiologia do Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura (NUPÉLIA) da Universidade Estadual de Maringá. Em laboratório os espécimes foram numerados, etiquetados, medidos e pesados, utilizando paquímetro digital e balança semi-analítica, em seguida registradas em formulário e digitadas em uma planilha digital no Excel. Os dados de ocorrência e abundância da ictiofauna foram organizados em uma matriz, na qual as colunas corresponderam às unidades amostrais (definidas

pela combinação de rio, ponto, ano e estação) e as linhas às espécies registradas. A abundância foi expressa como o número de indivíduos por espécie em cada unidade amostral, a riqueza taxonômica foi estimada como o número de espécies por unidade amostral, enquanto a abundância total correspondeu ao número total de indivíduos registrados. A captura por unidade de esforço (CPUE) foi utilizada como estimador da densidade relativa das populações, sendo calculada pela razão entre o número de indivíduos capturados e o esforço amostral (BEVERTON & HOLT, 1957). Foi considerado esforço de 80 minutos, incluindo pesca manual e elétrica. Foi calculado também o índice de diversidade Shannon-Wiener (H') (MAGURRAN, 2013) para verificar a equitabilidade dos Ribeirões. As diferenças nas composição das assembleias entre os diferentes rios, anos e a interação entre esses fatores foi avaliada por meio de uma PERMANOVA (análise de variância multivariada permutacional), A análise se fundamentou em matrizes de dissimilaridade calculadas pelo índice de Bray-Curtis dissimilarity. As análises foram realizadas no ambiente estatístico R, utilizando a função adonis2 do pacote vegan. A significância dos efeitos foi testada por meio de 999 permutações aleatórias com nível de significância de 5% ($p < 0,05$). A homogeneidade das dispersões multivariadas entre os grupos foi avaliada previamente por meio de análise de dispersão permutacional (PERMDISP), a fim de verificar a adequação da aplicação da PERMANOVA. A intensidade de bioinvasão foi quantificada por meio do Índice de Intensidade de Bioinvasão (IIB), calculado como a soma da proporção de espécies exóticas na riqueza total e da proporção de indivíduos exóticos na abundância total, integrando componentes taxonômicos e demográficos da invasão (SIMBERLOFF et al., 2013). Diferenças na composição das assembleias entre rios e anos foram testadas por meio de análise de variância permutacional multivariada (PERMANOVA), com 999 permutações (ANDERSON, 2001). A influência das variáveis ambientais locais sobre a intensidade de bioinvasão foi avaliada por modelos lineares generalizados, considerando variáveis físico-químicas da água (temperatura, pH, condutividade, turbidez e oxigênio dissolvido) e métricas de uso e cobertura do solo (percentual de área urbana, área de lâmina d'água, área de agricultura, vegetação e solo exposto) como preditores. Todas as análises foram realizadas no ambiente computacional R (R Core Team, 2025), utilizando os pacotes vegan (OKSANEN et al., 2023), dplyr (WICKHAM et al., 2023) e ggplot2 (WICKHAM, 2016). Os dados de paisagem, tais como percentual de área urbana, área de lâmina d'água, área de agricultura, vegetação e solo exposto, foram obtidos mediante a um estudo realizado nesses ribeirões por MARCUCCI, 2017, onde ele realizou a elaboração de mapas por meio de técnicas de geoprocessamento e análise de sensoriamento remoto desses trechos estudados, os quais contribuíram efetivamente para os resultados do presente estudo.Para a análise do efeito de variáveis limnológicas e da paisagem sobre os padrões de diversidade do Ribeirões foi realizada a Análise de Redundância (RDA), trata-se de uma análise multivariada de ordenação que aplica regressão múltipla envolvendo múltiplas variáveis respostas e preditoras. Neste estudo foram utilizadas as variáveis limnológicas (pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e turbidez), bem como aquelas relacionadas ao uso e ocupação do solo (percentual de área urbana, área de lâmina d'água, área de agricultura, vegetação e solo exposto) das bacias do Ribeirão Cambé, Cafezal e Taquara, variáveis preditoras e os padrões de diversidade padronizado pela CPUE como variáveis resposta. (GOTELLI & ELISSON, 2011). A matriz de dados limnológicos foram transformados em log10(x+1) para evitar distorções decorrentes da grande variação de unidade das variáveis, bem como foi testado se há colinearidades entre os dados utilizando a VIF no pacote vegan. Posteriormente, testou-se se havia diferenças significativas entre os escores dos primeiros eixos (eixos 1 e 2) da RDA aplicando uma Análise de Variância (ANOVA; ZAR, 1999). A RDA foi realizada no pacote vegan (OKSANEN et al., 2017) inserido no software R (R Development Core Team).

Resultados e Discussão

Os resultados demonstraram padrões distintos entre os três riachos analisados influenciados por diferentes gradientes antropizados, com destaque para a relação entre bioinvasão e diversidade. Inicialmente diferenças significativas foram encontradas para os três Ribeirões (PERMANOVA: F=15,54; p= 0.001; PERMDISP: F= 7,2828; p= 0.001) havendo efeito de dispersão de dados, e também para os diferentes anos amostrados (PERMANOVA: F= 1,5636; p= 0,022; PERMDISP: F= 0,6552; p= 0,58) sem efeito de dispersão, e quando foi calculado a interação entre ano e rio a análise também se revelou significativa (PERMANOVA: F = 4,314; p= 0.001). Quando analisamos cada Ribeirão separadamente a priori, no Ribeirão Cafezal, a intensidade de bioinvasão manteve-se relativamente alta até 2015 acompanhada de baixos valores de equabilidade, riqueza e abundância, seguida de uma queda abrupta em 2016 para bioinvasão, e uma Ascenção dos valores de riqueza e diversidade (índice de Shannon) para 2016, a abundância, por sua vez, apresentou redução contínua ao longo do período. Esses resultados sugerem que, até 2015, o sistema era dominado por poucas espécies, possivelmente exóticas, enquanto em 2016 ocorreu uma recuperação da diversidade, refletida no aumento da riqueza e da equabilidade, indicando uma relação inversa clara, na qual altos níveis de bioinvasão estão associados à redução da diversidade, enquanto a diminuição da invasão favorece a recuperação da assembleia (Figura 01). No Ribeirão Cambé, a bioinvasão aumentou progressivamente até 2015, apresentando uma queda em 2016, ao contrário da riqueza, abundância e o índice de Shannon que sofreram uma queda abrupta em 2015, e depois se elevando em 2016. Esses resultados claramente revelam possivelmente a ocorrência de um evento de perturbação em 2015, e ao mesmo tempo por aumento da bioinvasão e queda na diversidade e abundância. Esse padrão de resultado aponta para um possível efeito sinérgico entre distúrbio ambiental e invasão biológica, nas quais podendo estar relacionado as condições adversas, tais como alterações na qualidade da água, regime hidrológico ou outros fatores antrópicos, os quais podem ter favorecido as espécies exóticas oportunistas generalistas com alta capacidade de resistência (Figura 01). Já o Ribeirão Taquara apresentou um panorama mais estável ao longo do tempo, onde a bioinvasão manteve-se baixa e relativamente constante, enquanto a riqueza e o índice de Shannon permaneceram elevados, apesar de uma leve redução na abundância ao longo dos anos, a estrutura da assembleia se mostrou mais equilibrada. Esse padrão indica um sistema mais conservado, apesar de ser um Ribeirão que sofre com impactos da agricultura, ele apresentou baixa presença de espécies exóticas, mais associada à manutenção de alta diversidade, corroborando com exemplo clássico em ecologia, no qual comunidades mais íntegras e ambientalmente estáveis

tendem a apresentar maior resistência à invasão biológica (Figura 01). De forma geral, os resultados sugerem que a bioinvasão atua como um importante fator estruturador das assembleias, promovendo simplificação da comunidade e possível homogeneização biótica. A relação negativa entre diversidade e invasão observada neste estudo corrobora padrões amplamente descritos na literatura ecológica, destacando o papel das espécies exóticas na alteração da estrutura e funcionamento de ecossistemas aquáticos. Quando tratamos dos resultados de IIB relacionado com as variáveis limnológicas e paisagísticas, apenas as variáveis paisagísticas tiverem efeito positivo sobre a bioinvasão. A relação entre a variável Agricultura/Pasto (Agri.Pasto) e a intensidade de bioinvasão (IIB) apresentou um padrão negativo bem definido, indicando que, à medida que aumenta a proporção de áreas destinadas à agropecuária, ocorre uma redução nos níveis de bioinvasão. Por outro lado, a variável Área Impermeável (AreaImpermeab) apresentou uma relação positiva forte com a bioinvasão, indicando que ambientes mais urbanizados tendem a apresentar maiores valores de IIB. Esse padrão está associado ao aumento da perturbação ambiental, à maior facilidade de introdução de espécies e à redução da resistência biótica das comunidades locais. Dessa forma, a urbanização se destaca como um dos principais fatores promotores da bioinvasão no sistema estudado. A variável Espelho d'água apresentou uma relação fraca ou levemente positiva com o IIB, sugerindo que seu efeito sobre a bioinvasão é limitado. Em relação ao Solo Exposto, observou-se uma relação negativa com a bioinvasão, indicando que o aumento dessa variável está associado à redução do IIB. Esse padrão sugere que áreas degradadas podem apresentar condições que limitam o estabelecimento de espécies, incluindo as exóticas, possivelmente pela diminuição da qualidade do habitat. Esse resultado é semelhante ao observado para Agricultura/Pasto, reforçando a ideia de que nem toda forma de perturbação ambiental favorece a bioinvasão. Por fim, a variável Vegetação Densa apresentou uma relação negativa forte com a bioinvasão, evidenciando que ambientes com maior cobertura vegetal tendem a apresentar menores níveis de IIB, justamente por prover um ambiente com maior resistência biótica em sistemas mais conservados, onde a complexidade estrutural e a disponibilidade de nichos ocupados dificultam o estabelecimento de espécies exóticas. Esse resultado é bem robusto e reforça o papel da conservação da vegetação na manutenção da integridade ecológica dos ecossistemas aquáticos. Foram verificados efeitos das variáveis limnológicas e da paisagem sobre os padrões de diversidade da assembleia de peixes, a Análise de Redundância não rejeitou a hipótese nula (ANOVA: Fgeral=9,23; p=0,001). O primeiro e segundo eixos da RDA revelaram, respectivamente, 26,29% e 8,74% de explicação da variabilidade dos dados, para as variáveis preditivas relacionadas as varáveis respostas no que tange os dados da assembleia como um todo. O primeiro eixo da RDA separou uma parcela das assembleias do Cafezal e todo o Ribeirão Taquara, com escores mais positivos associados fortemente a uma paisagem predominantemente rural com maiores vetores relacionados a maior porcentagem de áreas de agricultura e pecuária, solo exposto e Vegetação densa, consequentemente apresentando altos valores de turbidez e pH. Já com scores mais negativos encontram-se uma parcela do Ribeirão Cafezal e toda a assembleia do Ribeirão Cambé associados com maiores valores de percentual de área impermeabilizada (área urbanizada) e espelho d'água, consequentemente apresentando maiores valores de condutividade elétrica e temperatura da água. Podemos observar que o Ribeirão Cafezal ficou na zona intermediária dos gradientes de impactos, sofrendo efeitos tanto da agricultura, quanto da urbanização, consequentemente tendo uma menor riqueza e equitabilidade, sendo um dos Ribeirões mais impactados, juntamente com o Cambé.

Figuras e Tabelas

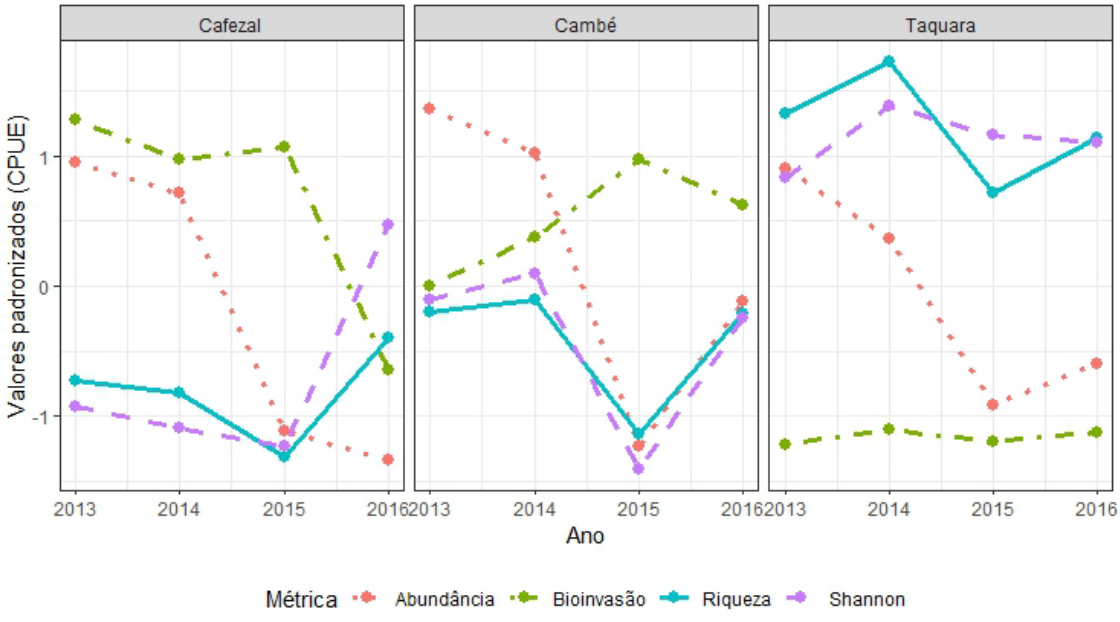


Figura 01: Variação conjunta das métricas ecológicas e da bioinvasão para o ribeirão Cafezal, Cambé e Taquara, padronizados pela CPUE.
Fonte: Autoria Própria (2026)

Abundância anual dos Ribeirões

	Cafezal				Cambé				Taquara			
Espécie	**2013**	**2014**	**2015**	**2016**	**2013**	**2014**	**2015**	**2016**	**2013**	**2014**	**2015**	**2016**
Apareiodon ibitiensis	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3	1	3
Astyanax altiparanae	0	0	0	11	35	19	2	33	0	1	0	3
Psalidodon bockmanni	0	2	0	3	12	7	1	9	68	65	14	29
Psalidodon sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
Bryconamericus iheringi	0	0	0	0	0	0	0	0	49	13	7	9
Bryconamericus stramineus	0	0	0	0	0	0	0	0	7	5	2	1
Callichthys callichthys	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cetopsorhamdia iheringi	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2
Characidium zebra	0	0	0	0	0	0	0	0	85	56	13	31
Coptodon rendalli	0	0	0	0	620	271	47	16	14	0	0	0
Osteogaster aenea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	2	1
Crenicichla.jaguarensis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Geophagus brasiliensis	2	2	0	1	179	129	5	78	69	71	7	33
Gymnotus inaequilabiatus	6	2	0	2	43	20	0	19	0	1	0	0
Gymnotus sylvius	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
Hisonotus.francirochai	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Hoplias.malabaricus	0	0	0	0	0	2	0	1	0	0	0	0
Hoplias sp.1	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
Hoplias sp.2	0	1	0	0	2	1	2	0	0	0	0	0
Hoplias sp.3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Psalidodon anisitsi	0	0	0	0	7	2	0	1	0	4	0	3
Hypostomus ancistroides	36	43	17	46	87	38	3	102	41	23	6	34
Hypostomus margaritifer	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Hypostomus nigromaculatus	50	36	11	6	9	12	0	5	9	19	2	8
Heptapterus longicauda	0	1	0	0	0	0	0	0	2	7	1	0
Imparfinis mirini	0	0	0	0	0	0	0	0	6	1	1	0
Imparfinis schubarti	83	91	8	31	0	0	0	2	570	309	81	169
Neoplecostomus paranensis	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Neoplecostomus yapo	22	47	11	5	0	0	0	0	0	0	0	0
Oligosarcus paranensis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	1
Oreochromis niloticus	20	4	0	0	36	72	2	196	0	0	0	3
Phalloceros caudimaculatus	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Phenacorhamdia tenebrosa	0	0	0	0	0	0	0	0	6	5	1	1
Piabina argentea	0	0	0	0	0	0	0	3	88	99	23	99
Pimelodella avanhandavae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0
Poecilia reticulata	960	853	122	32	185	431	59	183	32	131	8	22
Psalidodon fasciatus	0	0	0	0	3	13	24	1	7	6	5	1
Psalidodon paranae	22	19	1	4	60	21	2	100	46	96	30	36
Pterygoplichithys ambrosetti	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Rhamdia quelen	16	21	7	9	8	11	3	14	21	12	4	7
Rineloricaria latirostris	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1

Rineloricaria pentamaculata	0	2	0	0	0	0	0	0	50	28	10	64
Serrasalmus maculatus	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Synbranchus marmoratus	0	0	0	0	2	3	1	11	0	0	0	0
Cambeva davisi	6	2	0	1	0	0	0	0	0	2	0	6
Cambeva diabola	0	1	0	0	0	0	0	0	39	9	2	6
Cambeva sp.	4	2	1	0	0	0	0	0	1	2	0	3

Tabela 01: Quadro com a identificação de todas as espécies amostradas com sua abundância ao longo de 2013 a 2016 nos Ribeirões, Cafezal, Cambé e Taquara, e suas espécies invasoras destacadas em verde.
Fonte: Autoria Própria (2026)

Ribeirão	Ano	Abundância	Riqueza	Shannon	N exóticas	N nativas
Cafezal	2013	1229	14	0.940	980	249
Cafezal	2014	1129	17	0.873	857	272
Cafezal	2015	178	8	0.817	122	56
Cafezal	2016	154	14	1.51	32	122
Cambé	2013	1288	15	1.28	841	447
Cambé	2014	1052	16	1.35	774	278
Cambé	2015	153	13	0.745	108	45
Cambé	2016	778	21	1.22	396	382
Taquara	2013	1213	23	1.65	46	1167
Taquara	2014	982	29	1.88	131	851
Taquara	2015	220	20	1.79	8	212
Taquara	2016	577	27	1.76	25	552

Tabela 02: Quadro com os valores de abundância, riqueza, índice de Shannon, número de espécies exóticas e número de espécies nativas, amostradas ao longo de 2013 a 2016 nos Ribeirões, Cafezal, Cambé e Taquara.
Fonte: Autoria Própria (2026)

Variável	Erro Padrão	t valor	p valor
Intercepto	39.660	-4.024	0.000107
Temperatura do ar	0.00939	0.060	0.952534
Temperatura da água	0.01722	0.831	0.407691
pH	0.03485	-0.578	0.564571
Condutividade	0.000934	-0.128	0.898742
Turbidez	0.001047	-1.049	0.296589
Oxigênio dissolvido	0.01907	0.428	0.669535
Vegetação densa	0.3977	3.954	0.000139
Agricultura/Pasto	0.3967	4.058	0.000095
Solo exposto	0.3963	3.907	0.000165
Área impermeável	0.3970	4.068	0.000091
Espelho d'água	0.4144	3.855	0.000198

Tabela 03: Quadro com os valores Modelo linear (IIB ~ variáveis ambientais), em destaque (negrito) os valores das variáveis significativas.
Fonte: Autoria Própria (2026)

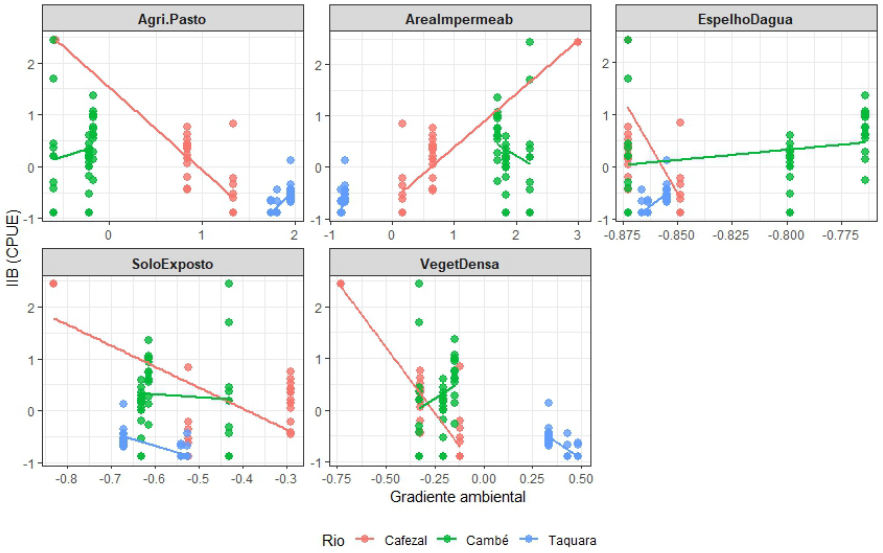


Figura 02: Resultados com as variáveis significativas do Modelo linear aplicado para apresentar as relações do índice IIB com as variáveis preditivas (pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, turbidez, percentual de área urbana, área de lâmina d'água, área de agricultura, vegetação e solo exposto).
Fonte: Autoria Própria (2026)

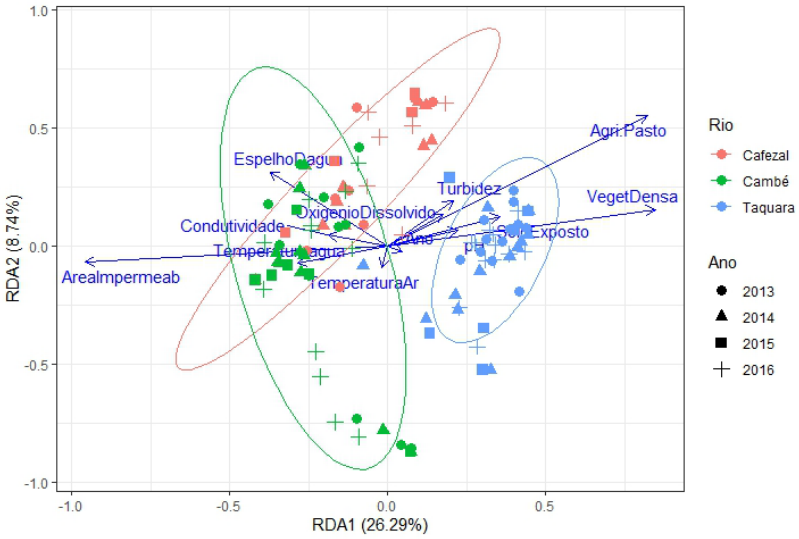


Figura 03: Análise de Redundância (RDA), vetores em azul representando as varáveis preditivas, as formas (ano) e cores (Ribeirões, Cafezal, Cambé e Taquara) representando as varáveis biológicas (abundância relativa por estação e pontos). Fonte: Autoria Própria (2026)

Considerações finais

De acordo com os resultados obtidos, em grande parte, responderam as hipóteses propostas, mas apresentaram nuances importantes sobre os efeitos da antropização em sistemas aquáticos. A hipótese central de que riachos submetidos a diferentes níveis de impacto antrópico apresentam alterações na estrutura das assembleias de peixes, na diversidade e na intensidade de bioinvasão foi aceita. As análises multivariadas evidenciaram diferenças significativas entre os rios e entre os anos, bem como na interação espaço-temporal, demonstrando que a organização das assembleias não ocorre de forma aleatória, mas sim estruturada ao longo do gradiente de antropização. A hipótese (i), que previa uma estruturação não aleatória das assembleias, foi suportada. A hipótese de que a composição, riqueza e abundância diferem entre ambientes com distintos níveis de impacto também foi confirmada. Observou-se redução da diversidade e alterações na abundância em contextos mais impactados, especialmente nos períodos e locais com maior intensidade de bioinvasão, como no Ribeirão Cafezal até 2015 e no Ribeirão Cambé em 2015. Esses padrões reforçam a relação inversa entre diversidade e invasão, evidenciando processos de simplificação ecológica e possível homogeneização biótica. Já em relação às variáveis ambientais os resultados indicaram que à hipótese de que fatores limnológicos e de paisagem explicam maior parte da variação na estrutura das assembleias. Embora a RDA tenha demonstrado efeito significativo do conjunto de variáveis ambientais, as variáveis limnológicas isoladamente apresentaram baixa influência direta sobre a bioinvasão. Por outro lado, variáveis de uso e cobertura do solo, como área impermeabilizada, vegetação

densa, agricultura/pasto e solo exposto, mostraram-se mais determinantes, sugerindo que a paisagem exerce um papel mais relevante do que os parâmetros físico-químicos pontuais na estruturação das assembleias. A hipótese de que a proporção e abundância de espécies exóticas aumentam com o grau de antropização foi parcialmente validada, pois ambientes urbanizados apresentaram maior intensidade de bioinvasão, confirmando o papel da urbanização como facilitadora de invasões biológicas. No entanto, nem todas as formas de impacto em partes favoreceram a invasão, áreas com maior presença de agricultura/pasto e solo exposto apresentaram relação negativa com o IIB, indicando que certos tipos de degradação podem limitar tanto espécies nativas quanto exóticas. Por fim, a hipótese de variação espacial e temporal da intensidade de bioinvasão foi claramente confirmada. O IIB variou entre os rios e ao longo dos anos, sendo mais elevado em ambientes mais urbanizados e em períodos associados a possíveis perturbações. O Ribeirão Taquara, por sua vez, manteve baixa bioinvasão e alta diversidade, evidenciando maior integridade ecológica e resistência biótica. Por tudo isso, o estudo demonstrou que a bioinvasão atua como um importante agente estruturador das assembleias de peixes, estando fortemente associada ao grau e ao tipo de antropização. Ambientes urbanizados tendem a favorecer invasões e reduzir a diversidade, enquanto sistemas mais conservados apresentam maior resistência ecológica. Esses resultados reforçam a importância da conservação da vegetação ripária e do planejamento do uso do solo como estratégias fundamentais para a manutenção da integridade dos ecossistemas aquáticos.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), campus Londrina, pelo apoio logístico à realização deste estudo. Agradecem também à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e à Fundação Araucária pelo financiamento dos projetos que viabilizaram esta pesquisa. À Universidade Estadual de Maringá (UEM), o autor expressa agradecimento pela concessão de bolsa de doutorado.

Referências Bibliográficas

BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. Ecologia: de indivíduos a ecossistemas. 4. ed. Porto Alegre: Artmed, 2007.

BERNHARDT, E. S. et al. Urbanization and the ecology of streams. Freshwater Biology, v. 52, n. 5, p. 1–12, 2007.

CASATTI, L. et al. Changes in stream fish assemblages in relation to habitat degradation along an urbanization gradient in southeastern Brazil. Environmental Biology of Fishes, v. 85, p. 259–274, 2009.

CASATTI, L. et al. From forests to cattail: how does the riparian zone influence stream fish? Neotropical Ichthyology, v. 13, n. 1, p. 205–214, 2015.

CUNICO, A. M. et al. Influence of urbanization on assemblages of fishes in small streams of southern Brazil. Acta Limnologica Brasiliensia, v. 18, n. 1, p. 87–99, 2006.

CUNICO, A. M.; GUBIANI, É. A. Effects of land use on fish assemblages in Neotropical streams. Environmental Monitoring and Assessment, v. 188, p. 1–13, 2016.

DI GIULIO, M.; HOLDEREGGER, R.; TOBIAS, S. Effects of habitat fragmentation and urbanization on genetic diversity in animals: a review. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics, v. 11, p. 139–150, 2009.

FERREIRA, C. P.; CASATTI, L. Integridade biótica de riachos na bacia do rio São José dos Dourados, SP, avaliada por meio da comunidade de peixes. Biota Neotropica, v. 6, n. 3, p. 1–25, 2006.

HAVEL, J. E. et al. Aquatic invasive species: challenges for the future. Hydrobiologia, v. 750, p. 147–170, 2015.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. Numerical ecology. 3. ed. Amsterdam: Elsevier, 2012.

MAACK, R. Geografia física do estado do Paraná. 2. ed. Rio de Janeiro: José Olympio, 1981.

MARCUCCI, C. Estrutura das assembleias de peixes de trechos de riachos submetidos a diferentes graus de urbanização na região de Londrina-PR. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental). Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, Paraná, Brasil. 48 p. 2017.

MCKINNEY, M. L. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. Biological Conservation, v. 127, p. 247–260, 2006.

MOYLE, P. B.; LEIDY, R. A. Loss of biodiversity in aquatic ecosystems: evidence from fish faunas. In: FIEDLER, P. L.; JAIN, S. K. (eds.). Conservation Biology: the theory and practice of nature conservation. New York: Chapman & Hall, 1992. p. 127–

169.

OKSANEN, J. et al. vegan: Community Ecology Package. Versão do pacote R, 2023.

R CORE TEAM. R: a language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2025.

REIS, R. E. et al. Fish biodiversity and conservation in South America. Journal of Fish Biology, v. 89, p. 12–47, 2016.

RICKLEFS, R. E. A economia da natureza. 6. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2010.

SIMBERLOFF, D. How common are invasion-induced ecosystem impacts? Biological Invasions, v. 13, p. 1255–1268, 2011.

SIMBERLOFF, D. et al. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. Trends in Ecology & Evolution, v. 28, n. 1, p. 58–66, 2013.

VIEIRA, T. B. et al. Índices de bioinvasão aplicados a comunidades aquáticas. 2020.

VIOLIN, C. R. et al. Effects of urbanization and urban stream restoration on the physical and biological structure of stream ecosystems. Ecological Applications, v. 21, n. 6, p. 1932–1949, 2011.

VITULE, J. R. S.; FREIRE, C. A.; SIMBERLOFF, D. Introduction of non-native freshwater fish can certainly be bad. Fish and Fisheries, v. 10, p. 98–108, 2009.

WICKHAM, H. ggplot2: elegant graphics for data analysis. New York: Springer, 2016.

WICKHAM, H. et al. dplyr: a grammar of data manipulation. Pacote R.

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA E NÍVEL DE EUTROFIZAÇÃO DA LAGOA DO ANTIGO ZOOLÓGICO DA UFMT

1Raquel Vasconcelos de Oliveira, 2Camile Alexia Silva Proença, 3Isabelly Cristina da Silva Akerleiy, 4Julia Mancinelli Machado, 5Luiz Henrique de Araujo Gomes, 6Maria Clara Silva Elias, 7Yasmin Mariana Zardo Magalhães, 8Amanda Alcaide Francisco Fukumoto

1 Engenheira Sanitarista e Ambiental, Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), e-mail: raquelpmc21@gmail.com, 2 Graduanda em Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), e-mail: camile.proenca@sou.ufmt.br ; 3 Graduanda em Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), e-mail:isabelly.akerleiy@sou.ufmt.br; 4 Graduanda em Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), e-mail: julia.machado@sou.ufmt.br; 5 Graduanda em Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), e-mail: luiz.gomes1@sou.ufmt.br; 6 Graduanda em Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), e-mail: maria.elias1@sou.ufmt.br; 7 Graduanda em Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), e-mail: yasmin.magalhaes@sou.ufmt.br; 8 Docente de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), e-mail: amanda.fukumoto@ufmt.br.

Palavras-chave: IQA; índice de estado trófico; eutrofização.

Resumo

A eutrofização, processo de enriquecimento de nutrientes como nitrogênio e fósforo que desencadeia o crescimento desordenado de microalgas e cianobactérias, representa um dos principais desafios para a preservação de ecossistemas aquáticos sob pressão antrópica. Este estudo teve como objetivo caracterizar a qualidade da água e avaliar o nível de eutrofização da lagoa situada no antigo zoológico da Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), atualmente Centro de Medicina e Pesquisa em Animais Silvestres (CEMPAS), em Cuiabá-MT. O monitoramento foi realizado durante um período de seis meses (julho a dezembro de 2023), abrangendo as estações seca e chuvosa, seguindo os protocolos do Guia da CETESB e do Standard Methods *For the Examination of Water and Wastewater*. Foram analisados parâmetros físico-químicos e microbiológicos, incluindo pH, oxigênio dissolvido, DBO, turbidez, nitrogênio nitrato, fósforo total e clorofila a cujos resultados foram comparados aos padrões da Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas de classe 2. Os resultados demonstram um estado avançado de degradação ambiental, onde o Índice de Qualidade da Água (IQA) foi classificado predominantemente como "Péssimo". O Índice de Estado Trófico (IET) classificou a lagoa como hipereutróficas, evidenciando uma carga excessiva de nutrientes e matéria orgânica. Destacam-se as concentrações alarmantes de clorofila a que atingiram 467,78 µg/L em dezembro, superando drasticamente o limite legal de 30 µg/L. Além disso, observou-se sinais de redução de vazão e de assoreamento, o que potencializou o acúmulo de sólidos totais e a turbidez no corpo hídrico. Conclui-se que a lagoa não atende aos padrões de qualidade para os usos pretendidos, sendo urgentes medidas mitigadoras como aeração, remoção de biomassa e controle da retenção de fósforo para a recuperação do ecossistema.

Introdução

A eutrofização é um processo caracterizado pelo enriquecimento de nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo, em reservatórios de água, o que estimula o crescimento excessivo de algas, microalgas e cianobactérias. Esse fenômeno, embora possa ocorrer naturalmente, tem sido drasticamente acelerado por atividades antrópicas, como o uso intenso de fertilizantes na agricultura e o descarte de efluentes domésticos e industriais sem o tratamento adequado nos corpos hídricos.

A proliferação desordenada desses organismos gera uma série de impactos negativos ao ecossistema aquático. A formação de uma camada superficial de algas impede a penetração da luz solar, prejudicando a fotossíntese de plantas submersas. Simultaneamente, o aumento da matéria orgânica em decomposição consome o oxigênio dissolvido na água, o que pode levar à mortandade de espécies e à perda de biodiversidade.

Além dos danos ecológicos, a degradação da qualidade da água altera cor, odor e turbidez, inviabilizando o uso do recurso e elevando os custos de tratamento. Neste contexto, este estudo analisa a lagoa localizada no campus da Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), em Cuiabá. O monitoramento realizado destaca a situação crítica da lagoa, que apresenta um estado avançado de degradação ambiental.

Todavia, esses impactos podem ser evitados e minimizados através de medidas preventivas e corretivas. Dentre as medidas preventivas, podem ser citadas o controle de fontes de nutrientes, tratamento de esgoto eficiente e de acordo com as legislações vigentes, como também a restauração dos ecossistemas. Quanto as medidas corretivas, cita-se a remoção de nutrientes, aeração, controle de espécies invasoras e remoção de sedimentos (VON SPERLING, 2014). Sendo assim, o presente trabalho teve como objetivo avaliar a interferência da sazonalidade na qualidade da água, por meio do Índice de qualidade de Água - IQA e o Índice de Estado Trófico - IET desta lagoa, na estação seca e chuvosa.

Material e Métodos

Para o desenvolvimento do presente trabalho foi definido 1 ponto de coleta na Lagoa dos Macacos, localizada no Centro de Medicina e Pesquisa em Animais Silvestres (CEMPAS), antigo zoológico da Universidade Federal de Mato Groso (UFMT). As análises foram realizadas ao longo de um período de 6 meses, abrangendo tanto a estação seca quanto a estação chuvosa, a

fim de considerar as variações sazonais na qualidade da água. As coletas ocorreram sempre às 14h30, garantindo maior padronização e precisão dos resultados obtidos.

Data de coleta	Estação do ano	Período	Volume de precipitação mensal (INMET)	Média de precipitação mensal INMET (2000–2020)
11/07/2023	Inverno	Seca	0,00 mm	12,46 mm
01/08/2023	Inverno	Seca	14,40 mm	17,76 mm
13/09/2023	Inverno	Seca	35,50 mm	38,93 mm
03/10/2023	Primavera	Chuvoso	85,90 mm	122,33 mm
24/10/2023	Primavera	Chuvoso	27,50 mm	181,72 mm
05/12/2023	Verão	Chuvoso	98,00 mm	195,53 mm

Tabela 01: Datas de coleta e estações do ano
Fonte: Autor (2026)

As coletas ocorreram às margens da lagoa, com o uso de luvas de proteção e vestimentas adequadas, conforme as orientações no guia de água da CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB,2009). Para as amostras destinadas às análises bacteriológicas (coliforme total e Escherichia coli) foram utilizados frascos de vidro com capacidade de 250 mL, devidamente preservadas com o emprego da solução de EDTA a 15% e Tiossulfato de sódio a 10%.

As amostras para análise de clorofila a foram acondicionadas em vidros âmbar com capacidade de 280 mL. Ademais, em relação as amostras para análise dos demais parâmetros, utilizou-se 2 frascos de 1 litro. Posteriormente, as amostras coletadas foram preservadas em caixas térmicas e encaminhadas ao laboratório para as análises. Dentre os parâmetros físicos, químicos e microbiológicos, foram selecionados 13 para análise, os quais foram determinados conforme metodologias descritas no Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater - APHA, AWWA, WEF (2012).

Os coliformes totais e Escherichia coli foram determinados pelo método do substrato enzimático (*Colilert*), com diluições de 10^{-2} e 10^{-3}. Oxigênio dissolvido, temperatura e pH foram medidos com oxímetro e pHmetro. A cor aparente e a turbidez foram analisadas após diluição de 10%, utilizando espectrofotômetro (comprimento de onda de 455 nm) e turbidímetro. Ademais, os sólidos totais foram determinados pelo método gravimétrico, com volume de amostra de 50 mL, calcinação a 550°C, secagem a 103°C por 24 horas e pesagem em balança analítica. A DBO foi determinada por incubação de 5 mL da amostra a 20°C por 5 dias, com medição do oxigênio dissolvido antes e após o período, enquanto a DQO foi obtida pelo método do refluxo fechado colorimétrico. O nitrato foi analisado por espectrofotometria (comprimento de onda de 355 nm) com reagente *NitraVer*, e o fósforo total por digestão com persulfato de potássio em autoclave em temperatura média, com pressão de 1 atm por 20 minutos. A clorofila-a foi determinada por extração com acetona 90%, seguida de leitura espectrofotométrica (com comprimentos de onda de 665 e 750 nm) e centrifugação, com as análises realizadas no escuro para evitar degradação.

Parâmetro	Método utilizado / Equipamento	Número do método
Temperatura	Método Eletrométrico	APHA – Método 2550 B
Sólidos Totais	Método Gravimétrico	APHA – Método 2540 B
Turbidez	Método Nefelométrico (Turbidímetro)	APHA – Método 2130 B
Cor verdadeira	Método Espectrofotométrico	APHA – Método 2120 C
pH	Método Eletrométrico (pHmetro)	APHA – Método 4500 H^+
Oxigênio Dissolvido	Método Eletrométrico (Oxímetro)	APHA – Método 4500 OG
DBO	Método Eletrométrico e quimiluminescência (OD_5; Sdias)	APHA – Método 5210 B
DQO	Método de refluxo fechado colorimétrico	APHA – Método 5220 D
Nitrogênio Nitrato	Método Espectrofotométrico – método reagente NitraVer	APHA – Método 4500 NO_3^- C
Fósforo Total	Método Espectrofotométrico – método reagente persulfato	APHA – Método 4500 P J
Clorofila-*a*	Método Espectrofotométrico – método reagente acetona	APHA – Método 10150
Coliformes totais	Método do substrato enzimático (Colilert)	APHA – Método 9223 B
Escherichia coli	Método do substrato enzimático (Colilert)	APHA – Método 9223 B

Tabela 02: Métodos analíticos empregados para análise dos parâmetros
Fonte: Autor (2026)

Determinação do Índice de Estado Trófico – IET

Para a determinação do IET da lagoa em estudo, foram considerados os resultados obtidos nas análises laboratoriais dos parâmetros de fósforo total e clorofila a. Os cálculos foram realizados de acordo com as diretrizes da CETESB, que estabelece as Equações (01) e (02) para determinar o IET (CL) e o IET (PT), respectivamente.

$$IET\ (CL) = 10x(6-((0{,}92-0{,}34x(\ln CL))/\ln 2)) \quad (01)$$

$$IET\ (PT) = 10x(6-(1{,}77-0{,}42x(\ln PT)/\ln 2)) \quad (02)$$

Onde: PT é Concentração de fósforo total medida à superfície da água, em µg/L, CL – Concentração de clorofila a medida à superfície da água, em µg/L e ln – Logaritmo natural.

De acordo com a CETESB (2009), quando há dados disponíveis para ambos os parâmetros, o valor do IET é calculado pela média aritmética dos índices referentes ao fósforo total e à clorofila a, conforme a Equação (03). Na tabela 03 estão apresentadas as classificações dos IETs.

Estado Trófico	Fósforo total – PT ($mg.m^{-3}$)	Clorofila-a – CL ($mg.m^{-3}$)	Ponderação
Ultraoligotrófico	$P \leq 8$	$CL \leq 1{,}17$	$IET \leq 47$
Oligotrófico	$8 < P \leq 19$	$1{,}17 < CL \leq 3{,}24$	$47 < IET \leq 52$
Mesotrófico	$19 < P \leq 52$	$3{,}24 < CL \leq 11{,}03$	$52 < IET \leq 59$
Eutrófico	$52 < P \leq 120$	$11{,}03 < CL \leq 30{,}55$	$59 < IET \leq 63$
Supereutrófico	$120 < P \leq 233$	$30{,}55 < CL \leq 69{,}05$	$63 < IET \leq 67$
Hipereutrófico	$233 < P$	$69{,}05 < CL$	$IET > 67$

Tabela 03: Classificação do Estado Trófico para reservatórios segundo Índice de Carlson
Fonte: CETESB, 2009 (adaptado).

$$IET = [IET\ (PT) + IET\ (CL)] / 2 \quad (03)$$

Determinação do Índice de Qualidade da Água – IQA

A determinação do IQA foi realizada através da Equação (04), a qual é efetuada pelo produto ponderado dos parâmetros temperatura da água, sólidos totais, turbidez, pH, oxigênio dissolvido, DBO_5, coliformes totais, nitrogênio nitrato e fósforo total, que pondera os valores das variáveis citadas, elevadas ao seu respectivo peso. Na tabela 04 estão apresentados os parâmetros utilizados unidades e pesos (w) para a determinação do IQA.

$$IQA = \prod_{i=1}^{n} q_i^{w_i} \quad (04)$$

Onde: *IQA* - Índice de Qualidade da Água, *qi* - qualidade do i-ésimo parâmetro, *wi* - peso correspondente do i-ésimo parâmetro.

Item	Parâmetro	Unidade	Peso (w)
1	Oxigênio Dissolvido	% saturação	0,17
2	Escherichia coli	NMP/100ml	0,15
3	pH	-	0,12
4	DBO_5	mg O_2/L	0,10
5	Nitrogênio Total ou Nitrato	mg N/L	0,10
6	Fósforo Total	mg P/L	0,10
7	Turbidez	UNT	0,08
8	Sólidos Totais	mg/L	0,08
9	Temperatura de Desvio	°C	0,10

Tabela 04: Parâmetros Índice de Qualidade da Água.
Fonte: SEMA e CETESB, 2019 e 2021 (adaptado).

A qualidade da água pode ser classificada numa escala de 0 a 100. A Secretaria de Meio Ambiente do estado de Mato Grosso (SEMA MT) apresenta faixa de variação para classificação do IQA mais restrita a faixa utilizada pela CETESB, conforme é apresentado na Tabela 05.

Classificação	Faixa de Variação SEMA MT	Faixa de Variação CETESB
Ótima	91 < IQA ≤ 100	79 < IQA ≤ 100
Boa	71 < IQA ≤ 90	51 < IQA ≤ 79
Regular	51 < IQA ≤ 70	36 < IQA ≤ 51
Ruim	26 < IQA ≤ 50	19 < IQA ≤ 36
Péssima	00 < IQA ≤ 25	00 < IQA ≤ 19

Tabela 05: Faixa de variação para avaliação do IQA.
Fonte: SEMA e CETESB, 2019 e 2021 (adaptado).

Resultados e Discussão

A Tabela 06 apresenta, de maneira detalhada, os resultados das análises realizadas, contemplando um conjunto de parâmetros físico-químicos e microbiológicos considerados fundamentais para a caracterização do estado do corpo hídrico, abrangendo tanto a estação seca quanto a chuvosa. Nesse intervalo, foram avaliados diversos parâmetros de qualidade da água, incluindo temperatura, potencial hidrogeniônico (pH), oxigênio dissolvido, turbidez, cor aparente, coliformes totais e termotolerantes, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), concentração de nitrato, fósforo total, sólidos totais, clorofila-a, além dos índices de qualidade da água (IQA) e de estado trófico (IET).

Parâmetros	Período de monitoramento (2023)					
	11/07/2023	01/08/2023	13/09/2023	03/10/2023	24/10/2023	05/12/2023
Temperatura (°C)	27,7	23,4	30,5	28,1	28	28,6
pH	8,81	9,64	9,9	8,69	8,93	9,38
OD (mg/L O_2)	12,34	9,22	6,77	7,75	9,42	7,44
Turbidez (NTU)	930	85,2	59,7	52,7	22,8	16,1
Cor Aparente (mg/L PtCo)	850	720	630	490	280	162
Coliformes Termotolerantes (NMP/100 ml)	3.000	1.000	4.480	1.180	3.100	2.000
DBO (mg/L O_2)	29,68	61,32	67,48	74,48	83,72	17,64
Nitrato (mg/L N)	110	90	230	80	265	30
Fósforo Total (mg/L P)	1,03	1,03	0,81	0,59	0,41	0,29
Sólidos Totais (mg/L)	321,5	701	469	298	186	196
Clorofila-a (µg/L)	59,9	234	59,9	41,2	30,7	76,18
IQA	17,26	17,18	21,69	25	25,58	33,13
IET	72	69	71	69	67	68

Tabela 06: Parâmetros analisados ao longo dos meses.
Fonte: Autor (2026)

A análise dos resultados tem início pela temperatura da água, parâmetro essencial por influenciar diretamente o metabolismo dos organismos aquáticos, a solubilidade do oxigênio e a velocidade das reações químicas e biológicas. A temperatura da água apresentou variação entre 23,4 °C (01/08/2023) e 30,5 °C (13/09/2023), com média de 27,7 °C. Embora a Resolução CONAMA nº 357/2005 (Brasil, 2005) não estabeleça limites para este indicador, seu monitoramento é fundamental, uma vez que variações bruscas podem impactar significativamente a flora, a fauna e os microrganismos presentes no ambiente. De acordo com Pacheco Jordão e Pessoa (2005), a faixa considerada ideal para a atividade biológica em ambientes aquáticos situa-se entre 25 °C e 35 °C. Nesse sentido, as temperaturas registradas ao longo do período de análise permaneceram dentro desse intervalo, evidenciando condições favoráveis ao desenvolvimento dos processos metabólicos e ecológicos característicos do corpo hídrico avaliado.

Os valores de pH observados durante o período de monitoramento variaram entre 8,69 e 9,9, indicando predominância de condições alcalinas. De acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005, para corpos hídricos de classe 2, a faixa recomendada situa-se entre 6,0 e 9,0. Os resultados das análises realizadas nas datas 01/08/2023 e 13/09/2023 registraram, respectivamente, 9,64 e 9,9, valores que ultrapassam o limite superior previsto na referida legislação, indicando uma possível proliferação de algas no corpo hídrico.

Os valores de oxigênio dissolvido (OD) variaram entre 6,77 mg/L e 12,34 mg/L durante o monitoramento, estando acima do limite mínimo de 5 mg/L estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para corpos hídricos de classe 2. Um aspecto observado refere-se à disparidade entre os níveis de oxigênio dissolvido e outros parâmetros analisados, como pH, clorofila-a, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nitrato e fósforo, os quais indicam que o ponto amostral encontra-se em condição de eutrofização. Corpos d'água eutrofizados tendem a exibir baixas concentrações de OD, uma vez que a elevada carga orgânica incrementa a taxa de decomposição, reduzindo o oxigênio disponível no meio e favorecendo, assim, a decomposição anaeróbia.

Os níveis de turbidez observados durante o monitoramento variaram entre 16,1 (05/12/2023) à 930 (11/07/2023) NTU. A resolução CONAMA n° 357/2005 (BRASIL, 2005) estabelece o valor máximo permitido de 100 NTU, para rios de classe 2. De modo geral, as medições de turbidez permaneceram dentro do valor preconizado pela legislação. No entanto, no mês de julho, o parâmetro ultrapassou significativamente o valor permitido registrando 930 NTU. A principal causa de turbidez elevada se dá devido a presença de sólidos em suspensão, como areia, silte, argila, detritos orgânicos, algas, bactérias, plâncton, entre outros (SEMA, 2019).

A cor aparente apresentou variação entre 162 mg/L PtCo (05/12/2023) e 850 mg/L PtCo (11/07/2023). Conforme estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005, o valor máximo permitido para corpos hídricos de classe 2 é de 75 mg/L PtCo. Dessa forma, verifica-se que todos os valores obtidos excederam significativamente o limite estabelecido. Evidencia-se que a cor aparente está diretamente associada à presença de substâncias dissolvidas e em suspensão, apresentando correlação com a turbidez da água, onde os menores valores obtidos na cor aparente correspondem aos meses dos menores valores de turbidez (setembro, outubro e dezembro). Outro ponto importante de se destacar é que, em meses chuvosos, a precipitação tende a diluir a cor do meio aquático, influenciando deste modo os valores obtidos. Assim, observa-se queda significativa nos registros ao longo do período. Nos meses de estiagem (julho, agosto e setembro), registrou-se valores elevados, ao passo que, nos meses chuvosos (outubro, novembro e dezembro), houve acentuada redução.

Os coliformes termotolerantes apresentaram uma oscilação de 1.000 NMP/100ml (01/08/2023) a 4.480 NMP/100ml (13/09/2023). A resolução CONAMA n° 357/2005 (BRASIL, 2005) estabelece o valor máximo permitido de 1.000 NMP/100ml para coliformes da classe termotolerantes. Em razão disso, observa-se que os meses de julho, setembro, outubro e dezembro ultrapassou o valor máximo permitido pela resolução. Essas concentrações elevadas de coliformes termotolerantes podem representar indicativo de poluição sanitária, visto que tais microrganismos são encontrados nas fezes humanas e de animais de sangue quente. Porém vale, ressalta-se que os pontos analisados, por se tratar de um centro de recuperação e reabilitação de animais silvestres resgatados, que contam com a presença de espécies em tratamento, como jacarés, antas e capivaras, o que pode influenciar os valores obtidos em razão da excreção das fezes desses animais nos locais amostrados.

Os resultados obtidos é um reflexo de outros parâmetros como temperatura, oxigênio dissolvido, nitrato, fósforo e pH, uma vez que estes se mantiveram na faixa ideal para o desenvolvimento de coliformes, aliado à excreção de fezes pelos animais em reabilitação. Os valores da DBO, apresentou uma elevada oscilação de 17,64 mg/L (05/12/2023) a 83,72 mg/L (24/10/2023). A resolução CONAMA n° 357/2005 (BRASIL, 2005) estabelece valor máximo permitido de 5 mg/L de O_2, ou seja, ambos os pontos analisados ultrapassaram o limite estabelecido pela resolução nos 6 meses monitorados. A DBO mede a quantidade de oxigênio necessário para estabilizar biologicamente a matéria orgânica presente numa amostra. Deste modo, valores elevados de DBO são indicativos de uma carga orgânica que excede a capacidade natural do ambiente para assimilar e decompor (VON SPERLING, 2014). O ponto analisado apresentou altos valores de oxigênio dissolvido, no qual se refletiu em uma elevada DBO em todos os meses analisados. Os elevados valores obtidos retratam o grau de poluição do corpo hídrico, evidenciando alta concentração de carga orgânica, face ao estado de eutrofização constatado em ambos os pontos analisados.

O nitrogênio nitrato apresentou grande variações durante o período de monitoramento. A resolução CONAMA n° 357/2005 (BRASIL, 2005) estabelece valor máximo permitido de 10 mg/L, de N, os valores oscilaram entre 30 mg/L (05/12/2023) a 265 mg/L (24/10/2023), ambos os meses analisados ultrapassaram o limite estabelecido pela resolução. Isso se justifica pela decomposição da matéria orgânica mediada por bactérias, processo que resulta na liberação de nitrogênio sob a forma de nitrato, elevando consequentemente os valores registrados. Von Sperling (2014) destaca que o nitrogênio-nitrato é a forma final da decomposição de substâncias orgânicas nitrogenadas, ou seja, esse parâmetro é um forte indicador de poluição remota visto que já passou por toda fase de oxidação e se encontra na última fase de oxidação, no qual possui grande capacidade de manter no meio aquático por longos períodos e de ser transportado por longas distâncias através da água subterrânea e dos cursos d'água.

O monitoramento do fósforo apresentou uma queda considerável ao longo dos meses analisados, reduzindo de 1,03 mg/L (11/07/2023) a 0,29 mg/L (05/12/2023). Porém, apesar da queda considerável registrada as análises ultrapassaram o limite máximo estabelecido pela resolução CONAMA n° 357/2005 (BRASIL, 2005) para ambientes lênticos de 0,030 mg/L. O fósforo é um elemento crucial para o metabolismo dos seres vivos e, consequentemente, um fator limitante da produtividade dos microrganismos no meio aquáticos. Diante disso, valores elevados de fósforo podem conduzir a um crescimento elevado de algas no ambiente, sendo assim, apontado como o principal responsável pela eutrofização dos ecossistemas (ESTEVES, 1998).

Os sólidos totais apresentaram grande oscilação durante o período de monitoramento, chegando a oscilar de 196 mg/L (05/12/2023) a 701 mg/L (01/08/2023). Embora a Resolução CONAMA n° 357/2005 (BRASIL, 2005) não estabeleça valor máximo permitido para esse parâmetro, vale ressaltar que ele contribui para o aumento do grau de poluição do corpo hídrico, devido à sua propensão a reter bactérias e materiais orgânicos. É importante destacar a correlação entre sólidos totais, cor aparente e turbidez, considerando que os sólidos totais representam o conjunto de material sólido presente na água, incluindo frações dissolvidas e suspensas. Logo, verifica-se que os pontos com valores elevados de sólidos totais correspondem àqueles que apresentam altos índices de turbidez e cor aparente (setembro, outubro e dezembro).

Segundo Von Sperling (2014), uma das consequências da eutrofização é o desaparecimento gradual do lago e, consequentemente, aumento dos sólidos totais. Isso se deve ao fato de que a eutrofização provoca o assoreamento e acúmulo de matéria orgânica e vegetação, no qual torna o lago cada vez mais raso até o completo desaparecimento. Referente à clorofila-a, os valores variaram de 23,4 µg/L (01/08/2023) a 76,18 µg/L (05/12/2023), evidenciando oscilações significativas ao longo do período de monitoramento. De acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005 (Brasil, 2005), o limite máximo permitido para rios de classe 2 é de 30 µg/L. Observa-se que os valores registrados se mantiveram próximos ao limite em determinados meses, contudo ultrapassaram esse padrão nos meses de julho, setembro, outubro e dezembro, sugerindo condições favoráveis à eutrofização. É importante notar que a clorofila-a tende a aumentar em resposta ao aumento dos níveis de nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo, que são essenciais para a fotossíntese e o crescimento das plantas aquáticas. Com base na compilação dos resultados obtidos nos parâmetros anteriores, foram calculados o Índice de Qualidade da Água (IQA) e os Índices de Estado Trófico (IET), conforme apresentado na Tabela 07, a classificação resultante baseia-se nos critérios da SEMA MT, a qual utiliza o nitrogênio na forma de nitrato para a determinação do IQA.

Data	IQA	Classificação (SEMA-MT)
11/07/2023	17,26	Péssima
01/08/2023	17,18	Péssima
13/09/2023	21,69	Péssima
03/10/2023	25,00	Péssima
24/10/2023	25,58	Ruim
05/12/2023	33,13	Ruim

Tabela 07: Índices de Qualidade das Águas.
Fonte: Autor (2026)

Com exceção das coletas realizadas no mês de outubro/2023 e dezembro/2023, classificadas como "Ruim", todas as demais amostras foram enquadradas na categoria "Péssima", ou seja, apresentaram IQA igual ou inferior a 25, conforme os critérios estabelecidos pela SEMA MT (2019). Não se observou diferença significativa entre as estações seca e chuvosa. Os dados foram comparados aos parâmetros da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), referência amplamente utilizada no território nacional. Com base nessa análise, constata-se que não ocorreu melhora expressiva nos valores do IQA quando determinados pela SEMA-MT em relação àqueles obtidos pela CETESB, evidenciando que, independentemente da metodologia empregada, a qualidade da água manteve-se em nível crítico.

Para se determinar o Índice de Estado Trófico (IET) utilizou-se os resultados obtidos dos parâmetros fósforo e clorofila-a. O fósforo apresentou média de 0,69 mg/L, ao longo dos seis meses analisados. Quanto a clorofila-a, obteve-se uma média de 48,55 µg/L. Conforme apresentado na Tabela 08, apenas a coleta de 24 de outubro de 2023 foi classificada como supereutrófica ($63 < IET \leq 67$); todos os demais meses analisados apresentaram classificação hipereutrófica, com valores superiores a 67. Vale destacar que ambos os parâmetros, fósforo e clorofila-a, ultrapassam os limites de qualidade estabelecido pela resolução CONAMA n° 357/2005 (BRASIL, 2005), para rios de classe 2, demonstrando assim que o corpo d'água não se classifica para o uso que lhe é atribuído.

Data	IET	Classificação Trófica
11/07/2023	72	Hipereutrófico
01/08/2023	69	Hipereutrófico
13/09/2023	71	Hipereutrófico
03/10/2023	69	Hipereutrófico
24/10/2023	67	Supereutrófico
05/12/2023	68	Hipereutrófico

Tabela 08: Índice de Estado Trófico.
Fonte: Autor (2026)

Considerações

O processo de eutrofização caracteriza-se como um fenômeno intrincado, cujos desdobramentos podem comprometer severamente a integridade dos recursos hídricos e a vitalidade das comunidades biológicas aquáticas. As evidências apresentadas nesta investigação sublinham a necessidade imperativa de um acompanhamento rigoroso e de políticas de controle eficazes sobre o enriquecimento de nutrientes em mananciais. Durante o semestre de observação, a mensuração do Índice de Estado Trófico (IET) em conjunto com o Índice de Qualidade da Água (IQA) confirmou que a represa analisada sofre com adversidades ecológicas profundas. De fato, os coeficientes obtidos para o IQA foram predominantemente enquadrados na classe "péssimo", o que atesta de forma inequívoca o elevado grau de deterioração e a precariedade da água no local. Ao analisar os dados referentes ao Índice de Estado Trófico (IET), ficou evidente que a maior parte das amostras se enquadra na categoria hipertrófica, o que denuncia um acúmulo alarmante de nutrientes no sistema. Essa degradação fica ainda mais clara quando constatamos que os parâmetros avaliados desrespeitam os limites da Resolução CONAMA nº 357/2005, tornando o corpo d'água tecnicamente impróprio para os usos previstos. Para de fato mudar os resultados e restabelecer a saúde do ecossistema, precisamos partir para o manejo ativo: técnicas como a oxigenação artificial, o descarte de volumes de água degradada, o controle químico do fósforo e o equilíbrio induzido da fauna e flora local são caminhos essenciais. Somente reduzindo essa carga de poluentes será possível resgatar a estabilidade biológica e garantir que o reservatório ainda tenha alguma utilidade no futuro.

Agradecimentos

Agradecemos a Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT) pelo suporte e infraestrutura e recursos fundamentais ao desenvolvimento acadêmico.

Referências Bibliográficas

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (Brasil). **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2021**: qualidade e quantidade da água. Brasília, DF: ANA, 2021. Disponível em: https://relatorio-conjuntura-ana-2021.webflow.io/capitulos/quantiquali. Acesso em: 15 nov. 2023.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA (Brasil). Portal da Qualidade das águas. Indicadores de qualidade. Índice de qualidade das águas (IQA). 2013. Disponível em: http://pnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx. Acesso em: 08 de Julho de 2023

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA (Brasil). Panorama da Qualidade das Águas Superficiais no Brasil. 2005. Disponível em: https://portalpnqa.ana.gov.br/Publicacao/PANORAMA_DA_QUALIDADE_DAS_AGUAS.pdf. Acesso em: 01 de abril de 2024.

APHA, AWWA, WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) e Water Environment Federation (WEF). 22 ed. Washington: APHA, 2012.

ARAUJO, D. R.; MENDONÇA, A. S. F.; REIS, J. A. T. Análise de variação e comparação de índices de estado trófico: reservatórios dos aproveitamentos hidrelétricos de Rio Bonito e Suíça. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n. 1, p. 111-122, jan./fev. 2018. Disponível em: https://www.scielo.br/j/esa/a/9DxjB46TRhYbSfCj9cGWXkG/?format=pdf&lang=pt. Acesso em: 18 mar. 2024.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 18 mar. 2005. Disponível em: http://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=450. Acesso em: 8 jul. 2023.

CABRAL, V. A. Recuperação de lagos. 2013. Seminário sobre recuperação de lagos eutrofizados, apresentado à disciplina de recuperação de áreas degrades. Universidade Federal da Paraiba. 2013. Disponível em: https://pt.slideshare.net/ValbertaCabral/recuperao-de-lagos> Acesso em: 14 de março de 2024.

CETESB. **Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo**: índices de qualidade das águas, critérios de avaliação da qualidade dos sedimentos e indicador de controle de fontes. Apêndice B. São Paulo: CETESB, 2009. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/. Acesso em: 16 dez. 2023.

CETESB. **Índices de qualidade das águas, critérios de avaliação da qualidade dos sedimentos e indicador de controle de fontes**. Apêndice D. São Paulo: CETESB, 2022. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/aguasinteriores/publicacoes-e-relatorios/. Acesso em: 11 mar. 2024.

CETESB, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Índices de Qualidade das Águas, Critérios de Avaliação da Qualidade dos Sedimentos e Indicador de Controle de Fontes.** Apendice E, 2021. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/aguasinteriores/publicacoes-e-relatorios/. Acesso em: 01 de janeiro de 2024.

FIA; R.; TADEU; H. C.; MENEZES; J. P. C. de; FIA; F. R. L.; OLIVEIRA; L. F. C. de; **Qualidade da água de um ecossistema lótico urbano.** Revista Brasileira de Recursos Hídricos. Versão On-line. ISSN 2318-0331. RBRH vol. 20 nº.1 Porto Alegre jan./mar. 2015 p. 267 – 275. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/FatimaFia/publication/305306771_Qualidade_da_agua_de_um_ecossistema_lotico_urbano/link s/57cdb3e008ae83b37460e30f/Qualidade-da-agua-de-um-ecossistema-loticourbano.pdf>. Acesso em: 31 de março de 2024.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água.** Campinas, SP: Editora Átomo, 2010. 3a Edição.
MATO GROSSO (Estado). Secretaria de Estado de Meio Ambiente. **Relatório de monitoramento de qualidade da água em Mato Grosso**. Cuiabá: SEMA, 2019. Disponível em: http://www.sema.mt.gov.br/transparencia/index.php/gestao-ambiental/monitoramentoambiental/qualidade-da-agua. Acesso em: 9 jul. 2023.

MATOS SILVA; A. C.; SOUZA AZEVEDO; I. H. de.; PORTUGAL GONÇALVES; M. V.; MOREIRA CRUZ; M. J. **Variabilidade sazonal da qualidade de água em lagoas urbanas no nordeste do Brasil**. São Paulo, UNESP, Geociências, v. 40, n. 1, p. 207 - 220, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.5016/geociencias.v40i1.14865>. Acesso em: 31 de março de 2024.

UFMT. Centro de Medicina e Pesquisa em Animais Silvestres (CEMPAS). Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), 2023. Disponível em: https://www.ufmt.br/pagina/cempas/432. Acesso em: 06 de maio de 2023.

UNEP; ILEC; IIE. **Lagos e reservatórios – qualidade da água**: o impacto da eutrofização. [S. l.]: UNEP/ILEC/IIE, 2001. v. 3. (Série de Cadernos Ambientais).

AVALIAÇÃO DO EFEITO TOXICOLÓGICO DA DRENAGEM ÁCIDA DE MINA E DA FLOCULAÇÃO COM TANINO EM RAÍZES DE *Allium cepa*

1 Deisi de Paula de Almeida, 2 Caroline Wagner, 3 Pedro Ernesto Machado Pare, 4 Jocássia da Silva, 5 Ana Carolina Dorneles Carvalho e 6 Maria Alejandra Liendo

1 Universidade Federal do Pampa, e-mail: deisialmeida.aluno@unipampa.edu.br 2 Universidade Federal do Pampa, e-mail: carolinewagner@unipampa.edu.br; 3 Universidade Federal do Pampa, e-mail: pedropare.aluno@unipampa.edu.br 4 Universidade Federal do Pampa, e-mail: jocassiasilva.aluno@unipampa.edu.br; 5 Universidade Federal do Pampa:anacarvalho.aluno@unipampa.edu.br; 6 marialiendo@unipampa.edu.br

Palavras-chave: Drenagem ácida de mina; Tanino; Genotoxicidade

Resumo

A Drenagem Ácida de Mina (DAM) é um dos principais impactos ambientais associados à mineração, devido à liberação de metais potencialmente tóxicos em ambientes aquáticos. Nesse artigo, o presente estudo avaliou os efeitos tóxicos e genotóxicos da DAM, bem como a eficácia do tratamento por floculação com tanino associado ou não à neutralização com NaOH, utilizando raízes de *Allium cepa* como bioindicador. As amostras de DAM foram submetidas à caracterização físico-química e aos tratamentos de floculação com tanino e tanino+NaOH. Posteriormente, cebolas foram expostas a diferentes diluições das amostras tratadas e não tratadas, sendo avaliados parâmetros de crescimento radicular e divisão celular. Os resultados demonstraram que a DAM apresentou elevada acidez e potencial tóxico, reduzindo significativamente o número e o comprimento das raízes. O tratamento apenas com tanino não foi o suficiente para reverter os efeitos tóxicos observados, enquanto a combinação tanino+NaOH promoveu neutralização do pH e melhoria significativa no desenvolvimento radicular, apresentando resultados semelhantes ao grupo controle. As análises citotóxicas associadas à DAM. Dessa forma, os resultados evidenciaram que a associação entre floculação com tanino e neutralização alcalina apresenta potencial para reduzir os impactos tóxicos da drenagem ácida de mina

Introdução

As atividades de mineração podem contribuir para a ocorrência do processo de remoção de componentes solúveis de rochas ou solos, no qual esses componentes são liberados para o meio ambiente (BAIK et al., 2003). Um dos principais problemas ambientais na fase de extração mineral e beneficiamento é a produção de Drenagem Ácida de Mina (DAM) que tem como origem a disposição de resíduos da mineração. A DAM se forma pela reação química que ocorre quando minerais presentes nos resíduos entram em contato com o oxigênio do ar e da água, ocasionando a liberação de metais como Al, As, Ca, Cu, Fe, Mg, Mn, Ni, Pb e Zn. Estes metais, ao entrar em contato com o sistema aquático, podem ser incorporados à cadeia alimentar, provocando graves problemas ambientais. A solubilidade desses elementos varia em função do pH do meio, aumentando substancialmente em meio ácido (Ridge e Seif, 1998). A problemática ambiental da DAM já é estudada desde a década de 70 ,ainda assim, há limitações no processo de tratamento da DAM que não garantem eficiência total, além da falta de ensaios ecotoxicológicos para avaliar a real dimensão dos danos ambientais causados por esse poluente (SIMATE; NDLOVU, 2014).

Como medidas de tratamento para a DAM, destacam-se tratamentos por neutralização e floculação química seguidos por sedimentação (Skousen et al., 1998; Silveira et al., 2009). O tratamento consiste na neutralização da acidez com reagentes alcalinos e na precipitação de íons metálicos da solução aquosa na forma de hidróxidos, visando à obtenção de um efluente com condições de atender aos padrões de emissão previstos – no caso do Brasil, na Resolução CONAMA nº 430/2011. Os reagentes mais comumente usados para correção de pH são o hidróxido de cálcio (Ca(OH)2) e o hidróxido de sódio (NaOH). (Skousen et al, 2019).

Além da neutralização, uma etapa adicional do tratamento da DAM seria o uso de floculantes e/ou coagulantes inorgânicos, como o sulfato de alumínio, o cloreto férrico e o policloreto de alumínio (PAC) (BADAWI; SALAMA; MOSTAFA; 2023). Outro grupo de coagulantes é o de taninos, compostos poli fenólicos naturais extraídos de materiais vegetais, como cascas, sementes e madeiras de determinadas espécies arbóreas, amplamente utilizados como coagulantes orgânicos no tratamento de águas e efluentes. Esses compostos têm sido estudados como alternativas aos coagulantes inorgânicos tradicionais devido à sua origem renovável, à biodegradabilidade e ao menor impacto ambiental, além de apresentarem boa eficiência na remoção de turbidez e de matéria coloidal. O tanino contém compostos fenólicos que podem perder prótons e, assim, adquirir carga negativa, o que influencia suas interações químicas e facilita a ligação a metais ou partículas em solução. (BELTRÁN-HEREDIA; SÁNCHEZ-MARTÍN, 2007; SÁNCHEZ-MARTÍN; BELTRÁN-HEREDIA, 2010).) Além disso, o uso de coagulantes orgânicos à base de tanino pode resultar em menor geração de lodo e em resíduos com melhores características de desaguamento quando comparados aos coagulantes metálicos convencionais, como o sulfato de alumínio. Essa característica é particularmente relevante no tratamento da DAM, em que a produção excessiva de lodo rico em metais representa um desafio operacional e ambiental (YOUNGER; BANWART; HEDIN, 2002).

Apesar de os sistemas de tratamento de DAM geralmente serem monitorados apenas por meio de parâmetros químicos, a avaliação do potencial tóxico também é muito relevante. Os contaminantes podem se bioacumular nos tecidos de vários organismos aquáticos ao longo do tempo (GUNN et al., 2010). Em plantas, a exposição a metais pode provocar efeitos tóxicos, como alterações

estruturais, fisiológicas e bioquímicas, afetando a fluidez, o fluxo de água e de nutrientes, reduzindo o crescimento vegetal e, consequentemente, a produção de biomassa (Ridge e Seif, 1998; Tamás et al., 2006; Geremias et al., 2008). Nesse sentido, o estudo com raízes de Allium cepa destaca-se como um modelo de organismo bioindicador (CALZONI et al. , 2007). O uso de raízes de Allium cepa permite a avaliação de diversos parâmetros fitotóxicos, tais como efeitos citogenéticos e mutagênicos, estresse oxidativo, bioacúmulo de contaminantes em diferentes tecidos e inibição do crescimento tecidual (Fiskesjö, 2006).

Assim, o objetivo deste trabalho é avaliar o efeito tóxico e genotóxico da drenagem ácida de mina, bem como o efeito do tratamento de floculação com tanino, por meio de parâmetros físico-químicos e bioensaios em Allium cepa.

Material e métodos

Amostras de drenagem ácida de mina (5L) foram coletadas em uma empresa de mineração de calcário, gerando pilhas de rejeito, com produção de DAM já caracterizada pela empresa, situada na região da Campanha, no estado do Rio Grande do Sul, Brasil, sendo a razão social da empresa resguardada em sigilo. A coleta foi efetuada em frasco de polietileno , e as amostras foram armazenadas sob refrigeração a 4 °C até os ensaios. A primeira etapa do trabalho consistiu na caracterização da DAM. Para isso, a amostra bruta de DAM foi inicialmente submetida à caracterização físico-química preliminar, com a determinação dos parâmetros turbidez (T), condutividade elétrica (C), sólidos solúveis totais (SST), oxigênio dissolvido (OD) e pH, estabelecendo as condições iniciais do efluente. Os experimentos de tratamento da DAM (neutralização e coagulação) foram conduzidos por meio do ensaio de jar-teste, utilizando equipamento da marca Ecoeducacional. O efluente foi distribuído em jarros com volume útil de 1000 mL cada, correspondentes aos diferentes tratamentos e às dosagens avaliadas. Para o tratamento com tanino (grupos DAM + Tanino) foi adicionado ao jarro 1 mL de 0,250 g de tanino e mantido sob agitação por uma hora. Para o tratamento com floculação e neutralização, foram adicionados 0,250 g de tanino e 0,8 ml de solução de NaOH a 20% (p/v) (grupo DAM + Tanino + NaOH) e o sistema foi mantido sob agitação por 1 hora. A turbidez foi determinada com um turbidímetro digital modelo DLT-WV. A condutividade elétrica e os sólidos solúveis totais foram medidos com o medidor Hanna HI 9835. A concentração de oxigênio dissolvido foi medida com o medidor Hanna HI 9146. A determinação do pH, parâmetro fundamental para a caracterização da acidez e para a avaliação dos efeitos ecotoxicológicos do efluente, foi realizada com um pHmetro Metrom modelo 827.

Após o preparo das soluções e a caracterização da DAM e de seus respectivos tratamentos, essas soluções foram utilizadas nos ensaios de toxicidade em Allium cepa. A metodologia utilizada para os ensaios, seguiu a descrita por Geremias (2008) e Kassa (2021) com adaptações. Primeiramente, foram adquiridas cebolas de origem comercial e selecionadas as que possuíam formato semelhante e pouca variação de peso, (através de pesagem em balança analítica). Em um frasco de 60 ml, foi adicionada água destilada para que ocorresse a germinação durante sete dias. As cebolas que não brotaram ou tiveram raízes danificadas foram descartadas, com o intuito de garantir a padronização de cebolas com potencial germinativo. Após sete dias, as raízes das cebolas com crescimento radicular foram cortadas com auxílio de uma tesoura esterilizada.

Essa cebolas foram então expostas a água destilada ou a diferentes diluições de DAM e DAM com os diferentes tratamentos, sendo o grupo CONTROLE o que foi exposto apenas a àgua destilada, . O grupo DAM 10% , exposto à diluição de DAM a 10% em água destilada, o grupo DAM 25%, exposto à DAM diluída a 25% em água destilada, o grupo DAM 50%, exposto à DAM diluída a 50% em água destilada e o grupo DAM 100%, exposto à DAM sem diluição. Nos grupos em que a DAM recebeu tratamento de floculação com tanino, foi realizado o mesmo esquema de diluição em água destilada, sendo os grupos DAM 10% + Tanino , DAM 25% + Tanino, DAM 50% + Tanino e DAM 100% + Tanino. Os grupos que receberam além da floculação com tanino a neutralização com NaOH também foram submetidos ao mesmo esquema de diluição, sendo DAM 10% + tanino + NaOH (diluído a 10 % em água destilada), DAM 25% + tanino + NaOH (diluído a 25% em água destilada) , DAM 50% + tanino +NaOH (diluído a 50 % em água destilada) e DAM 100% + Tanino + NaOH (sem diluição). Foram realizados quatro experimentos em triplicata.

Após sete dias de exposição aos tratamentos, foram selecionadas e quantificadas as raízes dos bulbos com crescimento igual ou superior a um centímetro. Foi contabilizada a quantidade de raízes de cada cebola. Para a medição das raízes, foi utilizada uma régua de 30 cm com formato reto.

Preparação das lâminas

Para a preparação das lâminas, foram escolhidas as três maiores raízes de cada amostra. Com auxílio de um bisturi, foi cortada uma fatia fina a 0,5 cm da região apical da raiz. Após o corte apical, foi dividida em duas partes e mergulhada em ácido clorídrico (HCl) 0,10 M por 5 minutos. Depois, o espécime foi retirado do HCl e mergulhado em orceína acética a 2% , utilizando uma vidraria de relógio, e aquecido levemente com o auxílio de uma vela durante 2 minutos. Após o material foi colocado em uma lâmina de microscopia, e levemente esmagada com a lamínula , posteriormente foram realizadas leves batidas nas lâminas para o espalhamento do material. Para a análise das lâminas, foram selecionados quatro quadrantes e contados os números de células em interfase ou nas diferentes etapas da divisão celular (prófase, metáfase, anáfase, telófase). Cada raízes foi montada em triplicata

Os resultados obtidos foram tabelados e apresentados como média e erro padrão. Os gráficos foram construídos utilizando o programa PRISMA e submetidos à análise estatística one-way ANOVA, seguida de post-teste de Tukey, quando possível.

Resultados e discussões

Para avaliar os parâmetros físico-químicos da DAM foi analisado pH, condutividade, turbidez e oxigênio dissolvido e sólidos totais conforme tabela 1.

Tabela 1 - Parâmetros físico-químicos da DAM e DAM tratada

Parâmetro	Sem Tratamento	DAM + Tanino	DAM + Tanino + NaOH
Oxigênio Dissolvido (OD) ppm	8,12 a 8,85	7,84 a 9,04	5,82 a 6,93
Turbidez (T) NTU	2,90 a 3,47	25,5 a 30,7	8,40 a 10,6
Potencial Hidrogeniônico (pH)	3,44 a 3,45	5,8 a 6,2	9,50 a 10,0
Condutividade (C) -mS	1,202 a 1,209	1,269 a 1,297	1,338 a 1,443
Sólidos Totais Dissolvidos (STD) ppm	726 a 806	865 a 873	935 a 956

Na Tabela 1, é possível observar que a DAM sem tratamento apresentou pH entre 3,44 e 3,45 caracterizando acidez típica de drenagem ácida de mina, semelhante ao descrito por Silvas et al, (2011) para DAM de carvão em Santa Catarina, embora com acidez ligeiramente menor que os valores geralmente inferiores a 3 relatados pelos autores. A condutividade (1,202-1,290 mS) e os sólidos totais dissolvidos (746-806 ppm) também indicam elevada carga iônica, compatível com águas impactadas pela mineração. O tratamento com tanino elevou o pH para 5,8-6,2 reduzindo a acidez, mas aumentou significativamente a turbidez, possivelmente pela formação de precipitados. Já o tratamento com tanino + NaOH promoveu maior neutralização (pH 9,50-10,0) menor turbidez em relação ao tanino isolado. Entretanto, o aumento da condutividade e dos sólidos dissolvidos após os tratamentos sugere permanência de sais dissolvidos mesmo com a melhoria do pH.

Após exposição dos bulbos de cebola por sete dias aos diferentes tratamentos foi possível observar uma diminuição estatisticamente significativa no número de raízes com mais de 1 cm que nasceram nos grupos DAM 25%, DAM 50%, DAM 100%, DAM + Tanino 25%, DAM % Tanino 50% e DAM + Tanino 100% quando comparadas ao grupo controle, conforme observado na A Figura 1 que apresenta o número de raízes formadas sob diferentes tratamentos envolvendo concentrações de DAM (10%, 25%, 50% e 100%), isoladamente ou em combinação com tanino e/ou NaOH, além do tratamento controle.Observa se que os valores variam aproximadamente de 0 a 25 raízes. O tratamento controle apresenta um valor intermediário. Entre os tratamentos com DAM isolado, observa-se variação no número de raízes à medida que aumenta a concentração. Já os tratamentos combinados com tanino e com tanino + NaOH apresentam alterações visíveis no número de raízes em relação aos tratamentos isolados. Os resultados demonstram que a aplicação de DAM influencia significativamente a formação de raízes, sendo esse efeito dependente da concentração. A adição de tanino altera a resposta das plantas, sugerindo uma interação entre compostos fenólicos e os processos fisiológicos envolvidos na rizogênese. Os taninos podem atuar modulando a disponibilidade de nutrientes ou interferindo na atividade hormonal, especialmente auxinas, que são diretamente relacionadas à formação de raízes.

Nos tratamentos com DAM associado a tanino e NaOH, observa-se uma modificação adicional no padrão de resposta, possivelmente relacionada à alteração do pH do meio e à maior solubilização ou transformação química dos compostos presentes. Isso pode afetar tanto a absorção quanto a atividade metabólica das plantas.

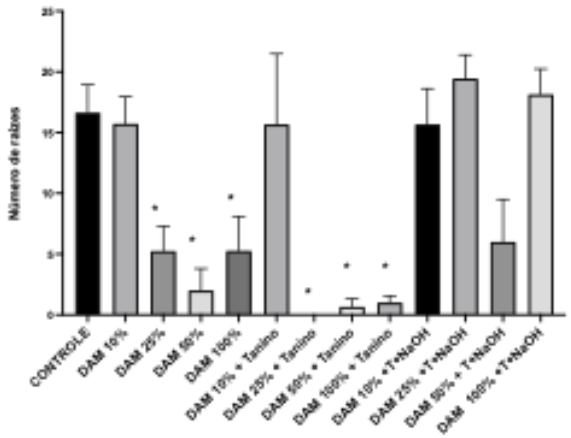


Figura 1. Número de raízes em função de diferentes concentrações de DAM (10, 25, 50 e 100%), isoladas ou associadas a tanino e tanino + NaOH. Barras representam média ± (erro). Asteriscos indicam diferenças significativas entre tratamentos pelo teste de ANOVA de uma via, com múltiplas comparações em relação ao grupo controle, seguida de um pós-teste de Dunnett. * Representa diferença significativa em relação ao grupo controle.

A Figura 2 apresenta o comprimento total das raízes (cm) sob os mesmos tratamentos descritos anteriormente: controle, diferentes concentrações de DAM (10, 25, 50 e 100%), isoladas ou associadas a tanino e/ou NaOH. Os valores variam aproximadamente de 0 a 200 cm de comprimento total de raízes. Os tratamentos de DAM 25%, 50% e 100% reduziram significativamente o comprimento das raízes quando comparadas ao grupo controle. O tratamento com tanino não protegeu deste efeito, e parece ter potencializaado o efeito tóxico. Porém, o tratamento da DAM com Tanino + NaOH protegeu o crescimento das raízes de cebola e reverteu os efeitos da DAM, semdo todos os grupos tratados com Tanino + NaOH estatisticamente semelhantes ao grupo controle.

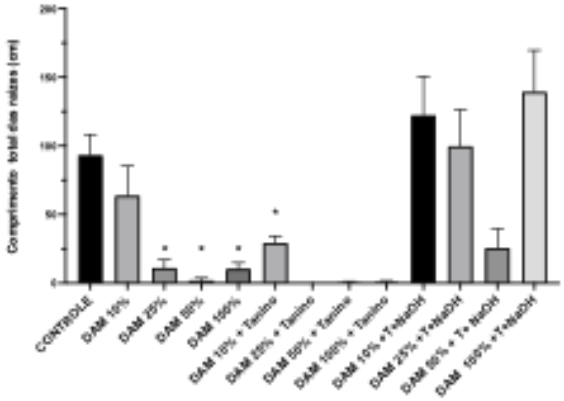
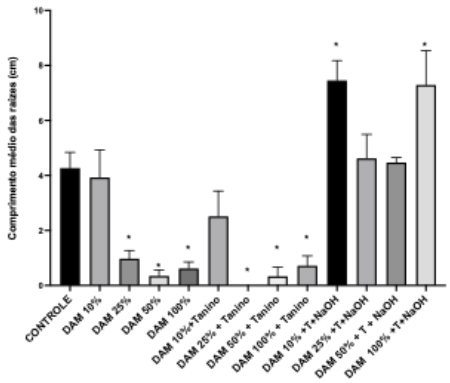


Figura 2 - Comprimento total das raízes em cebolas expostas a diferentes concentrações de DAM (10, 25, 50 e 100%), isoladas ou associadas a tanino e tanino + NaOH. Barras representam média ± (erro). Asteriscos indicam diferenças significativas entre tratamentos pelo teste de ANOVA de uma via, com múltiplas comparações em relação ao grupo controle, seguida de um pós-teste de Dunnett. * Representa diferença significativa em relação ao grupo controle.

O comprimento médio das raízes permite avaliar o crescimento individual, independentemente do número total de raízes (Figura 3), sendo que os grupos DAM (25 a 100%) e DAM + Tanino (25% a 100%) apresentaram uma redução estatisticamente significativa no comprimento médio das raízes. O tratamento com Tanino + NaOH reverteu esse efeito e potencializou o crescimento das raízes sendo os grupos DAM 10% + Tanino+ NAOH e DAM 100% + Tanino + NaOH maiores estatisticamente que o grupo controle. Assim, podemos sugerir que a interação entre DAM, tanino e NaOH influencia diretamente a morfologia do sistema radicular. Como o número de raízes no grupo tratado com DAM+ Tanino + NaOH não apresentou uma diferença significativa em relação ao controle, ao contrário do comprimento total, podemos sugerir um possível trade-off fisiológico entre emissão de raízes e alongamento radicular.A relação observada entre número de raízes e comprimento médio evidencia um possível aumento no desempenho de crescimento em detrimento ao número de raízes, onde a planta distribui recursos entre produção de novas raízes e alongamento das já existentes. Esse padrão já foi descrito por Lynch 1995, que destaca que a arquitetura do sistema radicular é altamente plástica e responde às condições químicas do ambiente



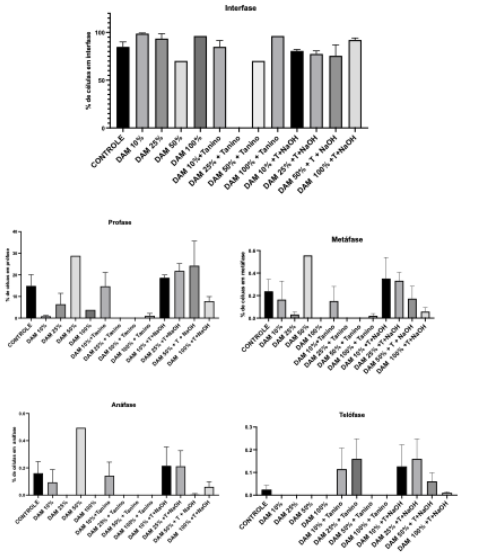
A figura 3 apresenta o comprimento médio das raízes de cebolas expostas a diferentes concentrações de DAM (10, 25, 50 e 100%), isoladas ou associadas a tanino e tanino + NaOH. Barras representam média ± (erro). Asteriscos indicam diferenças significativas entre tratamentos pelo teste de ANOVA de uma via, com múltiplas comparações em relação ao grupo controle, seguida de um pós-teste de Dunnett. * Representa diferença significativa em relação ao grupo controle.

A análise conjunta das três variáveis — número de raízes, comprimento total e comprimento médio — demonstra que os tratamentos influenciaram de maneira complexa a arquitetura do sistema radicular. O aumento no número de raízes (Figura 1) nem sempre está associado ao maior comprimento médio (Figura 3), indicando estratégias distintas de desenvolvimento. O comprimento total (Figura 2) resulta da combinação entre número e tamanho das raízes, sendo um bom indicador da eficiência global do sistema radicular. O efeito positivo no crescimento das raízes foi observado apenas no grupo tratado com Tanino + NaOH (floculação + neutralização), quando comparado ao grupo controle. Isso se deve, provavelmente, à presença de taninos, compostos fenólicos conhecidos por sua atividade biológica, que podem interferir na regulação hormonal, especialmente nos níveis de auxinas, que regulam a rizogênese. Conforme descrito por Hartmann et al., 2011 a presença de fenóis pode favorecer a rizogênese em determinadas concentrações, mas também pode inibi la em níveis elevados, o que ajuda a explicar os efeitos contrastantes observados entre os tratamentos. O tratamento com tanino por si só não foi capaz de estimular o crescimento das raízes, revertendo o efeito tóxico da DAM. Porém, o tratamento com tanino combinado com NaOH apresentou efeito protetor. De acordo com Taiz e Zeiger, as auxinas desempenham papel central na indução de raízes adventícias, estimulando a divisão e a diferenciação celular. Nesse contexto, substâncias fenólicas, como os taninos, podem atuar sinergicamente ou

antagonicamente, influenciando a atividade desse hormônio. Já a adição de NaOH provavelmente altera o pH do meio, influenciando a disponibilidade de nutrientes, a estabilidade dos compostos fenólicos e a absorção pelas plantas Esses fatores impactam diretamente os processos metabólicos ligados à divisão e elongação celular. Além disso, o pH do meio é um fator determinante no crescimento radicular. A adição de NaOH provavelmente alterou a disponibilidade de nutrientes e a forma química dos compostos presentes. Segundo Marschner, 1995 o pH influencia diretamente a absorção de nutrientes e a atividade enzimática, afetando o desenvolvimento radicular.

A Figura 4 apresenta a porcentagem de células em diferentes fases do ciclo celular (interfase, prófase, metáfase, anáfase e telófase) sob os mesmos tratamentos: controle, diferentes concentrações de DAM (10, 25, 50 e 100%), isoladas ou associadas a tanino e/ou NaOH. É possível observar que de maneira geral a interfase apresenta os maiores percentuais em todos os tratamentos, variando aproximadamente até 100%. As fases mitóticas (prófase, metáfase, anáfase e telófase) apresentam valores consideravelmente menores. Há variações entre os tratamentos, indicando influência das substâncias testadas sobre a dinâmica do ciclo celular. Não foi possível realizar uma análise estatística aprofundada, pois alguns grupos não apresentaram raízes em crescimento, o que impediu a confecção das lâminas e a obtenção de um $n \geq 3$.

Não é possível observar variações marcantes na prófase, porém é possível observar uma tendência de decréscimo nas outras fases de divisão celular nos grupos DAM e DAM tratada apenas com tanino. Ainda, o grupo DAM + Tanino + NaOH parece reverter esse efeito, principalmente nas menores diluições (até 50%).



A figura 4 apresenta a porcentagem de células encontradas nas diferentes etapas de divisão celular: interfase, prófase, metáfase, anáfase e telófase, em raízes de cebolas expostas a diferentes diluições de DAM, DAM + tanino e DAM + tanino + correção de pH com NaOH. O grupo controle apresenta a média e o erro de 6 experimentos independentes. Os grupos DAM 10%, DAM 25%, DAM + Tanino 10%, DAM + Tanino + NaOH (nas quatro diluições) representam a média e o erro de três (3) experimentos independentes; os grupos DAM 50% e, 100% , DAM 50% + Tanino e DAM 100% + Tanino correspondem a um (1) experimento. O grupo DAM + tanino 25% não apresenta resultado. Os grupos que apresentam um N menor do que 3 devem-se ao fato de as raízes não terem se desenvolvido, conforme observado nas figuras anteriores. Desta forma, por falta de dados completos devido às questões experimentais, não foi possível realizar teste estatístico entre os grupos.

Conclusão

Os dados indicam que a combinação entre DAM, tanino e NaOH exerce influência significativa sobre a morfogênese radicular, afetando tanto a quantidade quanto a qualidade das raízes formadas. Concentrações intermediárias de DAM, isoladas ou em combinação controlada, apresentam maior potencial para promover um sistema radicular mais eficiente, enquanto concentrações elevadas podem limitar o desenvolvimento devido a efeitos inibitórios.

Os resultados indicam que os tratamentos com DAM, isolados ou combinados com tanino e NaOH, afetam não apenas a morfogênese radicular, mas também a dinâmica do ciclo celular. A redução da atividade mitótica em determinados tratamentos sugere a ocorrência de efeitos citotóxicos ou citostáticos, que se refletem diretamente na diminuição do crescimento radicular. Por outro lado, tratamentos que mantêm maior proporção de células em divisão estão associados à maior desenvolvimento radicular, evidenciando a estreita relação entre atividade meristemática e crescimento das raízes.

Agradecimentos

A Universidade Federal do Pampa, por meio da bolsa do Programa de Desenvolvimento Acadêmico Bolsa do Programa de Apoio à Pós-graduação, e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico pelo apoio financeiro e bolsa de Iniciação científica concedida

Referências

AKCIL, A. e KOLDAS, S. Acid Mine Drainage (AMD): causes, treatment and case studies. Journal of Cleaner Production, v. 14, p. 1139-1145, 2006.

AL-HASHIMI, A.; EVANS, G. J.; COX, B. Aspects of the permanent storage of uranium tailings. Water, Air, and Soil Pollution, v. 88, p. 83-92, 1996

BAIK, M. H.; HYUN, S. P.; HAHN, P. S. Surface and bulk sorption of uranium(VI) onto granite rock. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, v. 256, n. 1, 2003. p. 11–18.

BERGHORN, G. H. e HUNZEKER, G. R. Passive Treatment Alternatives for Remediating Abandoned Mine Drainage. Remediation Journal, v.11,n. 3,2001. p. 111–127

Beltrán-Heredia J, Sánchez-Martín J, Jiménez-Giles M (2011a) Tannin-based coagulants in the depuration of textile wastewater effluents: elimination of anthraquinonic dyes. Water Air Soil Pollut 222:53–64.

FLUES, M; FORNARO, P. H. A. Avaliação da influência da operação da termoelétrica a carvão na concentração dos metais e As no solo de Figueira, PR, Brasil. Química Nova, v. 26, n. 4, 2003. p. 479-483.

Grenda K, Arnold J, Hunkeler D et al (2018) Tannin-based coagulants from laboratory to pilot plant scales for coloured wastewater treatment. BioResources 13:2727–2747.

GEREMIAS, Reginaldo. Utilização de rejeito de mineração de carvão como adsorvente para redução da acidez e remoção de íons de metais em drenagem ácida de mina de carvão. 2008. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Físicas e Matemáticas. Programa de Pós-Graduação em Química.

Haslam E (1988) Plant polyphenols (syn. vegetable tannins) and chemical defense-a reappraisal. J Chem Ecol 14:1789–1805.

KASSA, Belay Anelay. Cytotoxicity and Genotoxicity evaluation of municipal wastewater discharged into the head of Blue Nile River using the Allium Cepa test. Scientific African, v. 13, p. e00911, 2021

Morawetz H (1993) Polieletrólitos, ciência e tecnologia. J Polym Sci A Polym Chem 31:2413–2413

Roselet F, Vandamme D, Roselet M, Muylaert K, Abreu PC (2017) Effects of pH, salinity, biomass concentration, and algal organic matter on flocculant efficiency of synthetic versus natural polymers for harvesting microalgae biomass. Bioenergy Res 10:427–437.

SIMATE, G.F.; NDLOVU, S. Acid mine drainage: Challenges and opportunities. Journal of Environmental Chemical Engineering 2, 2014. p. 1785–1803

Sánchez-Martín J, Beltrán-Heredia J, Solera-Hernández C (2010) Surface water and wastewater treatment using a new tannin based coagulant. Pilot plant trials. J Environ Manag 91:2051–2058.

SILVAS, Flávia Paulucci Cianga et al. Caracterização e neutralização de drenagens ácidas de minas provenientes da mineração de carvão em Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, n. 20, p. 23-32, 2011.

ESTUDO DO MONITORAMENTO DE ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS (EPT) EM RIACHOS – REVISÃO INTEGRATIVA DA LITERATURA

1 Hercules da Silva Carvalho, 2 Rita Carolina Spinola Macedo da Silva, 3 Willian Rodrigues dos Santos, 4 Vinícius de Amorim Silva, 5 Rosilda Mara Mussury, 6 Emerson Machado de Carvalho

[1] Universidade Federal do Sul da Bahia (UFSB), e-mail: hercules.carvalho@cja.ufsb.edu.br; [2] Universidade Federal do Sul da Bahia, e-mail: rita.carolina@ymail.com; [3]Universidade Federal do Sul da Bahia (UFSB), e-mail: rdgsswill@gmail.com; [4] Universidade Federal do Sul da Bahia (UFSB), e-mail: vinicius@ufsb.edu.br; [5]Universidade Federal da Grande Dourados (UFGD), e-mail: maramussury@ufgd.edu.br; Universidade Federal do Sul da Bahia (UFSB), e-mail: emerson.carvalho@ufsb.edu.br

Palavras-chave: Avaliação ambiental; Poluentes; Qualidade da água.

Resumo

A contaminação da água por elementos potencialmente tóxicos está aumentando no contexto da cresceste expansão da urbanização, industrialização e produção agrícola. Diante deste cenário, o presente estudo teve como objetivo realizar um levantamento na literatura produzida de 2022 a 2026 sobre monitoramento ambiental de riachos contaminados por poluentes através de uma revisão integrativa. Para tal, os artigos foram selecionados com base em descritores padronizados pelo DeCS e estruturada segundo o protocolo PRISMA, assegurando rigor metodológico e reprodutibilidade. A busca foi realizada em bases científicas das áreas de Engenharias e Ciências Ambientais, seguida de triagem por análise de resumos e textos completos, conforme critérios de exclusão, além de, posteriores, análises bibliométricas e avaliação crítica. Foram selecionados cinco estudos, evidenciando baixa disponibilidade de literatura específica. Os metadados apresentaram alta completude, exceto para a categoria científica, o que pode inferir sobre a falta de relação entre a temática preterida na revisão com a temática dos artigos. Por outro lado, os demais resultados bibliométricos indicaram que o Brasil tem avançado na pesquisa científica apesar dos percalços. Isso devido a colaboração com outros países, pesquisadores e instituições qualificados na área de recursos hídricos e bioindicadores aquáticos. As principais lacunas incluem a escassez de estudos voltados à quantificação direta de poluentes, ausência de padronização metodológica e limitada adoção de protocolos legais, evidenciando a necessidade de avanços nesta área.

Introdução

A poluição dos cursos d'água apresenta um grande desafio para gestores públicos, chefes de estado, ativistas, e, principalmente, para as nações vulneráveis que estão cotidianamente em contato com estes elementos altamente prejudiciais à saúde. A contaminação ambiental por elementos potencialmente tóxicos (EPTs) representa um desafio de grande magnitude, especialmente nas regiões metropolitanas de países em desenvolvimento, impulsionados pelo crescimento industrial e pelo aumento do tráfego veicular, causando efeitos deletérios à saúde humana por meio da emissão de poluentes no ar, água, solo ou até mesmo sendo residual nos alimentos (Pascalicchio 2002; Wu *et al.,* 2016).

Tal contaminação pode levar a um efeito toxico agudo ou crônico na comunidade biológica aquática através da redução de sua abundância, riqueza e biomassa, com atenção especial para os insetos aquáticos emergentes (Augusto *et al.,* 2022; Mebane *et al.,* 2020). Além disso, é importante ressaltar que os insetos aquáticos emergentes desempenham um papel fundamental na transferência de energia dos riachos para os sistemas terrestres, uma vez que eles contribuem para a dieta de predadores ripários (Augusto *et al.,* 2022). Com a poluição destes riachos, os insetos emergentes podem atuar como transportadores dos poluentes da água para a terra, bem como persistir em níveis trópicos de consumidores terrestres.

Os metais pesados, por exemplo, têm alta persistência ambiental e podem ser incorporados às cadeias alimentares aquáticas, particularmente por meio da alimentação, persistindo até os organismos terrestres. Além disso, tem a potencialidade de ser neurotóxicos para a biota aquática e interferir na síntese, secreção, transporte, ligação ou eliminação de hormônios naturais (Rodrigues *et al.,* 2019). Avaliar a contaminação de ecossistemas aquáticos urbanos por EPTs é extremamente importante para garantia da qualidade de vida da população adjacente (Espeçoto *et al.,* 2024) e, assegurar a qualidade dos recursos hídricos em áreas remotas e com condições de preservação.

No entanto, a contaminação dos riachos representa um desafio relevante, especialmente nas regiões metropolitanas de países em desenvolvimento, que são impulsionados pelo crescimento industrial e pelo aumento do tráfego de veículos movidos a combustíveis fósseis (Espeçoto *et al.,* 2024). Para melhorar a qualidade dos corpos hídricos urbanos, é fundamental rastrear a origem desses poluentes e, juntamente com os órgãos fiscalizadores responsáveis mitigar ou isolar sua fonte. Não obstante, realizar a gestão integrada de bacias hidrográficas urbanas para preservar os cursos de água e, consequentemente, melhorar a qualidade dos corpos de água adjacentes e a manutenção dos serviços ecossistêmicos para a população (Rocha *et al.,* 2005).

Entretanto, Simaika *et al.,* (2024), adverte que os programas de monitoramento em escalas subnacionais e nacionais carecem de coordenação, harmonização e revisão sistemática e análise em escalas continentais e globais, e, portanto, falham em avaliar adequadamente dos fatores que impulsionam a degradação e perda de biodiversidade e ecossistemas em grandes escalas espaciais.

A pluralidade no norteamento de ferramentas, abordagens e domínios no delineamento científico presente nos artigos supracitados foi facilitador no trâmite do objetivo: trazer uma análise de artigos da literatura publicada entre 2022 e 2026, tendo como eixo norteador o monitoramento ambiental da água de riachos pelos poluentes através de uma revisão integrativa.

Material e Métodos

Este estudo trata-se de um levantamento bibliográfico baseado na experiência vivenciada por ocasião da realização de uma revisão integrativa. Para tal, iniciou-se com a definição dos descritores com base no vocabulário multilíngue Descritores em Ciências da Saúde (DeCS), associada ao protocolo metodológico Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses (PRISMA), visando rigor científico e reprodutibilidade. Em seguida, procedeu-se à obtenção de dados em bases científicas das áreas de Engenharias I e Ciências Ambientais, seguida pela triagem dos estudos conforme critérios de exclusão, por meio da análise de resumos e textos completos e, posteriormente, realizou-se as análises bibliométricas e a avaliação dos resultados (Figura 1).

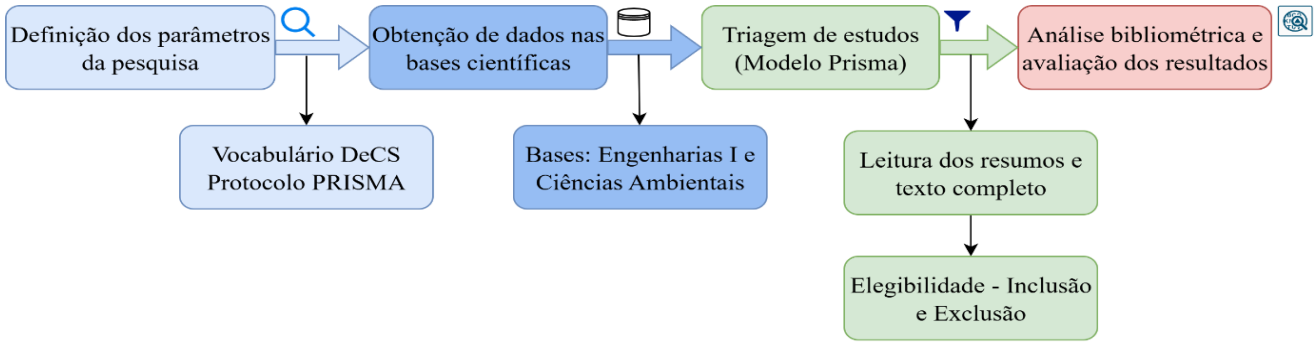


Figura 1. Fluxograma das etapas de pesquisa.
Fonte: próprios autores (2026)

A estratégia de busca foi estruturada com base nos descritores monitoramento ambiental, qualidade da água, riachos e poluição, resultando na seguinte string de busca: ("environmental monitoring" AND "water quality" AND stream AND pollution AND Brazil). O recorte geográfico foi delimitado ao Brasil, visando a redução da variabilidade decorrente de diferenças nos contextos socioeconômicos, níveis de industrialização e padrões de uso dos recursos naturais, assegurando comparabilidade entre os estudos selecionados. Para a coleta de dados, foram selecionadas as bases científicas Web of Science, Scopus e ScienceDirect, em função de sua relevância e abrangência nas áreas de Ciências Ambientais e Engenharias. A busca foi realizada em 24 de março de 2026.

Na etapa de seleção inicial, aplicou-se os filtros nas bases científicas, delimitando-se estudos publicados nos últimos cinco anos (2022–2026), redigidos em língua inglesa e conduzidos no Brasil. Em seguida, os resultados foram exportados em formato Research Information Systems (RIS) e importados para a plataforma Rayyan (https://www.rayyan.ai/). Assim, realizou-se a triagem dos documentos de forma conjunta pelos autores, com base nos seguintes critérios de exclusão: (i) incoerência temática; (ii) estudos exclusivamente teóricos; e (iii) ausência de análise de poluentes.

Ao final da triagem, quantificou-se os documentos excluídos em cada etapa, com sua respectiva classificação conforme os critérios de exclusão, visando à construção do fluxograma PRISMA (Figura 2). Na etapa subsequente, os dados foram exportados para análise bibliométrica no RStudio (versão 4.5), no qual foi gerado um relatório contendo indicadores de produção científica, autores mais produtivos e periódicos de maior relevância.

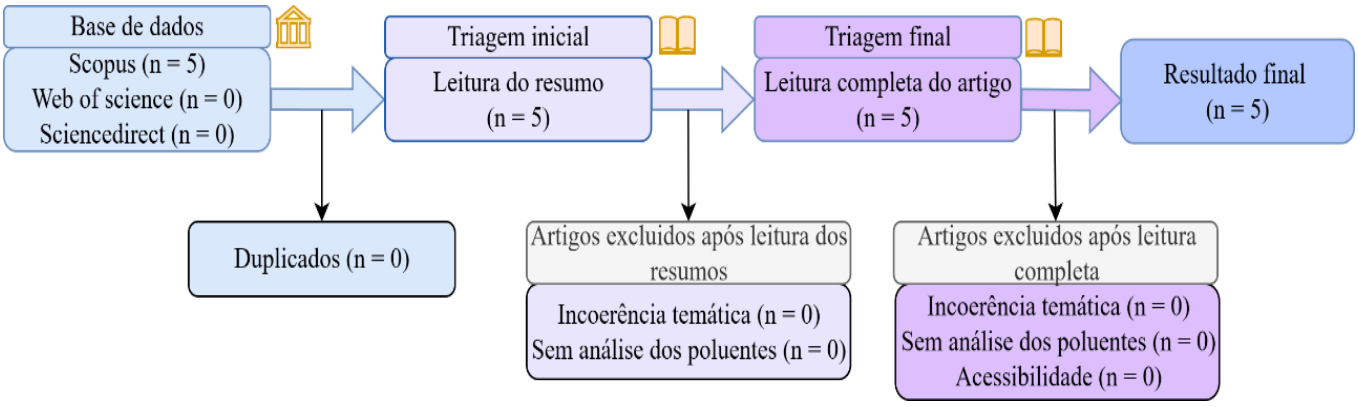


Figura 2. Indicação de estudos por meio de bases de dados e registros.
Fonte: próprios autores (2026)

Resultados e Discussão

A completude dos metadados dos 5 artigos mostrou excelente qualidade das 15 descrições: resumo, instituição, autor, referências, autor correspondente, DOI, tipo de documento, revista, palavras-chave, palavras-chaves extras, linguagem, ano de publicação, título, total de citação; apenas "categoria científica" que apresentou ausência completa de dados qualificáveis. Tal resultado pode derivar se de fatores operacionais, interpretativos, entre outras possíveis suposições.

A produção científica anual durante os cinco anos amostrados registrou dois artigos em 2022, nenhum em 2023, três em 2024 e nenhum em 2025 e 2026. Para inferir se de fato não ocorreu publicação na área selecionada durante estes anos ausentes de publicações utilizamos como prova o ano de 2023 - que não obteve publicação - e por meio dos artigos de 2024 foi consultado manualmente as referências bibliográficas para certificar se não ocorreu publicações ou pode ter sido utilizado descritores que acabaram filtrando exacerbadamente a literatura. No entanto, dos três artigos de 2024 utilizados: Soares *et al.* (2024) apresentou cinco publicações com data de 2023, porém todas fora da área de escopo da presente revisão; Simaika *et al.*, (2024) apresentou apenas 3 publicações, fora da área; e Espeçoto *et al.* (2024) não utilizou nenhuma referência de 2023. Mesmo que tal levantamento não apresente pressupostos científicos, acabou por atenuar possíveis incertezas.

Entre os periódicos (fontes) mais relevantes: Environmental Monitoring and Assessment, com Fator de Impacto 3.0 (2024); Hydrobiologia, FI 2.5 (2024); Science of the Total Environment, FI 8.5 (2024); Water (Switzerland), FI 1.39 (2024); Water, Air, and Soil Pollution, FI 3.0. Esses periódicos são reconhecidos pela qualidade dos artigos aceitos para publicação e, além disso, é importante destacar o Fator de Impacto que, mesmo não apresentado valores tão elevados, com exceção do Science of the Total Envorpnment, em comparação com periódicos mais generalistas, não deixam por desejar. O fator de impacto de periódicos tem sido amplamente utilizado como um indicador de prestígio e, certamente é um atrativo para autores já prestigiados internacionalmente. Com isso, periódicos que mantêm todos os pressupostos para uma excelente publicação, porém, por ser mais especialista apresenta baixo fator de impacto, terá sempre uma baixa procura e quando publicado, possivelmente apresentará pouca citação. Para Mathur e Sharma (2009), apesar de suas limitações, essa métrica é amplamente utilizada para refletir o mérito e o reconhecimento científico em uma área de atuação. Além do fator de impacto, outros indicadores bibliométricos também estão disponíveis, mas não são tão populares entre os tomadores de decisão.

Além dos periódicos, os autores de relevância são: Arantes, C.C.; Arce-Funck, J.; Augusto, F.G.; Batista, B.L.; Bellato, F.C.; Bruder, A.; Coelho, L.H.G.; de Andrade-Soares, H.M.; de Jesus, T.A.; Espeçoto, R.M.T.; Fernandes, G.W.; França, M.V; Lange, C.N.; Lento, J.; Luciano, M.M.; Macadam, C.R.; Maltez, H.F.; Martinelli, H.A.; Meissner, k.; Moretti, M.S.; Paprocki, H.; Poikane, S.; Rivers-Moore, N.; Rocha, B.N.; Rocha, I.C.; Schiesari, L.C.; Simaika, J.P.; Stribling, J.;Taniwaki, R.H., R.H. Na Tabela 1 estão apresentadas mais informações sobre alguns destes autores, como a instituição que representam, e principal área de atuação e o objetivo proposto no artigo selecionado para esta revisão.

Com base destas informações observa-se a interdisciplinaridade das conexões entre os pesquisadores no aspécto geográfico e área de atuação, a exemplo de Batista, B.L., Lange, C.N. e Maltez, H.F. concentram-se em química analítica e análises toxicológicas, fornecendo suporte fundamental para a quantificação de contaminantes e validação de dados ambientais. Em paralelo, Arce-Funck, J., Schiesari, L.C. e Taniwaki, R.H. exploram a estrutura e o funcionamento de ecossistemas aquáticos, com ênfase em dinâmica trófica, biodiversidade e processos ecológicos em riachos. No campo da engenharia e modelagem, Coelho, L.H.G. e Bellato, F.C. contribuem com abordagens voltadas à simulação e ao planejamento ambiental, enquanto Jesus, T.A. se destaca na aplicação de soluções baseadas na natureza para o tratamento de esgotos e mitigação da eutrofização. Essa diversidade de enfoques reforça a importância de abordagens integradas para compreender e gerir os impactos antrópicos sobre os sistemas aquáticos.

Nome Físico (Citação)	Instituição / Afiliação	Área / Atuação	Objetivo proposto
Caroline C. Arantes (Arantes, C.C.)	Universidade do Oeste da Virginia	Impactos antrópicos em ecossistemas aquáticos	Avaliar a qualidade da água do Córrego Comprido, localizado em Santo André (SP, Brasil), por meio do Índice de Qualidade da Água (IQA) da NSF.
Tatiane Araujo de Jesus (de Jesus, T.A.)	UFABC	Sistemas baseados na natureza, tratamento de esgotos, eutrofização	
Filipe Cardoso Bellato (Bellato, F.C)	UFABC	Engenharia Ambiental e Urbana	
Fernanda G. Augusto (Augusto, F.G.)	USP	Energia nuclear na agricultura / análises ambientais	Investigar se insetos aquáticos contaminados por metais (Cu, Mn e Zn) bioacumulam e biomagnificam, bem como transferem esses elementos para o ambiente terrestre.
Julio Arce-Funck (Arce-Funck, J.)	Universidade de Lorraine, França	Ecologia de Ecossistemas, energia e material nos ecossistemas, níveis tróficos, Biodiversidade de Invertebrados aquáticos.	
Rafaella M.T. Espeçoto (Espeçoto, R.M.T.)	UFABC – CECS	Engenharia e modelagem	Avaliar a qualidade da água e as concentrações de PTEs em córregos urbanos, visando identificar os elementos potencialmente tóxicos mais relevantes para a poluição hídrica local.
Bruno Lemos Batista (Batista, B.L.)	UFABC	Química Analítica empregada desde aspectos ambientais a alimentos	
Camila Neves Lange (Lange, C.N.)	SENAI/SP	Química analítica, avaliação e análises toxicológicas	
Luís César Schiesari (Schiesari, L.C.)	USP	Ecologia aquática e gestão ambiental	

Lúcia Helena G. Coelho (Coelho, L.H.G.)	UFABC – CECS	Engenharia, modelagem e ciências sociais aplicadas	
Heloisa França Maltez (Maltez, H.F.)	UFABC	química analítica, com ênfase em análise de traços, química ambiental e química de alimentos	
Ricardo Hideo Taniwaki (Taniwaki, R.H.)	Universidade Paulista (UNIP)	Ecologia de ecossistemas aquáticos, qualidade da água, ecologia de riachos, vegetação ripária e emissões de gases de efeito estufa	
Helena M.A. Soares (Andrade-Soares, H.M.)	UFMG	Ecologia, Conservação e Gestão da Vida Selvagem	Investigar se o rompimento da barragem de rejeitos de mineração em Mariana (MG) resultou na alteração morfométrica de larvas e adultos de *Smicridea coronata* (Trichoptera), utilizando essa métrica como indicador de estresse ambiental e instabilidade do desenvolvimento.
Geraldo W. Fernandes (Fernandes, G.W.)	UFMG	Ecologia	
Henrique Paprocki (Paprocki, H.)	Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais	Entomologia	
Jennifer Lento (Lento, J.)	Universidade de New Brunswick, Canadá	Diversidade e função ecológica das teias alimentares de água doce, com ênfase em comunidades bentônicas.	Revisar o estado da arte, as lacunas e os desafios associados aos programas de avaliação de ecossistemas de água doce, com ênfase na identificação da falta de harmonização metodológica de protocolos de monitoramento ambiental em diversas regiões ao redor do mundo.
Sandra Poikane (Poikane, S.)	European Commission – Joint Research Centre	Limnologia, ecologia de ecossistemas aquáticos, monitoramento ambiental e sustentabilidade	
Marcelo da Silva Moretti (Moretti, M.S.)	Universidade Vila Velha	Ecologia de insetos aquáticos / Biotecnologia vegetal	
Nick Rivers-Moore (Rivers-Moore, N.)	University of KwaZulu-Natal	Recursos hídricos	
John P. Simaika (Simaika, J. P.)	Instituto Internacional de Gestão da Água	Ecologia Aquática	

Tabela 1. Informações laborais dos autores mais relevantes da revisão.
Fonte: próprios autores (2026)

Os artigos mais citados foram: Simaika *et al.* (2024) com 24 citações; Rocha *et al.* (2022) com 7 citações; Augusto *et al.* (2022) com 4 citações; Soares *et al.* (2024) com 3 citações; Espeçoto *et al.* (2024) com 2 citações. O artigo mais citado foi coincidentemente publicado na revista com maior fator de impacto (8.5), corroborando com nossos argumentos sobre elevado fator de impacto, elevada procura para publicação. Sem querer prolongar a crítica sobre tal ferramenta, muitas questões são levantadas sobre a melhor métrica para avaliar a qualidade de um periódico (*e.g.* Mathur; Sharma, 2013) e que estão muito aquém das ofertadas pelos fatores de impacto.

Certamente, além do domínio da redação científica, estatística, delineamento experimental, proficiência da área em questão, a infraestrutura oferecida pela instituição, é fundamental para que o pesquisador tenha alcance à comunidade científica internacional. Dessa forma, as instituições mais relevantes: Universidade Federal do ABC (UFABC) com 13 artigos, Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG) com 4 artigos, Universidade de Coimbra (UC-Portugal) e Universidade de São Paulo (USP), ambas com 2 artigos, e outras 12 instituições com apenas 1 artigo cada. Conforme a Figura 3, pesquisadores brasileiros estão estrategicamente buscando parcerias com outros países para superar as defasagens institucionais ou meramente um processo natural com o avanço da globalização. Conforme observado, o Brasil tem colaborações na área da revisão em países como Canadá, Finlândia, Itália, Holanda, Portugal, África do Sul, Reinos Unidos e Estados Unidos. De acordo com o levantamento bibliométrico de Santin *et al.* (2015), a colaboração com outros países foi de 753 artigos (51,9%) e inclui 86 países parceiros.

Na Figura 4 é possível observar informações sobre a colaboração do Brasil, trazendo as instituições e as palavras-chave na área da revisão. A UFABC teve a maior contribuição com o Brasil, observadas tanto nos retângulos bordô e salmão maior que os demais, como pelas linhas de conexão mais grossas; seguindo, o Brasil obteve basicamente homogeneidade nas conexões com as palavras-chave. A elevada representação da UFABC foi decorrente do número de autores pertencentes à mesma.

FROM	TO	FREQUENCY
BRAZIL	CANADA	-98,3077703
BRAZIL	FINLAND	26,2746656
BRAZIL	ITALY	12,0700134
BRAZIL	NETHERLANDS	5,28144793
BRAZIL	PORTUGAL	-8,50104361
BRAZIL	SOUTH AFRICA	25,0839009
BRAZIL	SWITZERLAND	8,20867471
BRAZIL	UK	-2,86563164
BRAZIL	USA	-112,461674
CANADA	FINLAND	26,2746656
CANADA	ITALY	12,0700134
CANADA	NETHERLANDS	5,28144793
CANADA	SOUTH AFRICA	25,0839009
CANADA	SWITZERLAND	8,20867471
CANADA	UK	-2,86563164

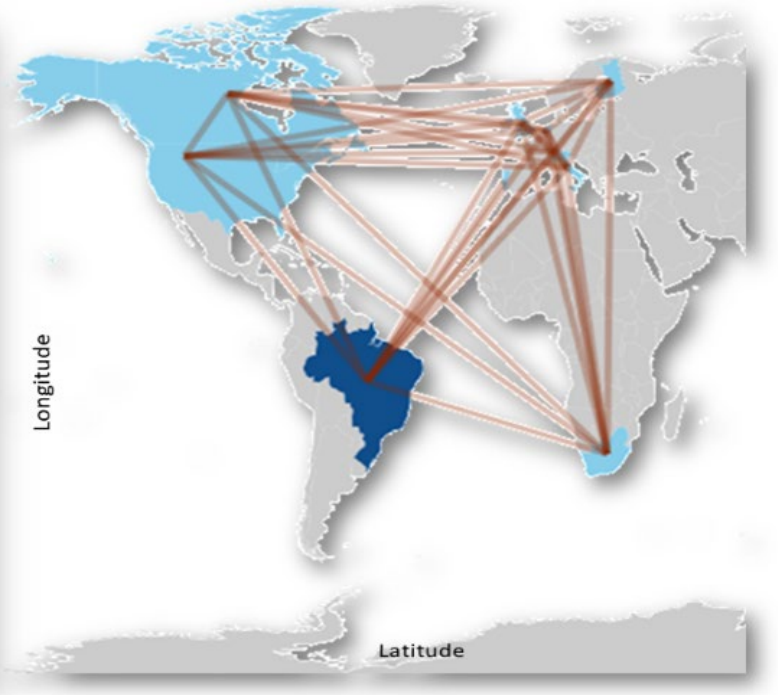


Figura 3. Quadro com a colaboração entre países e mapa com a intersecção.
Fonte: Elaborada pelos autores Carvalho e Carvalho (2026) usando o Bibliometrix.

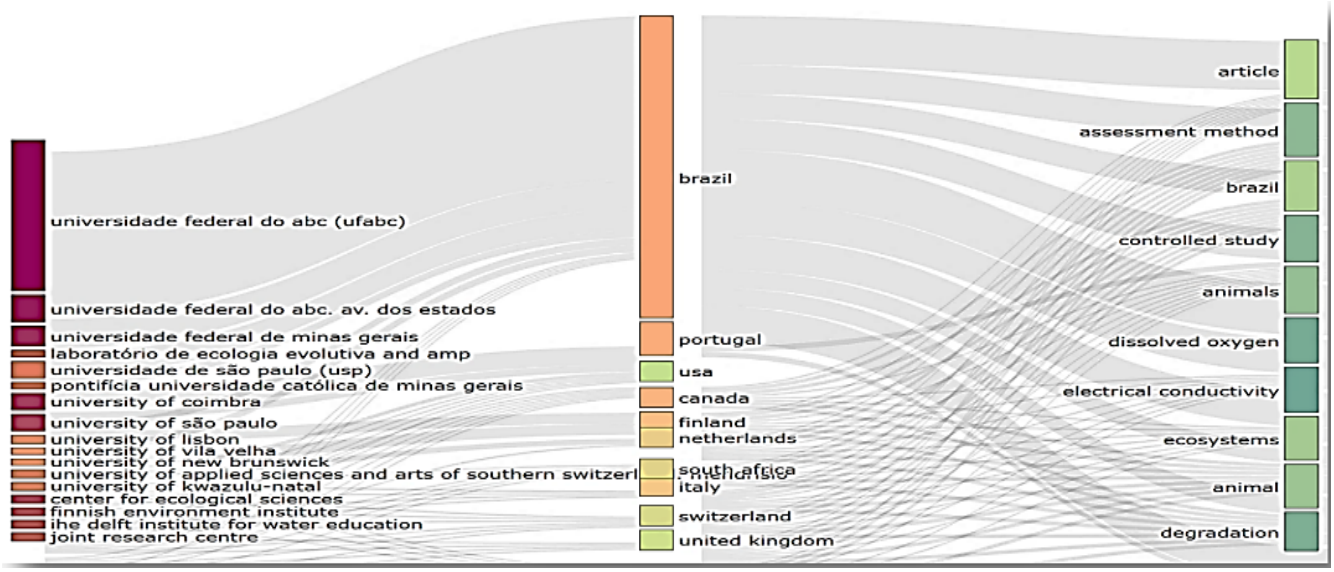


Figura 4. Cruzamento das instituições, países e palavras-chaves correspondentes; os retângulos maiores são mais relevantes e as linhas mais grossas mais representativas.
Fonte: Elaborada pelos autores Carvalho e Carvalho (2026) usando o Bibliometrix.

Já na Figura 5 identifica-se o agrupamento de palavras-chave com maior similaridade e que, consequentemente agrupam-se, e as possíveis interações entre estes grupos. O agrupamento azul foi um dos mais representativos, estruturado pelas palavras-chave "artigo" e "ecossistemas" como centrais, enquanto as palavras-chave de menor representatividade "suprimento de água" e "água doce" teve conexão com o grupo de cor vermelha, representado pela palavra-chave Brasil. As demais palavras ocorreram numa proporção muito menor (São Paulo, Região Metropolitana, rio poluído e riachos urbanos), sem conexão com outros agrupamentos. O agrupamento roxo apresenta conexão com o grupo azul por apenas três palavras (animal, monitoramento ambiental e animais), porém com as palavras distribuídas nas extremidades. Um agrupamento isolado de cor verde formou-se por apenas duas palavras: riacho e matéria orgânica. Tais tendências espaciais reiteram as mesmas tendencias observadas na figura anterior.

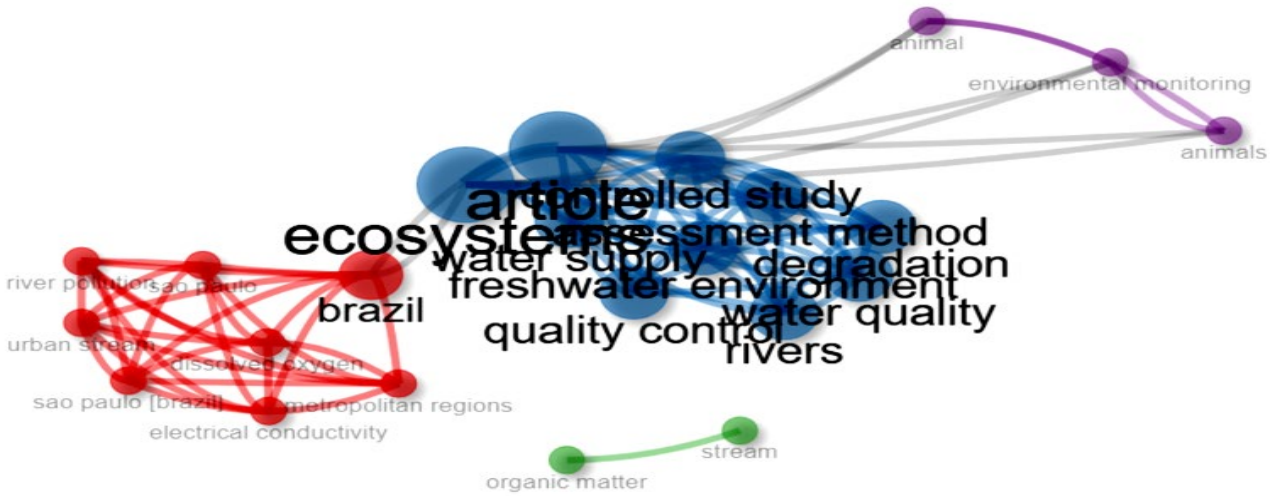


Figura 5. Arvore de palavras dos termos extraídos das palavras-chave, títulos ou resumos, mais utilizados no tema do estudo e sua frequência de citação. Cores semelhantes indicam agrupamentos de palavras proximais e linhas conectando os grupos indicam maior proximidade entre eles.
Fonte: Elaborada pelos autores Carvalho e Carvalho (2026) usando o Bibliometrix.

Em síntese, a escassez de literatura na integralidade do tema central já indica uma lacuna por estudos adotando exclusivamente a quantificação dos poluentes de riachos brasileiros como estratégia de monitoramento ambiental. Numa breve busca informal em site de busca constatou-se que tais materiais bibliográficos estão, comumente, disponíveis em língua portuguesa e na forma de Trabalhos de Conclusão de Curso, resumos em eventos científicos regionais e, quando muito, em revistas sem indexação e de qualidade refutável. Na tentativa de trazer possíveis cenários para compreender esta tendência, instiga-se: (1) os dados sobre poluentes incompletos em comparação com os protocolos oficiais frustram possíveis avanços de publicação? Estudos contendo apenas dados físicos e químicos dos poluentes de riachos não são cientificamente reconhecidos? Reconhece a existência de uma possível "bolha de execração científica" para temas como os dados físicos e químicos isolados? Os dados utilizados para medição de poluentes de riachos limitam-se apenas á mensuração com multiparâmetros sem constatação de calibragem? Medir parâmetros de poluentes por multiparâmetros tornou-se uma tendência para graduandos/as pouco/a laboriosos/as, desmerecendo os pressupostos científicos? Além disso, identifica-se que a principal tendencia desta revisão está delineada num formato cíclico, ou, uma contribuição viciada, como mostra a Figura 6. Enquanto Simaika *et al.* (2024) busca harmonização nos protocolos de monitoramento de água doce por macroinvertevrados numa escala global, Soares *et al.* (2024) procura por assimetria morfométrica em uma espécie específica de inseto aquático. Ambos os estudos buscam evidências de indicadores de poluentes nestes organismos bem consolidados para o monitoramento ambiental. Já Espeçoto *et al.* (2024) procuram em conceitos como "síndrome do riacho urbano" (original Walsh *et al.,* 205), por elementos potencialmente contaminantes em ambientes aquáticos urbanos e que pode representar desafios consideráveis, especialmente em áreas densamente povoadas.

Na sequência, Augusto *et al.* (2022) verificaram que elementos contaminantes presentes nos sedimentos de rios atingidos por mineradora apresentaram concentrações representativas de manganês e zinco, sofrendo biomagnificação e biodiluição, respectivamente. e transferidas para o nível trófico de consumidores ripários. Enquanto isso, Rocha *et al.* (2022) utilizam 16 parâmetros entre físicos, químicos e microbiológico para chegar ao Índice de Qualidade de Água (IQA). De acordo com os autores, o Brasil, EUA e Inglaterra usam IQA baseados no modelo desenvolvido pela NSF (National Sanitation Foundation). E para fechar o ciclo, retornamos ao início com a busca de padronização nos protocolos de monitoramentos de riachos por Simaika *et al.* (2024). No entanto, tais objetivos dos autores estão longe se serem alcançados, principalmente ao adotar os demais artigos como exemplo. Além disso, a Figura 6 enfatiza no círculo central o objetivo desta revisão integrativa de "apresentar as fases constituintes de uma revisão integrativa e os aspectos relevantes pertinentes aos padrões e lacunas na literatura sobre monitoramento ambiental de poluentes de riachos no Brasil". Também deve-se avaliar o modo como as informações no anel externo dos círculos contribuem para a ideia central. Em resposta: (1) 60% dos artigos avaliam elementos poluidores apenas de forma inferencial (insetos aquáticos e macroinvertebrados); (2) nenhum artigo integra os descritores com exatidão; (3) lacunas observadas na ausência de análise de poluentes para alguns artigos, e (4) carência de adoção de protocolos legais para comparativos e adequação; (5) níveis acadêmicos alheios e omissos no que tange às adequações legais dos protocolos vigentes. Mesmo diante dessas insuficiências apresentadas, o contraste metodológico, argumentativo, crítico e contextualmente insigne os torna suficientemente oportunos para pesquisas futuras.

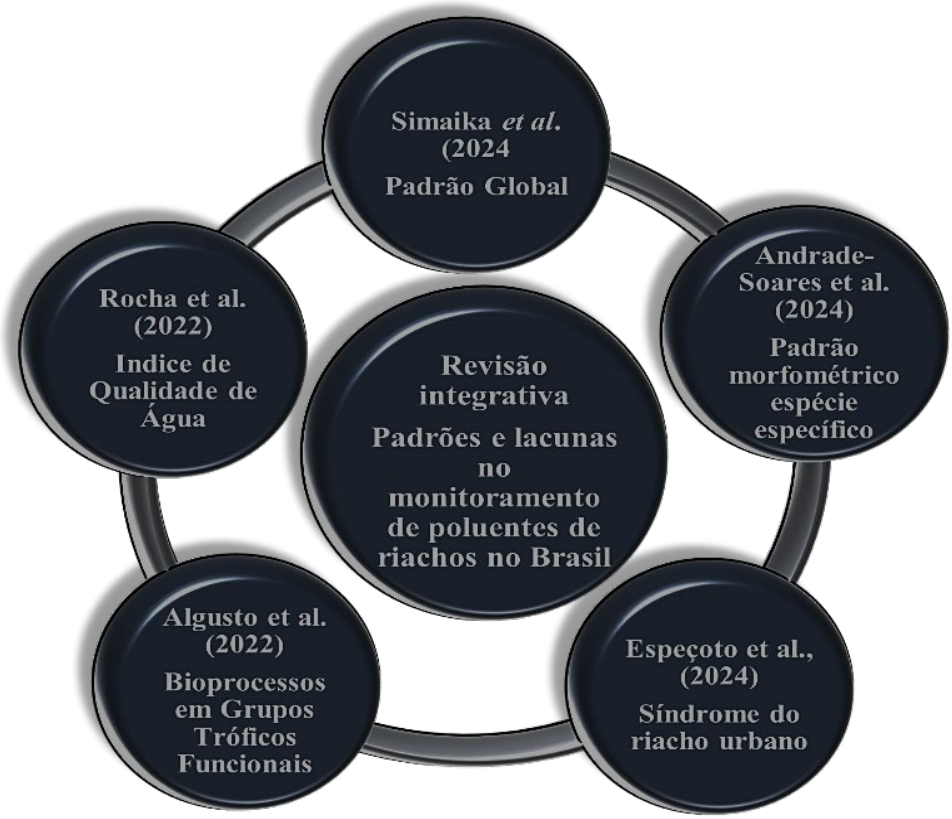


Figura 6. Ciclo radial da relação dos artigos selecionados para revisão com o temário central da revisão integrativa.
Fonte: próprios autores (2026)

Considerações Finais

A análise da literatura evidenciou baixa disponibilidade de estudos específicos sobre o monitoramento de poluentes em riachos, além de limitações metodológicas recorrentes. Observou-se predominância de abordagens indiretas, baseadas em bioindicadores, com reduzida integração de análises físico-químicas e ausência de padronização entre métodos, descritores e protocolos. Essa fragmentação compromete a comparabilidade dos resultados e limita a robustez das inferências sobre a qualidade ambiental dos ecossistemas aquáticos. Diante desse cenário, destaca-se a necessidade de avanço na estruturação de protocolos integrados e padronizados de monitoramento, que contemplem múltiplas abordagens analíticas e estejam alinhados às diretrizes legais vigentes. O fortalecimento dessas estratégias é essencial para aprimorar a avaliação da qualidade dos recursos hídricos, reduzir incertezas científicas e subsidiar de forma mais eficaz a gestão ambiental e a tomada de decisão.

Agradecimentos

Os autores gostariam de agradecer à Fundação de Amparo de Pesquisa da Bahia (FAPESB) pela bolsa de mestrado. À Universidade Federal do Sul da Bahia pelo apoio a pesquisa.

Referências Bibliográficas

AUGUSTO, F. G. *et al.* Do aquatic insects disperse metals from contaminated streams to land? **Hydrobiologia**, v. 849, n. 6, p. 1437–1451, 2022. DOI: https://doi.org/10.1007/s10750-021-04793-6.

ESPEÇOTO, R. M. T. *et al.* Assessment of potentially toxic elements in subtropical urban streams (Santo André, SP, Brazil). **Water**, v. 16, n. 18, p. 2681, 2024. DOI: https://doi.org/10.3390/w16182681.

MATHUR, V. P.; SHARMA, A. Impact factor and other standardized measures of journal citation: A perspective. **Indian Journal of Dental Research**, [*s. l.*], v. 20, n. 1, p. 81, 2009. https://doi.org/10.4103/0970-9290.49072.

MEBANE, C. A. *et al.* Bioaccumulation and Toxicity of Cadmium, Copper, Nickel, and Zinc and Their Mixtures to Aquatic Insect Communities. **Environmental Toxicology and Chemistry**, [*s. l.*], v. 39, n. 4, p. 812–833, 2020. https://doi.org/10.1002/etc.4663.

PASCALICCHIO, Á. A. E. Contaminação por metais pesados. São Paulo: Annablume, 2002.

ROCHA, B. N. *et al.* Four-month assessment of water quality in a channeled urban stream in São Paulo State, Brazil. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 233, n. 3, 2022. DOI: https://doi.org/10.1007/s11270-022-05553-5.

RODRIGUES, G. Z. P.; MACHADO, A. B.; GEHLEN, G. Influência de metais no comportamento reprodutivo de peixes: revisão bibliográfica. **Revista GEAM**, v. 5, p. 4–13, 2019.

SANTIN, D. M.; VANZ, S. A. S.; STUMPF, I. R. C. Collaboration networks in the Brazilian scientific output in evolutionary biology: 2000–2012. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 88, n. 1, p. 165–178, 2016.

SIMAIKA, J. P. *et al.* Towards harmonized standards for freshwater biodiversity monitoring and biological assessment using benthic macroinvertebrates. **Science of the Total Environment**, v. 918, p. 170360, 2024. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.170360.

SOARES, H. M. A. *et al.* Mining tailings alter insects: revealing fluctuating asymmetry in the caddisfly Smicridea coronata. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 196, n. 6, 2024. DOI: https://doi.org/10.1007/s10661-024-12715-x.

WALSH, C. J. *et al.* The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 24, p. 706–723, 2005.

WU, X. *et al.* A review of toxicity and mechanisms of individual and mixtures of heavy metals in the environment. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, p. 8244–8259, 2016.

MUDANÇAS NO USO DA TERRA E SEUS IMPACTOS NA QUALIDADE DA ÁGUA EM RIOS URBANOS AMAZÔNICOS: UM ESTUDO NA REGIÃO METROPOLITANA DE BELÉM, PARÁ

1 Larissa Amaral Melo, 2 Bianca da Silva Santos, 3 Edson Davy Ferreira Tavares, 4 Maria de Lourdes Souza Santos

[1234]Universidade Federal Rural da Amazônia, e-mail: [1]larissaamaral712@gmail.com; [2]bianca.ufra123@gmail.com; [3]davytavares18.dt@gmail.com; [4]lourdes.santos@ufra.edu.br

Palavras-chave: Urbanização; Oxigênio Dissolvido; Poluição.

Resumo

Os rios urbanos estão sujeitos à crescente degradação decorrente da expansão urbana desordenada e da insuficiência de saneamento básico. Na Amazônia, esse cenário é agravado pela dinâmica de marés e pelas particularidades climáticas regionais. O estudo objetivou avaliar a influência das mudanças no uso e cobertura da terra sobre a qualidade da água no Canal São Joaquim, em Belém, e no rio Maguari-Açu, em Ananindeua, Região Metropolitana de Belém, Pará. Foram coletadas amostras superficiais de água em condições de preamar e baixa-mar, com análise de oxigênio dissolvido, pH, turbidez, nitrato, nitrito, nitrogênio amoniacal e fósforo total. A evolução do uso da terra foi analisada com dados do *MapBiomas* entre 1985 e 2024, e o nível de poluição avaliado pelo Índice Abrangente de Poluição (CPI). As análises estatísticas incluíram o teste de Wilcoxon pareado e correlação de Spearman. Ananindeua registrou crescimento urbano aproximadamente 119%, contra 62% em Belém, acompanhado de maior perda florestal. O Canal São Joaquim apresentou oxigênio dissolvido médio de 1,27 $mg.L^{-1}$ na baixa-mar e CPI de 2,00, enquanto o rio Maguari-Açu registrou OD de 1,91 $mg.L^{-1}$ e CPI de 3,57, com fósforo total médio de 1,42 $mg.L^{-1}$. A forte correlação entre CPI e fósforo total ($\rho = 0,84$) confirmou o enriquecimento por nutrientes como principal fator de degradação. Concluiu-se que a gestão da qualidade da água requer controle de nutrientes, planejamento urbano e ampliação do saneamento.

Introdução

Historicamente, o surgimento das cidades ocorreu próximo a rios, em função da relevância desses corpos hídricos para o abastecimento, a irrigação, o consumo humano, a obtenção de alimentos e o transporte de recursos (Cabral *et al*., 2023). Nesse contexto, os rios urbanos consolidaram-se como elementos fundamentais para o desenvolvimento da sociedade contemporânea. Contudo, observa-se um cenário crescente de degradação desses ambientes, associado ao planejamento urbano ineficiente e à insuficiência de investimentos públicos.

No Brasil, a expansão acelerada das áreas urbanas nas últimas décadas ocorreu de forma desordenada, intensificando problemas relacionados ao saneamento básico, ao uso do solo e à gestão ambiental dos recursos hídricos (Teixeira *et al*., 2024). As formas de uso da terra são dinâmicas e sofrem alterações contínuas ao longo do tempo, influenciadas pelas transformações socioeconômicas da sociedade, como mudanças nos modos de produção e o crescimento populacional (Campos, 2025). Dessa forma, a expansão urbana e a modificação do uso e cobertura da terra tendem a intensificar a pressão sobre os ecossistemas fluviais urbanos.

Alves *et al.* (2023) classifica a poluição dos recursos hídricos em zonas urbanas em duas categorias: fontes pontuais e fontes difusas. As fontes pontuais têm origem identificável, o que possibilita diagnóstico e implementação de medidas corretivas, como os lançamentos de esgotos domésticos e industriais, com ou sem tratamento. Já as fontes difusas apresentam origem não identificável, sendo transportadas por diferentes processos até o corpo hídrico. Entre essas, estão incluídas a lixiviação de compostos do solo e a drenagem de águas pluviais.

A alteração dos padrões sazonais da qualidade da água configura-se como um fator crítico, pois modifica o ambiente aquático, podendo gerar condições extremas que comprometem a biodiversidade, desestabilizam as características físico-químicas e prejudicam os serviços ecossistêmicos (Nascimento *et al*., 2020). Por isso, o monitoramento de variáveis abióticas torna-se essencial para identificar alterações nas características da água e detectar com precisão as propriedades e concentrações afetadas; contudo, apresenta limitações relacionadas à descontinuidade temporal e espacial das amostras, refletindo apenas condições momentâneas de um sistema dinâmico. Ecologicamente, o aporte de poluentes em rios manifesta-se principalmente por variações nos níveis de oxigênio dissolvido (OD) e pH, associadas ao aumento do metabolismo de microrganismos envolvidos na depuração de esgotos (Silva, Gutjahr & Braga, 2021).

No estado do Pará, a dinâmica dos efluentes domésticos relaciona-se diretamente à expansão da Região Metropolitana de Belém e à ocupação de áreas marginais de rios. Nessas localidades, observam-se deficiências significativas na infraestrutura urbana, sobretudo na coleta e no tratamento de resíduos sólidos e líquidos, muitas vezes inexistentes tanto na prática quanto no amparo legal (Pereira *et al*., 2024).

Nesse contexto, o uso de índices integradores, como o *Comprehensive Pollution Index* - Índice Abrangente de Poluição (CPI), permite avaliar de forma conjunta múltiplos parâmetros físico-químicos, contribuindo para uma análise mais abrangente da qualidade da água. Em áreas urbanas, a intensificação do escoamento superficial, associada à redução da infiltração e ao

lançamento de efluentes domésticos e difusos, pode modificar a dinâmica de nutrientes e a disponibilidade de oxigênio dissolvido, influenciando diretamente os níveis de poluição (McGrane, 2016; Chen *et al*., 2022).

Diante disso, o presente estudo tem como objetivo avaliar a influência das mudanças no uso da terra sobre a qualidade da água em rios urbanos amazônicos na Região Metropolitana de Belém (PA), por meio da integração de dados do *MapBiomas*, parâmetros físico-químicos e aplicação do CPI.

Metodologia

Descrição e caracterização da área de estudo

A área de estudo abrange os municípios de Belém e Ananindeua, situados na Região Metropolitana de Belém (RMB). Belém, capital do estado do Pará, possui área territorial de 1.059,466 km², população de aproximadamente 1.303.403 habitantes e densidade demográfica de 1.230,25 hab/km² (IBGE, 2022). A área investigada inclui a sub-bacia do Canal São Joaquim, integrante da bacia hidrográfica do Una, principal sistema de drenagem urbana de Belém, que abrange 20 bairros (Bandeira, 2024). Historicamente, o canal correspondia a um igarapé, afluente do igarapé do Una. Atualmente, o Canal São Joaquim constitui o maior canal de Belém, com aproximadamente 9 km de extensão até os limites com a região metropolitana (Soares, 2021).

Já o município de Ananindeua apresenta área territorial de 190,590 km², população aproximada de 509.227 habitantes e densidade demográfica de 2.512,20 hab/km², sendo o segundo mais populoso da RMB (IBGE, 2022). Caracteriza-se como área altamente urbanizada, com acesso pelas rodovias BR-316, ao sul, e Rodovia do Coqueiro, a oeste. A bacia hidrográfica do rio Maguari-Açu, situada no município e inserida no bioma Amazônia, abrange 21,22 km² e deságua no Furo Maguari, área de conexão com a Região Metropolitana. Por essa razão, recebe influência direta das marés do rio Guamá, principalmente durante a enchente. Além disso, a microbacia integra um conjunto de cursos d'água de primeira ordem, cuja cobertura vegetal apresenta elevado grau de desmatamento (Pereira *et al*., 2024; Sena, 2025).

O clima das cidades de Belém e Ananindeua, segundo a classificação de Köppen é predominantemente tropical e úmido equatorial do tipo Af, com temperatura média anual de 26°C, taxa de precipitação equivale a 2.754,4 mm/ano, o período mais chuvoso ocorre entre dezembro e maio, e o menos chuvoso entre junho a novembro (Nechet, 1993). Além disso, é importante ressaltar que, o canal São Joaquim e o rio Maguari-Açu, objetos desse estudo, são considerados como classe 2, de acordo com a Resolução CONAMA nº 357 (Brasil, 2005).

Procedimentos de campo e em laboratório

As coletas foram realizadas na camada superficial da água (30 cm de profundidade) na sub-bacia do canal São Joaquim, entre março e junho de 2023, e no rio Maguari-Açú, de julho de 2022 a maio de 2023 (Figura 1), abrangendo os períodos chuvoso e menos chuvoso. As campanhas consideraram a tábua de marés da Marinha do Brasil, com amostragens realizadas em condições de preamar e baixa-mar.

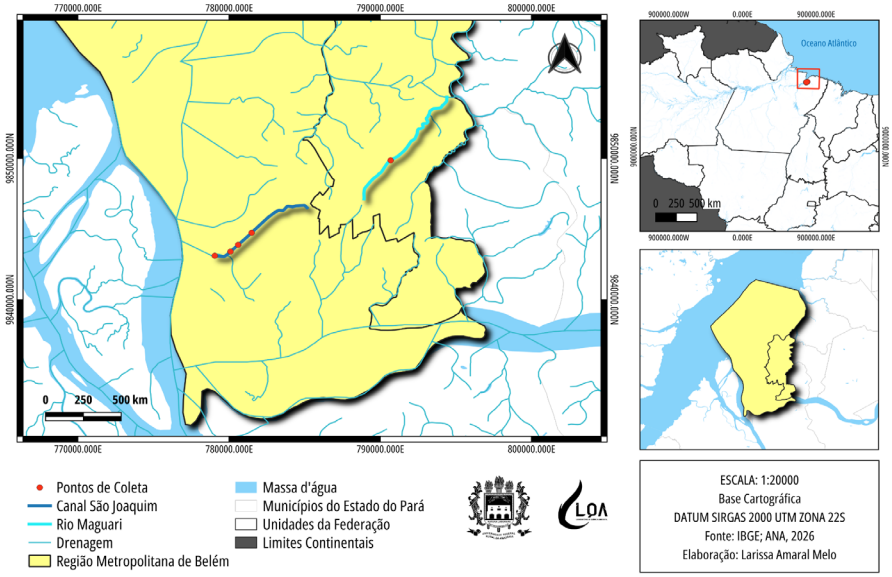


Figura 01: Mapa de localização dos pontos de coleta, Região Metropolitana de Belém-PA.
Fonte: Autores (2026).

Durante a coleta, foram mensurados os valores de pH, condutividade elétrica e temperatura com auxílio de pHmetro AKSO AK90 e condutivímetro Risantec. A turbidez foi determinada por meio do colorímetro Hach, modelo DR/890, enquanto os sólidos totais dissolvidos (STD) foram medidos com equipamento da marca B-MAX. Para a determinação do oxigênio dissolvido (OD), as amostras foram acondicionadas em frascos âmbar e receberam os reagentes R1 (sulfato de manganês) e R2 (iodeto alcalino), para fixação do OD, conforme o método de Winkler descrito por Strickland & Pearson (1972). Posteriormente, as amostras foram acondicionadas e transportadas ao Laboratório de Química Ambiental da Universidade Federal Rural da

Amazônia, onde foram realizadas as análises de nitrato, nitrito, nitrogênio amoniacal e fósforo total, de acordo com os procedimentos descritos em *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017).

MapBiomas

O *MapBiomas* é uma iniciativa do Observatório do Clima que disponibiliza séries históricas anuais de uso e cobertura da terra no Brasil, geradas por classificações automatizadas e processamento em nuvem na plataforma *Google Earth Engine*. A base permite monitorar alterações em áreas florestais, agrícolas, urbanas, pastagens e mineração, bem como acompanhar processos de desmatamento, queimadas e regeneração da vegetação (MapBiomas, 2021). Para este estudo, foram analisados os dados de classes de uso e cobertura da terra, com ênfase em áreas de água (rios, lagos e oceanos), áreas urbanizadas e áreas florestais, disponibilizados pelo *MapBioma*s ao longo dos últimos 39 anos.

Índice Abrangente de Poluição (*Comprehensive Pollution Index* – CPI)

O nível de poluição da água foi avaliado por meio do Índice Abrangente de Poluição (*Comprehensive Pollution Index* – CPI), amplamente utilizado para integrar múltiplos parâmetros físico-químicos em uma única métrica de qualidade da água (Sargaonkar & Deshpande, 2003). O índice foi calculado a partir da média aritmética dos índices individuais de poluição (Pi), conforme a Equação (01):

$$CPI = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n} \quad Pi \qquad (01)$$

Onde CPI é o *Comprehensive Pollution Index* (Índice Abrangente de Poluição), *n* representa o número de variáveis consideradas, P_i é o índice de poluição para o parâmetro.

Os índices individuais foram determinados pela razão entre a concentração observada e o valor padrão ($P_i=C_i/S_i$), para parâmetros cujo aumento indica deterioração da qualidade da água. Para o oxigênio dissolvido (OD), por se tratar de uma variável com limite mínimo, foi utilizada a relação inversa ($P_{OD}=S_{OD}/C_{OD}$), conforme abordagem aplicada em estudos de avaliação integrada da qualidade da água (Sargaonkar & Deshpande, 2003).

Foram incluídas no cálculo do CPI as variáveis turbidez, oxigênio dissolvido, nitrato, nitrito e fósforo total, considerando os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas doces de classe 2 (Brasil, 2005). Para o nitrogênio amoniacal, os valores de referência foram ajustados conforme a faixa de pH de cada amostra, conforme previsto na legislação vigente.

A classificação do nível de poluição foi realizada conforme proposto por Sargaonkar & Deshpande (2003), considerando os seguintes intervalos do Índice Abrangente de Poluição (CPI): 0–1 (excelente), 1–2 (aceitável), 2–4 (levemente poluído), 4–8 (poluído) e 8–16 (fortemente poluído).

Análise Estatística

Para avaliar a influência da maré sobre a qualidade da água, as amostras de preamar (PM) e baixa-mar (BM) foram tratadas como observações pareadas, uma vez que representam medições realizadas sob diferentes condições hidrodinâmicas dentro da mesma unidade amostral. No Canal São Joaquim, o pareamento considerou simultaneamente o ponto de coleta e a data da campanha, enquanto no rio Maguari-Açu o pareamento foi realizado apenas por data, devido à amostragem em um único ponto.

As diferenças entre as condições de maré foram analisadas por meio do teste não paramétrico de Wilcoxon para amostras pareadas, recomendado para dados ambientais que não atendem aos pressupostos de normalidade e apresentam tamanho amostral reduzido (Helsel *et al.*, 2020; Zar, 2010). Foi adotado nível de significância de 5% ($p < 0,05$). O teste foi aplicado individualmente para cada variável físico-química e também para o CPI, permitindo avaliar a influência da maré tanto sobre parâmetros isolados quanto sobre o nível integrado de poluição.

Adicionalmente, foi realizada análise de correlação de Spearman entre o Índice Abrangente de Poluição (CPI) e os parâmetros físico-químicos, com o objetivo de avaliar a associação entre as variáveis e identificar os principais fatores relacionados à degradação da qualidade da água. A escolha do coeficiente de Spearman deve-se à ausência de normalidade dos dados e à natureza não paramétrica das variáveis ambientais. Foi adotado nível de significância de 5% ($p < 0,05$). As análises foram realizadas no software R.

Resultados e Discussão

Uso e cobertura da terra

A análise da evolução do uso e ocupação do solo (Figura 2) revela que, embora a urbanização tenha sido contínua, o maior avanço ocorreu entre 1990 e 2005 em ambos os municípios. Após 2010, observa-se uma desaceleração das taxas de crescimento, sugerindo o esgotamento de áreas disponíveis para expansão horizontal e a intensificação de processos de verticalização e adensamento urbano. A redução da cobertura florestal apresentou comportamento gradual e persistente, porém distinto entre os municípios: em Belém, a perda foi mais acentuada até 2010, enquanto em Ananindeua ocorreu de forma linear e diretamente proporcional ao aumento da área urbanizada. Em termos absolutos, Belém registrou a maior expansão territorial, com acréscimo superior a 5.400 ha de área urbanizada; contudo, proporcionalmente, Ananindeua apresentou crescimento mais intenso, com aumento de aproximadamente 119% da área urbanizada, enquanto Belém cresceu cerca de 62%.

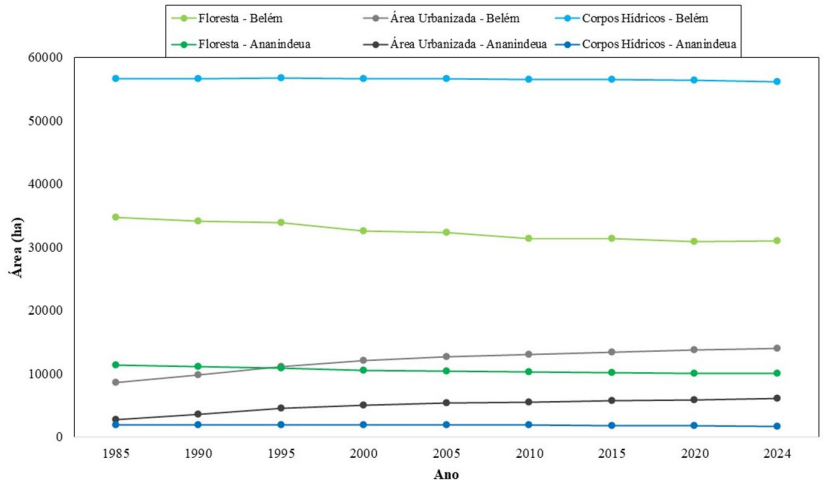


Figura 02: Gráfico de evolução do uso e ocupação do solo de Belém e Ananindeua entre os anos de 1985 e 2024. Fonte: Autores (2026).

Essas transformações indicam intensificação dos processos de impermeabilização do solo e aumento do escoamento superficial, favorecendo o transporte de nutrientes e poluentes para os corpos hídricos. Esse padrão é amplamente descrito na literatura, principalmente no que se refere ao aumento das concentrações de nutrientes e poluentes em bacias urbanizadas. Estudos indicam que áreas com maior proporção de uso urbano tendem a apresentar maiores concentrações de nitrogênio e fósforo, em função do escoamento superficial e do lançamento de efluentes (Von Rückert, 2024). Nesse contexto, os padrões observados na área de estudo, particularmente o crescimento proporcional mais intenso em Ananindeua, sugerem potencial intensificação do aporte difuso de poluentes para os sistemas aquáticos associados.

Parâmetros físico-químicos, *Comprehensive Pollution Index* – CPI e Análise Estatística

A análise descritiva dos parâmetros físico-químicos evidenciou diferenças entre os sistemas avaliados e variações entre as condições de maré (Tabela 1).

		Baixa-mar	Preamar
Local	**Parâmetro**	**Média ± DP (Mínimo; Máximo)**	**Média ± DP (Mínimo; Máximo)**
Canal São Joaquim	Temperatura (°C)	26,5 ± 0,58 (26; 27)	30,5 ± 1,41 (28; 31)
	Salinidade	0 ± 0 (0; 0)	0 ± 0 (0; 0)
	pH	8,42 ± 1,11 (6,51; 9,03)	7,28 ± 1,06 (6,44; 8,76)
	STD (ppm)	107,50 ± 33,26 (49; 121)	110 ± 12,57 (91; 121)
	CE ($\mu S.cm^{-1}$)	215 ± 68,42 (94; 242)	218 ± 26,20 (184; 248)
	Turbidez (UNT)	23,75 ± 8,30 (17; 35)	17,50 ± 4,04 (14; 23)
	OD ($mg.L^{-1}$)	1,27 ± 0,48 (0,81; 1,78)	1,31 ± 0,80 (0,73; 2,48)
	N-amoniacal ($mg.L^{-1}$)	1,28 ± 0,84 (0,45; 2,28)	1,68 ± 0,72 (0,65; 2,31)
	Nitrato ($mg.L^{-1}$)	0,42 ± 0,14 (0,28; 0,60)	0,42 ± 0,05 (0,36; 0,45)
	Nitrito ($mg.L^{-1}$)	0,26 ± 0,14 (0,05; 0,38)	0,40 ± 0,06 (0,35; 0,48)
	Fósforo total ($mg.L^{-1}$)	0,51 ± 0,22 (0,23; 0,75)	0,50 ± 0,22 (0,19; 0,70)
	CPI	2,00 ± 0,74 (1,10; 2,71)	2,06 ± 0,83 (0,92; 2,90)
Rio Maguari-Açú	Temperatura (°C)	27,75 ± 0,96 (27; 29)	30,00 ± 0,82 (29; 31)
	Salinidade	0 ± 0 (0; 0)	0 ± 0 (0; 0)
	pH	6,99 ± 0,33 (6,64; 7,43)	7,04 ± 0,28 (6,74; 7,36)
	STD (ppm)	56,50 ± 6,66 (50; 65)	60,75 ± 5,32 (55; 66)
	CE ($\mu S.cm^{-1}$)	113 ± 13,27 (100; 129)	121,50 ± 10,66 (110; 132)
	Turbidez (UNT)	26,00 ± 9,49 (17; 38)	13,50 ± 8,19 (6; 25)
	OD ($mg.L^{-1}$)	1,91 ± 0,89 (1,00; 3,10)	3,43 ± 0,16 (3,22; 3,58)
	N-amoniacal ($mg.L^{-1}$)	0,01 ± 0,01 (0; 0,03)	0,01 ± 0,01 (0; 0,03)
	Nitrato ($mg.L^{-1}$)	0,62 ± 0,27 (0,37; 0,95)	0,54 ± 0,27 (0,38; 0,95)
	Nitrito ($mg.L^{-1}$)	0,23 ± 0,12 (0,12; 0,37)	0,27 ± 0,06 (0,19; 0,31)
	Fósforo total ($mg.L^{-1}$)	1,42 ± 0,74 (0,65; 2,16)	1,31 ± 0,86 (0,63; 2,42)
	CPI	3,57 ± 1,69 (1,95; 5,05)	2,99 ± 1,71 (1,66; 5,23)

Tabela 01: Estatística descritiva dos parâmetros de qualidade da água sob condições de baixa-mar e preamar. Fonte: Autores (2026).

Os resultados evidenciaram diferenças consistentes entre os dois sistemas avaliados, com o Canal São Joaquim apresentando menores valores de oxigênio dissolvido (OD), variando de 1,27 $mg.L^{-1}$ na baixa-mar a 1,31 $mg.L^{-1}$ na preamar, além de menor variabilidade entre marés. Já o rio Maguari-Açu apresentou maior amplitude de variação, com aumento do OD de 1,91 $mg.L^{-1}$ na baixa-mar para 3,43 $mg.L^{-1}$ na preamar, bem como maiores concentrações de fósforo total. A comparação entre os sistemas foi realizada por meio do teste de Mann–Whitney, em que os resultados indicaram diferenças estatisticamente significativas entre o Canal São Joaquim e o rio Maguari-Açu para o oxigênio dissolvido ($p = 0,0117$) e o fósforo total ($p = 0,0047$).

Embora Belém tenha apresentado maior expansão territorial absoluta, Ananindeua registrou crescimento urbano proporcionalmente mais intenso, acompanhado por perda florestal diretamente associada ao avanço da urbanização. Esse processo intensifica a impermeabilização do solo, favorecendo o escoamento superficial e o aporte difuso de nutrientes e poluentes para o rio Maguari-Açu. Como consequência, observam-se concentrações elevadas de fósforo, possivelmente associadas ao aporte difuso de origem urbana, incluindo escoamento pluvial e lançamento de efluentes, além da menor retenção desses compostos em áreas com cobertura vegetal reduzida. Esse padrão, em conjunto com os valores observados de qualidade da água, sugere redução da capacidade de assimilação do sistema, na qual os processos naturais de diluição e autodepuração tornam-se menos eficientes frente ao aumento da carga poluente (Nascimento *et al.*, 2020; McGrane, 2016).

No estudo comparativo de Wang *et al.* (2003), observou-se que a variabilidade do OD é mais pronunciada em sistemas menos urbanizados. Esse padrão é semelhante ao observado no presente estudo, no qual o rio Maguari-Açu apresentou maior variação entre marés, enquanto o Canal São Joaquim manteve valores reduzidos e pouco variáveis. Esse comportamento pode ser explicado pelo fato de que sistemas mais urbanizados tendem a apresentar alterações no fluxo, menor heterogeneidade ambiental e maior estabilidade nas entradas de poluentes, o que reduz a variabilidade dos processos biogeoquímicos. Isso indica que os desafios amazônicos refletem tendências globais de poluição hídrica associadas à urbanização e à deficiência no tratamento de esgoto.

No caso do Canal São Joaquim, a baixa variabilidade associada aos baixos valores de OD sugere predominância de processos metabólicos heterotróficos, nos quais o consumo de oxigênio pela decomposição da matéria orgânica supera sua reposição por reaeração.

Freire & Castro (2014) associam o aumento da atividade antrópica à degradação da qualidade da água, sobretudo pela redução do OD, decorrente do aporte de matéria orgânica e nutrientes que intensificam o consumo de oxigênio durante a decomposição microbiana. Esse mecanismo é consistente com os baixos valores de OD registrados no Canal São Joaquim em ambas as condições de maré. Adicionalmente, as maiores temperaturas registradas reduzem a solubilidade do OD e elevam as taxas metabólicas, fazendo com que os processos de consumo de oxigênio superem os de reposição nesse sistema (Garcia *et al*., 2020).

O Índice Abrangente de Poluição (CPI) refletiu essas diferenças, apresentando maiores valores no rio Maguari-Açu, com média de $3,57 \pm 1,69$ na baixa-mar e $2,99 \pm 1,71$ na preamar, enquanto no Canal São Joaquim os valores foram de $2,00 \pm 0,74$ e $2,06 \pm 0,83$, respectivamente. Esse resultado indica que, apesar das maiores concentrações de oxigênio dissolvido no rio, a qualidade da água é mais comprometida quando considerada de forma integrada, evidenciando a influência do aporte de nutrientes — principalmente fósforo — sobre o índice.

Embora tenha sido observada uma tendência de melhora de alguns parâmetros durante a preamar no rio Maguari-Açu (redução de turbidez e aumento do OD), o teste de Wilcoxon não indicou diferenças estatisticamente significativas entre baixa-mar e preamar. Esse resultado sugere que, apesar de variações pontuais associadas à hidrodinâmica, a influência da maré pode ser atenuada por múltiplos fatores — como descargas difusas, variações de vazão e características morfológicas — frequentemente observados em sistemas urbanos (Cereja *et al*., 2022).

Para as demais variáveis, não se observaram diferenças estatisticamente significativas ($p > 0,05$), com exceção do nitrito, que apresentou tendência à diferença ($p = 0,083$). Como espécie intermediária do ciclo do nitrogênio, o nitrito (NO_2^-) pode indicar alterações pontuais na qualidade da água, frequentemente associadas a aportes antrópicos, como esgotos domésticos e resíduos orgânicos urbanos (Bezerra *et al.*, 2026). Dessa forma, a presença expressiva de diversos tipos de resíduos sólidos no entorno do canal São Joaquim, conforme descrito por Soares (2021), reforça essa interpretação. O comportamento observado é consistente com os baixos níveis de oxigênio dissolvido registrados neste estudo e também no estudo de Bezerra *et al.* (2026), condição que pode limitar a atividade de bactérias nitrificantes e favorecer o acúmulo de intermediários nitrogenados.

As demais variáveis apresentaram correlações fracas a moderadas com o CPI — nitrato ($\rho = -0,44$), oxigênio dissolvido ($\rho = -0,26$) e turbidez ($\rho = -0,30$) —, indicando influência secundária desses parâmetros no índice. Esse padrão é consistente com estudos em sistemas amazônicos, nos quais a qualidade da água é controlada por múltiplos fatores, como uso do solo, hidrodinâmica e processos biogeoquímicos, o que reduz o efeito isolado de variáveis individuais sobre índices integradores (Silva *et al*., 2026). Além disso, embora o CPI permita classificar o nível de poluição do corpo hídrico, ele não identifica o poluente predominante responsável pela degradação (Kushwaha, Pandey & Kumar, 2022).

Já a matriz de correlação (Figura 3) evidencia forte associação positiva entre o CPI e o fósforo total, reforçando o papel desse nutriente como principal fator de degradação da qualidade da água nos ambientes analisados. Observou-se correlação positiva forte entre o CPI e o fósforo total ($\rho = 0,84$), indicando que o aumento da concentração de fósforo está diretamente associado à piora da qualidade da água. A relação entre fósforo e degradação da qualidade da água é amplamente reconhecida em ambientes fluviais urbanos, sobretudo por seu papel em processos de eutrofização e alteração da dinâmica de oxigênio (Carpenter *et al*., 1998).

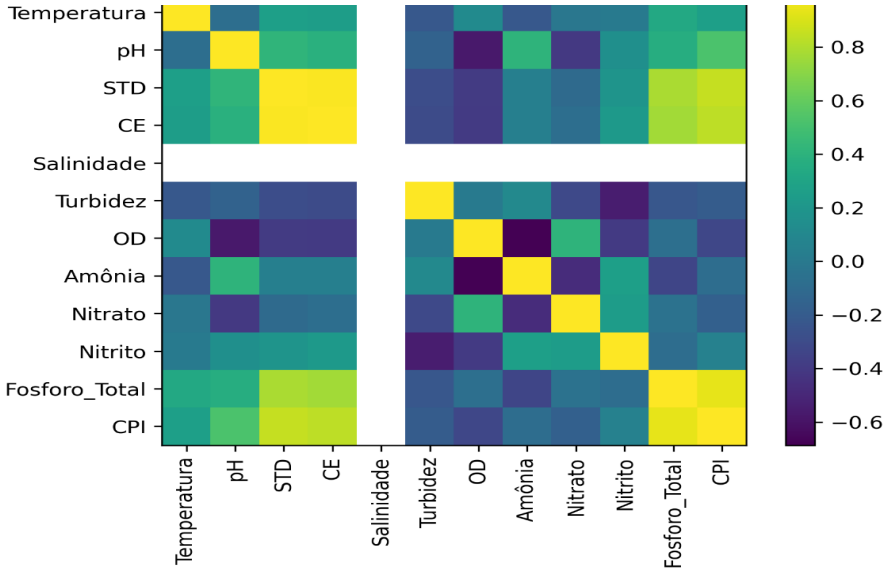


Figura 3. Matriz de correlação de Spearman entre o Índice Abrangente de Poluição (CPI) e os parâmetros físico-químicos da água nos sistemas estudados.
Fonte: Autores (2026).

De forma integrada, os resultados indicam que a carga de nutrientes exerce maior influência sobre o nível de poluição do que a dinâmica de maré. Esse padrão evidencia que a gestão da qualidade da água em sistemas urbanos amazônicos deve priorizar o controle das fontes de nutrientes e a ampliação da infraestrutura de saneamento. Em escala mais ampla, os resultados deste estudo alinham-se aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável, especialmente ao ODS 6 (Água Potável e Saneamento) e ao ODS 15 (Vida Terrestre), ao reforçarem a necessidade de reduzir a poluição hídrica e mitigar impactos sobre os ecossistemas.

Conclusão

O estudo avaliou a influência das mudanças no uso e cobertura da terra sobre a qualidade da água no Canal São Joaquim e no rio Maguari-Açu, evidenciando o papel da urbanização na degradação de sistemas fluviais urbanos amazônicos. Os resultados demonstraram que, embora ambos os sistemas apresentem condição de poluição leve, há diferenças estruturais relevantes: o Canal São Joaquim caracterizou-se por baixos níveis de oxigênio dissolvido e reduzida variabilidade, indicando condições mais estáveis e degradadas, enquanto o rio Maguari-Açu apresentou maior variabilidade hidrodinâmica e concentrações mais elevadas de fósforo total. O CPI foi mais elevado neste último, e sua forte associação com o fósforo total confirma o predomínio do enriquecimento por nutrientes como principal fator de deterioração da qualidade da água, em detrimento da influência da maré.

Como contribuição, o estudo avança na compreensão integrada entre uso do solo, dinâmica hidrológica e qualidade da água em sistemas urbanos amazônicos, ao combinar dados de sensoriamento remoto, análises físico-químicas e abordagem estatística. Do ponto de vista prático, os resultados evidenciam a necessidade de priorização de políticas públicas voltadas ao controle de fontes de nutrientes, ao planejamento urbano e à ampliação da infraestrutura de saneamento, como estratégias fundamentais para a mitigação da poluição hídrica.

Referências Bibliográficas

ALVES, Claunita Novais et al. Os impactos ambientais na Lagoa Jacuném relacionado ao processo de urbanização no município de Serra (Espírito Santo). **Meio Ambiente (Brasil)**, v. 5, n. 1, 2023.

APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 23rd ed. Washington DC: American Public Health Association. 2017.

AQUINO, Rafael Fernando Oliveira et al. Investigação do estado trófico de um sistema estuarino amazônico (Pará, Brasil) sob influência antrópica. 2011.

BANDEIRA, Tatiane Priscila Bastos. Avaliação dos impactos ambientais e da qualidade da água no canal São Joaquim, Belém-Pará. 2024. 63 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental e de Energias Renováveis) – Universidade Federal Rural da Amazônia, Campus Belém, PA, 2024.

BEZERRA, Maria Eduarda Cabral et al. Diagnóstico da qualidade da água do Rio Pericumã (Maranhão, Brasil) com base em parâmetros físico-químicos. **Revista Ambientale**, v. 18, n. 1, p. 171-185, 2026.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução n. 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília: DOU, 2005.

CABRAL, Marcos Vinicius Afonso et al. Aspectos geofísicos da dinâmica dos rios em áreas urbanas na Amazônia. **Caderno Pedagógico**, v. 20, n. 7, p. 2545-2563, 2023.

CAMPOS, Camila da Silva. Uso e cobertura da terra na microrregião de Jacobina (BA), centro-norte baiano: 1985 e 2022. **Ensaios de Geografia**, Niterói, Brasil, v. 12, n. 25, p. e122512, 2025. DOI: 10.22409/eg.v12i25.65933.

CARPENTER, Stephen R. Phosphorus control is critical to mitigating eutrophication. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 105, n. 32, p. 11039-11040, 2008.

CEREJA, Rui et al. Tidal influence on water quality indicators in a temperate mesotidal estuary (Tagus Estuary, Portugal). **Ecological Indicators**, v. 136, p. 108715, 2022.

CHEN, Sophia Shuang et al. Assessment of urban river water pollution with urbanization in East Africa. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 29, n. 27, p. 40812-40825, 2022.

FREIRE, Ana Paula; CASTRO, Edwards Cerqueira de. Análise da Correlação do uso e Ocupação do Solo e da Qualidade da Água. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 19, n. 1, p. 41-49, 2014.

GARCIA, Joice Machado et al. Degradação ambiental e qualidade da água em nascentes de rios urbanos. **Sociedade & Natureza**, v. 30, p. 228-254, 2020.

HELSEL, Dennis R.; HIRSCH, Robert M. **Statistical methods in water resources**. Elsevier, 1993.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). CIDADES E ESTADOS. Disponível em: https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/pa/belem.html. Acesso em: 30 de março de 2026.

KUSHWAHA, Gopal Ji; PANDEY, Shivendra Mohan; KUMAR, Pradip. Water quality assessment of river Kuwano, Basti (UP), using WQI and pollution indices. **Ecol Environ Conserv**, v. 28, n. 3, p. 1576-1583, 2022.

MAPBIOMAS. ATBD - **Entenda cada etapa**. 2021. Disponível em: https://mapbiomas.org/atbd---entenda-cada-etapa. Acesso em: 16 de abril de 2026.

MCGRANE, Scott J. Impacts of urbanisation on hydrological and water quality dynamics, and urban water management: a review. **Hydrological Sciences Journal**, v. 61, n. 13, p. 2295-2311, 2016.

NASCIMENTO, Regina Célia Macêdo do et al. Qualidade da água de três estuários tropicais expostos a diferentes níveis de urbanização. **Journal of Integrated Coastal Zone Management**, v. 20, n. 3, 2020.

NECHET, D. Análise da precipitação em Belém-PA, de 1896 a 1991. **Boletim de Geografia Teorética**, Rio Claro, SP, v.23, n.45/46, p.150-156, 1993.

PEREIRA, Fabianne Mesquita et al. Análise da qualidade da água da microbacia hidrográfica do Rio Maguari-Açu, Ananindeua-PA. **Rev Bra Geogr Fís**, v. 17, n. 2, p. 845-859, 2024.

SARGAONKAR, Aabha; DESHPANDE, Vijaya. Development of an overall index of pollution for surface water based on a general classification scheme in Indian context. **Environmental monitoring and assessment**, v. 89, n. 1, p. 43-67, 2003.

SENA, Cinésio Maués de. Influência da Sazonalidade e da Maré na Distribuição de Parâmetros Abióticos no Rio Maguari-Açú, Ananindeua - PA. 2025. 63 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia de Pesca) – Universidade Federal Rural da Amazônia, Campus Belém, PA, 2025.

SILVA, Caio dos Santos et al. Water Quality and Anthropogenic Impacts in the Brazilian Amazon: A Systematic Review of Physicochemical Parameters. 2026.

SILVA, Eduardo Camurça da; GUTJAHR, Ana Lúcia Nunes; DE SOUZA BRAGA, Carlos Elias. Caracterização físico-química da água de um rio urbano amazônico, Capanema, Pará, Brasil. **Research, Society and Development**, v. 10, n. 16, p. e51101622866-e51101622866, 2021.

SOARES, Pedro Paulo. CAPÍTULO 10 MEMÓRIA AMBIENTAL DAS ÁGUAS URBANAS NA BACIA DO UNA, EM BELÉM (PA), 2021.

SOUSA, Taís Silva; ARAÚJO, Elizandra Perez; DA CUNHA, Alan Cavalcanti. Water surface variability in oceanic and estuarine coasts of Amapá, Brazil. **Aquatic Sciences**, v. 86, n. 2, p. 45, 2024.

STRICKLAND, J. D. H.; PARSONS, T. R. A Practical Hand Book of Seawater Analysis. **Fisheries Research Board of Canada Bulletin** 157, 2. ed., 310 p. 1972.

TEIXEIRA, Hyago Souza et al. Impactos ambientais da urbanização em curso d'água: Diagnóstico da qualidade de água do Córrego Vertente Grande, Frutal-MG. **Revista Geográfica Acadêmica**, v. 18, n. 1, p. 69-93, 2024.

VON RÜCKERT, Gabriela et al. Water quality and land use in Ipanema Stream Watershed (Doce River Basin/Brazil): effects of urbanization. **RBRH**, v. 29, p. e25, 2024.

WANG, H. et al. Dissolved oxygen dynamics of streams draining an urbanized and an agricultural catchment. **Ecological Modelling**, v. 160, n. 1-2, p. 145-161, 2003.

ZAR, Jerrold H. **Biostatistical analysis**. Pearson Education India, 1999.

AVALIAÇÃO E MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA EM RIOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO TIMBÓ - SC

1Pedro Filipe Rey, 2Therezinha Maria Novais de Oliveira, 3Sérgio Odilon Fischer, 4Iara Strucks, 5Tamila Kleine

1 Furj - Univille, pedroreyconsultoria@gmail.com; 2 Furj - Univille, therezinha.novais@univille.br; 3 Furj - Univille, sergio.comites@gmail.com; 4 Furj – Univille, iara.strucks@univille.br; 5 Furj – Univille, tamila.kleine@gmail.com

Palavras-chave: Qualidade da água; Monitoramento ambiental; Recursos hídricos.

Resumo

A crescente pressão sobre os recursos hídricos tem intensificado a necessidade de monitoramento da qualidade da água como subsídio à gestão ambiental e à conservação dos ecossistemas aquáticos. Nesse contexto, o presente estudo teve como objetivo avaliar e monitorar a qualidade das águas da Bacia Hidrográfica do Rio Timbó, localizada no Planalto Norte Catarinense, por meio da análise de parâmetros físicos e químicos, em conformidade com a legislação ambiental vigente. O monitoramento foi realizado entre março de 2024 e fevereiro de 2025, com amostragens mensais em três pontos ao longo do rio, abrangendo diferentes condições sazonais. As variáveis analisadas incluíram pH, temperatura da água, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e potencial de oxirredução, obtidas in loco com o uso de sonda multiparâmetro. Os resultados indicaram que todos os parâmetros avaliados permaneceram dentro dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005, evidenciando condições ambientais satisfatórias e relativa estabilidade da qualidade da água na área estudada. As variações observadas estiveram associadas principalmente à sazonalidade climática, sem indícios de impactos significativos decorrentes de atividades antrópicas no período analisado. Apesar do cenário favorável, destaca-se a importância da continuidade do monitoramento, considerando as pressões potenciais relacionadas às atividades agropecuárias, ao crescimento populacional e às mudanças climáticas. O estudo reforça o papel do monitoramento da qualidade da água como instrumento fundamental para a gestão dos recursos hídricos.

Introdução

A água é um recurso natural essencial à manutenção da vida, ao equilíbrio dos ecossistemas e ao desenvolvimento socioeconômico. Entretanto, sua disponibilidade em quantidade e qualidade adequadas tem se tornado um desafio crescente, em decorrência do aumento da demanda, da poluição, das mudanças climáticas, da expansão urbana desordenada e da intensificação das atividades agropecuárias (ANA, 2021; BASTOS, 2018). A intervenção antrópica no ciclo hidrológico, associada aos múltiplos usos da água, contribui significativamente para a degradação dos corpos hídricos, comprometendo não apenas a biodiversidade, mas também a saúde pública e a sustentabilidade dos sistemas produtivos (TUNDISI, 2003; SPERLING, 2014).

Nesse contexto, a qualidade da água se destaca como um dos principais indicadores da integridade ambiental dos ecossistemas aquáticos. Alterações em suas características físicas, químicas e biológicas refletem diretamente as condições da bacia hidrográfica, sendo influenciadas por fatores climáticos e pelo uso e ocupação do solo (KIM et al., 2016). Assim, o monitoramento sistemático dos recursos hídricos torna-se uma ferramenta indispensável para identificar fontes de poluição, compreender tendências espaço-temporais e subsidiar ações de planejamento e gestão ambiental (TUNDISI; TUNDISI, 2010; MALAGÓ et al., 2017).

A bacia hidrográfica, por sua vez, configura-se como a unidade territorial mais adequada para o gerenciamento dos recursos hídricos, pois integra os diversos processos que influenciam a dinâmica da água, permitindo uma visão sistêmica das relações entre disponibilidade, demanda e impactos ambientais (BASTOS, 2018; MAGALHÃES JR., 2007). Essa abordagem é amplamente adotada nas políticas públicas, especialmente no âmbito da Política Nacional de Recursos Hídricos, que reconhece o monitoramento como instrumento fundamental para a geração de informações, apoio à tomada de decisão e implementação de mecanismos de gestão, como o enquadramento dos corpos d'água e a cobrança pelo uso (BRASIL, 1997; CONAMA, 2005).

Além disso, o monitoramento ambiental atende às exigências legais e institucionais voltadas ao controle da poluição e à garantia de um meio ambiente ecologicamente equilibrado, contribuindo para a melhoria da qualidade de vida da população (BRASIL, 2011). Apesar de sua relevância, a implementação de programas de monitoramento enfrenta desafios relacionados à disponibilidade de recursos financeiros, à extensão territorial e à complexidade dos parâmetros analisados (CALAZANS, 2015).

Diante desse cenário, o presente estudo tem como objetivo avaliar e monitorar a qualidade das águas da Bacia Hidrográfica do Rio Timbó, por meio da análise de parâmetros indicadores e da interpretação dos resultados. Busca-se, assim, contribuir para o fortalecimento da gestão dos recursos hídricos, apoiar a atuação dos Comitês de Bacia Hidrográfica e promover a conservação dos ecossistemas aquáticos da região.

Material e Métodos

A área da Bacia Hidrográfica do Rio Timbó, em Santa Catarina, é de 2.725 km², abrangendo 11 municípios na região do Planalto Norte Catarinense, sendo uma importante parte da Região Hidrográfica 5 (RH05) e um dos mais importantes tributários da bacia do Rio Iguaçu. O Rio Timbó tem suas nascentes na Serra Geral, no município de Santa Cecília próximo da divisa com Monte Castelo, e deságua no Rio Iguaçu, entre os municípios de Porto União e Irineópolis. Trata-se de um rio sinuoso,

que corre de sudeste a noroeste, com cerca de 150 km de extensão. Seus principais afluentes são o Rio Caçador Grande e o Rio dos Pardos, pela margem esquerda, e Rio Tamanduá e Rio Timbozinho, pela margem direita.

Para realizar o monitoramento foram selecionados pontos de amostragem ao longo do Rio Timbó na porção mais baixa da bacia. O monitoramento foi realizado durante o período de março de 2024 a fevereiro de 2025, com amostragens mensais, totalizando 11 saídas de campo. Essa frequência de amostragem temporal pretendeu abranger período de ocorrência de chuva ou outros fatores sazonais que proporcionam variabilidade da qualidade da água, contemplando parte da estação seca, seguido do período chuvoso, e as 4 estações do ano.

As variáveis monitoradas foram pH, temperatura da água, condutividade elétrica, potencial de oxirredução, oxigênio dissolvido, realizado in loco com a utilização da sonda multiparâmetro Hanna modelo HI 98194, com possibilidade de monitoramento de 12 parâmetros de qualidade da água.

A classificação das águas é feita por meio de protocolos, de acordo com as suas características, e esses protocolos estabelecem os limites aceitáveis de detecção dos parâmetros conforme sua utilização, como a Portaria 2.914 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011) e da classificação dos corpos hídricos naturais, pela resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2011). Assim este trabalho pode contribuir para avaliar os usos e para estudos de possíveis enquadramento dos rios.

Os pontos de coleta foram definidos ao longo do Rio Timbó, respeitando uma distância a ser percorrida no mesmo dia de campo, seguindo os padrões nacionais contidos nas normas da ABNT.

Em áreas agrícolas, a avaliação e o monitoramento, em especial da água, são geralmente realizados em microbacias, que são consideradas como unidades elementares da paisagem. A identificação das possíveis fontes de poluição é fator fundamental na localização dos pontos de monitoramento e na frequência da amostragem (EMBRAPA, 2006). Portanto, para escolha dos pontos de amostragem, foi considerado o conhecimento das características da área, tais como: a hidrografia, os solos (tipos e textura), a geologia, a topografia, em especial a declividade, os parâmetros climáticos como a pluviosidade, o regime das chuvas e das temperaturas, os ventos, sinais de erosão e manejo atual e anterior da área. Após levantamento e discussão entre a equipe técnica, levando em consideração os acessos pelas estradas do interior e o acesso ao rio, os pontos foram definidos: Ponto 1, 26°17'40.15"S, 50°53'43.45"O, próximo a foz do Rio Timbó, Ponto 2, 26°25’44.99’’S, 50°50’46.83’’O, acima do distrito de Santa Cruz do Timbó na travessia da balsa de São Pedro do Timbó, e o Ponto 3, 26°29’37.33’’S, 50°47’11.61’’O, acima da barragem do Despraiado.

Parâmetros obtidos

Condutividade	P3	P2	P1
15/mar	21,00	22,00	25,00
19/abr	19,00	21,00	24,00
25/mai	16,00	23,00	20,00
28/jun	19,00	19,00	22,00
04/ago	21,00	18,00	20,00
31/ago	21,00	22,00	29,00
05/out	24,00	23,00	28,00
01/nov	22,00	25,00	25,00
06/dez	22,00	25,00	25,00
08/jan	23,00	23,00	26,00
13/fev	21,00	24,00	26,00

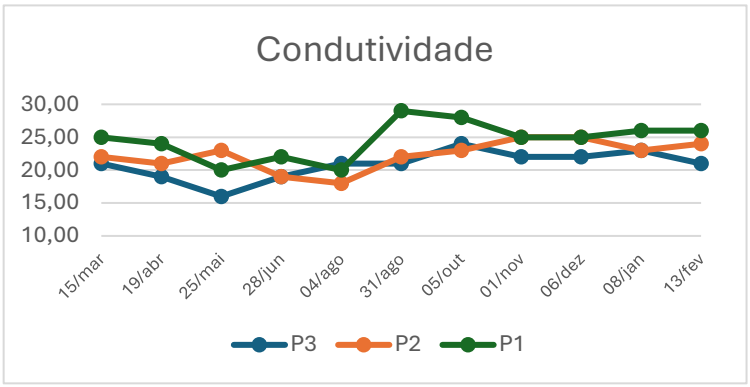


Imagem 2: Parâmetros de condutividade coletados

Oxigênio Dissolvido	P3	P2	P1
15/mar	7,00	7,19	6,67
19/abr	6,33	6,46	6,39
25/mai	8,21	6,97	6,42
28/jun	7,80	8,10	8,13
04/ago	8,09	7,02	6,15
31/ago	7,46	6,70	6,52
05/out	9,60	8,52	7,78
01/nov	6,83	7,29	7,18
06/dez	6,54	6,26	7,01
08/jan	6,24	5,84	5,02
13/fev	5,30	5,50	5,01

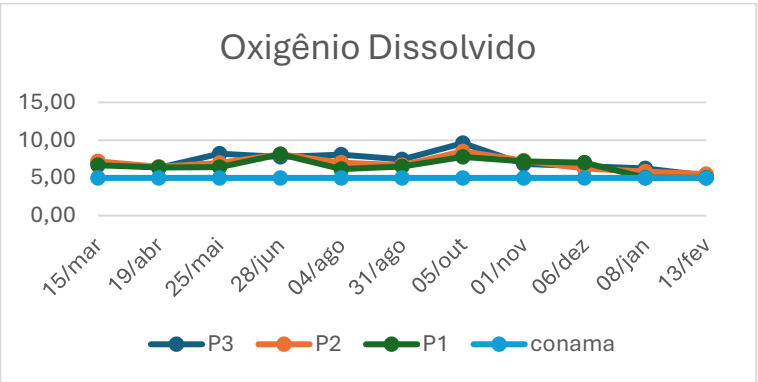


Imagem 3: Parâmetros de oxigênio dissolvido coletados

pH	P3	P2	P1
15/mar	7,16	7,05	6,63
19/abr	7,16	6,49	6,66
25/mai	7,42	6,31	6,47
28/jun	7,39	7,15	6,84
04/ago	7,28	7,29	7,12
31/ago	7,20	7,40	7,12
05/out	7,00	7,29	6,96
01/nov	7,13	7,06	6,90
06/dez	7,10	7,40	6,58
08/jan	7,08	6,98	6,69
13/fev	7,12	7,13	6,67

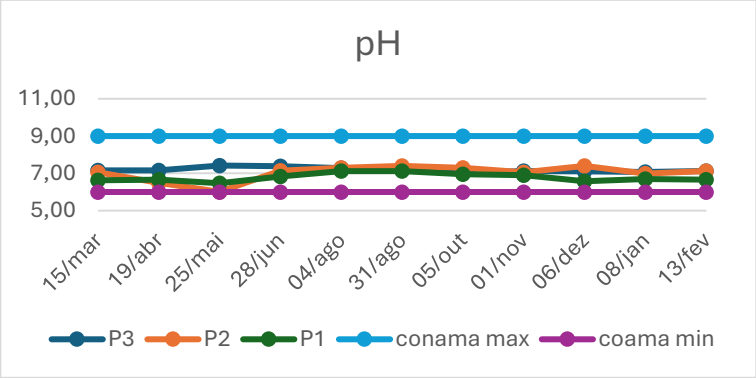


Imagem 4: Parâmetros de pH coletados

Temperatura C°	P3	P2	P1
15/mar	23,42	23,16	23,23
19/abr	18,01	18,67	18,86
25/mai	16,53	17,02	17,42
28/jun	14,05	14,16	14,44
04/ago	16,24	15,86	16,25
31/ago	15,40	15,88	16,57
05/out	19,19	19,02	20,01
01/nov	22,44	22,21	22,86
06/dez	22,44	22,21	22,86
08/jan	24,01	23,52	24,47
13/fev	25,07	25,12	25,70

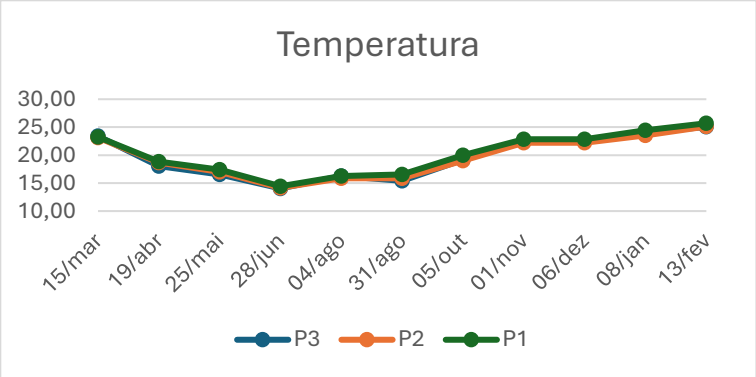


Imagem 5: Parâmetros de temperatura coletados

Potencial Redox	P3	P2	P1
15/mar	377,30	360,40	371,40
19/abr	273,10	320,00	316,70
25/mai	263,80	299,30	290,60
28/jun	240,40	282,00	279,10
04/ago	140,60	172,40	175,80
31/ago	241,50	205,80	216,00
05/out	284,30	274,10	285,30
01/nov	251,70	247,20	246,10
06/dez	264,50	247,20	247,20
08/jan	277,70	249,20	248,60
13/fev	272,40	271,20	327,10

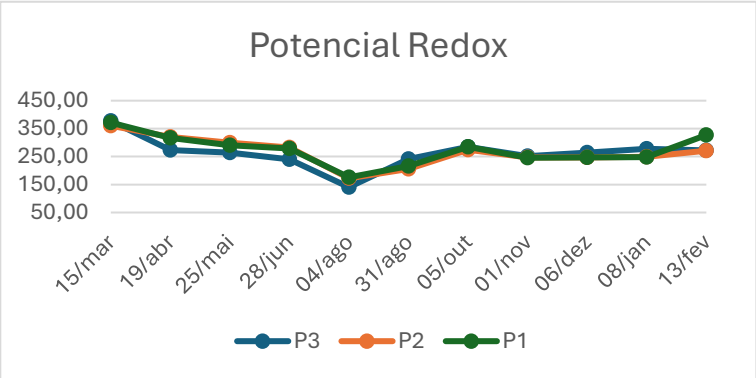


Imagem 6: Parâmetros de potencial redox coletados

Resultados e Discussão

A **Condutividade Elétrica** é um parâmetro que demonstra a concentração de sais dissolvidos na água, sendo um indicador importante da qualidade hídrica e das influências ambientais. Embora a Resolução CONAMA nº 357/2005, que estabelece os padrões de qualidade da água no Brasil, este parâmetro fornece informações valiosas sobre as características da água. De acordo com Sperling (2007), as águas naturais apresentam teores de condutividade na faixa de 10 a 100 µS cm-1, e em ambientes poluídos por esgotos domésticos ou industriais os valores podem chegar até 1000 µS cm-1. Os resultados obtidos indicam que todos os valores de condutividade elétrica das amostras analisadas estão em conformidade da qualidade da água em relação à presença de íons dissolvidos, decorrentes de escoamento superficial de nutrientes ou sedimentos das margens, características geológicas através da solubilização de minerais e de atividades antrópicas. Os valores encontrados indicam que a água monitorada apresenta características adequadas para os diferentes usos previstos, sem indícios de impactos significativos relacionados à sais ou presença excessiva de outras substâncias dissolvidas. A conformidade dos níveis de condutividade elétrica sugere um bom estado de preservação dos corpos hídricos analisados, sem influência relevante de atividades que possam causar alteração significativa na composição iônica da água. No entanto, é essencial manter um monitoramento contínuo, pois fatores como escoamento agrícola, despejo de efluentes industriais e variações sazonais podem alterar a condutividade ao longo do tempo.

O **Oxigênio Dissolvido** (OD) é um dos principais indicadores da qualidade da água em rios e outros corpos hídricos, pois influencia diretamente a sobrevivência e o equilíbrio dos ecossistemas aquáticos. Ele representa a quantidade de oxigênio

disponível na água para os organismos vivos, sendo essencial para a respiração organismos aquáticos e a manutenção do equilíbrio do ecossistema. Concentrações inferiores a 5 mg/L, conforme estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005, podem indicar degradação ambiental. Os resultados obtidos indicam que todos os valores de oxigênio dissolvido (OD) nas amostras analisadas estão dentro dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005, garantindo condições adequadas para a manutenção da vida aquática. Os valores mínimos de OD para águas doces variam conforme a classe do corpo hídrico, sendo: Classe 1: mínimo de 6,0 mg/L, Classe 2: mínimo de 5,0 mg/L, Classe 3: mínimo de 4,0 mg/L, Classe 4: sem valor mínimo especificado. Os valores de oxigênio dissolvido demonstram a boa qualidade da água no que se refere à capacidade de sustentar organismos aquáticos e evitar condições de anoxia que possam comprometer o ecossistema. Esse resultado reflete uma baixa carga de matéria orgânica e adequada renovação dos níveis de oxigenação, fatores essenciais para a manutenção do equilíbrio ecológico do rio. Observa-se com o auxílio do gráfico (Imagem 3), uma pequena alteração entre os meses de amostragem o que está associado a temperatura do clima e as variações de pluviosidade.

O **pH** é um dos parâmetros mais importantes para a avaliação da qualidade da água em rios, pois influencia diretamente os processos químicos, biológicos e ecológicos do ambiente aquático, indicando seu nível de acidez ou alcalinidade. A Resolução CONAMA nº 357/2005 recomenda que o pH em águas de classe 1, 2 e 3 esteja na faixa de 6,0 a 9,0. Valores fora desse intervalo podem indicar impactos ambientais, como poluição e mudanças no ecossistema.

Os valores encontrados nas análises demonstraram que todos os valores de pH obtidos nas análises estão dentro dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005. Isso indica que as águas do rio Timbó estão em condições adequadas para a preservação da vida aquática e outros usos previstos na legislação ambiental reforçando as condições de preservação na região, garantindo a qualidade do recurso hídrico e sua sustentabilidade. No entanto, é fundamental que o monitoramento seja contínuo, pois fatores externos, como mudanças climáticas, descarte inadequado de resíduos e atividades industriais, podem influenciar a estabilidade do pH e de outros indicadores da qualidade da água ao longo do tempo. Observa-se com o auxílio do gráfico (Imagem 4), que os valores de pH se mantiveram estáveis ao longo do ano com pequenas alterações referentes a eventos de seca e chuvas.

A **Temperatura** da água é um parâmetro essencial para a qualidade ambiental, pois afeta diversas reações físicas, químicas e biológicas nos ambientes aquáticos. Conforme a Resolução CONAMA nº 357/2005, os valores variam de acordo com as características naturais de cada corpo hídrico, porém pode ser utilizada o limite de variação máxima de 3°C em relação à média natural do corpo d'água no local e na estação do ano considerada. Esse limite se aplica para avaliar desequilíbrios ecológicos e a manter a qualidade da água para diferentes usos. Os valores encontrados indicam condições adequadas para a preservação do equilíbrio ecológico no local. Não foram encontradas grandes oscilações que podem impactar a solubilidade de gases, a taxa metabólica dos organismos aquáticos e a qualidade geral da água. Observa-se com o auxílio do gráfico (Imagem 5), a variação da temperatura da água do rio em função da sazonalidade e alternância das estações do ano. Reforça-se a importância do monitoramento contínuo, visto que mudanças climáticas, desmatamento e atividades humanas podem influenciar a temperatura da água ao longo do tempo.

O **Potencial Redox** (ORP – Oxidation-Reduction Potential) é um indicador essencial da qualidade da água, pois mede sua capacidade de realizar reações de oxidação e redução. Esse parâmetro reflete o equilíbrio entre espécies oxidantes e redutoras presentes na água. O ORP ajuda a identificar a presença de poluentes e processos de degradação química. Valores elevados de ORP indicam boas condições aeróbicas, enquanto valores baixos podem sugerir condições anaeróbicas prejudiciais à vida aquática. A Resolução CONAMA nº 357/2005 não estabelece um valor específico para o potencial redox, mas ele está diretamente relacionado a outros parâmetros exigidos, como o oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), pH e metais dissolvidos. Os resultados das análises indicam que os valores de potencial redox (ORP) estão dentro das faixas normalmente esperadas para águas naturais, sugerindo condições favoráveis para a manutenção do equilíbrio químico e biológico dos corpos hídricos monitorados. A estabilidade dos valores de potencial redox sugere um ambiente equilibrado, com boas condições para processos naturais de autodepuração e baixa probabilidade de contaminação por substâncias redutoras excessivas, como sulfetos e matéria orgânica em decomposição. Recomenda-se o monitoramento contínuo, pois variações significativas nesse parâmetro podem indicar processos de poluição, alteração nos níveis de oxigênio dissolvido ou mudanças na atividade microbiológica. Observa-se no gráfico (Imagem 6), a variação sazonal dos valores de ORP, o que pode estar relacionado com a variação da temperatura.

Considerações Finais

Segundo o Atlas Geográfico Brasileiro (2016), a bacia do rio Timbó é uma das bacias catarinenses com menos problemas decorrentes e contaminação por efluentes domésticos, pois tem em sua área de drenagem baixos números de população urbana. Na zona rural os principais problemas estão associados ao desmatamento com áreas de reflorestamento e com maior relevância os processos relacionados a agricultura.

O monitoramento realizado ao longo deste projeto demonstrou que os parâmetros analisados se encontram dentro dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005. Esses resultados indicam que as condições ambientais do rio Timbó se apresentam preservadas. De forma geral, os valores dos parâmetros encontrados entre os pontos de coleta não apresentaram grandes variações, demonstrando que as condições de qualidade de água se mantêm na região amostrada. Embora os resultados sejam positivos, recomenda-se a continuidade do monitoramento, pois fatores externos, como o crescimento populacional, atividades industriais e agrícolas, e mudanças climáticas, podem influenciar a qualidade da água ao longo do tempo. A implementação de medidas preventivas e de boas práticas ambientais é essencial para assegurar a manutenção desses

índices e evitar possíveis impactos futuros. O estudo reforça a importância da gestão sustentável da água e da aplicação de diretrizes ambientais para garantir a conservação dos corpos hídricos e a segurança hídrica da população. Dessa forma, o monitoramento contínuo da qualidade da água é fundamental para a preservação dos recursos hídricos.

Agradecimentos

À Fundação Educacional da Região de Joinville – FURJ / Universidade Educacional da Região de Joinville – UNIVILLE, Entidade Executiva do Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do Rio Timbó. Este trabalho foi financiado pela Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação de Santa Catarina (FAPESC) pelo Edital FAPESC nº 32/2022 (Termo de Outorga nº 2022TR002182).

Referências Bibliográficas

ANA – AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO. **Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil 2021: Informe Anual.** Brasília: ANA, 2021. Disponível em: https://www.gov.br/ana. Acesso em: 02 jul. 2025.

BASTOS, F. **Estratégias para o monitoramento da qualidade da água em bacias rurais de cabeceira.** 2018. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Centro de Ciências Rurais, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2018.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 375, de 18 de março de 2005. **Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências**. Diário Oficial da União, Brasília, 18 mar. 2005.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011. **Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade**. Diário Oficial da União, Brasília, 12 dez. 2011.

CALAZANS, G. M. **Avaliação e proposta de adequação da rede de monitoramento da qualidade das águas superficiais das sub-bacias do Rio das Velhas e do Rio Paraopeba, utilizando técnicas estatísticas multivariadas.** 2015. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2015.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 357, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água**. 2005. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/?id=450&option=com_sisconama&task=arquivo.download. Acesso em: 11 out. 2024.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). **Manual de procedimentos de coleta de amostras em áreas agrícolas para análise da qualidade ambiental: solo, água e sedimentos.** Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2006.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Censo 2022**. Disponível em: https://www.ibge.gov.br/pt/inicio.html. Acesso em: 11 out. 2024.

KIM, J. Y.; et al. **Application of multivariate analysis to determine spatial and temporal changes in water quality after new channel construction in the Chilika Lagoon**. Ecological Engineering, v. 90, p. 314–319, 2016.

MALAGÓ, A.; et al. **Modelling water and nutrient fluxes in the Danube Rivers Basins with SWAT**. Science of the Total Environment, v. 603–604, p. 196–201, 2017.

MAGALHÃES Jr., A. P. **Indicadores ambientais e recursos hídricos: realidade e perspectivas para o Brasil a partir da experiência francesa**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2007. 688 p.

OLIVEIRA, R. M. L. **A criação dos Comitês de Bacias Hidrográficas dos Rios Juco e Santa Maria da Vitória: perspectivas e desafios da gestão hídrica capixaba**. 2011. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Programa de Pós-Graduação em Geografia, Centro de Ciências Humanas e Naturais, Universidade Federal do Espírito Santo, 2011.

SANTA CATARINA. Governo do Estado. Secretaria de Estado do Planejamento. Diretoria de Estatística e Cartografia. **Atlas geográfico de Santa Catarina: diversidade da natureza**. Fascículo 2. Florianópolis: UDESC, 2016.

SANTA CATARINA. Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável. Diretoria de Recursos Hídricos. **Plano estratégico de gestão integrada da bacia hidrográfica do Rio Timbó: diagnóstico e prognóstico dos recursos hídricos da bacia hidrográfica. Etapa B – Relatório final. Volume II** – Anexos. Florianópolis: SDS, 2009.

SANTA CATARINA. Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável. **Plano Estadual de Recursos Hídricos de Santa Catarina – PERH/SC**. Florianópolis: FAPESC, 2017.

SOARES, P. F. **Projeto e avaliação de desempenho de redes de monitoramento de qualidade da água utilizando o conceito de entropia**. 2001. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.

SPERLING, M. V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4ª ed.
Belo Horizonte: Ed. UFMG, 2007. 470 p.

TUNDISI, J. G. **Águas no século XXI: enfrentando a escassez**. São Carlos: RiMA; IIE, 2003.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. **Limnologia.** São Paulo: Oficina de Textos, 2010

DISTRIBUIÇÃO DE Cd, Sb E Ni EM ÁGUA, SEDIMENTO E PEIXES DE UM CÓRREGO URBANO DE LONDRINA-PR

1Mariana Isabely de Bassi, 2Julian Mateus Azurmendi Pinetti, 3Mariana Silva Jardim, 4Edson Fontes de Oliveira, 5Mônica Lúcia Adam, 6Rodrigo Augusto Torres, 7Alessandra Furtado da Silva

1Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: marianabassi@alunos.utfpr.edu.br; 2Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: julianpinetti@alunos.utfpr.edu.br; 3Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: marianajardim@alunos.utfpr.edu.br; 4Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: edsonoliveira@utfpr.edu.br; 5Universidade Federal de Pernambuco, e-mail: monicaadam@utfpr.edu.br; 6Universidade Federal de Pernambuco, e-mail: rodrigotorres@utfpr.edu.br; 7Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: alessandrasilva@utfpr.edu.br

Palavras-chave: Bioacumulação; Sedimento; Urbanização.

Resumo

A urbanização promove alterações significativas nos ecossistemas aquáticos, favorecendo o aporte de metais potencialmente tóxicos por meio do escoamento superficial, lançamento de efluentes e transporte de partículas contaminadas. O presente estudo teve como objetivo avaliar a distribuição espacial e sazonal de cádmio (Cd), antimônio (Sb) e níquel (Ni) em água, sedimento e peixes no Ribeirão Cambé, Londrina-PR, relacionando os resultados com parâmetros físico-químicos da água e possíveis influências antrópicas associadas ao uso e ocupação do solo. As campanhas de coleta foram realizadas no inverno (agosto de 2024) e verão (abril de 2025) em sete pontos distribuídos ao longo da bacia hidrográfica. Os parâmetros físico-químicos da água foram determinados *in situ* e as concentrações dos metais foram obtidas por ICP-OES após digestão ácida assistida por micro-ondas. Os resultados indicaram influência da urbanização sobre a qualidade ambiental do Ribeirão Cambé, especialmente nos pontos sob influência de lançamento de efluentes, drenagem urbana e processos de assoreamento. Cd, Ni e Sb permaneceram abaixo do limite de quantificação nas amostras de água durante ambas as campanhas. No sedimento, o Ni apresentou as maiores concentrações, seguido por Cd e Sb, evidenciando o papel desse compartimento como reservatório de contaminação ambiental. Nas amostras de peixes, apenas o Ni apresentou concentrações acima do limite de quantificação, com maiores valores observados em *Poecilia* sp. e *Hypostomus* sp., principalmente no ponto localizado após a estação de tratamento de esgoto da SANEPAR. Cd e Sb permaneceram abaixo do limite de quantificação em todas as amostras biológicas analisadas. Os resultados demonstram que, mesmo sem quantificação dos metais na água, pode ocorrer acúmulo no sedimento e incorporação pela biota aquática, reforçando a importância da avaliação integrada de água, sedimento e peixes em estudos de monitoramento ambiental em ambientes urbanos.

Introdução

Os ambientes aquáticos urbanos estão sujeitos à influência contínua de múltiplas fontes de contaminação associadas ao crescimento das cidades, incluindo drenagem pluvial, lançamento de efluentes, deposição atmosférica e transporte de partículas provenientes do tráfego veicular e de atividades industriais. Entre os contaminantes presentes nesses sistemas, os metais potencialmente tóxicos merecem destaque devido à elevada persistência ambiental, ausência de degradação natural e capacidade de interação com diferentes compartimentos do ecossistema aquático. Em córregos urbanos, esses contaminantes frequentemente apresentam dinâmica complexa, envolvendo processos de adsorção, sedimentação, remobilização e transferência para a biota aquática (Müller *et al*., 2020)

A distribuição ambiental dos metais em ecossistemas aquáticos depende diretamente de fatores hidrológicos, geoquímicos e antrópicos. Em muitos casos, as concentrações dissolvidas na água permanecem reduzidas devido à forte associação dos metais às partículas suspensas e aos sedimentos. Dessa forma, o compartimento sedimentar atua como importante reservatório de contaminação, acumulando metais ao longo do tempo e funcionando como fonte secundária de poluentes para a coluna d'água em condições favoráveis à ressuspensão ou alteração das características físico-químicas do meio (Chon; Ohandja; Voulvoulis, 2012).

Entre os metais associados aos ambientes urbanos, o níquel (Ni) apresenta ampla ocorrência em áreas influenciadas por atividades industriais, combustão de combustíveis fósseis, desgaste de materiais metálicos e deposição atmosférica. Além de fontes antrópicas, o Ni também pode apresentar contribuição geogênica relacionada ao intemperismo de rochas e solos. O cádmio (Cd), por sua vez, destaca-se pela elevada toxicidade e potencial de bioacumulação, estando associado a fertilizantes, baterias, galvanoplastia e resíduos industriais. Já o antimônio (Sb) vem sendo reconhecido como contaminante emergente em ambientes urbanos, principalmente devido à associação com desgaste de freios automotivos, materiais industriais e partículas provenientes do tráfego urbano, embora ainda existam poucos estudos avaliando seu comportamento em ecossistemas aquáticos brasileiros (Müller *et al*., 2020).

A avaliação integrada de água, sedimento e organismos aquáticos permite compreender de forma mais abrangente o comportamento ambiental dos metais e os possíveis processos de transferência entre compartimentos. Mesmo quando não detectados na água, metais acumulados nos sedimentos podem permanecer biodisponíveis para organismos aquáticos, especialmente espécies com maior interação com o fundo dos corpos hídricos (Widianarko *et al.,* 2000). Além disso, peixes são amplamente utilizados como bioindicadores ambientais devido à capacidade de acumular contaminantes ao longo do tempo, refletindo tanto a exposição ambiental quanto diferenças ecológicas e fisiológicas entre espécies (Emon *et al*., 2023).

Em córregos urbanos, espécies da família Poeciliidae apresentam elevada tolerância às alterações ambientais e têm sido utilizadas como bioindicadoras da qualidade ambiental em sistemas aquáticos sujeitos à influência antrópica (Gomes-Silva *et al*., 2020). Da mesma forma, espécies bentônicas podem refletir com maior intensidade a exposição a contaminantes associados ao compartimento sedimentar, contribuindo para a compreensão da biodisponibilidade dos metais em ambientes aquáticos urbanos.

Nesse contexto, o presente estudo teve como objetivo avaliar a distribuição espacial e sazonal de cádmio (Cd), antimônio (Sb) e níquel (Ni) em água, sedimento e peixes no Ribeirão Cambé, Londrina-PR, relacionando os resultados com parâmetros físico-químicos da água e possíveis influências antrópicas associadas ao uso e ocupação do solo.

Material e Métodos

O estudo foi realizado no Ribeirão Cambé, localizado no município de Londrina, Paraná, integrante da bacia hidrográfica do Ribeirão Três Bocas. Ao longo de seu percurso, o córrego atravessa áreas com diferentes características de uso e ocupação do solo, incluindo regiões urbanizadas, áreas industriais, trechos com influência de lançamento de efluentes, setores com processos de assoreamento e áreas sob influência agrícola.

Foram definidos sete pontos amostrais (P1 a P7) distribuídos longitudinalmente ao longo da bacia hidrográfica (Figura 1), abrangendo desde regiões próximas à nascente até a foz do Ribeirão Cambé. O ponto P1 localiza-se em área urbana próxima à nascente, caracterizada pela presença de atividades industriais e descarte irregular de resíduos. Os pontos P2, P3 e P4 encontram-se inseridos em região urbanizada, com reduzida cobertura vegetal e presença de processos erosivos e assoreamento. O ponto P5 situa-se após o Parque Arthur Thomas, em trecho com maior preservação ambiental e presença de mata ciliar. O ponto P6 localiza-se a jusante da estação de tratamento de esgoto da SANEPAR, enquanto o ponto P7 está situado próximo à foz do Ribeirão Cambé, em área com influência rural e acúmulo dos impactos ao longo da bacia hidrográfica.

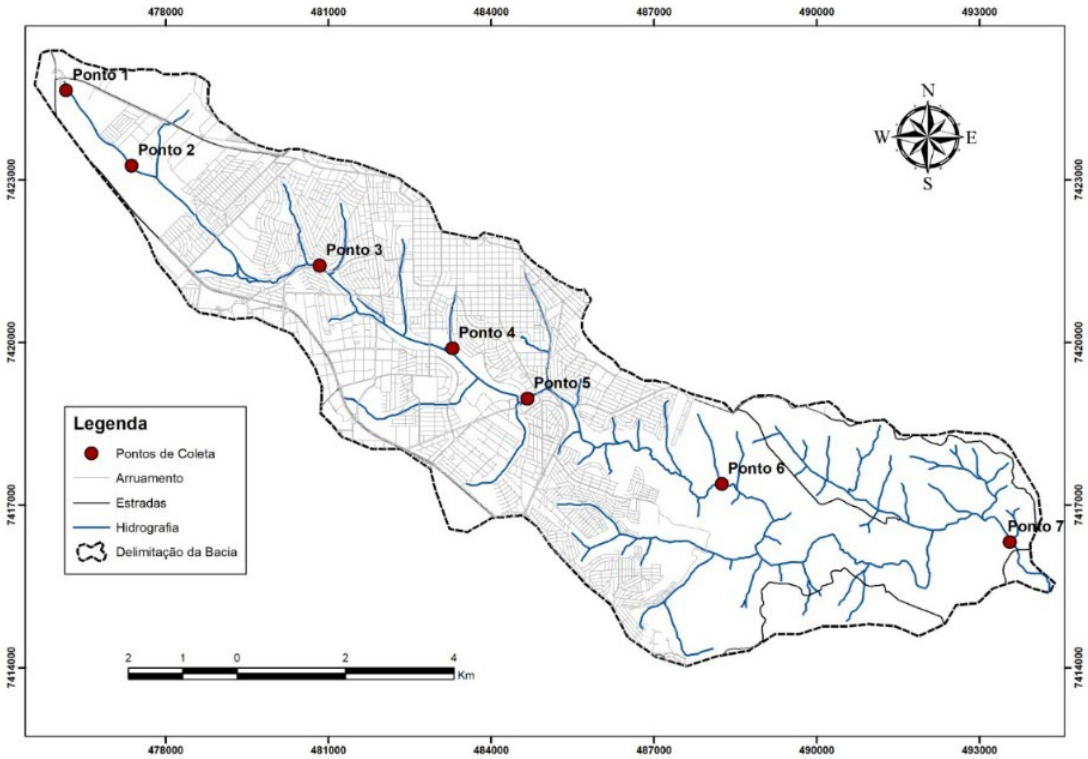


Figura 1: Localização dos pontos de coleta no Ribeirão Cambé, Londrina-PR.
Fonte: Autores (2025)

As campanhas de coleta foram realizadas no inverno (agosto de 2024) e verão (abril de 2025), permitindo avaliar a influência sazonal sobre os parâmetros físico-químicos da água e as concentrações de metais nas diferentes matrizes ambientais.

Amostras de água, sedimento e peixes foram coletadas nos pontos P1 a P7 em triplicata. Os parâmetros físico-químicos da água (temperatura, pH, oxigênio dissolvido, turbidez, condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos) foram determinados *in situ* com auxílio de uma sonda multiparâmetro.

As amostras de água foram filtradas em campo, acidificadas com HNO_3 até pH < 2 e armazenadas sob refrigeração até as análises. As amostras de sedimento foram secas em estufa, homogeneizadas e peneiradas para obtenção da fração fina (<75 µm). A digestão ácida foi realizada em sistema assistido por micro-ondas utilizando HNO_3 e HCl conforme método EPA 3051A. As amostras de peixes foram secas, trituradas, peneiradas (<75 µm) e submetidas à digestão ácida assistida por micro-ondas utilizando HNO_3 e H_2O_2. A determinação das concentrações de Cr e Pb foi realizada por ICP-OES. Para as amostras de água, as concentrações dos metais permaneceram abaixo do limite de detecção do método analítico.

Nas amostras de água, as concentrações de Cd, Sb e Ni permaneceram abaixo do limite de detecção do método analítico durante ambas as campanhas de amostragem.

Os resultados obtidos para sedimento e peixes foram avaliados considerando a distribuição espacial e sazonal dos metais ao longo da bacia hidrográfica. Os valores observados no sedimento foram comparados aos valores orientadores estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 454/2012 para sedimentos de água doce, visando identificar possíveis regiões sob maior influência antrópica e potencial risco à biota aquática.

A interpretação dos resultados considerou ainda as características do uso e ocupação do solo, os parâmetros físico-químicos da água e as diferenças ecológicas entre as espécies de peixes coletadas, buscando compreender os processos de transporte, retenção e biodisponibilidade dos metais no ambiente aquático.

Resultados e Discussão

Parâmetros físico-químicos da água e influência do uso e ocupação do solo

Os parâmetros físico-químicos da água apresentaram variações espaciais e sazonais ao longo do Ribeirão Cambé, refletindo a influência das diferentes formas de uso e ocupação do solo presentes na bacia hidrográfica. As alterações observadas indicam influência de áreas urbanizadas, lançamento de efluentes, processos erosivos e diferenças na cobertura vegetal ao longo do curso do córrego.

Os valores de temperatura apresentaram comportamento sazonal esperado, com maiores valores durante o verão em todos os pontos amostrais (Figura 2). O pH manteve-se próximo da neutralidade ao longo da bacia hidrográfica, apresentando pequenas variações espaciais e sazonais. Apesar da relativa estabilidade observada, alterações no pH podem influenciar processos de adsorção e mobilidade de metais no ambiente aquático.

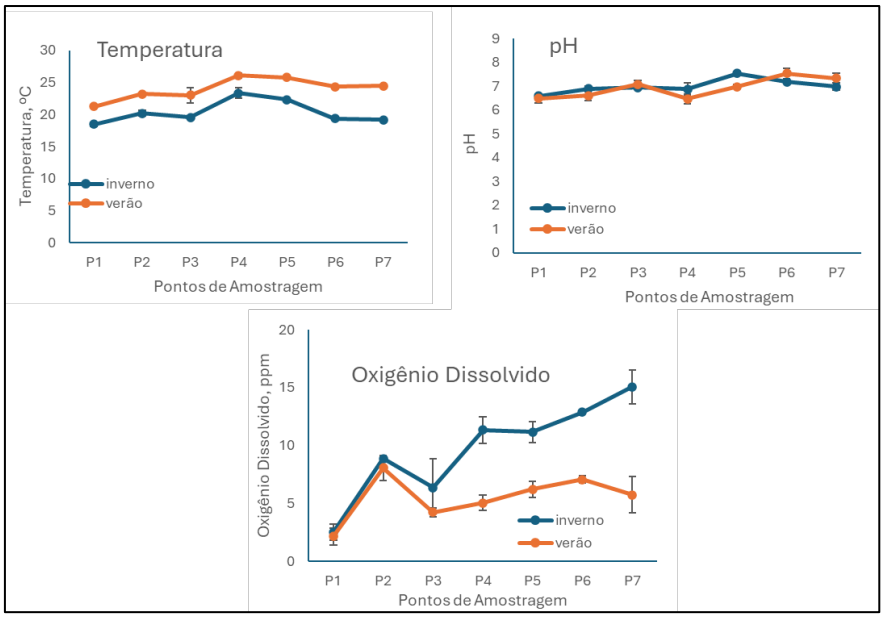


Figura 2: Variação espacial da temperatura, pH e oxigênio dissolvido nas campanhas de inverno e verão no Ribeirão Cambé, Londrina-PR.
Fonte: Autores (2025)

As maiores alterações foram observadas para o oxigênio dissolvido (OD), principalmente nos pontos localizados em regiões urbanizadas. O ponto P1 apresentou os menores valores de OD, especialmente durante o verão, com concentrações próximas de 2 mg L^{-1} (Figura 2), inferiores ao limite mínimo de 5 mg L^{-1} estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas doces de Classe 2. Mesmo localizado próximo à nascente, esse ponto sofre influência antrópica associada à presença de indústrias e descarte irregular de resíduos, favorecendo o aumento da carga orgânica e o consumo de oxigênio durante processos de decomposição.

Observou-se melhora parcial das condições ambientais nos pontos intermediários da bacia, especialmente em P5, localizado após o Parque Arthur Thomas. Esse trecho apresentou maior estabilidade entre as campanhas e maiores concentrações de oxigênio dissolvido (Figura 2), indicando possível efeito positivo da cobertura vegetal e da presença de mata ciliar sobre a qualidade da água.

A condutividade elétrica, os sólidos totais dissolvidos e a turbidez apresentaram variações espaciais associadas às diferentes influências antrópicas presentes ao longo do Ribeirão Cambé. Os maiores valores de condutividade elétrica foram observados nos pontos P6 e P7, principalmente durante o inverno (Figura 3), indicando aumento da concentração de íons dissolvidos na água. O ponto P6, localizado após a estação de tratamento de esgoto da SANEPAR, apresentou valores elevados em ambas as campanhas, sugerindo influência do lançamento de efluentes tratados sobre a composição química da água.

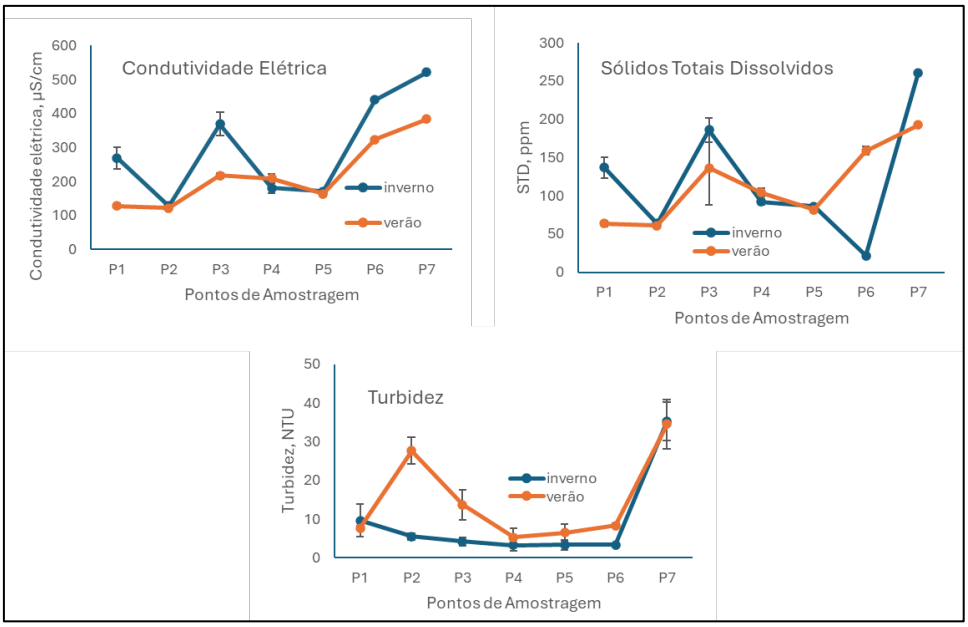


Figura 3: Variação espacial da condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos e turbidez nas campanhas de inverno e verão no Ribeirão Cambé, Londrina-PR.
Fonte: Autores (2025)

Comportamento semelhante foi observado para os sólidos totais dissolvidos, que apresentaram maiores concentrações nos trechos localizados a jusante da bacia hidrográfica (Figura 3). Esses resultados refletem o acúmulo dos impactos ao longo do Ribeirão Cambé, incluindo contribuições urbanas, rurais e processos de assoreamento.

A turbidez apresentou maior variabilidade espacial, com destaque para os pontos inseridos em áreas urbanizadas. Durante o verão, os maiores valores foram observados principalmente em P2 e P7 (Figura 3), indicando influência do aumento do escoamento superficial e do transporte de sedimentos durante períodos de maior precipitação. Em contraste, P5 apresentou menores valores de turbidez e maior estabilidade entre as campanhas, evidenciando novamente o efeito positivo da cobertura vegetal na retenção de partículas e redução do aporte de sedimentos para o córrego.

De maneira geral, os resultados demonstram que a urbanização influencia diretamente a dinâmica físico-química da água no Ribeirão Cambé, alterando condições que podem interferir nos processos de transporte, deposição e biodisponibilidade de contaminantes no ambiente aquático.

Cd, Ni e Sb na água

As concentrações de Cd, Ni e Sb nas amostras de água permaneceram abaixo do limite de quantificação (LOQ) do método analítico em todos os pontos amostrais e em ambas as campanhas de coleta. A ausência de quantificação desses metais na água não indica, necessariamente, ausência de contaminação no Ribeirão Cambé. Em ambientes aquáticos urbanos, metais potencialmente tóxicos podem apresentar baixas concentrações na fração dissolvida devido à forte associação com partículas suspensas, matéria orgânica e sedimentos. Assim, parte significativa desses elementos pode ser transportada predominantemente na forma particulada e acumulada no compartimento sedimentar.

Esse comportamento é particularmente relevante em córregos urbanos, nos quais o escoamento superficial promove o carreamento de partículas provenientes do desgaste de superfícies urbanas, tráfego veicular, solos expostos, resíduos e lançamento de efluentes. Após a entrada no sistema aquático, esses materiais tendem a se depositar em regiões de menor energia hidráulica, favorecendo o acúmulo de metais no sedimento.

Dessa forma, embora Cd, Ni e Sb tenham permanecido abaixo do LOQ na água, a avaliação dos sedimentos e da biota aquática torna-se essencial para compreender a dinâmica ambiental desses metais no Ribeirão Cambé. A baixa concentração na fase dissolvida reforça a importância da abordagem multicompartimental, uma vez que metais não quantificados na água podem permanecer acumulados no sedimento e, dependendo de sua biodisponibilidade, serem incorporados pelos organismos aquáticos.

Concentração de Cd, Ni e Sb no sedimento

As concentrações de Cd, Ni e Sb no sedimento apresentaram variações espaciais e sazonais ao longo do Ribeirão Cambé (Figura 4), evidenciando influência das características ambientais e das atividades antrópicas presentes na bacia hidrográfica. De maneira geral, o Ni apresentou as maiores concentrações entre os metais avaliados, seguido por Cd e Sb.

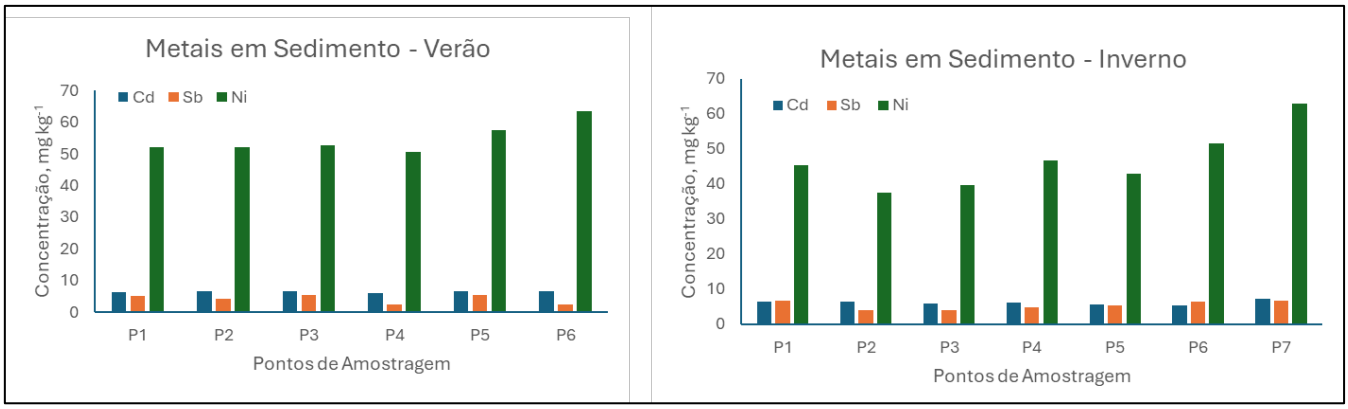


Figura 4: Concentração de Cd, Ni e Sb no sedimento do Ribeirão Cambé durante as campanhas de inverno e verão. Fonte: Autores (2025)

O Ni apresentou distribuição relativamente homogênea ao longo dos pontos amostrais, com concentrações variando aproximadamente entre 37 e 64 mg kg^{-1}. Durante o inverno, os maiores valores foram observados em P6 e P7, enquanto no verão destacaram-se P3, P5 e P6 (Figura 4). Essa ampla distribuição pode estar relacionada tanto a fontes antrópicas quanto a contribuições naturais associadas ao intemperismo de solos e rochas da bacia. Em regiões urbanas, o Ni pode estar associado ao tráfego veicular, combustão de combustíveis fósseis, materiais metálicos e deposição atmosférica (Müller *et a*l., 2020). Além disso, em áreas com solos derivados de rochas basálticas, parte das concentrações observadas pode refletir contribuição geogênica.

As concentrações de Cd apresentaram menor variação espacial em comparação ao Ni, permanecendo aproximadamente entre 5 e 7 mg kg^{-1} ao longo das campanhas (Figura 4). Esse comportamento sugere maior estabilidade do metal no compartimento sedimentar e possível associação às frações finas e à matéria orgânica. O Cd é reconhecido por sua elevada toxicidade e persistência ambiental, podendo ser introduzido em corpos hídricos por fontes urbanas, industriais e agrícolas, incluindo resíduos, fertilizantes e efluentes (Emon *et al.,* 2023).

O Sb apresentou maior variabilidade espacial, com concentrações variando aproximadamente entre 2 e 6 mg kg^{-1} (Figura 4). Durante o inverno, os maiores valores foram observados em P1, P6 e P7, enquanto no verão destacaram-se P1, P3 e P5. A presença de Sb no sedimento é relevante, pois esse elemento tem sido associado a fontes urbanas difusas, especialmente ao tráfego veicular, desgaste de freios, deposição atmosférica e transporte de partículas pelo escoamento superficial (Müller *et al*., 2020).

De maneira geral, os resultados reforçam o papel do sedimento como reservatório de contaminação ambiental. Metais podem permanecer adsorvidos às partículas sedimentares e, em determinadas condições físico-químicas, ser remobilizados para a coluna d'água, atuando como fonte secundária de contaminação para o ecossistema aquático (Chon; Ohandja; Voulvoulis, 2012). Assim, mesmo com Cd, Ni e Sb abaixo do LOQ nas amostras de água, sua presença no sedimento indica retenção no compartimento sólido e possível disponibilidade futura para organismos aquáticos.

A ausência de sedimento no ponto P7 durante a campanha de verão impossibilitou a determinação das concentrações dos metais nesse período. Ainda assim, os resultados evidenciam a importância da avaliação do sedimento para compreender a distribuição de Cd, Ni e Sb no Ribeirão Cambé, especialmente em trechos sob influência urbana, lançamento de efluentes e acúmulo de impactos ao longo da bacia hidrográfica.

Concentração de Cd, Ni e Sb em peixes

Entre os metais avaliados, apenas o Ni apresentou concentrações acima do limite de quantificação (LOQ), enquanto Cd e Sb permaneceram abaixo do LOQ em todas as amostras analisadas. As concentrações de Ni em peixes apresentaram diferenças entre espécies, pontos amostrais e períodos sazonais ao longo do Ribeirão Cambé (Figura 5).

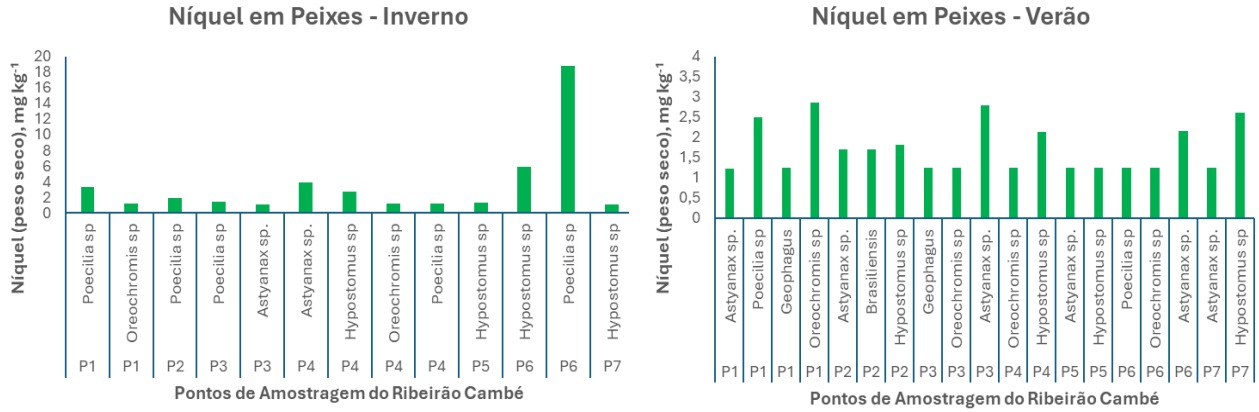


Figura 5: Concentração de Ni em peixes coletados no Ribeirão Cambé durante as campanhas de inverno e verão. Fonte: Autores (2025)

A ausência de quantificação de Cd e Sb nos peixes sugere baixa biodisponibilidade desses metais para os organismos aquáticos nas condições avaliadas. Mesmo presentes no sedimento, metais potencialmente tóxicos podem apresentar limitada incorporação biológica devido à forte associação às partículas sedimentares, baixa mobilidade ou mecanismos fisiológicos de regulação e excreção pelos organismos aquáticos (Chandrapalan; Kwong, 2021). No caso do Sb, estudos indicam que esse elemento frequentemente apresenta maior retenção no compartimento sedimentar e menor transferência para níveis tróficos superiores, especialmente em ambientes aquáticos urbanos.

O Ni foi detectado em diferentes espécies ao longo da bacia hidrográfica, evidenciando transferência do metal entre os compartimentos ambientais do Ribeirão Cambé. Durante o inverno, as maiores concentrações foram observadas em exemplares de *Poecilia* sp. e *Hypostomus* sp. coletados em P6, com destaque para *Poecilia* sp., que apresentou concentração próxima de 19 mg kg^{-1} (Figura 5). O ponto P6 localiza-se após a estação de tratamento de esgoto da SANEPAR, região que também apresentou elevadas concentrações de Ni no sedimento, sugerindo influência do acúmulo de contaminantes e maior biodisponibilidade do metal nesse trecho da bacia.

As concentrações de Ni observadas durante o verão apresentaram distribuição mais homogênea entre os pontos e espécies, com valores inferiores aos registrados no inverno (Figura 5). Apesar da redução sazonal, o metal permaneceu detectável em diferentes espécies ao longo da bacia hidrográfica, indicando persistência ambiental e exposição contínua da biota aquática ao contaminante.

As diferenças observadas entre inverno e verão sugerem influência das condições hidrológicas sobre os processos de biodisponibilidade e bioacumulação do Ni. Durante períodos de menor vazão e maior estabilidade sedimentar, como no inverno, pode ocorrer maior contato dos organismos com sedimentos contaminados e aumento da exposição prolongada ao metal. Em contrapartida, durante o verão, o aumento da vazão e do transporte de partículas pode favorecer processos de diluição e redistribuição dos contaminantes no ambiente aquático.

Diferenças entre espécies também foram observadas. Espécies bentônicas, como *Hypostomus* sp., apresentaram concentrações relativamente elevadas em alguns pontos amostrais, comportamento coerente com o maior contato dessas espécies com o sedimento. Já exemplares de *Poecilia* sp. apresentaram elevadas concentrações principalmente em regiões urbanizadas e sob influência de efluentes, indicando potencial dessa espécie como bioindicadora de contaminação em ambientes aquáticos urbanos. Estudos demonstram que espécies da família Poeciliidae apresentam elevada tolerância às alterações ambientais e capacidade de refletir gradientes de poluição associados à urbanização (Gomes-Silva *et al*., 2020).

A presença de Ni nos peixes, mesmo com concentrações abaixo do LOQ nas amostras de água, reforça a importância do sedimento como reservatório de metais e fonte potencial de exposição para organismos aquáticos. Resultados semelhantes têm sido descritos em estudos que demonstram associação entre metais presentes no sedimento e sua incorporação pela biota aquática em ambientes urbanos (Widianarko *et al.,* 2000). Além disso, a bioacumulação de metais em peixes depende não apenas das concentrações ambientais, mas também de fatores fisiológicos, hábitos alimentares, posição trófica e interação das espécies com o compartimento sedimentar (Emon *et al.,* 2023).

Comentários finais

Os resultados demonstraram influência significativa do uso e ocupação do solo sobre os parâmetros físico-químicos da água e sobre a distribuição de Cd, Ni e Sb no Ribeirão Cambé. As alterações observadas ao longo da bacia hidrográfica evidenciaram maior influência antrópica nos trechos urbanizados e sob influência do lançamento de efluentes, especialmente nos pontos localizados a jusante da estação de tratamento de esgoto e próximos à foz do córrego.

Cd, Ni e Sb permaneceram abaixo do limite de quantificação nas amostras de água durante ambas as campanhas, indicando baixa permanência desses metais na fase dissolvida. Entretanto, os metais foram detectados no sedimento, evidenciando a importância desse compartimento como reservatório de contaminação ambiental e local de retenção de contaminantes associados ao transporte particulado.

O Ni apresentou as maiores concentrações no sedimento e foi o único metal detectado nos peixes, indicando maior biodisponibilidade e potencial de transferência para a biota aquática. As maiores concentrações observadas em *Poecilia* sp. e *Hypostomus* sp., principalmente no ponto P6 durante o inverno, sugerem influência da urbanização, do acúmulo de impactos ao longo da bacia e do contato dos organismos com sedimentos contaminados.

Cd e Sb permaneceram abaixo do limite de quantificação nas amostras de peixes, sugerindo menor biodisponibilidade desses metais para os organismos aquáticos nas condições avaliadas. Ainda assim, a presença desses elementos no sedimento demonstra que os contaminantes permanecem retidos no ambiente aquático e podem representar fonte potencial de exposição em situações de alteração das condições físico-químicas do sistema.

Os resultados reforçam a importância da avaliação integrada de água, sedimento e biota em estudos de monitoramento ambiental, uma vez que metais não quantificados na água podem permanecer acumulados no sedimento e serem incorporados pelos organismos aquáticos. Além disso, o estudo destaca a relevância do monitoramento de contaminantes emergentes, como o Sb, em ambientes urbanos sujeitos à influência contínua de atividades antrópicas.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer a Universidade Tecnológica Federal do Paraná e ao Conselho Municipal do Meio Ambiente de Londrina pelo apoio recebido.

Referências Bibliográficas

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Diário Oficial da União: Brasília, DF, 18 mar. 2005.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 454, de 1 de novembro de 2012. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional. Diário Oficial da União: Brasília, DF, 8 nov. 2012.

CAMPONELLI, K. M. *et al*. Sources and transport of copper and zinc in urban stormwater runoff. Journal of Environmental Engineering, Reston, v. 136, n. 11, p. 1171–1180, 2010.

CHANDRAPALAN, T.; KWONG, R. W. M. Metal uptake, transport, detoxification and bioavailability in fish: a review. Animals, Basel, v. 11, n. 3, p. 781, 2021.

CHON, H.-S.; OHANDJA, D.-G.; VOULVOULIS, N. The role of sediments as a source of metals in river catchments. Journal of Hazardous Materials, Amsterdam, v. 203–204, p. 166–176, 2012.

EMON, A. H. *et al*. Bioaccumulation and bioremediation of heavy metals in fishes: a review. Toxics, Basel, v. 11, n. 6, p. 510, 2023.

GOMES-SILVA, G. *et al*. Using native and invasive livebearing fishes (Poeciliidae, Teleostei) for the integrated biological assessment of pollution in urban streams. Science of the Total Environment, Amsterdam, v. 709, p. 134336, 2020.
MINEROPAR. Atlas geológico do Estado do Paraná. Curitiba: Minerais do Paraná S.A., 2001.

MÜLLER, A.; ÖSTERLUND, H.; MARSALEK, J.; VIKLANDER, M. The pollution conveyed by urban runoff: a review of sources. Science of the Total Environment, Amsterdam, v. 709, p. 136125, 2020.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). Method 3051A: microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils. Washington, DC: USEPA, 2007.

WIDIANARKO, B. *et al*. Associations between trace metals in sediment, water, and guppy, Poecilia reticulata from urban streams of Semarang, Indonesia. Ecotoxicology and Environmental Safety, San Diego, v. 46, n. 1, p. 101–107, 2000.

AVALIAÇÃO ESPACIAL DO RISCO DE CONTAMINAÇÃO POR AGROTÓXICOS NO ENTORNO DO AÇUDE JABURU I NO MUNICÍPIO DE UBAJARA-CE

1Maressa Oliveira Martins, 2Thaiara Basílio de Melo Gonçalves, 3Francisco José de Paula Filho, 4Luisa Gardênia Alves Tomé Farias

1 Universidade Federal do Ceará, e-mail: maressamartins47@gmail.com; 2 Universidade Federal do Ceará, e-mail: eng.amb.thaiarabasilio@gmail.com; 3 Universidade Federal do Cariri, e-mail: francisco.filho@ufca.edu.br, 4 Universidade Federal do Ceará, e-mail: luisa@crateus.ufc.br

Palavras-chave: Agrotóxicos; Geoprocessamento; Risco de contaminação.

Resumo

O uso contínuo de agrotóxicos representa uma ameaça aos recursos hídricos, exigindo métodos eficazes de avaliação de risco ambiental, especialmente em regiões de intensa atividade agrícola. Tais insumos, quando utilizados em horizonte temporal, podem trazer prejuízos imensuráveis ao meio ambiente. Este trabalho teve como objetivo avaliar o potencial de contaminação das águas superficiais e subterrâneas na bacia de contribuição do Açude Jaburu I (Ubajara - CE) pelos princípios ativos Atrazina, Simazina, Metil Paration, Diuron e Glifosato. A metodologia integrou o software AGROSCRE para o cálculo dos índices de vulnerabilidade de águas subterrâneas (GUS), critérios da Environmental Protection Agency (EPA) e o Método de Goss, com o software livre de geoprocessamento QGIS, permitindo o cruzamento dos escores toxicológicos com as variáveis pedológicas e topográficas locais. Os resultados do índice GUS demonstraram que a Atrazina e a Simazina apresentam alto risco de lixiviação para águas subterrâneas (GUS > 2,8), enquanto o Diuron encontra-se em faixa de transição. Pelo método de Goss, o glifosato demonstrou Alto Potencial de Transporte Associado ao Sedimento (APTAS), e atrazina, simazina e diuron exibiram Alto Potencial de Transporte Dissolvido em Água (APTDA) para mananciais superficiais. A análise espacial confirmou a extrema vulnerabilidade à lixiviação em áreas de recarga com solos do tipo areias quartzosas, bem como o risco agudo de carreamento superficial (runoff) nas bordas de matriz podzólica. Conclui-se que a integração de ferramentas de screening com o geoprocessamento é altamente viável, otimizando o direcionamento estratégico do monitoramento ambiental na região.

Introdução

A utilização de agrotóxicos em campos agricultáveis surgiu com o objetivo de aumentar a produção agrícola, através do fortalecimento das culturas e da minimização de perdas decorrentes de pragas. Segundo Milhome *et al.* (2009), tais insumos, quando utilizados em um horizonte temporal contínuo, podem trazer prejuízos imensuráveis ao meio ambiente, onde a degradação da qualidade dos recursos hídricos em função da contaminação por pesticidas, tem sido alvo de estudos em todo o mundo.

Embora os recursos subterrâneos sejam considerados fontes cruciais de abastecimento, dada a sua menor vulnerabilidade à poluição em comparação às águas superficiais, essa integridade está sob constante ameaça. O uso intensivo dessas reservas, aliado ao emprego de agrotóxicos e à elevada produção de resíduos, compromete severamente a qualidade química e biológica dos aquíferos. Conforme apontado por Britto *et al.* (2012), a degradação da qualidade das águas subterrâneas pode ocorrer em grandes áreas a partir de fontes difusas como percolação profunda de áreas intensamente cultivadas.

O Açude Jaburu I, com capacidade de 174 milhões de m³, encontra-se localizado nos municípios de Ubajara (88% de sua área) e Tianguá (12% de sua área), reservatório responsável pelo abastecimento de todas as cidades da Serra da Ibiapaba e pelas atividades de irrigação, pesca e piscicultura. Estudos preliminares já constataram a presença de alguns agrotóxicos em amostras de água do referido manancial, em desacordo com a legislação vigente (Canuto *et al.*, 2010).

As aplicações do método de Goss e do índice de GUS surgem como alternativas para a investigação preliminar do potencial de contaminação dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos por agrotóxicos (Goss, 1992; Gustafson, 1989). Como destaca Soares *et al.* (2014) a aplicação dos modelos possibilita estimar o risco de contaminação de um número ilimitado de pesticidas, com impactos de recursos financeiros mínimos, quando se consideram os gastos com análises quantitativas em laboratórios.

Para o cálculo dos valores do índice de GUS, dos critérios da EPA e do método de GOSS, utiliza-se o programa AGROSCRE da Embrapa, que faz a avaliação de tendências de transporte de princípios ativos de herbicidas mediante o fornecimento dos dados físico-químicos de cada princípio ativo (Embrapa, 2004). Diante da necessidade de aprimorar a precisão dessas análises e considerando as características edáficas e declividades proeminentes da Serra da Ibiapaba, a inovação desta pesquisa concentra-se na integração e espacialização geomática desses dados no software livre de geoprocessamento QGIS. A integração dos modelos matemáticos ao geoprocessamento permite um diagnóstico técnico preciso, identificando fisicamente e topologicamente a vulnerabilidade de toda a bacia hidrográfica de contribuição.

Materiais e Métodos

O município de Ubajara localiza-se no Planalto da Ibiapaba, na porção noroeste do Estado do Ceará, inserido em uma região de elevada relevância hidroambiental. Apresenta coordenadas geográficas aproximadas de 03°51’ S e 40°55’ W, com altitude média em torno de 800–850 m e área territorial de cerca de 424 km², conforme dados do IBGE (2022). Limita-se ao

norte com Tianguá, ao sul com Ibiapina, ao leste com Frecheirinha e Coreaú, e ao oeste com o Estado do Piauí (IPECE, 2017). Sua localização em área de planalto confere características geomorfológicas marcadas por relevo elevado e presença de formações areníticas, com influência direta nos processos hidrológicos e de recarga aquífera.

As condições climáticas são predominantemente tropicais subúmidas, com pluviosidade média anual entre 1.200 e 1.400 mm, concentrada no período de janeiro a maio, e temperaturas médias variando entre 24 a 26 °C (IPECE, 2017). Do ponto de vista edafoclimático, destacam-se solos arenosos e bem drenados, como Neossolos Quartzarênicos e Latossolos, associados à intensa atividade agrícola regional (Embrapa, 2018). Esse conjunto de fatores, aliado ao uso do solo voltado à horticultura e demais práticas agrícolas, confere à área elevada suscetibilidade a processos de lixiviação e transporte de contaminantes.

A área de estudo abrange a bacia de drenagem do Açude Jaburu I, situada na Serra da Ibiapaba, polo de expressiva atividade agrícola no noroeste do estado do Ceará. De acordo com Santos e Nascimento (2019), a região é caracterizada pela presença marcante de areias quartzosas entre solos profundos a muito profundos, de textura arenosa, apresentando drenagem acentuada a excessiva, onde ocorrem também solos do tipo Latossolo e Podzólico na borda oriental da costa da Ibiapaba e no prolongamento da mesma, estando localizados em áreas mais degradadas pela erosão (Canuto *et al.,* 2010).

Foram selecionados para a análise de risco os princípios ativos Atrazina, Simazina, Metil Paration, Diuron e Glifosato, a partir de dados fornecidos pela Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do Ceará – EMATERCE contendo informações dos tipos e características dos agrotóxicos utilizados na região. As propriedades físico-químicas fundamentais, solubilidade em água (Sw), coeficiente de adsorção à matéria orgânica (Koc) e tempo de meia-vida no solo (DT50), foram inseridas no software AGROSCRE da Embrapa para o cálculo paramétrico dos índices.

A estimativa do risco de contaminação das águas superficiais foi conduzida para os princípios ativos Atrazina, Simazina, Metil Paration, Diuron e Glifosato. A seleção destes cinco compostos justifica-se por figurarem entre os defensivos agrícolas de maior volume de comercialização e aplicação nas lavouras do entorno da bacia, além de apresentarem elevado potencial toxicológico, conforme atestam os dados de monitoramento e extensão da EMATERCE. A avaliação de transporte desses compostos foi realizada mediante a aplicação do Método de Goss (1992), modelo preditivo que se fundamenta na análise conjunta de três parâmetros físico-químicos intrínsecos aos compostos: o tempo de meia-vida de degradação no solo (DT50), a solubilidade aquosa a 25 °C e o coeficiente de adsorção à matéria orgânica do solo (Koc). Os valores de referência das propriedades empregadas se basearam na literatura especializada (A TO Z LIST OF PESTICIDE ACTIVE INGREDIENTS – Universidade de Hertfordshire, 2009). A partir da interação dessas variáveis, a referida metodologia estratifica os defensivos agrícolas em diferentes classes de potencial de transporte, cujos critérios de agrupamento encontram-se sumarizados na Tabela 01.

Grupo	Critérios ($t_{1/2}$ no solo, Koc e Solubilidade em água)	Interpretação
APTAS	$t_{1/2} \geq 40$ dias e Koc ≥ 1000 cm³ g^{-1} ou $t_{1/2} \geq 40$ dias, Koc ≥ 500 cm³ g^{-1} e solubilidade $\leq 0{,}5$ mg L^{-1}	Alto potencial de transporte associado ao sedimento
BPTAS	$t_{1/2} < 1$ dia ou $t_{1/2} \leq 40$ dias, Koc ≤ 500 cm³ g^{-1} e solubilidade $\geq 0{,}5$ mg L^{-1} ou $t_{1/2} \leq 2$ dias e Koc ≤ 500 cm³ g^{-1} ou $t_{1/2} \leq 4$ dias, Koc ≤ 900 cm³ g^{-1} e solubilidade $\geq 0{,}5$ mg L^{-1} ou $t_{1/2} \leq 40$ dias, Koc ≤ 900 cm³ g^{-1} e solubilidade ≥ 2 mg L^{-1}	Baixo potencial de transporte associado ao sedimento
APTDA	$t_{1/2} > 35$ dias e Koc $< 1.000.000$ cm³ g^{-1} e solubilidade > 1 mg L^{-1} ou $t_{1/2} > 35$ dias, Koc < 700 cm³ g^{-1} e solubilidade entre 10 e 100 mg L^{-1}	Alto potencial de transporte dissolvido em água
BPTDA	Koc $> 1.000.000$ cm³ g^{-1} ou $t_{1/2} < 1$ dia e Koc < 100 cm³ g^{-1} ou $t_{1/2} < 35$ dias e solubilidade $< 0{,}5$ mg L^{-1}	Baixo potencial de transporte dissolvido em água
MPTDA/MPTAS	Compostos que não se enquadram nos critérios anteriores	Médio potencial de contaminação

Tabela 01: Descrição dos parâmetros considerados por GOSS.
Fonte: Adaptado de Canuto *et al.* (2010)

1 Alto Potencial de Transporte das Águas Superficiais devido ao transporte associado ao sedimento em suspensão; 2 Baixo Potencial de Transporte das Águas Superficiais devido ao transporte associado ao sedimento em suspensão. 3 Alto potencial de transporte das águas superficiais devido a serem transportadas dissolvidas na água. 4 Baixo potencial de transporte das águas superficiais devido a serem transportados dissolvidos na água. 5 Médio potencial de contaminação das águas superficiais devido a serem transportados dissolvidos na água ou associados ao sedimento em suspensão. Compostos que não se enquadram em nenhum dos grupos são considerados de potencial médio.

A avaliação da susceptibilidade à contaminação dos aquíferos foi realizada por meio do Índice de Vulnerabilidade de Águas Subterrâneas (*Groundwater Ubiquity Score* — GUS). A aplicação deste modelo preditivo baseou-se em uma revisão criteriosa da literatura especializada para a obtenção das propriedades físico-químicas dos agrotóxicos, parâmetros indispensáveis para a estimativa do risco potencial. As variáveis investigadas compreenderam o coeficiente de adsorção à matéria orgânica (Koc), que viabiliza a predição da mobilidade do composto na matriz edáfica, e o tempo de meia-vida no solo (DT50), que define o período necessário para a degradação de 50% da concentração inicial do princípio ativo. Tais propriedades foram integradas à Equação 01, proposta por Gustafson (1989), para a determinação do escore.

$$GUS = \log (t_{½}\ solo) \times (4 - \log (Koc)) \qquad (01)$$

Onde: Gus é *Groundwater Ubiquity Score, t* tempo de meia-vida e Koc coeficiente de adsorção.

Após a obtenção do valor do índice de GUS, o princípio ativo é classificado em uma das categorias a seguir:

- GUS ≤ 1,8 (Não sofre lixiviação);
- 1,8 < GUS < 2,8 (Faixa de transição);
- GUS ≥ 2,8 (provável lixiviação).

A vetorização e a modelagem espacial foram conduzidas no software livre de geoprocessamento QGIS, empregando-se técnicas de álgebra de mapas calcadas em análise multicritério, sendo atribuído um peso específico a cada variável do meio físico em função de sua relevância para a mobilidade dos contaminantes. Na composição do risco de lixiviação, a carta pedológica recebeu peso preponderante de 60%, em que os polígonos de Neossolos Quartzarênicos foram classificados com o escore máximo de vulnerabilidade devido à sua drenagem excessiva, sendo diretamente cruzados com as áreas de aplicação dos princípios ativos cujo índice GUS supera 2,8 (risco extremo). Concomitantemente, para o cálculo de susceptibilidade ao escoamento superficial, a álgebra de mapas atribuiu peso de 45% às zonas de alta declividade na borda da Ibiapaba e 55% ao fator de impedimento físico e à saturação dos Argissolos Vermelho-Amarelos. Esta matriz espacial foi então sobreposta aos compostos estratificados com alto potencial de carreamento via sedimento, apurados mediante o método de Goss.

Resultados e Discussão

A avaliação da susceptibilidade de contaminação das águas superficiais que drenam para o Açude Jaburu I, em Ubajara, baseada nos critérios de Goss, revelou que os herbicidas atrazina, simazina e diuron, juntamente com o inseticida metil paration, apresentam um Médio Potencial de Contaminação por Transporte Associado ao Sedimento em Suspensão (MPTAS), uma vez que seus parâmetros não atingiram os limiares extremos definidos pelo modelo. No que tange à fração dissolvida na água, o modelo preditivo indicou um Alto Potencial de Contaminantes Transportados e Dissolvidos (APTDA) para a atrazina, simazina, diuron e glifosato. A persistência desses compostos no ambiente aquático é um fator crítico, conforme discutido por Milhome *et al.* (2009), o elevado tempo de meia-vida dessas moléculas amplia o período de exposição e, consequentemente, o risco de degradação crônica dos mananciais superficiais da Serra da Ibiapaba.

Em contrapartida, o glifosato demonstrou um comportamento discrepante: em função de sua elevada capacidade de adsorção, este composto foi classificado com Alto Potencial de Contaminantes por Transporte Associado ao Sedimento em Suspensão (APTAS), tal observação corrobora os achados de Britto *et al.* (2012), que identificaram dinâmicas semelhantes em bacias hidrográficas com características edafoclimáticas análogas.

A Tabela 02 consolida as propriedades físico-químicas empregadas para classificar os pesticidas de acordo com as determinações dos critérios de avaliação e expõe os resultados matemáticos processados.

Princípio Ativo	Koc (mL/g⁻¹)	DT 50 no solo (dias)	Solubilidade em Água (Sw)	Goss
Atrazina	100	75	35	MPTAS/APTDA
Simazina	130	60	5	MPTAS/APTDA
Metil paration	240	12	55	MPTAS/MPTDA
Diuron	680	146,6	35,6	MPTAS/APTDA
Glifosato	1424	17,3	100000	APTAS/APTDA

Tabela 02: Informações de contaminação pelos P.A em estudo.
Fonte: A TO Z LIST OF PESTICIDE ACTIVE INGREDIENTS (2009)

Diversos trabalhos que avaliam a dinâmica de agrotóxicos e o risco de contaminação hídrica (FILIZOLA *et al.*, 2002; SPADOTTO *et al.*, 2004; RIBEIRO *et al.*, 2024) evidenciam que o comportamento dessas substâncias é governado pelos processos de adsorção às partículas do solo e por suas propriedades físico-químicas. Moléculas caracterizadas por reduzida

sorção edáfica, baixa solubilidade e elevada recalcitrância (a exemplo das triazinas avaliadas) exibem maior vulnerabilidade ao carreamento superficial. O escoamento superficial favorece o transporte do agrotóxico adsorvido ou dissolvido para as águas superficiais, enquanto a lixiviação no perfil do solo tende a comprometer as águas subterrâneas. Em contrapartida, moléculas de degradação mais rápida, como o metil paration, exigem uma avaliação mais detalhada, devendo-se ponderar fortemente a taxa de aplicação do ingrediente ativo por área cultivada

No que concerne à vulnerabilidade dos aquíferos, o cômputo do índice GUS, alimentado por constantes de Koc e DT50 extraídas da base A to Z List of Pesticide Active Ingredients (2009), resultou em escores de 3,75 (atrazina), 3,35 (simazina), 1,75 (metil paration), 2,53 (diuron) e 1,0 (glifosato), conforme especificado na Tabela 03. Esses valores classificam teoricamente as duas primeiras substâncias na categoria de Provável Lixiviação (PL), enquanto Metil paration e Glifosato recaem na faixa de Não Lixiviação (NL); apenas Diuron permaneceu na Faixa de Transição. Segundo Milhome *et al.* (2009), a persistência ambiental desses herbicidas, associada a baixos coeficientes de adsorção em carbono orgânico, favorece sua mobilidade vertical, sobretudo em meios porosos de elevada condutividade hidráulica.

Princípio Ativo	Koc (mL/g⁻¹)	DT 50 no solo (dias)	GUS
Atrazina	100	75	3,75
Simazina	130	60	3,35
Metil paration	240	12	1,75
Diuron	680	146,6	2,53
Glifosato	1424	17,3	1,0

Tabela 03: Síntese de resultados do Índice de GUS
Fonte: A TO Z LIST OF PESTICIDE ACTIVE INGREDIENTS (2009)

Entretanto, como advertem Canuto *et al.* (2010), estimativas baseadas exclusivamente em parâmetros de literatura para Koc e DT50 podem não refletir a realidade hidrogeológica regional, conduzindo a subestimativas do risco. Na área de estudo, inserida no contexto geomorfológico da Serra da Ibiapaba, sendo caracterizada por elevada porosidade primária e significativa permeabilidade, acaba por favorecer processos de recarga difusa e intensificar o fluxo percolativo, ampliando a suscetibilidade à lixiviação de compostos orgânicos persistentes.

Do ponto de vista pedológico, os baixos teores de matéria orgânica e reduzida capacidade de troca catiônica (CTC) dos solos característicos, implicam menor retenção de pesticidas por adsorção, aumentando a fração biodisponível na solução do solo e, consequentemente, o potencial de transporte vertical. Em períodos de alta pluviosidade, a intensificação do fluxo de percolação promove o arraste desses compostos para zonas mais profundas do perfil, podendo alcançar o lençol freático (Watts *et al.*, 2000).

Essa limitação dos modelos teóricos é corroborada por evidências empíricas obtidas em Tianguá, município que compartilha continuidade hidrogeológica com a área do açude estudado em Ubajara. Barreto (2006) confirmou a suscetibilidade à lixiviação da atrazina e da simazina ao detectar esses herbicidas em 47% e 55% das amostras de águas subterrâneas, respectivamente, frequentemente com concentrações superiores ao limite de 2 µg/L estabelecido pela Portaria nº 518/2004 do Ministério da Saúde.

Em contraste, o metil paration, classificado como não lixiviável pelo índice GUS, foi detectado em 39% das amostras freáticas, com concentrações acima do limite de 0,04 µg/L definido pela Resolução CONAMA nº 357/2005. Essa discrepância evidencia que a mobilidade de xenobióticos em sistemas aquíferos não é governada exclusivamente por parâmetros intrínsecos das moléculas, mas resulta da interação entre propriedades físico-químicas, características do meio poroso e condições hidrodinâmicas locais.

Barreto (2006) destaca que processos como degradação diferencial, sorção não linear e transporte preferencial em macroporos podem alterar significativamente o comportamento esperado dos contaminantes. Complementarmente, Prata (2002) ressalta a influência de variáveis como intensidade pluviométrica, práticas de manejo agrícola e heterogeneidade estrutural dos solos.

Dada a limitada representatividade espacial direta (≈12% da área de contribuição), não se pode assumir extrapolação automática desses resultados. Contudo, a similaridade entre os contextos geológicos (litologias areníticas da mesma formação), pedológicos (solos altamente permeáveis e pouco reativos) e de uso agrícola (culturas e práticas de manejo semelhantes) sugere que os processos de transporte e atenuação de pesticidas tendem a seguir padrões análogos nas duas áreas.

Nesse sentido, as diferenças observadas entre os resultados do índice GUS e os dados de campo podem ser interpretadas como reflexo da interação entre propriedades intrínsecas dos compostos e variáveis ambientais locais, incluindo heterogeneidade do meio poroso, fluxos preferenciais e condições hidrológicas sazonais.

Na modelagem gerada pelo software livre de geoprocessamento QGIS, mapearam-se as áreas onde predomina o Neossolo Quartzarênico (anteriormente classificado como Areias Quartzosas). Segundo Soares *et al.* (2014), devido ao intenso e diversificado uso agrícola, estas classes estão fortemente associadas aos efeitos de contaminantes. A espacialização ratifica que, dada a drenagem excessiva desse tipo de solo, a aplicação de compostos como a Atrazina, Simazina e Diuron (cujos índices GUS configuram extremo risco) culmina em uma potencial contaminação veloz do lençol freático local, afetando a zona de recarga subterrânea do reservatório.

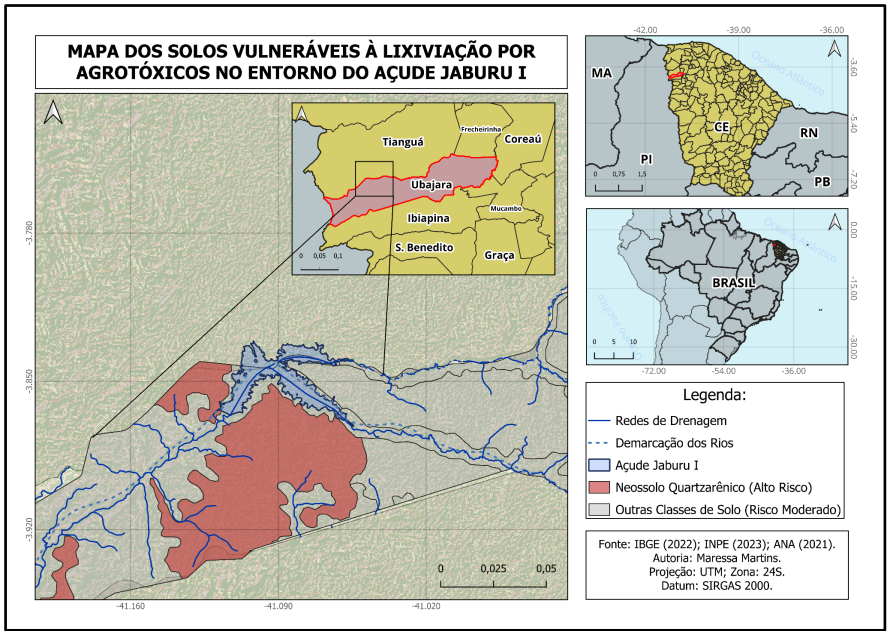


Figura 01: Modelagem Geoespacial de Vulnerabilidade à Lixiviação na Bacia do Açude Jaburu I
Fonte: Autoria Própria (2026)

Embora o Latossolo Amarelo (Outras Classes apresentadas no mapa) represente a porção mais expressiva da área de estudo (30,10%) e concentre grande parte da matriz agrícola intensiva da Chapada da Ibiapaba, sua vulnerabilidade à lixiviação apresenta uma dinâmica atenuada quando comparada aos Neossolos Quartzarênicos. Devido aos maiores teores de argila e óxidos presentes em seu horizonte B latossólico, esta classe de solo oferece uma maior capacidade de sorção e retenção de princípios ativos, atuando na desaceleração da mobilidade vertical de compostos como a Atrazina e a Simazina. Contudo, a elevada e contínua taxa de aplicação de defensivos nessas áreas impõe um risco crônico ao aquífero, exigindo monitoramento constante.

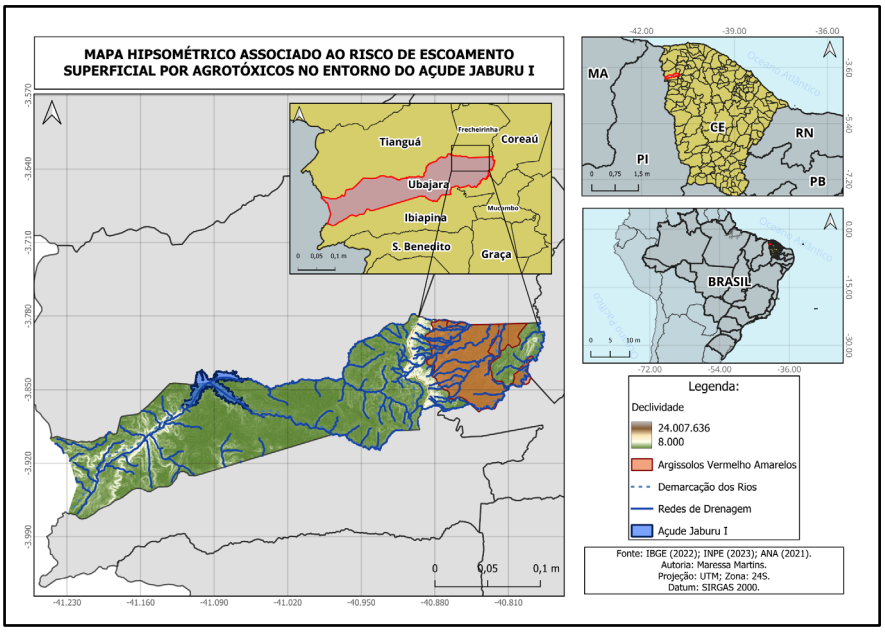


Figura 02: Mapa Hipsométrico e Risco de Escoamento Superficial associado a Sedimentos
Fonte: Autoria Própria (2026)

Para a análise do risco de escoamento superficial, identificou-se a predominância de Argissolos Vermelho-Amarelos a leste do reservatório. Esta classe de solo, caracterizada pelo nítido gradiente textural, favorece a saturação hídrica superficial, intensificando o transporte advectivo de moléculas de agrotóxicos via runoff em direção ao corpo hídrico principal. Nos locais mapeados, a correlação com a matriz de Goss denuncia que a aplicação de glifosato acarretará o transporte mecânico acelerado de partículas contaminadas diretamente ao corpo d'água principal do Jaburu I, gerando sedimentação tóxica.

Com o intuito de reduzir as incertezas inerentes às abordagens preditivas e conferir maior robustez aos resultados obtidos pelos índices GUS e Goss, propõe-se a integração de análises físico-químicas de solo e água na bacia de contribuição do Açude

Jaburu I, inserida no contexto da Serra da Ibiapaba. Essa estratégia permite validar empiricamente os processos de transporte e atenuação de pesticidas previamente inferidos por modelagem matemática e espacial.

No compartimento edáfico, a coleta de amostras de solo deve ser realizada em diferentes profundidades ao longo do perfil (por exemplo, 0–20 cm, 20–40 cm e 40–60 cm), contemplando áreas representativas das principais classes pedológicas mapeadas, com destaque para Neossolos Quartzarênicos e Latossolos Amarelos. As análises laboratoriais devem abranger parâmetros como teor de matéria orgânica, carbono orgânico, capacidade de troca catiônica (CTC), pH e granulometria. Tais variáveis são determinantes para a dinâmica de absorção e mobilidade de compostos orgânicos no solo. Em ambientes com baixa CTC e reduzido teor de matéria orgânica, características recorrentes em solos arenosos da região, a retenção de pesticidas tende a ser limitada, elevando a fração dissolvida disponível para transporte vertical.

No compartimento hídrico, recomenda-se a coleta de amostras de águas superficiais (no reservatório e em tributários) e subterrâneas (poços e cacimbas), com posterior análise cromatográfica para detecção e quantificação dos princípios ativos selecionados neste estudo, tais como atrazina, simazina, metil paration, diuron e glifosato. Adicionalmente, parâmetros auxiliares como pH, condutividade elétrica e concentração de nitrato podem ser empregados como indicadores indiretos de influência antrópica e intensificação do uso agrícola.

A integração entre os dados analíticos e os produtos da modelagem espacial constitui etapa fundamental da validação. Para tanto, os pontos amostrais devem ser georreferenciados e sobrepostos, em ambiente SIG, às zonas de vulnerabilidade previamente delimitadas a partir da álgebra de mapas. A correspondência entre áreas classificadas como de alto risco de lixiviação (GUS $\geq$ 2,8) e a detecção de resíduos de pesticidas em água subterrânea configura evidência empírica de validação do modelo. De forma análoga, a identificação de compostos em águas superficiais em áreas associadas a alto potencial de transporte pelo método de Goss reforça a consistência das predições.

Ressalta-se que a ausência de detecção de determinados compostos não invalida, necessariamente, os resultados dos modelos, podendo estar associada a fatores como degradação química, volatilização, diluição hidrológica ou defasagem temporal entre aplicação e amostragem. Dessa forma, a interpretação dos dados deve considerar a natureza dinâmica dos processos ambientais e a variabilidade espaço-temporal dos sistemas agrícolas.

Por fim, a integração entre modelagem preditiva, geoprocessamento e validação analítica configura uma abordagem metodológica abrangente e eficiente, permitindo não apenas confirmar a vulnerabilidade hidroambiental da bacia, mas também refinar a identificação de áreas críticas para o monitoramento. Tal estratégia contribui para a otimização de recursos e para o direcionamento mais preciso de políticas de gestão e controle da contaminação por agrotóxicos em sistemas aquíferos associados à Formação Serra Grande.

Em síntese, embora os índices de screening como GUS e Goss constituam ferramentas relevantes para avaliação preliminar de risco, sua aplicação em ambientes associados à Formação Serra Grande deve ser acompanhada de cautela e, sempre que possível, de validação empírica. A convergência entre características geológicas, pedológicas e de uso do solo reforça a plausibilidade dos mecanismos de lixiviação identificados, sem, contudo, substituir a necessidade de monitoramento local sistemático.

Considerações Finais

A análise integrada de modelagem toxicológica e sistemas geomáticos no polo da Serra da Ibiapaba e entorno do Açude Jaburu I permitiu concluir que:

1. Os herbicidas atrazina e simazina foram caracterizados como potenciais lixiviadores, em que o diuron demonstrou idêntica ameaça, sendo considerados agentes que requerem normativas de uso nos quadrantes mapeados via QGIS com predominância de Neossolos Quartzarênicos, configurando-se como pontos críticos que exigem interdição ou manejo diferenciado. A drenagem excessiva desta classe de solo propicia o rebaixamento rápido dos contaminantes ao lençol freático, tornando essas zonas pontos críticos que exigem interdição ou manejo diferenciado para a aplicação desses princípios ativos.
2. Nas bordas erodidas de matriz de Argissolos Vermelho-Amarelos, o Método de Goss alertou que o glifosato manifesta comportamento crítico de carreamento sedimentar. Por outro lado, atrazina, simazina e diuron apresentam forte predição de escoamento no estado líquido para a represa, evidenciando que a topografia acidentada da Ibiapaba atua como um acelerador do transporte advectivo desses compostos até o corpo hídrico.
3. O emprego de softwares como o AGROSCRE, integrado ao software livre de geoprocessamento QGIS, constitui um protocolo de alta viabilidade técnica e econômica para a gestão ambiental regional. A aplicação destes modelos permite estimar riscos com impactos financeiros mínimos, funcionando como uma ferramenta de inteligência estratégica para alocar equipamentos de amostragem física de forma otimizada, fato que possibilita um controle preventivo e mais rigoroso do abastecimento humano fornecido pelo Açude Jaburu I, mitigando os riscos à saúde pública decorrentes da atividade agrícola intensiva na região.

Referências Bibliográficas

A TO Z LIST OF PESTICIDE ACTIVE INGREDIENTS, Universidade de Hertfordshire; Disponível em: <https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/atoz.htm> Acesso em: 01 maio de 2026.

BARRETO, F. M. S. Contaminação da água subterrânea por pesticidas e nitrato no Município de Tianguá, Ceará. 183 f. **Tese (Doutorado)** – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, Ceará, 2006.

BRASIL. **Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA).** Base Hidrográfica Estratégica: Ottobacias. Brasília: ANA, 2024.

BRITTO, F. B. *et al*. Herbicidas no alto Rio Poxim, Sergipe e os riscos de contaminação dos recursos hídricos. **Revista Ciência Agronômica**, v. 43, n. 2, p. 390-398, 2012.

CANUTO, T. G. *et al*. Estimativa do risco potencial de contaminação por pesticidas de águas superficiais e subterrâneas do município de Tianguá-CE. In: **XVI Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas**, 2010.

EMBRAPA. Software AGROSCRE: apoio à avaliação de tendências de transporte de princípios ativos de agrotóxicos. Jaguariúna: Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 26, 2004. 35 p.

EMBRAPA. *Sistema Brasileiro de Classificação de Solos*. 6. ed. Brasília, 2025.

FILIZOLA, H. F. *et al*. Monitoramento e avaliação do risco de contaminação por pesticidas em água superficial e subterrânea na região de Guaíra. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 37, n. 5, p. 659-668, 2002.

GOSS, D.W. Screening procedure for soils and pesticides for potential water quality impacts. **Weed Technology**, v.6, n.4, p.701-708, 1992.

GUSTAFSON, D. I. Groundwater ubiquity score: a simple method for assessing pesticide leachability. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 8, n. 4, p. 339-357, 1989.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Cidades e Estados: Ubajara (CE)*. 2022.

IPECE – Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará. *Perfil Básico Municipal de Ubajara*. Fortaleza, 2017.

MILHOME, M. A. L. *et al*. Avaliação do potencial de contaminação de águas superficiais e subterrâneas por pesticidas aplicados na agricultura do Baixo Jaguaribe, CE. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 14, n. 3, p. 363-372, 2009.

PRATA F. e LAVORENTTI A. Retenção e mobilidade de defensivos agrícolas no solo In: **Simpósio sobre Dinâmica de Defensivos Agrícolas no Solo**, 2002, Piracicaba, 2002. p.57-67.

RIBEIRO, J. S. *et al.* Contaminação dos recursos hídricos por agrotóxicos utilizados em commodities: avaliação por modelos de simulação. **Revista Geociências do Nordeste**, Caicó, v. 10, n. 2, p. 438-453, 2024.

SOARES, A. F. S. *et al.* Aplicação dos algoritmos de Goss e GUS para estimar a contaminação das águas de mananciais de abastecimento público. In: **V Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental**, Belo Horizonte, 2014.

SPADOTTO, C. A. *et al.* Monitoramento do risco ambiental de agrotóxicos: princípios e recomendações. Jaguariúna: **Embrapa Meio Ambiente**, 2004.

WATTS, D. W. *et al.* Storm flow export of metolaclor from a coastal plain watershed. **Journal of Environmental Science Health**, Part B, v. 35, p. 175-186, 2000.

IMPACTO DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NA QUALIDADE DA ÁGUA DE MICROBACIAS URBANAS

1 Natan de Oliveira Ferreira, 2 Julia Roberta Candido, 3 Amanda Leticia Silva Santos, 4 Nathália Oliveira Tavares & 5Jhonatan Barbosa da Silva

1 Universidade Federal de Mato Grosso, e-mail: natan.ferreira@sou.ufmt.br; 2 Universidade Federal de Mato Grosso, e-mail: julia.candido@sou.ufmt.br, 3 Universidade Federal de Mato Grosso, e-mail: amanda.santos9@sou.ufmt.br, 4 Universidade Federal de Mato Grosso, e-mail: nathalia.tavares@sou.ufmt.br, 5 Universidade Federal de Mato Grosso, e-mail: jhonatan.silva@ufmt.br.

Palavras-chave: degradação hídrica, poluição difusa, uso e ocupação do solo.

Resumo

A urbanização intensiva altera a qualidade da água em microbacias urbanas, refletindo diretamente os padrões de uso e ocupação do solo. Avaliou-se a qualidade da água nos córregos Barbado, Gambá e Ribeirão do Lipa, em Cuiabá-MT, testando a associação entre indicadores físico-químicos e microbiológicos e os padrões de ocupação das microbacias. Analisou-se uma série temporal composta por 37 campanhas de amostragem, realizadas entre agosto de 2022 e setembro de 2025, por meio de estatística descritiva, análise da variabilidade sazonal e curvas de frequência acumulada, com os resultados confrontados aos limites das Classes 1, 2 e 3 da Resolução CONAMA nº 357/2005. Os resultados indicam recorrente extrapolação dos limites da Classe 3, o que inviabiliza o enquadramento nas Classes 1 e 2, caracterizando condições degradadas equivalentes à Classe 4. A degradação mostrou forte associação com a morfologia urbana, sendo mais pronunciada em microbacias com elevada densidade de ocupação e impermeabilização do solo, como nos córregos Barbado e Gambá. O córrego Barbado apresentou o pior desempenho, sem conformidade para DBO, fósforo total e *E. coli*, indicando elevada pressão antrópica e deficiência de saneamento. O córrego Gambá exibiu as maiores concentrações médias de DBO, com baixa conformidade e influência da supressão da vegetação ripária. Observou-se aumento das concentrações de DBO em períodos de menor vazão, evidenciando a limitação dos processos de diluição. O Ribeirão do Lipa apresentou melhores indicadores relativos, embora com baixa conformidade para fósforo total e sinais de vulnerabilidade associados à expansão urbana. Conclui-se que a qualidade da água nas microbacias urbanas responde de forma consistente aos padrões de uso e ocupação do solo e que a infraestrutura sanitária atual é insuficiente para atender aos padrões legais de enquadramento.

Introdução

Apesar do reconhecimento generalizado dos efeitos da urbanização sobre os sistemas hídricos, ainda persiste elevada variabilidade nos impactos observados na qualidade da água em microbacias urbanas, especialmente em escala local. Em ambientes urbanos, alterações no uso e ocupação do solo podem modificar simultaneamente os processos hidrológicos, a dinâmica de transporte de poluentes e a capacidade de autodepuração dos cursos d'água, porém a resposta desses sistemas não é uniforme entre diferentes microbacias. Essa incerteza dificulta a compreensão dos mecanismos que condicionam a degradação hídrica em contextos urbanos complexos.

Estudos anteriores indicam que a impermeabilização do solo e as intervenções físicas em cursos d'água alteram o regime de vazões, elevam picos de cheia e reduzem a capacidade de assimilação de cargas poluidoras (Tucci, 2005). Nessas condições, microbacias urbanas passam a receber contribuições simultâneas de fontes pontuais, associadas ao lançamento de esgotos domésticos, e de fontes difusas provenientes do escoamento superficial urbano, que transporta sedimentos, nutrientes e contaminantes diversos (von Sperling, 2014). No entanto, a intensidade com que esses processos se refletem nos indicadores de qualidade da água varia conforme a morfologia urbana, a densidade de ocupação e as características físicas das microbacias.

No contexto normativo brasileiro, a qualidade da água é regulada pela Resolução CONAMA nº 357/2005, que estabelece classes de enquadramento compatíveis com os usos preponderantes dos corpos hídricos. Em áreas urbanas submetidas a elevada pressão antrópica, a manutenção das Classes 1 e 2 revela-se frequentemente inviável, fazendo da Classe 3 o limite prático de conformidade ambiental (ANA, 2020). Entretanto, permanecem pouco esclarecidos quais parâmetros atuam como fatores limitantes ao enquadramento em microbacias urbanas e de que forma esses limites se relacionam com os padrões de uso e ocupação do solo.

A variabilidade temporal da qualidade da água também depende do regime hidrológico. A análise de séries temporais permite identificar padrões sazonais e relações entre vazão e concentração de poluentes (Libânio, 2020). Em sistemas lóticos urbanos, enquanto as fontes pontuais tendem a sofrer diluição durante eventos de maior vazão, as cargas difusas podem ser intensificadas pelo efeito do *first flush*, responsável pela mobilização de poluentes acumulados nas superfícies urbanas (UNESCO, 2017). Ainda assim, a interação entre regime de vazões, fontes de poluição e padrões urbanos permanece insuficientemente caracterizada em escala de microbacias.

Diante dessas lacunas, testa-se a hipótese de que o uso e a ocupação do solo urbano, em interação com o regime de vazões, determinam a qualidade da água em microbacias urbanas. Para isso, analisa-se uma série temporal composta por 37 campanhas de amostragem realizadas entre 2022 e 2025 nos córregos Barbado, Gambá e Ribeirão do Lipa, em Cuiabá-MT, buscando identificar os parâmetros que limitam o enquadramento ambiental e avaliar sua associação com a densidade de ocupação, a impermeabilização do solo, as alterações na vegetação ripária e a infraestrutura de esgotamento sanitário.

Materiais e Métodos

Área de estudo e caracterização do uso do solo

O estudo foi realizado nas microbacias dos córregos Barbado, Gambá e Ribeirão do Lipa, inseridas no perímetro urbano de Cuiabá-MT, na margem esquerda da bacia hidrográfica do rio Cuiabá. A delimitação das microbacias e a extração da rede de drenagem foram realizadas em ambiente de Sistema de Informação Geográfica (QGIS 3.44), utilizando Modelos Digitais de Elevação do projeto TOPODATA (INPE). A caracterização do uso e ocupação do solo baseou-se em bases cartográficas do IBGE e em imagens de satélite, permitindo a identificação de áreas urbanizadas, superfícies impermeabilizadas, remanescentes de vegetação e áreas de preservação permanente no período entre 2022 e 2025. O município está localizado em uma região de clima tropical continental, quente e semiúmido, apresentando duas estações sazonais bem definidas, sendo a chuvosa entre outubro e março e a seca entre abril e setembro. A precipitação anual varia entre 1.200 e 1.700 mm, com temperaturas elevadas que podem atingir valores entre 36 ºC e 42 ºC nos meses mais quentes. Diferente de levantamentos pontuais, as campanhas de monitoramento deste estudo foram realizadas de forma sistemática e contínua entre agosto de 2022 e setembro de 2025, totalizando 37 meses de registros, o que permitiu capturar a dinâmica da qualidade da água sob diferentes condições hidrológicas.

A espacialização das microbacias, associada à caracterização do uso e ocupação do solo, à rede de drenagem e à infraestrutura de esgotamento sanitário, está apresentada na Figura 01.

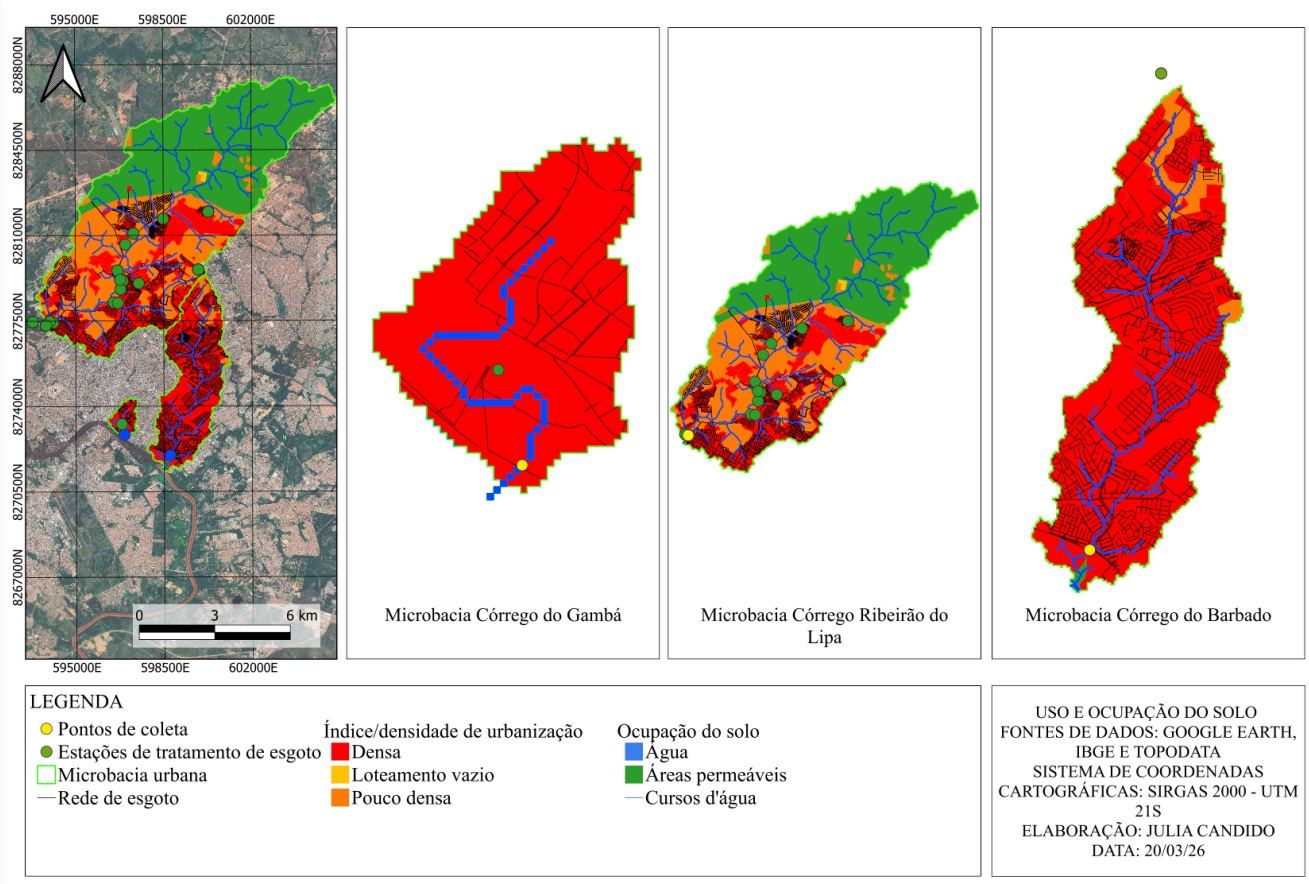


Figura 01: Mapa de uso e ocupação do solo nas microbacias dos córregos Barbado, Gambá e Ribeirão do Lipa. Fonte: autores (2026).

Delineamento do estudo

O estudo consistiu no monitoramento sistemático da qualidade da água superficial, com análise estatística de uma série temporal. Foram realizadas 37 campanhas de amostragem entre agosto de 2022 e setembro de 2025, contemplando períodos de estiagem e de maior precipitação.

Coleta de dados de campo

As amostras de água foram coletadas diretamente nos cursos d'água durante cada campanha, de acordo com os procedimentos estabelecidos no Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras – Água, Sedimento, Comunidades Aquáticas e Efluentes Líquidos (ANA, 2011). As vazões instantâneas foram medidas, sempre que possível, simultaneamente às coletas, por meio de molinete hidrométrico ou pelo método do flutuador. A estimativa da vazão foi realizada pelo método da meia seção, com segmentação da seção transversal dos cursos d'água em verticais, permitindo a determinação da largura, da profundidade média, da área molhada e o cálculo das vazões parciais, cuja soma resultou na vazão total do escoamento.

Análises laboratoriais

Foram determinados os seguintes parâmetros: Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), fósforo total, *Escherichia coli*, pH e turbidez. Os procedimentos de coleta, preservação e análise seguiram o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. A DBO foi determinada por método respirométrico, com incubação a 20 °C por cinco dias. A quantificação de *E. coli* foi realizada por método de substrato cromogênico. As medições de pH e turbidez foram efetuadas em campo utilizando equipamentos previamente calibrados.

Tratamento e análise dos dados

Os dados foram organizados em planilhas eletrônicas e submetidos à verificação de consistência. A análise estatística exploratória incluiu a utilização de diagramas de boxplot para avaliação da variabilidade dos dados e identificação de valores extremos. A conformidade com a legislação ambiental foi avaliada mediante comparação dos resultados com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para as Classes 1, 2 e 3. Adicionalmente, foi analisada a relação entre vazão e concentração de DBO a partir de dados pareados, visando avaliar a influência relativa de fontes pontuais e difusas de poluição.

Resultados e discussão

Variabilidade e Frequência de Enquadramento nas Classes de Qualidade

A análise da qualidade da água nas três microbacias de Cuiabá expõe um cenário de degradação ambiental consolidada, onde a variabilidade dos dados de monitoramento evidencia limitações das políticas de saneamento vigentes frente à urbanização acelerada. O contraste entre os índices oficiais de cobertura e a realidade física dos corpos hídricos é evidenciado pela alta frequência de descumprimento dos padrões legais. A Tabela 01 sistematiza os percentuais de conformidade e a respectiva frequência de enquadramento nas classes de qualidade para os parâmetros monitorados.

Conforme observado na Tabela 01, o Córrego do Barbado apresenta um estágio de degradação crítica onde as funções ecológicas naturais encontram-se severamente comprometidas, registrando condições compatíveis com a Classe 4 em 100,00% das amostras para DBO, Fósforo Total e *E. coli* em todas as 37 campanhas. Este resultado indica que o corpo hídrico não apenas falha em atingir as Classes 2 e 3, mas apresenta predominância de condições compatíveis com a Classe 4, caracterizando a presença dominante de esgoto doméstico não tratado ao longo de toda a serie amostral. Considerando o mapeamento de uso e ocupação do solo, a elevada densidade construtiva e a intensa impermeabilização podem estar associadas ao aumento do escoamento superficial e ao transporte de poluentes acumulados, o que tende a comprometer os processos de autodepuração e a manutenção da qualidade hídrica.

Córrego	Parâmetro	Conformidade Classe 2 (%)	Conformidade Classe 3 (%)	Conformidade Classe 4 (%)
Barbado	DBO	0,00	0,00	100,00
	Fósforo Total	0,00	0,00	100,00
	E. coli	0,00	0,00	100,00
Gambá	DBO	0,00	10,81	89,19
	Fósforo Total	0,00	0,00	100,00
	E. coli	0,00	0,00	100,00
Ribeirão do Lipa	DBO	2,70	21,62	75,68
	Fósforo Total	2,70	2,70	94,59
	E. coli	0,00	0,00	100,00

Tabela 01: Percentual de conformidade em relação aos limites da Resolução CONAMA nº 357/2005. Fonte: autores (2026).

O Córrego do Gambá, embora apresente uma sutil variabilidade na carga orgânica (10,81% de atendimento para DBO na Classe 3), mantém a cronicidade da contaminação por fósforo e coliformes com 100,00% de violação. Tais dados sugerem que, mesmo em bacias com ocupações irregulares intercaladas a zonas de preservação, a supressão da vegetação ripária e a possível descontinuidade da rede coletora em determinados setores podem favorecer a ocorrência de contribuições de efluentes domésticos nos cursos d'água. Assim, eventuais episódios de diluição pluvial mostram-se incapazes de mitigar o aporte contínuo de fontes pontuais e difusas. Mesmo o Ribeirão do Lipa, inserido em uma bacia com padrão de ocupação em transição e menor densidade, apresenta 0,00% de conformidade para contaminação fecal (*E. coli*). Este dado é particularmente alarmante, pois demonstra que a expansão urbana sem a correspondente ampliação da infraestrutura de saneamento já comprometeu precocemente até as áreas de expansão, expondo a população a riscos epidemiológicos severos. Portanto, os resultados ratificam que a universalização nominal do saneamento em Cuiabá não se traduz em recuperação ambiental sem a efetiva eliminação dos possíveis lançamentos ou contribuições indevidas aos sistemas de drenagem, indicando um cenário de vulnerabilidade crescente.

Diagnóstico dos parâmetros limitantes por microbacia

A identificação dos parâmetros limitantes revela como o padrão de urbanização dita a degradação em cada ponto monitorado. Conforme a Tabela 02, a carga bacteriológica é o principal entrave com médias alarmantes de $2{,}10 \times 10^9$ NMP/100mL no Barbado e $2{,}33 \times 10^9$ NMP/100mL no Gambá. Estes valores refletem a densidade de construções e a ocupação consolidada próxima aos cursos d'água, o que favorece a ocorrência contínua de aportes de esgoto doméstico em rios de baixa vazão.

		DBO (mg/L)			Fósforo (mg/L)			*E. coli* (NMP/100mL)		
		Barbado	Gambá	Ribeirão do Lipa	Barbado	Gambá	Ribeirão do Lipa	Barbado	Gambá	Ribeirão do Lipa
	Média	72,43	102,57	25,43	3,91	3,30	2,00	3,27E+10	5,50E+06	8,25E+06
	Mediana	64,00	45,00	17,00	3,45	2,72	1,34	1,60E+09	2,00E+06	8,50E+05
	Média Geométrica	57,89	52,36	19,78	3,34	2,67	1,27	2,10E+09	2,33E+06	1,12E+06
	Coef. Var	0,66	1,14	0,75	0,93	1,22	1,62	1,80E+00	1,80E+00	4,47E+00
Percentis	**10,00%**	22,60	11,20	9,00	2,15	1,59	0,67	5,70E+07	6,82E+05	2,46E+05
	25,00%	32,00	17,00	12,00	3,16	2,19	0,93	2,00E+08	1,00E+06	3,90E+05
	50,00%	64,00	45,00	17,00	3,45	2,72	1,34	1,60E+09	2,00E+06	8,50E+05
	75,00%	94,80	179,00	46,00	3,76	3,17	2,18	3,05E+10	4,95E+06	4,10E+06
	90,00%	142,40	251,80	50,40	4,01	3,49	2,81	1,56E+11	1,36E+07	5,86E+06

Tabela 02: Estatísticas descritivas das concentrações de indicadores físico-químicos e biológicos nos córregos. Fonte: autores (2026).

Além do fator biológico, o Fósforo Total atua como um limitante químico severo e indica o aporte constante de efluentes domésticos somado à carreamento superficial (*first flush*) que não possuem cobertura vegetal. No Córrego do Gambá, a DBO média de 102,57 mg/L representa a maior concentração entre os três locais estudados e evidencia a elevada carga orgânica associada à ocupação desordenada e redução da mata nativa das margens. A falta de filtragem natural pela vegetação permite que a carga poluidora chegue ao leito com intensidade máxima e consolida o curso hídrico como um canal de transporte de carga bruta.

A análise dos percentuais reforça que a poluição em Cuiabá não ocorre apenas em certas épocas, mas é uma característica estrutural ligada ao modelo de ocupação da cidade. No Barbado o percentil de 10% para DBO que registra 22,60 mg/L demonstra que mesmo em seus melhores momentos de vazão e diluição pela chuva o córrego ainda opera com o dobro da carga orgânica permitida para a Classe 3. No Ribeirão do Lipa embora o mapa indique áreas ainda verdes os valores de *E. coli* já atingem níveis de alerta o que sugere que a expansão urbana recente ocorre de forma mais veloz que a instalação da rede de esgoto criando um cenário de vulnerabilidade ambiental crescente.

Análise Probabilística via Curvas de Frequência Acumulada e Metas de Enquadramento

A utilização de curvas de distribuição de frequência acumulada apresentadas nas Figuras 03 e 04 supera a análise baseada em apenas médias simples e permite entender o quanto a poluição é persistente em cada microbacia. Destaca-se que as análises gráficas adotam como referência as metas da Classe 3 da Resolução CONAMA 357/05 visto que os percentuais de conformidade para a Classe 2 são praticamente nulos em todos os pontos monitorados. Como demonstrado anteriormente na Tabela 01, a realidade física dos córregos Barbado e Gambá já apresenta um distanciamento crítico em relação aos padrões de qualidade mais exigentes, o que torna a Classe 3 o cenário de referência mais realista para a discussão das metas progressivas.

O distanciamento observado entre as curvas de concentração e as linhas de meta evidencia que a degradação da qualidade da água não se apresenta como um evento isolado, mas sim uma condição constante de degradação. Nas microbacias do Barbado e do Gambá essa distância entre a realidade e a lei já aparece desde os percentis iniciais de 10%, indicando que mesmo em épocas de muita chuva e maior diluição os córregos apresentam baixa capacidade de atendimento aos padrões para usos nobres.

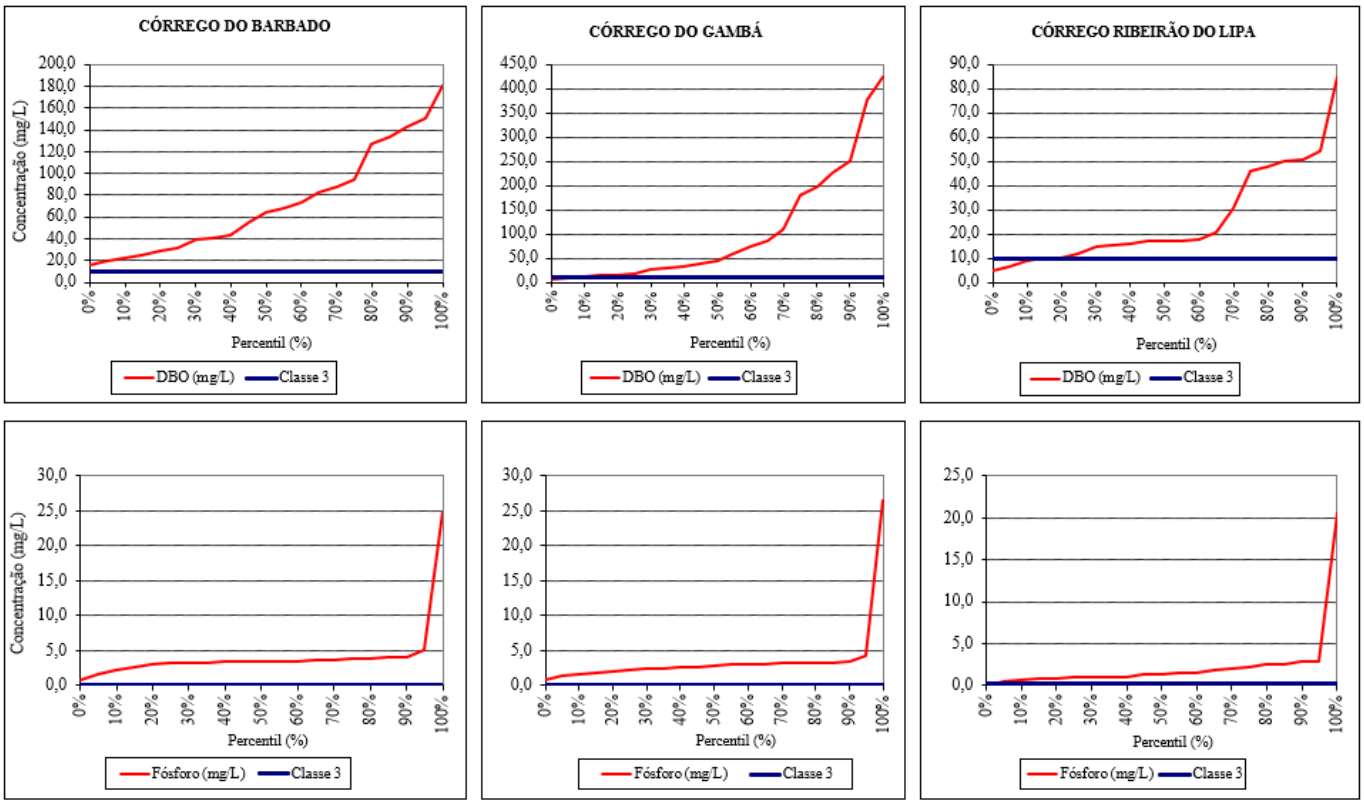


Figura 03: Curvas de frequência acumulada para DBO e Fósforo Total nas microbacias estudadas.
Fonte: autores (2026).

No caso da DBO e do Fósforo Total (Figura 03), as concentrações excedem sistematicamente os limites legais e evidenciam um distanciamento considerável entre a meta de enquadramento e a realidade física atual. Para a DBO no Córrego do Barbado, a mediana de 50% situa-se em 64 mg/L, valor seis vezes superior ao limite estabelecido para a Classe 3. Na prática, este cenário reflete o uso do solo predominantemente urbano com elevada densidade de construções e solo bastante impermeabilizado, onde o sistema de drenagem acaba transportando parcelas de esgoto sanitário e cargas poluidoras remanescentes de origem difusa. A impermeabilização extrema verificada no mapeamento acelera o tempo de concentração da bacia e impede a infiltração, fazendo com que toda a carga orgânica acumulada nas superfícies urbanas seja lavada diretamente para o corpo hídrico durante eventos de precipitação. No Córrego do Gambá, a inclinação acentuada da curva que atinge 251,80 mg/L no percentil 90% expõem o impacto de possíveis contribuições em áreas de ocupação irregular e trechos com redução drástica da vegetação nativa das margens, fatores que limitam a capacidade de autodepuração natural e a filtragem de sedimentos pelo ecossistema ripário.

Essa situação de baixa conformidade aos padrões legais é reforçada pela magnitude da contaminação por microrganismos. A permanência das curvas de *E. coli* em níveis elevados entre 10^7 e 10^{11} NMP/100mL (Figura 04) evidencia a falha das barreiras sanitárias e a presença contínua de aporte de esgoto doméstico nos cursos d'água. Ao confrontar esses dados com o mapeamento de ocupação, percebe-se que a densidade urbana e as dificuldades estruturais na rede de coleta favorecem a entrada de efluentes sem o devido tratamento nos corpos hídricos, indicando que os córregos atuam como receptores contínuos de carga poluidora fecal. A presença de coliformes nessas ordens de grandeza configura um cenário de contaminação fecal critica, incompatível com qualquer uso seguro da água, mesmo nos períodos de maior vazão.

Mesmo no Ribeirão do Lipa, bacia que ainda preserva fragmentos de mata e áreas em transição, o atendimento à Classe 3 ocorre de forma esporádica e depende exclusivamente de momentos de excepcional diluição pluvial. A vulnerabilidade crescente dessa bacia frente à expansão urbana desordenada sinaliza que, sem intervenções na infraestrutura de saneamento, o padrão de qualidade tende a se aproximar dos índices críticos observados nas bacias mais centrais. A persistência desses valores elevados posiciona os três córregos em um estado crítico de qualidade que remete aos limites da Classe 4, o que indica a necessidade urgente de atenção quanto aos riscos à saúde pública e restringe as possibilidades de uso da água na malha urbana com restrições significativas aos usos múltiplos da água. Esse cenário sistêmico reforça a tese de que a universalização dos serviços de coleta precisa vir acompanhada de um controle rigoroso sobre as ligações clandestinas e a gestão das águas pluviais, visando a recuperação gradativa das funções ecológicas desses tributários do Rio Cuiabá.

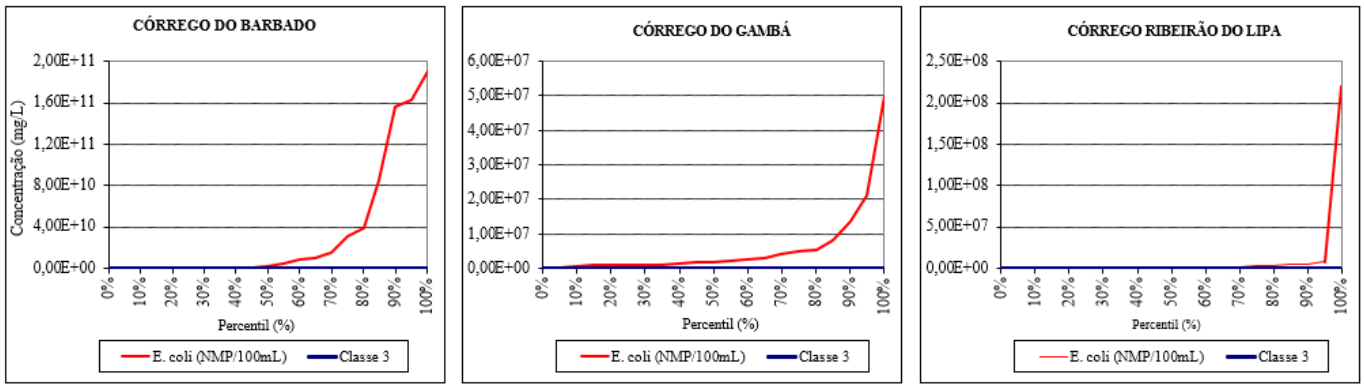


Figura 04: Curvas de frequência e níveis de atendimento para *E. coli* conforme enquadramento de Classe 3. Fonte: autores (2026).

Diante desse comportamento estatístico e da consolidação de um passivo ambiental estrutural, conclui-se que a meta de Classe 3 é incompatível com a atual realidade de uso e ocupação do solo de Cuiabá. Torna-se necessário estabelecer metas de enquadramento progressivas amparadas por intervenções que incluam o manejo de águas pluviais e a fiscalização rigorosa de fontes poluidoras nas microbacias. Somente através deste planejamento estratégico será possível reduzir a carga orgânica transferida ao Rio Cuiabá e projetar uma recuperação ambiental que seja tecnicamente viável e sustentável para as futuras gerações no longo prazo. Este cenário reforça a urgência de políticas públicas que integrem o saneamento básico ao ordenamento territorial urbano de forma definitiva.

Variabilidade sazonal e o impacto da Vazão

A Figura 05 apresenta a distribuição dos parâmetros monitorados, segmentada entre os períodos chuvoso (Ch) e seco (Se). O uso de diagramas de caixa permite avaliar a variabilidade dos dados, evidenciando que a sazonalidade atua como fator modulador da qualidade da água, intensificando a concentração de poluentes em condições de menor disponibilidade hídrica.

Nestes períodos de estiagem, a ausência de precipitações reduz drasticamente o volume de água disponível para a diluição, fazendo com que o fluxo dos córregos passe a apresentar maior influência de águas residuárias que fluem continuamente para o leito. Esta condição é agravada pela impermeabilização severa do solo urbano nessas microbacias, onde o avanço do concreto e do asfalto impede a infiltração natural e extingue as nascentes que deveriam manter a vazão de base. Por outro lado, a ocupação densa e consolidada das margens resultou na supressão das matas ciliares, eliminando a barreira biológica que filtraria os sedimentos e nutrientes antes de atingirem o canal principal. Este quadro de comprometimento ambiental reflete a morfologia de bairros que cresceram sem respeitar os limites físicos dos cursos d'água, transformando vales naturais em receptores de carga orgânica difusa e resíduos sólidos urbanos. A análise do uso do solo revela que a alta taxa de edificação nas sub-bacias do Barbado e Gambá potencializa o escoamento superficial acelerado, o que transporta toda a sujeira acumulada nas ruas diretamente para o sistema hídrico sem qualquer retenção. No Ribeirão do Lipa, o processo de verticalização e a abertura de novos loteamentos periféricos sinalizam uma pressão antrópica crescente que ameaça a pouca vegetação remanescente. Portanto, a variabilidade sazonal observada nos dados é o reflexo de um território ocupado de forma desordenada, onde a infraestrutura cinza predomina sobre os serviços ecossistêmicos. Esta complexa interação entre o uso do solo e o regime hidrológico pode ser visualizada detalhadamente na Figura 05, que expõe as amplitudes e os valores extremos dos principais parâmetros de contaminação em cada estação.

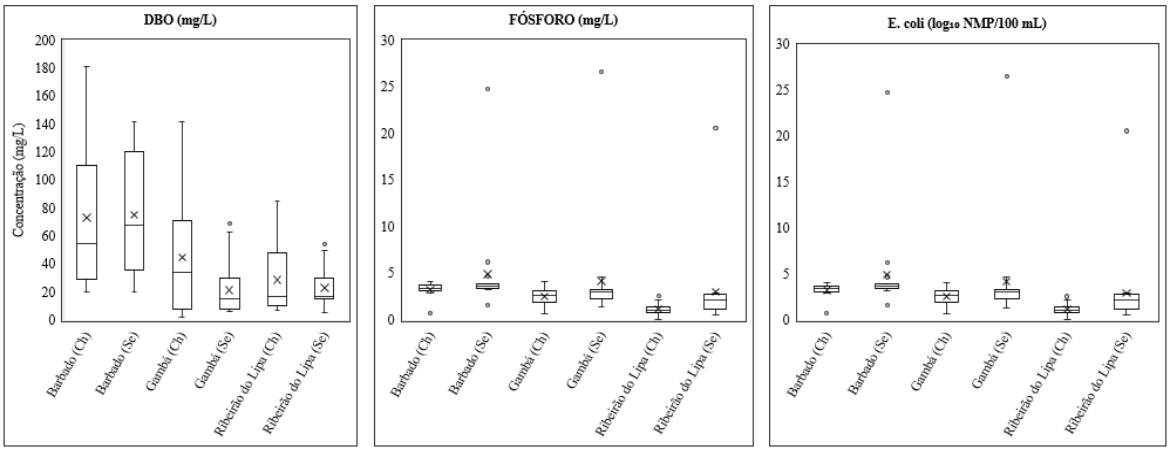


Figura 05: *Boxplots* sazonais de DBO, Fósforo Total e *E. coli* nas microbacias em estudo. Fonte: autores (2026).

O comportamento do Fósforo Total revela uma particularidade estatística onde as caixas apresentam-se visivelmente achatadas próximo à base do gráfico entre 1 e 5 mg/L. Essa compressão ocorre porque a escala do eixo é forçada a se expandir para incluir os valores discrepantes extremos que atingem marcas próximas a 25 mg/L no Barbado e no Gambá durante a estiagem. Esses valores fora da curva indicam a ocorrência de aportes pontuais de origem sanitária, possivelmente associados a contribuições irregulares ou falhas no sistema de esgoto sanitário. Como o Fósforo é um componente majoritário de detergentes e excreta humana, sua concentração dispara quando a vazão de base do rio diminui, evidenciando que os córregos funcionam na prática como canais de transporte de efluentes concentrados. Ao observar o mapa de redes de esgoto, percebe-se que embora existam coletores tronco instalados a falta de redes secundárias e de ligações domiciliares efetivas nas sub-bacias do Barbado e Gambá favorece a ocorrência de contribuições indevidas aos tributários.

A análise da *E. coli* em escala logarítmica é o ponto mais crítico do diagnóstico sanitário. Mesmo com caixas apresentando baixa amplitude visual é fundamental observar que a base da escala já inicia em valores proibitivos. No período seco a mediana do Barbado e do Gambá estabiliza em ordens de grandeza que superam 10^7 NMP/100mL. A presença de outliers que alcançam 10^{11} NMP/100mL especialmente no Barbado indica comprometimento significativo das barreiras sanitárias. O fato de os quartis não apresentarem redução significativa no período chuvoso indica que a lavagem das superfícies urbanas e o transbordo de redes unitárias compensam a diluição pluvial, mantendo o risco biológico onipresente em qualquer época do ano.

Este fenômeno de manutenção da carga poluidora mesmo sob chuva revela as limitações na eficiência do sistema de drenagem atual que transporta a poluição acumulada no solo diretamente para o leito sem qualquer tipo de retenção ou tratamento prévio. Esta carga difusa urbana é potencializada pela ocupação de áreas de preservação permanente que originalmente deveriam atuar como filtros biológicos para os sedimentos e nutrientes. Os dados detalhados nos boxplots são o reflexo direto da morfologia urbana de Cuiabá onde a alta densidade de ocupação nas bacias do Barbado e Gambá aliados à elevada impermeabilização resulta em um transporte acelerado de esgoto e resíduos sólidos. A canalização excessiva em trechos do Barbado altera o tempo de concentração da bacia e agrava o arraste de poluentes, impedindo que os processos naturais de oxigenação da água ocorram de forma eficiente. No Ribeirão do Lipa embora o quadro seja menos severo os picos de contaminação na seca servem como um alerta para a fragilidade do modelo de expansão urbana periférica que negligencia a infraestrutura básica. A conversão definitiva desses cursos hídricos em vetores de poluição de Classe 4 configura um cenário em que a variabilidade sazonal apenas altera a concentração dos poluentes, mas nunca recupera a qualidade da água para os padrões exigidos pela legislação vigente.

Considerações finais

A qualidade da água nos córregos Barbado, Gambá e Ribeirão do Lipa apresentou associação consistente com os padrões de uso e ocupação do solo urbano em Cuiabá. Microbacias caracterizadas por maior densidade de ocupação, elevada impermeabilização e menor proteção da vegetação ripária exibiram os piores indicadores físico-químicos e microbiológicos, evidenciando a influência direta da morfologia urbana sobre as condições hídricas.

As concentrações de DBO, fósforo total e Escherichia coli indicaram contribuição expressiva de esgotos domésticos, refletindo limitações na interceptação e no tratamento dos efluentes. O descompasso observado entre os índices declarados de cobertura de esgotamento sanitário e a qualidade da água nos cursos d'água reforça a presença de fontes de poluição não controladas no ambiente urbano.

O regime hidrológico influenciou a variabilidade das concentrações, porém não foi suficiente para promover a recuperação da qualidade da água. A persistência de níveis elevados de contaminação, inclusive em períodos chuvosos, indica predominância de cargas poluidoras contínuas, capazes de predominar sobre os efeitos de diluição associados ao aumento da vazão.

Os resultados indicam que os três cursos d'água analisados operam, de forma predominante, em condições equivalentes à Classe 4, o que restringe seus usos e evidencia a limitação, no curto prazo, do enquadramento em classes mais restritivas.

De forma integrada, o estudo demonstra que a degradação da qualidade da água em microbacias urbanas resulta da interação entre o uso e a ocupação do solo, as cargas poluidoras de origem doméstica e as limitações na capacidade de assimilação do sistema hidrológico, configurando um processo contínuo e estrutural em ambientes urbanos densamente ocupados.

Agradecimentos

À Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT) e ao curso de Engenharia Sanitária e Ambiental pelo fornecimento da infraestrutura de transporte que viabiliza nossa participação no 5º Congresso Internacional de Engenharia Ambiental em Curitiba-PR. Agradeço pela inserção de temas vitais na formação acadêmica, permitindo que a preservação dos recursos hídricos se transformasse em produção científica relevante.

Ao meu orientador, Dr. Jhonatan Barbosa Silva, pelo suporte fundamental nesta trajetória. Agradeço pela orientação técnica, pelo incentivo constante à minha evolução acadêmica e por incentivar o aprofundamento crítico sobre o saneamento em Cuiabá. Sua visão crítica foi essencial para o rigor deste trabalho.

Às minhas amigas e parceiras de longa data na UFMT, Julia Roberta, Nathália Tavares e Amanda Santos, pela amizade e por compartilharem os desafios e conquistas ao longo desta jornada acadêmica.

À minha família, pelo apoio incondicional e pela compreensão das ausências durante as longas horas dedicadas a este estudo.

E a todos que contribuíram para que a realidade dos córregos urbanos de Cuiabá fosse exposta com clareza técnica perante a comunidade acadêmica.

Referências Bibliográficas

ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO. Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos. Brasília: Agência Nacional de Águas; Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). Brasília: ANA, 2011. 456 p.

ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO. **O Comitê de Bacia Hidrográfica e o Enquadramento dos Corpos de Água**. Brasília: ANA, 2020. 84 p.

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 23. ed. Washington: APHA/AWWA/WEF, 2017.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Estabelece a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 18 mar. 2005.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Base de dados geográficos e uso e ocupação do solo. Disponível em: https://www.ibge.gov.br. Acesso em: 2026.

INPE - INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. Projeto TOPODATA: **Banco de dados geomorfométricos do Brasil. São José dos Campos: INPE**. Disponível em: http://www.dsr.inpe.br/topodata. Acesso em: 2026.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. 4. ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2020. 568 p.

METCALF & EDDY. **Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos**. 5. ed. Porto Alegre: AMGH, 2016. 1980 p.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. 4. ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH, 2005. 943 p.

UNESCO. **Water Quality Assessments: A Guide to the Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring**. 2. ed. London: UNESCO/WHO/UNEP, 2017.

von SPERLING, M. **Introdução à qualidade da água e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. rev. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014. 472 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 1).

OCORRÊNCIA E DISTRIBUIÇÃO DE MICROPLÁSTICOS EM ECOSSISTEMAS AQUÁTICOS BRASILEIROS: UMA REVISÃO DE LITERATURA

1 Paulo Ricardo Soares de Amorim, 2 Beatriz Santos Menezes, 3 Thalita Barbosa de Souza, 4 Aline Almeida de Jesus Magalhaes, 5 Roseane Mendonça de Figueiredo

1 IFBA, e-mail:pauloricardosoaresamorim@gmail.com; 2 IFBA, e-mail:menezesbeatriz2021@gmail.com, e-mail: pauloricardosoaresamorim@gmail.com; 3 IFBA, e-mail:thalitabarbosa52@gmail.com; 4 IFBA, e-mail: aline.magalhaes@ifba.edu.br; 5 UESB, e-mail: roseane.figueiredo@uesb.edu.br

Palavras-chave: Microplástico; Ecossistemas aquáticos; Recursos hídricos.

Resumo

Este trabalho consiste em uma revisão integrativa de literatura fundamentada no protocolo PRISMA que investiga a ocorrência e a distribuição de microplásticos nos ecossistemas aquáticos brasileiros, revelando uma onipresença desses contaminantes poliméricos em diversas matrizes hídricas de todas as regiões do país. A análise sistemática de estudos publicados entre 2021 e 2026 demonstrou que as maiores concentrações de partículas estão intrinsecamente ligadas ao adensamento populacional e às falhas crônicas no saneamento básico, com destaque para a predominância de fibras e fragmentos compostos majoritariamente por Polietileno (PE) e Polipropileno (PP). Os resultados apontam que o sedimento atua como o principal reservatório de longo prazo para partículas menores, enquanto a dinâmica na coluna d'água é fortemente influenciada pela sazonalidade, onde períodos chuvosos potencializam o aporte de resíduos via escoamento superficial urbano. Além do impacto ambiental, a detecção de ingestão de plásticos em até 100% dos indivíduos de espécies de interesse comercial em áreas estuarinas acende um alerta sobre os riscos de bioacumulação e transferência trófica para seres humanos. Conclui-se que o refinamento das estratégias de detecção, especialmente a transição para caracterizações químicas robustas como a espectroscopia de μ-FTIR, é indispensável para evitar a subestimação da poluição e subsidiar políticas públicas que garantam a segurança da saúde pública e a integridade dos recursos hídricos no Antropoceno.

Introdução

A dispersão desenfreada de resíduos poliméricos nos ecossistemas aquáticos consolidou-se como um reflexo crítico da atividade humana no antropoceno. Impulsionada pelo adensamento populacional e por falhas estruturais no gerenciamento de resíduos sólidos (MONTAGNER, 2021), a introdução contínua desses materiais no meio ambiente atinge desde córregos urbanos até grandes bacias hidrográficas. A alta durabilidade e a resistência do plástico à degradação biológica permitem que detritos descartados incorretamente sofram fragmentação física e química, originando os microplásticos (MPs) — partículas menores que 5 mm. Devido à sua elevada persistência e capacidade de adsorção, essas partículas alteram a dinâmica trófica e funcionam como vetores para poluentes orgânicos e metais pesados, representando uma ameaça sistêmica à biota e à integridade dos recursos hídricos continentais.

No contexto continental e de transição, a detecção de microplásticos em corpos hídricos tem revelado uma contaminação sistêmica que transcende as fronteiras geográficas. Estudos recentes destacam que rios e estuários atuam não apenas como depósitos, mas como as principais vias de transporte desses poluentes (Dris et al., 2016). A presença dessas partículas em diferentes matrizes, incluindo sedimentos e colunas d'água de bacias hidrográficas fundamentais, levanta alertas críticos sobre a vulnerabilidade dos recursos hídricos. A literatura aponta que a diversidade morfológica e a composição química desses fragmentos em águas superficiais refletem diretamente as falhas nos sistemas de saneamento e a pressão antrópica regional (Olivatto et al., 2018).

Embora a problemática seja global, a distribuição de microplásticos em ecossistemas aquáticos brasileiros apresenta particularidades decorrentes da vasta extensão de sua rede hidrográfica e das disparidades no tratamento de efluentes. A complexidade na identificação desses materiais exige a aplicação de técnicas analíticas refinadas para caracterizar com precisão o impacto nas biotas locais e a integridade dos serviços ecossistêmicos (Colombo, 2024). Atualmente, a literatura nacional tem avançado na quantificação desses resíduos, porém, a fragmentação dos dados ainda dificulta uma compreensão holística dos padrões de ocorrência em nível nacional.

Desse modo, faz-se de suma importância avaliar métodos para a detecção de MPs, tendo como foco principal enriquecer uma base de dados que preencham lacunas, além de contribuir nas análises dos potenciais riscos à saúde humana, no seu grau de contaminação, no aprimoramento da legislação e, por fim, no acesso do conhecimento pela comunidade acadêmica, pesquisadores e sociedade civil. Nesta perspectiva o presente trabalho busca-se, por meio de uma revisão bibliográfica, identificar e realizar uma análise comparativa de diferentes metodologias utilizadas para a detecção de MPs em água destinada ao consumo humano (Lopes, 2020).

Material e Métodos

Este artigo consiste em uma revisão integrativa de caráter exploratório, adotando as diretrizes do protocolo PRISMA 2020 como eixo norteador. Mais do que um roteiro, essa metodologia funciona como um sistema de controle rigoroso: ela exige a

definição clara da pergunta de pesquisa, dos objetivos e das estratégias de busca, incluindo o uso preciso de descritores e bases de dados. Esse nível de detalhamento é fundamental para que todo o processo seja transparente e validado, permitindo que qualquer outro pesquisador consiga replicar o estudo com exatidão. Ao seguir esse padrão, garantimos que o caminho percorrido seja auditável e, acima de tudo, que os resultados apresentados possuam total confiabilidade científica (Galvão, 2015).

As etapas realizadas foram: 1 - identificação do tema e seleção da questão norteadora da pesquisa; 2 - estabelecimento de critérios para inclusão e exclusão de estudos e busca na literatura; 3 - definição das informações a serem extraídas dos estudos selecionados; 4 - categorização dos estudos; 5 - avaliação dos estudos incluídos na revisão integrativa e interpretação dos textos e 6 - apresentação da revisão de literatura.

Inicialmente, se delimitou o tema da pesquisa e seus recortes temáticos, dessa forma, levantou-se a questão: "Qual a situação dos corpos hídricos brasileiros quanto à contaminação por microplásticos?". Seguindo-se, foram determinados os critérios de inclusão e exclusão para os trabalhos, onde a inclusão se daria para pesquisas determinem, de forma quantitativa, a contaminação por microplástico em diferentes tipos de corpos hídricos presentes no Brasil, com publicação entre 2021 e 2026, foram excluídos trabalhos não conseguiram determinar a concentração de MP nas amostras, induziram contaminações controladas em suas amostras ou que tiveram um grande percentual de erro nas suas leituras.

Foram identificados e baixados 31 artigos nacionais e internacionais, com levantamento bibliográfico por meio de buscas eletrônicas nas seguintes bases de dados: Periódicos da Capes, Google Acadêmico e ScienceDirect;, apartir Palavras chaves: "Microplástico", "Corpo hídrico", "Poluição", "Rio", "Bacia" e "Brasil", com uso dos operadores booleanos And, or e/ou not.

Segui-se fazendo leitura e fichamentos dos textos encontrados, fazendo-se o processo de triagem seguindo as etapas apresentadas na Figura 1.

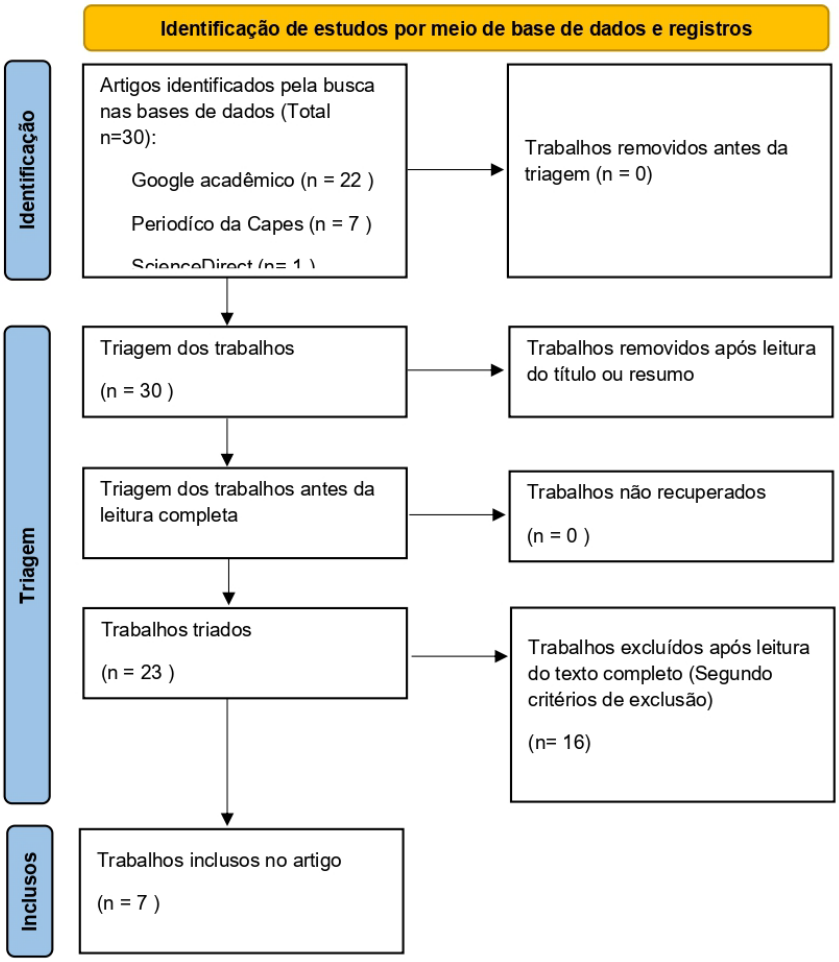


Figura 01: Diagrama flow do PRISMA da triagem de trabalhos.
Fonte: Autoria própria (2026)

Resultados e Discussões

A revisão dos estudos selecionados permitiu traçar um panorama detalhado da contaminação polimérica em diferentes regiões do Brasil, evidenciando as variações nas concentrações e as metodologias empregadas para a detecção de microplásticos. Os dados apresentados a seguir detalham as particularidades de cada corpo hídrico analisado, correlacionando a abundância de partículas com os respectivos métodos de análise e os principais achados reportados na literatura recente

CORPO HÍDRICO	METODOLOGIA DE ANÁLISE	PRINCIPAIS ACHADOS	AUTORES E ANO
Córrego da Várzea Grande - MT	Separação por densidade e análise óptica	60,11 micropartículas por litro, 45,33 fibras por litro, 11,33 filamentos por litro, 2 filme por litro e 1,33 fragmentos por litro	(D.S. Caixeta et al., 2024)
Rio Meia Ponte - GO	Separação por densidade e análise óptica	1,8 partículas por mililitro nas amostras de água e 170,3 partículas por grama nas amostras em sedimento	(M.W.B. Souza-Coelho et al., 2025)
Reservatório Moxotó e Delmiro Gouveia - BA	Análise óptica	1200 micropartículas por m³ em Moxotó e 870 micropartículas por m³ em Delmiro Gouveia durante o período de estiagem e 5410 micropartículas por m³ em Moxotó e 3410 micropartículas por m³ em Delmiro Gouveia durante o período chuvoso	(J.M. Leite et al., 2025)
Igarapé do Mindu - AM	Separação por densidade e espectroscopia de transformada de fourier	Entre 0 e 0,12 gramas por litro no perfil superficial e de 0 a 0,40 grama por litro no perfil de profundidade	(G.R. Souza et al., 2023)
Rio Paraíba do Sul - MG, SP e RJ	Análise óptica e espectroscopia de transformada de fourier	0,41±0,27 micropartículas por m³ durante o período chuvoso e 0,22±0,16 micropartículas por m³ durante o período de estiagem	(D.I. Costa et al., 2023)
Rio Tiête - SP	Análise óptica e espectroscopia de transformada de fourier	6,67 a 1530 partículas por m³, considerandos os diferentes pontos e períodos de estiagem e chuva	(N.G. Moraes et al. 2022)
Rio Tramandaí - RS	Separação por densidade, análise óptica e espectroscopia de transformada de fourier	14,21 partículas por litro, com valor mínimo encontrado de 6,38 partículas por litro e máximo de 21,94 partículas por litro.	(V.F. Fonseca, 2024)

Tabela 01: Estudos utilizados na revisão e descrição das técnicas analíticas e principais achados.
Fonte: Autoria própria (2026)

A análise sistemática da literatura revelou uma onipresença de microplásticos (MPs) nos ecossistemas aquáticos estudados, abrangendo desde igarapés amazônicos até estuários no extremo sul do país. Os resultados indicam que a concentração de partículas varia significativamente de acordo com o regime hidrológico e a proximidade de centros urbanos (Leite, 2025), os resultados encontrados são esperados, já que diferentes autores já haviam discutido sobre a dispersão plástica em todos os ambientes (Dris, 2016)

Morfologicamente, houve uma predominância de fibras e fragmentos em quase todos os corpos hídricos estudados, as fibras sintéticas foram a categoria majoritária, o que aponta para o descarte de efluentes domésticos e a lavagem de roupas como fontes críticas de poluição (Fonseca, 2024). Quanto à composição química, o uso de técnicas avançadas como o μ-FTIR permitiu identificar o predomínio de polímeros de baixa densidade, como o Polietileno (PE) e o Polipropileno (PP), além do Poliéster (PET) e Poliamida (PA). Esses polímeros refletem não apenas os hábitos de consumo nacionais, mas também a fragilidade dos sistemas de saneamento que permitem o aporte dessas partículas nos rios.

A sazonalidade demonstrou ser um fator determinante na dinâmica de transporte desses poluentes. Em reservatórios da Bahia e na bacia do Rio Paraíba do Sul, observou-se que o período chuvoso potencializa a entrada de microplásticos via escoamento superficial urbano, elevando as concentrações na coluna d'água. Contudo, no Rio Meia Ponte e no estuário de Tramandaí, a estiagem também apresentou riscos elevados devido à menor vazão e à consequente ressuspensão de partículas em águas rasas, onde o sedimento passa a atuar como um reservatório temporal de contaminantes menores.

Por fim, a contaminação da biota evidenciou o potencial de transferência trófica dos microplásticos. Estudos nos estuários da Baía de São José (MA) e no Rio São Francisco (BA) registraram a ingestão de partículas em 100% dos indivíduos analisados de certas espécies de peixes e bivalves. A predominância de fibras azuis no trato gastrointestinal e tecidos musculares de espécies de interesse comercial acende um alerta sobre a segurança alimentar e os riscos à saúde pública, uma vez que esses organismos servem como vetores de MPs e poluentes adsorvidos para os consumidores humanos.

Considerações finais

A presente revisão bibliográfica confirmou a onipresença de microplásticos nos ecossistemas aquáticos brasileiros, evidenciando que a contaminação por microplástico não é um evento isolado, mas um problema sistêmico que afeta desde diversos corpos hídricos. A análise dos estudos demonstrou que as maiores concentrações de partículas estão intrinsecamente ligadas ao adensamento populacional e às falhas crônicas no gerenciamento de resíduos sólidos e tratamento de efluentes domésticos, sendo as fibras e fragmentos as morfologias dominantes em todas as matrizes analisadas.

Observou-se que a dinâmica de transporte desses poluentes é fortemente modulada pela sazonalidade e pela hidrodinâmica local. Enquanto os períodos chuvosos potencializam o aporte de novos resíduos via escoamento superficial urbano, os períodos de estiagem favorecem a retenção e a ressuspensão de microplásticos no sedimento, que se consolida como

o principal reservatório de longo prazo para essas partículas em sistemas lóticos. Além disso, a detecção frequente de polímeros como PE, PP e PET em espécies de interesse comercial acende um alerta crítico sobre os riscos de bioacumulação e transferência trófica, representando uma ameaça latente à segurança alimentar e à saúde pública.

Conclui-se que a eficácia no monitoramento ambiental depende da transição de métodos puramente ópticos para caracterizações químicas robustas, como a técnica de μ-FTIR, essenciais para evitar a subestimação da poluição em dimensões micrométricas. Diante deste cenário, torna-se imperativo o fortalecimento de políticas públicas voltadas à universalização do saneamento básico e à regulação mais rígida do descarte de plásticos, visando mitigar os impactos ambientais e garantir a integridade dos recursos hídricos brasileiros no contexto do Antropoceno.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Bahia (IFBA), Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia (UESB) de Vitória da Conquista e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo suporte no desenvolvimento da pesquisa e apoio acadêmico.

Referências Bibliográficas

CAIXETA, D. S. et al. Quantificação de microplásticos de córrego urbano: um estudo de caso no córrego da Manga em Várzea Grande/ Mato Grosso – Brasil. **E&S Engineering and Science**, v. 13, n. 2, p. 1–9, 24 set. 2024.

COSTA, I. D.; COSTA, L. L.; ZALMON, R. I. Microplastics in water from the confluence of tropical rivers: Overall review and a case study in Paraiba do Sul River basin. **Chemosphere**, v. 338, p. 139493, 2023.

COLOMBO, A. C. M. et al. I-646–DESENVOLVIMENTO DE TÉCNICA SEMI-AUTOMÁTICA DE ANÁLISE DE IMAGEM PARA IDENTIFICAÇÃO DE MICROPLÁSTICO (MP-PVC) USANDO CORANTE FLUORESCENTE SELETIVO, **21° Simpósio luso brasileiro de engenharia sanitária e ambiental**, Recife/PE, 2024.

DRIS, R. et al. Synthetic fibers in atmospheric fallout: a source of microplastics in the environment? **Marine Pollution Bulletin**, 2016, 104, 1.

FONSECA, V. F. **Dinâmica e influência de fatores ambientais e antrópicos no transporte e distribuição de microplásticos no estuário do rio Tramandaí**. 2024. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal Do Rio Grande Do Sul.

GALVÃO, T. F.; PANSANI, T. S. A.; HARRAD, D. Principais itens para relatar Revisões sistemáticas e Meta-análises: A recomendação PRISMA. **Epidemiologia e serviços de saúde**, v. 24, p. 335-342, 2015.

LARA, K. L. L. et al. ANÁLISE QUALI-QUANTITATIVA DE MICROPLÁSTICO PRESENTES EM AMOSTRAS MARINHAS DA BAÍA DE SANTOS, SP. **Simpósio de Pesquisa do Ecossistema Ânima**, [s.d.].

LEITE, Jaqueline Marinho et al. SAZONALIDADE DE MICROPLÁSTICOS E ROTÍFEROS EM PISCICULTURAS NO RIO SÃO FRANCISCO–BIOMA CAATINGA. **Revista Contemporânea**, v. 5, n. 7, p. e8668-e8668, 2025.

LIMA, J. N. M. et al. Poluição por microplásticos em microbacias urbanas da bacia do rio salgado na região do Cariri-CE. **Cuadernos de Educación y Desarrollo**-QUALIS A4, v. 16, n. 8, p. e5168-e5168, 2024.

LOPES, K. S. R. et al. ESTUDO SOBRE A POLUIÇÃO PLÁSTICA E ANÁLISE DE MICROPARTÍCULAS NA ÁGUA TRATADA DE PORTO ALEGRE/RS. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, v. 9, p. 570, 21 fev. 2020.

MONTAGNER, C. C. et al. Microplásticos: ocorrência ambiental e desafios analíticos. **Química nova**, v. 44, n. 10, p. 1328-1352, 2021.

MORAES, N. G. **Análise de microplásticos no Rio Tietê SP: Identificação, caracterização e quantificação de poluentes orgânicos adsorvidos.** 2022. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

OLIVATTO, G. P.; CARREIRA, R.; TORNISIELO, V. L.; MONTAGNER, C. C.. Microplásticos: Contaminantes de Preocupação Global no Antropoceno. **Revista Virtual de Química** 2018, 10, 6.

PAPPIS, T.; KAPUSTA, S. C.; OJEDA, T. Metodologia de extração de microplásticos associados a sedimentos de ambientes de água doce. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 26, p. 749-756, 2021.

Sefiloglu, F. Ö. et al. "Comparative microplastic analysis in urban waters using μ-FTIR and Py-GC-MS: A case study in Amsterdam." **Environmental Pollution** 351 (2024): 124088.

Seghers, J. et al. Feasibility of using quantitative ^{1}H-NMR spectroscopy and ultra-microbalances for investigation of a PET microplastic reference material. **Anal Bioanal Chem** 415, 3033–3040 (2023). https://doi.org/10.1007/s00216-023-04567-0

SHARMA, P.; SHARMA, P.; KUMAR ABHISHEK. Sampling, separation, and characterization methodology for quantification of microplastic from the environment. **Journal of Hazardous Materials Advances**, v. 14, p. 100416–100416, 1 fev. 2024.

SHI, Y. et al. The influence of drinking water constituents on the level of microplastic release from plastic kettles. **Journal of Hazardous Materials**, v. 425, p. 127997, 2022.

SINGH, B.; KUMAR, A. Advances in microplastics detection: A comprehensive review of methodologies and their effectiveness. **TrAC Trends in Analytical Chemistry**, v. 170, p. 117440, 2024.

SOUZA, G. R.; SILVA, N. M.; OLIVEIRA, D. P. Distribuição longitudinal, vertical e temporal de microplásticos no Igarapé do Mindu em Manaus, Amazonas. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 28, p. e20220234, 2023.

SOUZA-COELHO, M. W. B., Magalhães, M. R., & Tejerina-Garro, F. L. (2025). Quantificação da poluição microplástica no Rio Meia Ponte, alto da bacia do rio Paraná, Brasil Central. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, 22, e17, 2025.

STURM, M. T. et al. Development of an inexpensive and comparable microplastic detection method using fluorescent staining with novel nile red derivatives. **Analytica**, v. 4, n. 1, p. 27-44, 2023.

TALUKDAR, A. et al. Microplastic contamination in wastewater: Sources, distribution, detection and remediation through physical and chemical-biological methods - UCL Discovery. **Ucl.ac.uk**, 15 mar. 2024.

TIAN, X.; BEÉN, F.; BÄUERLEIN, P. S. Quantum cascade laser imaging (LDIR) and machine learning for the identification of environmentally exposed microplastics and polymers. **Environmental Research**, v. 212, p. 113569, 2022.

TSE, Y.; CHAN, S. M.; SZE, E. T. Quantitative assessment of full size microplastics in bottled and tap water samples in Hong Kong. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 19, n. 20, p. 13432, 2022.

VAIDEH, S. Detection and characterization of microplastics in drinking water using advanced analytical techniques. **Journal of Chemical Health Risks**, v. 15, n. 1, p. 228–236, 2025.

WAGNER, M. et al. Microplastics in freshwater ecosystems: what we know and what we need to know. **Environmental Sciences Europe**, v. 26, n. 1, p. 12, 2014.

WANG, W.; WANG, J. Investigation of microplastics in aquatic environments: An overview of the methods used, from field sampling to laboratory analysis. **TrAC Trends in Analytical Chemistry**, v. 108, p. 195-202, 2018.

XIAO, Z. et al. A platform for microplastic assessment in aquatic environments based on the protein corona-induced aggregation effect. **Biosensors and Bioelectronics**, v. 249, p. 116037, 2024.

YOUSAFZAI, S. et al. Detection and degradation of microplastics in the environment: a review. **Environmental Science: Advances**, v. 4, n. 8, p. 1142-1165, 2025.

ZAMBRANO-PINTO, M. V. et al. Microplastics as vectors of other contaminants: Analytical determination techniques and remediation methods. **Science of The Total Environment**, v. 908, p. 168244, 15 jan. 2024.

ZEA COBOS, A. G. et al. Standardization of FTIR-Based Methodologies for Microplastics Detection in Drinking Water: A Meta-Analysis Indeed and Practical Approach. **Water**, v. 16, n. 22, p. 3170, 6 nov. 2024.

ZHANG, Z. et al. Development of a multi-spectroscopy method coupling μ-FTIR and μ-Raman analysis for one-stop detection of microplastics in environmental and biological samples. **Science of the Total Environment**, v. 917, p. 170396, 2024.

INCIDÊNCIA DE DOENÇAS DE VEÍCULAÇÃO HÍDRICA EM MUNICÍPIOS PERTENCENTES A BACIA HIDROGRÁFICA DO IPOJUCA, SITUADA NO AGRESTE PERNAMBUCANO

1 Amanda Maria Albuquerque de Aguiar, 2 Cássia Gisele Dias Porto, 3 José Floro de Arruda Neto; 4 José Vitor da Silva Aragão e 5 Gilson Lima da Silva

1 Universidade Federal de Pernambuco, PROFAGUA e-mail: Amanda.aguiar@ufpe.br; 2 Universidade Federal de Pernambuco, PPGECAM e-mail: cassia.porto@ufpe.br, 3 Universidade Federal de Pernambuco, PPGEQ, e-mail: floro.arruda@ufpe.br; Universidade Federal de Pernambuco, PPGEQ, e-mail: josevitor.aragao@ufpe.br; 5 Universidade Federal de Pernambuco, PPGECAM e-mail: gilson.lsilva@ufpe.br.

Palavras-chave: Doenças Hídricas; Saúde Pública; Epidemiologia; Poluição Ambiental; Gestão Ambiental.

Resumo

As doenças de veiculação hídrica representam um importante problema de saúde pública, especialmente em regiões com deficiência de saneamento básico e vulnerabilidade socioambiental. Nesse contexto, o presente estudo teve como objetivo analisar a incidência de doenças de veiculação hídrica em municípios pertencentes à Bacia Hidrográfica do Ipojuca, localizada no Agreste Pernambucano. A pesquisa foi desenvolvida a partir de dados secundários obtidos na plataforma DATASUS/TabNet, considerando os registros de internações por infecções intestinais no período de 2020 a 2024 em 14 municípios da bacia hidrográfica. Os dados foram organizados e analisados estatisticamente utilizando o software Microsoft Excel 365. Os resultados evidenciaram elevado número de internações relacionadas às infecções intestinais, totalizando 46.737 casos no período analisado. Os municípios de Caruaru e Arcoverde apresentaram os maiores índices de internações, com 28.114 e 6.152 casos, respectivamente. Observou-se associação entre baixos índices de cobertura de saneamento básico e maiores taxas de adoecimento, destacando-se Arcoverde, com apenas 5% da população atendida por rede de saneamento e elevada incidência de casos. A análise demonstrou que populações não atendidas por serviços adequados de esgotamento sanitário apresentam maior vulnerabilidade epidemiológica. O estudo também evidenciou que fatores antrópicos, como lançamento inadequado de efluentes, descarte irregular de resíduos sólidos e deficiência no tratamento de água, contribuem significativamente para a degradação ambiental e proliferação de doenças hídricas. Como estratégias mitigadoras, propõem-se ações integradas de monitoramento ambiental, ampliação da infraestrutura de saneamento, utilização de tecnologias avançadas para detecção de patógenos, fortalecimento das políticas públicas de saúde e educação ambiental. Conclui-se que a melhoria das condições sanitárias e ambientais constitui medida fundamental para redução das doenças de veiculação hídrica e promoção da saúde pública na Bacia do Ipojuca.

Introdução

Os efeitos antrópicos provenientes da urbanização dos grandes centros urbanos são apontados como uma das principais causas da modificação das características de corpos d'água. O lançamento inadequado de efluentes sanitários domésticos e industriais, descarte indevido de resíduos sólidos, entre outros, afetam diretamente o equilíbrio ambiental destes ecossistemas (BRASIL, 2020; BRASIL, 2019).

Estas intervenções quando não planejadas adequadamente e na inobservância das políticas de proteção ambiental resultam em problemas evidenciados ao longo das bacias hidrográficas brasileiras. São exemplos desses problemas as alterações das características físico-químicas, as mudanças nos regimes hídricos, o aumento das contaminações por doenças hídricas e metais pesados, a alteração das características geométricas e as inundações (BRASIL, 2020).

Em países com baixos índices de saneamento básico e que utilizam tratamentos convencionais para água potável, a contaminação dos mananciais por bactérias com características patogênicas à humanos é superior aos índices observados em países desenvolvidos (Kopytko *et al*., 2017). Comunidades situadas em locais com vulnerabilidade sanitária estão mais expostas a patologias hídricas que as demais (Barcellos e Quitério, 2006; De Vicente Cesa e Duarte, 2010).

Segundo Pruss-Ustin *et al.,* (2008), cerca de 10% das doenças no mundo são ocasionadas por questões ligadas ao saneamento básico e precariedade de higiene. Para Who e Unicef (2006), a deficiência de esgotamento sanitário acarreta quase 4 bilhões de casos de diarreia em todo o mundo, levando cerca de 1,5 milhões de mortes em crianças de até cinco anos, no entanto cerca de 94% destes casos poderiam ter sido evitados.

Segundo Bayer, Uranga e Fochezatto (2021), a partir de 2013 a Fundação Nacional de Saúde (FUNASA), passou a adotar a classificação para patologias infectocontagiosas relacionadas a questões de saneamento básico de Cairncross e Feachem (1993).

As doenças de veiculação hídrica são causadas pelo consumo, usos e contato com águas contaminadas por matéria orgânica, organismos patogênicos, metais, entre outros. A poluição destas águas está ligada ao lançamento de esgoto em fontes hídricas diversas (BRASIL, 2020).

No Brasil as políticas públicas de saúde são desenvolvidas pelo Ministério da Saúde (MS), e executadas pelo Sistema Único de Saúde (SUS). O sistema baseia-se nos conceitos de prevenção, tratamento e controle de doenças. Entre os programas presentes no sistema encontra-se o Programa de Melhoria do Acesso e da Qualidade da Atenção Básica (PMAQ-AB), atuando

no combate aos problemas sanitários do país através de ações de educação e saúde da família (Cavalcanti, Fernandez, e Gurgel, 2021; Pinto, Sousa, e Ferla, 2014; Sousa, 2018).

As ações voltadas à proteção dos recursos hídricos devem ter caráter conjunto, ou seja, ultrapassam a responsabilidade exclusiva do poder público, nelas são evidentes a necessidade de ações da iniciativa privada e sociedade civil, atuando não só no sentido de proteção do recurso em si, mas de todas as situações que o envolvem, a exemplo do controle de patologias hídricas (ANA, 2018; Bonfim e Nogueira, 2020).

A região denominada Agreste Pernambucano, compreende a faixa territorial paralela ao litoral, situada entre a zona da mata e o sertão do estado nela estão situados 71 municípios, com clima variando entre o semiárido e mediterrânico, vegetação predominante caatinga, regime de chuvas bem definido e temperaturas variando entre 8º e 37ºC. A oferta hídrica na região é reduzida, característica de regiões semiáridas, com pegada hídrica inferior as médias nacional e mundial, dificultando as ações de gestão hídrica na região (Andrade *et al*., 2018; Souza, Ribeiro Neto e Souza, 2021; Silva *et al*., 2022).

Historicamente a população do Agreste Pernambucano está exposta às doenças de veiculação hídrica, fator causado em especial pela insuficiência de ações de saneamento básico, como descrito por Rabelo *et al*., (2021), Barbosa *et al*., (2018), Marcynuk *et al*., (2013).

A seleção da área de abrangência, composta por 14 municípios da Bacia Hidrográfica do Rio Ipojuca, justifica-se pela elevada vulnerabilidade hídrica típica do semiárido e pela intensa pressão antrópica resultante da urbanização e das atividades industriais na região. Essa escolha estratégica permite analisar como a baixa oferta hídrica e a pegada hídrica inferior às médias nacional e mundial dificultam as ações de gestão e potencializam os riscos epidemiológicos para as populações locais (Silva *et al*., 2022).

Logo, este estudo é motivado pela necessidade de melhor a compreensão da possível relação entre a incidência e prevalência de doenças hídricas e as ações antrópicas, em especial em regiões de vulnerabilidade social como o Agreste Pernambucano. Destaca-se que a região mencionada apresenta a escassez de estudos holísticos que avaliem as condições sanitárias a que a população está submetida e aos índices epidemiológicos relacionados as patologias hídricas. Desta forma, o presente estudo pretende analisar a incidência das doenças de veiculação hídrica na Bacia do Ipojuca, situados no Estado de Pernambuco.

Metodologia

A presente pesquisa caracteriza-se como um estudo descritivo, retrospectivo e de natureza quantitativa, fundamentado em dados secundários de saúde pública e saneamento básico. Esta abordagem permite analisar a interação entre indicadores de infraestrutura e agravos epidemiológicos ao longo de séries temporais, metodologia consolidada para a avaliação de correlações entre saneamento e doenças diarreicas agudas em contextos regionais (Santos e Ribeiro, 2024). O delineamento experimental foi estruturado em quatro etapas principais:

1. Área de Estudo e Critérios de Seleção

A área de abrangência compreende 14 municípios situados na Bacia Hidrográfica do Rio Ipojuca, inseridos na mesorregião do Agreste Pernambucano. A escolha desta região justifica-se por sua vulnerabilidade hídrica característica do semiárido e pela forte pressão antrópica decorrente da urbanização e atividades industriais. O delineamento experimental foi estruturado em quatro etapas principais. Inicialmente, realizou-se a caracterização da área de estudo, que compreende os 14 municípios cujas sedes são banhadas pelo curso principal do Rio Ipojuca, inseridos na Unidade de Planejamento Hídrico 3 (UP3). Para tanto, foram utilizados dados do Censo Demográfico 2022 do IBGE para levantamento populacional e indicadores de vulnerabilidade socioeconômica, como o Índice de Desenvolvimento Humano (IDH).

2. Coleta de Dados Epidemiológicos

Para a realização do levantamento da incidência e prevalência das doenças de veiculação hídrica na área do estudo procedeu-se à coleta de dados epidemiológicos e sanitários: os registros de internações por Infecções Intestinais (CID-10) foram extraídos da plataforma DATASUS/TabNet para o período de 2020 a 2024, enquanto os indicadores de cobertura de esgoto e tratamento foram obtidos via Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SINISA) e registros da Companhia Pernambucana de Saneamento (COMPESA) atualizados até 2025.

Os dados obtidos foram tabulados e avaliados estatisticamente através do software Microsoft® Excel para Microsoft 365 MSO (Versão 2509 Build 16.0.19231.20138) 64 bits.

- **Indicador:** Foram selecionados os registros de internações por Infecções Intestinais (CID-10).
- **Recorte Temporal:** O período de análise compreendeu os anos de 2020 a 2024, permitindo a observação de tendências sazonais e anuais.
- **Procedimento:** A consulta utilizou o filtro de "Internações por Residência", selecionando o estado de Pernambuco e os municípios específicos da bacia.

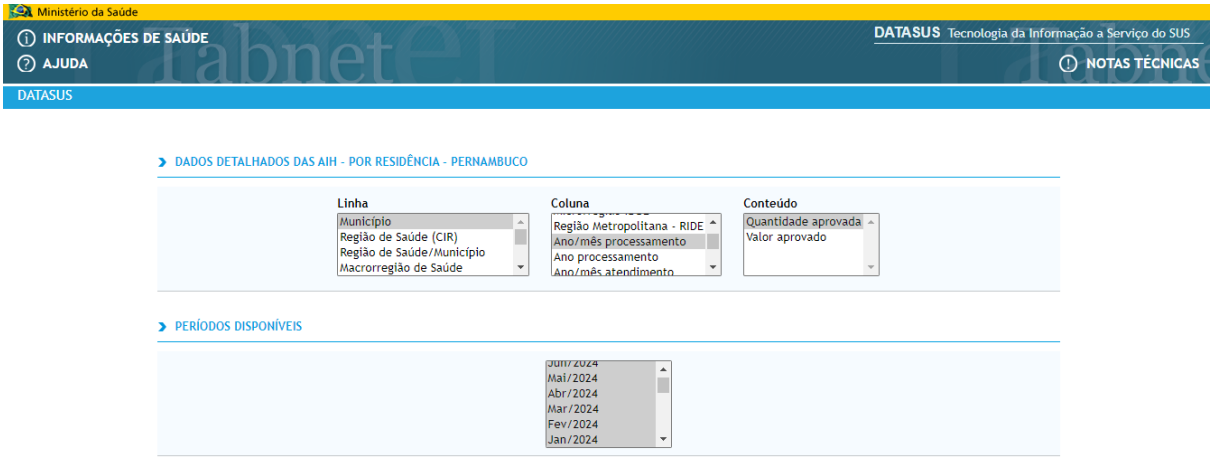


Figura 1: Sistema Datasus/Tabnet
Fonte: Os autores, 2026.

Para a caracterização sanitária, foram coletados dados sobre a cobertura de esgotamento sanitário (população total atendida) junto ao Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) e bases de dados complementares citadas pelos autores. Os municípios que não apresentaram dados oficiais de cobertura foram identificados para análise de subnotificação ou lacuna de gestão. Na terceira etapa, os dados foram processados para análise espacial e estatística. O mapeamento da distribuição dos casos na bacia foi realizado no software QGIS (versão 3.10.12), gerando mapas de calor por volume total e incidência relativa por 10.000 habitantes.

Resultados e Discussão

A investigação de casos de patologias hídricas relacionadas ao aparelho digestivo, torna-se complexa pelos diferentes fatores que podem levar as infecções intestinais, e pôr em geral, os pacientes estarem expostos à diversas fontes de contágio, em muitos casos podem associar o quadro a causas sem ligação diretas, inclusive relacionadas ao senso comum, por exemplo, associar um quadro de infecção bacteriana à ingestão de um alimento não contaminado, por dogmas culturais.

Desta forma aqui buscou-se avaliar os índices de internações nos municípios por infecções no trato digestivo, conforme Tabela 1, visto que os patógenos infeciosos deste sistema estão associados na grande maioria dos casos as patologias conhecidas como hídricas, conforme evidenciado em BRASIL, (2020); BRASIL, (2019); Cullinan, *et al.*, (2022); Matviichuk *et al*., (2023); Yilmaz *e* Orhan, (2021); Hoseinzadeh *et al*., (2020); Da Silva e Suda (2023) e por Mattioli *et al*., (2021).

A partir dos dados coletados e organizados no tópico anterior foram produzidos mapas de calor da distribuição espacial dos casos, na Figura 2 estão representados o total de casos por município. Outro achado significativo é o total de internações no período avaliado, totalizando 46.737 casos na área de estudo. Na Figura 3 observa-se agora a representação da incidência de casos registrados a cada 10.000 habitantes.

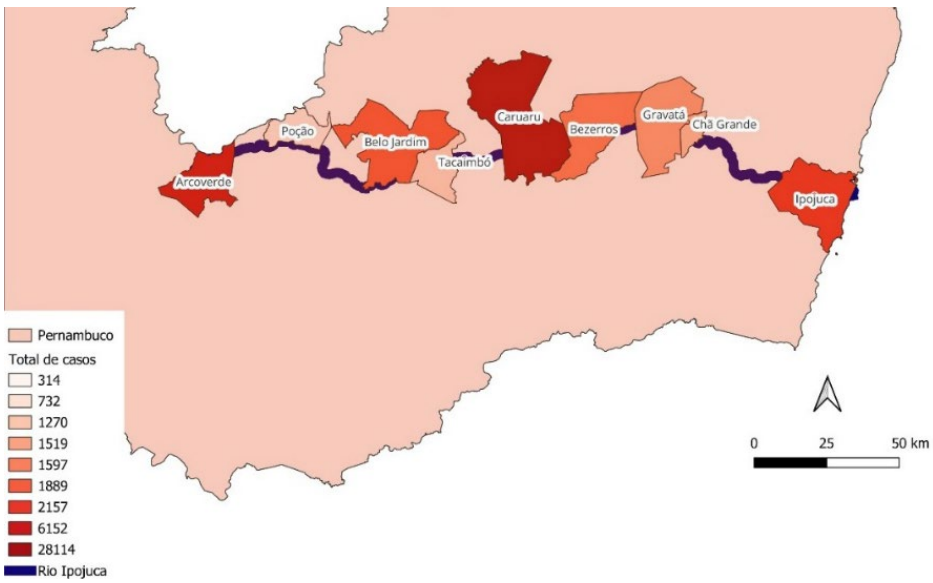


Figura 2 - Mapa de Calor- total de Casos por Munícipio avaliado, PE/Brasil.
Fonte: Os Autores, 2026.

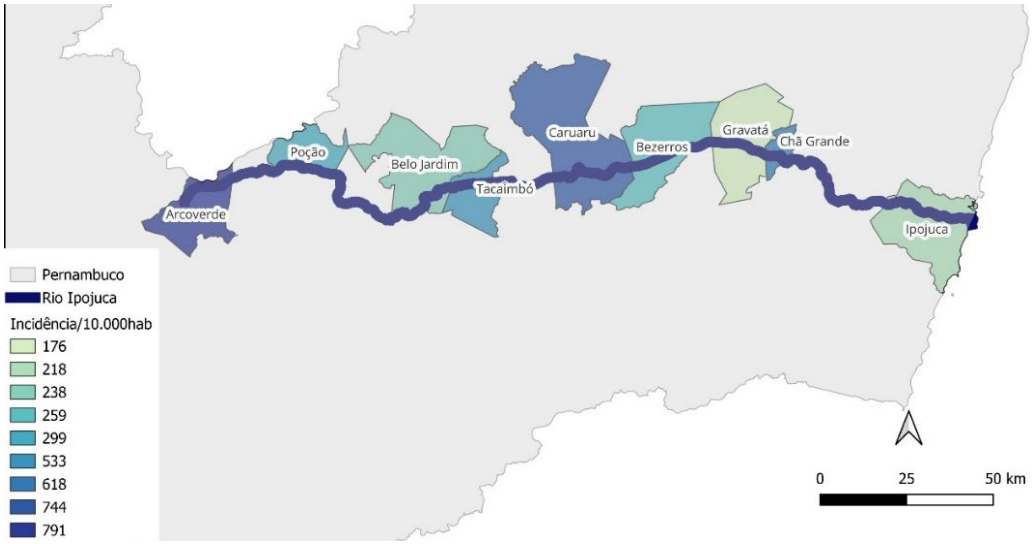


Figura 3 - Mapa de Calor- incidência de Casos por Munícipio avaliado- PE/Brasil.
Fonte: Os Autores, 2026.

Inicialmente é possível observar que nos 5 anos avaliados os municípios com maior incidência de internações por infecções intestinais foram Caruaru, 28.114 casos e Arcoverde 6.152 casos. É possível inferir que o número de casos de Caruaru seja elevado em relação ao grupo pelo tamanho populacional, entretanto o segundo lugar em casos para o município de Arcoverde pode estar relacionado a diversos fatores como condição sanitária e ou devido a subnotificações nos demais municípios investigados.

É possível avaliar que o aumento da população não atendida por redes de esgotamento sanitário mostrou-se com maior potencial epidemiológico que o simples aumento no número de habitantes, ou seja, o maior número de pessoas em situação de vulnerabilidade sanitária potencializa a incidência de doenças de veiculação hídrica, conforme equivalente em Huang, Zhang e Li, (2024). A Tabela 1 é os resultados da análise de internações por infecções intestinais nos municipios de Pernambuco.

A situação crítica observada em Arcoverde, que apresenta a maior incidência de internações por infecções intestinais (791 casos por 10.000 habitantes) associada a um índice de cobertura de esgotamento sanitário de apenas 5%, evidencia um severo descompasso em relação às diretrizes nacionais vigentes.

Este cenário coloca o município em uma posição de extrema distância das metas estabelecidas pelo Novo Marco Legal do Saneamento (Lei nº 14.026/2020), que impõe a universalização dos serviços de esgotamento sanitário para 90% da população até o ano de 2033. A manutenção de indicadores tão incipientes em um polo regional do Agreste reforça a necessidade de estratégias de engenharia e gestão pública que priorizem a eficiência técnica e a segurança hídrica, uma vez que a precariedade infraestrutural atual atua como o principal determinante da vulnerabilidade epidemiológica local. Ainda é possível inferir que as subnotificações estejam relacionadas a cultura local de não procurar os serviços de saúde sob condições de autoavaliação em situações consideradas de baixa gravidade pelos enfermos, conforme descrito por Nunes *et al*., 2018.

Tabela 5: Internações por infecções intestinais, PE/Brasil.

	ANOS					
Município	**2020**	**2021**	**2022**	**2023**	**2024**	**TOTAL Município**
Caruaru	16258	4443	2848	2007	2558	28114
Ipojuca	611	158	393	477	518	2157
Gravata	659	408	165	132	155	1519
Belo Jardim	402	424	468	215	380	1889
Arcoverde	807	817	1136	1038	2354	6152
Bezerros	571	394	90	459	83	1597
Escada	81	202	250	313	53	899
São Caitano	345	139	282	345	47	1158
Pombos	79	31	20	0	23	153
Chã Grande	313	153	294	337	173	1270
Sanharó	159	90	237	45	41	572
Primavera	25	10	11	20	145	211
Tacaimbó	71	105	108	408	40	732
Poção	56	18	110	21	109	314
TOTAL ANUAL	20437	7392	6412	5817	6679	
TOTAL DE CASOS NA BACIA						**46737**

Fonte: Os autores, 2026.

Para avaliação foram removidos os municípios que não apresentaram dados sobre a cobertura de população atendida de redes de saneamento, desta forma foram retirados os municípios de Escada, São Caitano, Pombos, Primavera, Sanharó e produzida a Tabela 2.

Tabela 2: População total atendida por redes de saneamento, PE/Brasil

Município	População	% Atendida	População Total
Caruaru	378.048	55,00%	207926
Ipojuca	98.932	30,00%	29680
Gravata	86.516	23,08%	19968
Belo Jardim	79.507	68,61%	54550
Arcoverde	77.742	5,00%	3887
Bezerros	61.694	13,00%	8020
Chã Grande	20.546	61,20%	12574
Tacaimbó	13.738	80,00%	10990
Poção	10.500	58,46%	6138

Fonte: Os autores, 2026.

Ao avaliar a baixa porcentagem de cobertura no município de Arcoverde é possível compreender a segunda posição em casos totais de internação. A Tabela 3 apresenta os valores referentes a população vulnerável, não atendida por redes de saneamento.

Tabela 3: População Total não atendida por redes de saneamento, PE/Brasil.

Município	População	% não	População Total
Caruaru	378.048	45,00%	170122
Ipojuca	98.932	70,00%	69252
Gravata	86.516	76,92%	66548
Belo Jardim	79.507	31,39%	24957
Arcoverde	77.742	95,00%	73855
Bezerros	61.694	87,00%	53674
Chã Grande	20.546	38,80%	7972
Tacaimbó	13.738	20,00%	2748
Poção	10.500	41,54%	4362

Fonte: Os autores, 2026.

Na Figura 4 observa-se o gráfico de correlação entre o número total de casos de internação por infecções intestinais e a população total da área de estudo. A partir da análise encontrou-se o valor de R (0,9674), apresentando forte correlação entre as variáveis e valor de R^2 (0,9359), que por sua vez indica que mais de 93% das variações em uma das variáveis estão associadas, de forma linear, com as da outra (University Of Maryland, 2022; Smidl *et al.*, 2007). É possível inferir que tal achado era esperado visto que o crescimento populacional incide no aumento das relações humanas e consequente potencialidade epidemiológica como descrito por Huang, Zhang e Li, (2024); Li, Xu e Zhao, (2022); Islam, Ali e Ahmed, (2021); Razak, Said e Abdullah, (2021); Hansson, Peltonen e Nieminen, (2021).

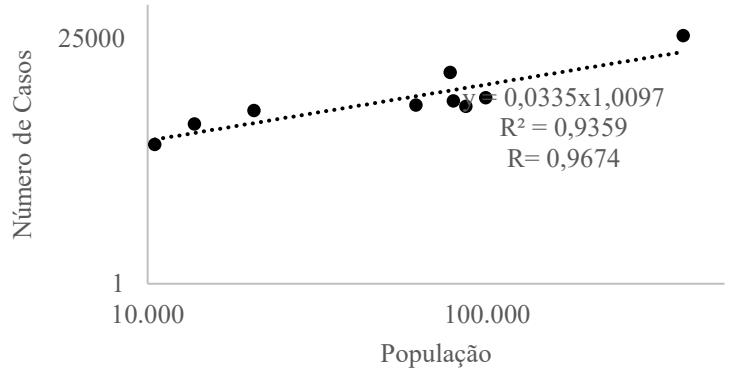


Figura 4 - Correlação entre internações e população total.
Fonte: Os autores, 2026.

Considerações Finais

A análise dos indicadores epidemiológicos na Bacia Hidrográfica do Ipojuca confirmou a existência de uma correlação crítica entre a precariedade do saneamento básico e a incidência de doenças de veiculação hídrica. Ao longo do período de 2020 a 2024, o registro de 46.737 internações por infecções intestinais evidência que a deficiência na infraestrutura sanitária transcende a questão ambiental, configurando-se como um grave problema de saúde pública no Agreste Pernambucano.

Os resultados destacaram que municípios com os menores índices de cobertura de esgotamento sanitário, como Arcoverde (com apenas 5% de atendimento), apresentaram as maiores vulnerabilidades epidemiológicas, com taxas de adoecimento desproporcionalmente elevadas em relação à sua população. Por outro lado, o elevado número absoluto de casos em Caruaru reforça a necessidade de estratégias de gestão específicas para grandes centros urbanos sob forte pressão antrópica.

Conclui-se que as ações antrópicas, caracterizadas pelo lançamento inadequado de efluentes e gestão ineficiente de resíduos, são os principais vetores de degradação da qualidade da água na bacia. Para reverter este cenário, é imperativo que o poder público e a sociedade civil adotem as estratégias mitigadoras propostas neste estudo, com destaque para:

1. A expansão acelerada da rede de esgotamento sanitário e tratamento de efluentes;
2. A implementação de tecnologias modernas de monitoramento, como o sequenciamento genético de patógenos e o uso de Inteligência Artificial para previsão de surtos;

O fortalecimento da Educação Ambiental voltada à preservação dos mananciais e ao uso consciente dos recursos hídricos.

Por fim, este estudo ressalta que a universalização do saneamento, conforme preconizado pelo Novo Marco Legal, é a medida de engenharia mais eficaz para a promoção da saúde e a recuperação da integridade ambiental da Bacia do Ipojuca. Sugere-se que trabalhos futuros aprofundem a análise espacial dos casos através de geoprocessamento, permitindo a identificação exata dos clusters de contaminação ao longo do curso do rio.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, agradeço também ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - ProfÁgua, Projeto CAPES/ANA AUXPE Nº. 2717/2015, pelo apoio técnico científico aportado até o momento. Os autores também expressam seus agradecimentos ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (PPGECAM), ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química (PPGEQ), à Universidade Federal de Pernambuco (UFPE) e à Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco (FACEPE).

Referências Bibliográficas

AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS – ANA. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2018**. Brasília: ANA, 2018. 72 p.

BAYER, N. M.; URANGA, P. R. R.; FOCHEZATTO, A. Política Municipal de Saneamento Básico e a ocorrência de doenças nos municípios brasileiros. urbe. **Revista Brasileira de Gestão Urbana**, v. 13, 2021.

BARBOSA, C.S.; GOMES, E.C.S.; LOYO, R.M.; DE ALMEIDA, A.S.; SOUZA-SANTOS, R. Insalubrious touristic environments and schistosomiasis transmission in Pernambuco, Brazil. **Revista Ambiente e Água** 13(3), e2151, 2018.

BARCELLOS, C; QUITÉRIO, L. A. Vigilância ambiental em saúde e sua implantação no Sistema Único de Saúde. **Revista Saúde Pública**, 2006.

BONFIM, G. M; VASCONCELOS, P. S; NOGUEIRA, M. A. F. S. Implantação do sistema de gestão ambiental como instrumento educacional na UFGD, **Revista DELOS**, Vol. 13 Nº 37, pp. 374-391, 2020.

BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. **Manual de saneamento / Ministério da Saúde**, Fundação Nacional de Saúde. – 5.ed. Brasília: Funasa, 2019.

BRASIL. Lei Nº 14.026/2020. **Atualização do marco legal do saneamento básico**. Brasília, DF: Presidência da República, 2020.

CAIRNCROSS, S.; FEACHEM, R. Environmental Health Engineering in the Tropics: an introductory text. **Chichester: Wiley**, 1993.

CAVALCANTI, P.; FERNANDEZ, M.; GURGEL, G. D. JR. "Cooperação entre academia e governo para avaliar a APS no SUS". **Interface**, 25, 2021.

CULLINAN, L. *et al*. Waterborne disease outbreaks in treated recreational water facilities: A Socio-Ecological Model perspective. **Health Promotion International**, v. 37, n. 3, 2022.

DA SILVA, K. C.; SUDA, C. N. K. ACUTE DIARRHEAL DISEASES AND THEIR RELATIONSHIP WITH WATER QUALITY IN ARAGUATINS, TOCANTINS, BRAZIL: A CROSS-SECTIONAL STUDY. **Bioscience Journal**, v. 39, 2023.

DAS, P.; CHATTERJEE, A. Comparative Study of Water Quality Assessment of Distinct Dam in Ranchi, India. **Water Environment Research**, 97(7). (2025).

DE ANDRADE, E. K. P.; ANDRADE, A. R. S.; ZAMORA, V. R. O.; DE AQUINO SILVA, P. R. L.; SANTOS, M. K. S.; AZEVEDO, P. R. "Periodicidades na distribuição homogênea da precipitação no Agreste de Pernambuco". **Journal of Environmental Analysis and Progress**, 100-117, 2018.

DE VICENTE CESA, M.; DUARTE, G. M.; A qualidade do ambiente e as doenças de veiculação hídrica. **Geosul**, 2010.

DIAS, A. P.; ROSSO, T. C. A. Análise dos Elementos Atípicos do Sistema de Esgoto – Separador Absoluto – na Cidade do Rio de Janeiro. **Engevista**, Rio de Janeiro, v. 13, n. 3, p. 177-192, 2011.

HOSEINZADEH, E.; ROSTAMIAN, A.; RAZAGHI, M.; WEI, C. Waterborne transmission of protozoan parasites: A review of water resources in Iran – An update 2020. **Desalination and Water Treatment**, 213, pp. 91-105, 2020.

HUANG, X.; ZHANG, J.; LI, W. High-density communities and infectious disease vulnerability: a built environment perspective for sustainable health development. **Buildings**, v. 14, n. 1, p. 103, 2024.

KOPYTKO, M; CORREA-TORRES, S. N; ESTÉVEZ-GÓMEZ, M. J. "Biodegradación estimulada de los suelos contaminados con pesticidas organoclorados Stimulated degradation of soils contaminated with organochlorine pesticides". **Revista de Investigación Agraria y ambiental** – Volumen 8 Número 1, de 2017.

MARCYNUK, P.B.; FLINT, J.A.; SARGEANT, J.M.; PEREZ, E.; COSTA, A.M. "Comparison of the burden of diarrhoeal illness among individuals with and without household cisterns in northeast Brazil". **BMC Infectious Diseases** 13(1),65 2013.

MATTIOLI, M. C. *et al*. Identifying septic pollution exposure routes during a waterborne norovirus outbreak - A new application for human-associated microbial source tracking qPCR. **Journal of Microbiological Methods**, v. 180, 2021.

MATVIICHUK, O. *et al*. Life in an unsuspected antibiotics world: River biofilms. **Water Research**, v. 231, 2023.

MELLAHI, D.; ZERDOUMI, R.; CHAIB, A. Control strategies to improve the low water quality of Souk-Ahras city. **Heliyon**, v. 7, n. 7, 2021.

NUNES, B. P.; THUMÉ, E.; CHIAVEGATTO F.: PORTO D. A.; FACCHINI, L. A. Fatores associados ao uso de serviços de saúde por adultos brasileiros: uma revisão sistemática da literatura. **Cadernos de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 34, n. 1, e00014317, 2018.

PINTO, H. A.; SOUSA, A. N.; FERLA, A. A. "O Programa Nacional de Melhoria do Acesso e da Qualidade da Atenção Básica: várias faces de uma política inovadora". **Saúde em Debate**, 2014.

PRÜSS-USTIN, A.; BOS, R.; GORA, F; BARTRAM, J. 2008. "Safer water, better health. Costs, benefi ts and sustainability of interventions to protect and promote health". WHO, **Geneva**, 2008.

RABELO, C. G. C.; NETO, M. S.; COUTINHO, A. P.; ANTONINO, A. C. D. Sorption of sulfadiazine and flow modeling in an alluvial deposit of a dry riverbed in the Brazilian semiarid. **Journal of Contaminant Hydrology**, 241,103818, 2021.

SILVA, F. F.; SOUZA, D. M.; PEREIRA, A. P. (2022). Uso do solo e a vulnerabilidade ambiental no semiárido paraibano: um estudo de caso no Sertão Central. **Revista de Ciências Ambientais**, v. 22, n. 5, p. 405-419.

SILVA, M.C.O.; DA SILVA, M.M.; SANTOS, S.M.; DA SILVA, G.L.; GONÇALVES, E.A.P. Study of Population Water Footprint in a Semi-Arid Region". **Revista Brasileira de Geografia Física** 15(1), pp. 297-311, 2022.

SANTOS, I. R. S.; RIBEIRO, T. S. Correlation between basic sanitation and acute diarrheal diseases in the State of Pará. **Research, Society and Development**, [S. l.], v. 13, n. 8, p. e12813846651, 2024.

SOUSA, A. N. "Monitoramento e avaliação na atenção básica no Brasil: a experiência recente e desafios para a sua consolidação". **Saúde em Debate**, 42(spe), 289-301(2018).

SOUZA, A.G.S.S.; RIBEIRO NETO, A.; SOUZA, L.L.D. Soil moisture-based index for agricultural drought assessment: SMADI application in Pernambuco State-Brazil. **Remote Sensing of Environment** 252,112124 2021.

WHO/UNICEF, Protecting and promoting human health. In: Water, a shared responsibility. **The UN Water Development Report 2**, UNESCO, Paris, 2006.

YILMAZ, A.; ORHAN, F. Investigation of the presence of legionella pneumophila in water samples from erzurum and surrounding provinces in turkey. **Annals of Agricultural and Environmental Medicine**, v. 28, n. 2, p. 255–259, 2021.

INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE HÍDRICA: ESTUDO DE CASO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IVAÍ, PARANÁ

1 Pauline Gottstein Neitzke, 2 Maristela Denise Moresco Mezzomo, 3 Cristiane Kreutz, 4 Jefferson de Queiroz Crispim, 5 Eudes José Arantes

1Divisão de Vigilância em Saúde Ambiental da Prefeitura Municipal de Campo Mourão, e-mail: paulinegottstein@gmail.com; 2Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: mezzomo@utfpr.edu.br; 3Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: ckreutz@utfpr.edu.br; 4Universidade Estadual do Paraná, e-mail: jeffersoncrispim@gmail.com; 5Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: eudesarantes@utfpr.edu.br

Palavras-chave: bacia hidrográfica; gestão de recursos hídricos; sustentabilidade hídrica.

Resumo

A água é um recurso essencial, mas finito, e sua gestão sustentável é fundamental. Este estudo teve como objetivo propor uma metodologia de avaliação da sustentabilidade hídrica, estruturada a partir de indicadores reunidos em três dimensões que refletem aspectos de uso e gestão de recursos hídricos: Potencialidade, Disponibilidade e Demanda; Desempenho do Sistema de Gerenciamento de Recursos Hídricos e Eficiência do Uso da Água. Foram atribuídos pesos e graus de sustentabilidade aos indicadores, permitindo interpretação integrada dos resultados e subsidiando o planejamento da gestão hídrica. Para verificar a aplicabilidade da proposta, realizou-se um estudo de caso na Bacia Hidrográfica do rio Ivaí, contemplando as unidades do Alto e Baixo Ivaí. No Baixo Ivaí, verificou-se alto grau de sustentabilidade nas dimensões de Potencialidade, Disponibilidade e Demanda, e de Eficiência do Uso da Água, mas desempenho médio no gerenciamento. Já no Alto Ivaí, observou-se alto grau de sustentabilidade em Potencialidade, Disponibilidade e Demanda, grau médio em Eficiência do Uso da Água e baixo desempenho do sistema de gerenciamento. A aplicação da proposta metodológica resultou em mapas temáticos que sintetizam os resultados obtidos para as dimensões analisadas. Conclui-se que a proposta metodológica pode ser utilizada para diagnóstico dos graus de sustentabilidade hídrica de bacias hidrográficas, subsidiando análises orientadas aos poderes públicos, em todos os níveis de gestão e participação social, bem como, à comunidade técnico-científica e as instâncias de representação da sociedade civil e usuários, dando suporte à tomada de decisão e promoção de uma gestão mais sustentável dos recursos hídricos.

Introdução

A água é um recurso essencial e finito cuja disponibilidade tem sido comprometida pela pressão do crescimento populacional, da intensificação agrícola, da industrialização e das mudanças climáticas, resultando em escassez hídrica para mais de 40% da população mundial. Diante desse risco global, a ONU estabeleceu o Objetivo de Desenvolvimento Sustentável 6 (ODS 6) para assegurar a gestão sustentável da água até 2030 (NOSCHANG; SCHELEDER, 2018; UNESCO, 2025; UNITED NATIONS, 2018; WORLD ECONOMIC FORUM, 2019). No cenário brasileiro, apesar da abundância de água doce superficial, persistem severas desigualdades regionais na sua distribuição. Para mitigar esse desafio, a Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei nº 9.433/97) instituiu o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH), que adota a bacia hidrográfica como unidade territorial de planejamento e promove uma gestão descentralizada, integrada e com participação social na tomada de decisão (ANA, 2019; BRASIL, 1997).

Nesse contexto de governança, os indicadores de sustentabilidade hídrica emergem como instrumentos estratégicos que transformam dados complexos em informações acessíveis, permitindo monitorar o cenário, comparar territórios e subsidiar políticas públicas mais efetivas (BURFORD; TAMÁS; HARDER, 2016; CAMPOS; RIBEIRO; VIEIRA, 2014; MOLDAN, 2016; DIAS et al., 2018; JARZĘBSKI et al., 2025). A aplicação desses indicadores em bacias hidrográficas viabiliza uma análise integrada entre disponibilidade, demanda e desempenho da gestão, funcionando também como ferramentas de cidadania para o controle social (NOSCHANG; SCHELEDER, 2018; CAMPOS; RIBEIRO; VIEIRA, 2014; DIAS et al., 2018). Assim, o presente estudo propôs uma metodologia de avaliação da sustentabilidade hídrica por meio de indicadores para subsidiar a gestão pública e social, validando sua aplicabilidade na bacia do rio Ivaí, no Paraná.

Materiais e Métodos

A construção da proposta partiu de levantamento bibliográfico de caráter técnico e científico sobre desenvolvimento sustentável, indicadores de sustentabilidade hídrica e gestão de bacias hidrográficas. Definiu-se como princípios norteadores que a proposta fosse de fácil aplicação, de baixo custo, alinhada ao ODS 6 da Agenda 2030 e capaz de retornar resultados úteis à gestão. Adotaram-se como base as dimensões de Campos, Ribeiro e Vieira (2014) e de Vieira e Gondim Filho (2006), agregando-se novos indicadores e procedimentos metodológicos. Para a seleção dos indicadores consideraram-se os critérios de relevância, adesão à escala de aplicação, disponibilidade de dados e capacidade de permitir comparações no tempo, buscando refletir o modelo Pressão-Estado-Impacto-Resposta (PEIR) da OCDE (RIBEIRO; RODRIGUES, 2024).

Os indicadores foram agrupados em três dimensões, descritas no Quadro 1, juntamente com sua relação com as metas do ODS 6. A primeira dimensão reúne indicadores de potencialidade, disponibilidade e demanda; a segunda, indicadores de desempenho do sistema de gerenciamento; e a terceira, indicadores de eficiência do uso da água.

Dimensão	Indicador	Descrição	ODS 6
Potencialidade, Disponibilidade e Demanda	Ativação das Potencialidades	Relação entre a disponibilidade e a potencialidade	Meta 6.4
	Utilização das Potencialidades	Relação entre a demanda atual e a potencialidade	Meta 6.4
	Utilização das Disponibilidades	Relação entre a demanda atual e a disponibilidade	Meta 6.4
	Qualidade da água	Atendimento aos padrões de qualidade pelo IQA	Metas 6.1 e 6.3
Desempenho do Sistema de Gerenciamento de Recursos Hídricos	Comitês de Bacia Hidrográfica	Existência, composição e disponibilização de informações	Metas 6.5 e 6.b
	Plano de Recursos Hídricos	Existência, conteúdo e articulação	Meta 6.5
	Outorga	Critérios de implementação e divulgação de informações	Meta 6.5
	Cobrança	Existência e plano de aplicação dos recursos	Meta 6.5
	Enquadramento	Existência e implementação	Meta 6.5
	Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos	Existência, produção e divulgação de dados	Meta 6.5
Eficiência do Uso da Água	Atendimento de água	% da população atendida com abastecimento	Meta 6.1
	Coleta de esgoto	% do volume de esgoto coletado sobre o tratado	Meta 6.2
	Atendimento de esgoto	% da população atendida com esgotamento sanitário	Metas 6.2 e 6.3
	Perdas de água na rede	% de perdas na distribuição	Meta 6.4

Quadro 1: Dimensões e indicadores que compõem a proposta metodológica e sua relação com as metas do ODS 6. Fonte: Adaptado de Campos, Ribeiro e Vieira (2014) e Vieira e Gondim Filho (2006).

No modelo PEIR, as demandas hídricas atuais correspondem às pressões exercidas sobre os recursos hídricos; a disponibilidade e a qualidade da água representam o estado desses recursos; os indicadores de eficiência do uso da água traduzem os impactos do modelo de desenvolvimento e o efeito das respostas; e os indicadores de desempenho do sistema de gerenciamento expressam a resposta dos usuários, da sociedade civil e dos órgãos públicos.

A utilização de indicadores exige diferenciação quanto aos níveis de prioridade. Para cada indicador estabeleceu-se uma escala parcial, relacionando os valores calculados a graus de desempenho (muito alto, alto, médio, baixo e muito baixo). O agrupamento dos indicadores por dimensão, feito pela média dos resultados, gera escalas globais de sustentabilidade hídrica (Tabela 1).

Grau	DPDD (Média M)	DDSG (Média M)	DEUA (Média M)
Muito Alto	M > 0,90	M > 0,90	M > 90
Alto	0,70 < M ≤ 0,90	0,70 < M ≤ 0,90	70 < M ≤ 90
Médio	0,50 < M ≤ 0,70	0,50 < M ≤ 0,70	50 < M ≤ 70
Baixo	0,25 < M ≤ 0,50	0,25 < M ≤ 0,50	25 < M ≤ 50
Muito Baixo	M ≤ 0,25	M ≤ 0,25	M ≤ 25

Tabela 1: Escalas globais para os indicadores das três dimensões (DPDD, DDSG e DEUA). Legenda: DPDD = Dimensão de Potencialidade, Disponibilidade e Demanda; DDSG = Dimensão de Desempenho do Sistema de Gerenciamento; DEUA = Dimensão de Eficiência do Uso da Água.

Os indicadores de Ativação das Potencialidades, Utilização das Potencialidades e Utilização das Disponibilidades são ponderados de modo a variar de 0 (situação crítica) a 1 (situação desejável), conforme a Equação 1: $E_i = (I_{maior} - I_i) / (I_{maior} - I_{menor})$ *(1)*, em que I_{maior} e I_{menor} são os valores máximo e mínimo possíveis do indicador e I_i o valor calculado para a bacia. Para as Perdas de Água na Rede aplica-se a Equação 2, análoga à anterior multiplicada por 100. A Qualidade da Água é avaliada pelo Índice de Qualidade das Águas (IQA) da CETESB, calculado pelo produto ponderado de nove parâmetros (Equação 3): $IQA = \Pi\, q_i \hat{} w_i$, variando de 0 a 100, posteriormente linearizado para agregação com os demais indicadores da dimensão.

Os indicadores da Dimensão de Desempenho são qualitativos, determinados pelo somatório de pontuações atribuídas a quesitos definidos com base na Política Nacional de Recursos Hídricos, variando de 0 a 1. Para a aplicação, selecionou-se a bacia hidrográfica do rio Ivaí, localizada no Estado do Paraná, contemplando as unidades hidrográficas do Baixo Ivaí (noroeste) e do Alto Ivaí (centro do estado). Empregaram-se dados públicos do IBGE, do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) e do Instituto Água e Terra (IAT), tendo 2017 como ano de referência.

Para a obtenção das disponibilidades e potencialidades, adotaram-se séries históricas de vazões com, no mínimo, 30 anos, descartando-se os meses com mais de 10% de falhas e selecionando-se as estações fluviométricas mais próximas ao exutório de cada unidade. Considerou-se, como disponibilidade, a vazão outorgável de 50% da Q95%, critério do órgão ambiental do Paraná, e como potencialidade a vazão média de longo período (Q_{mlp}), ambas processadas no Sistema Computacional para Análises Hidrológicas (SisCAH 1.0). As demandas setoriais de retirada foram extraídas do Manual de Usos Consuntivos da Água (ANA, 2024), abrangendo abastecimento humano, indústria, mineração, geração termelétrica, dessedentação animal e agricultura irrigada. A qualidade da água foi avaliada pelo IQA da CETESB, a partir de nove parâmetros disponibilizados pelo IAT. Já a eficiência do uso da água apoiou-se nos indicadores do SNIS de 2017, atendimento de água (IN055), coleta de esgoto (IN015), atendimento de esgoto (IN056) e perdas na distribuição (IN049), agregados por município de acordo com a unidade hidrográfica de pertencimento.

Resultados e Discussão

A bacia hidrográfica do rio Ivaí é a segunda maior do Paraná em área (36.540,02 km²) e o rio o segundo em extensão (685 km), estando integralmente contido nos limites estaduais. Nasce no município de Prudentópolis, na confluência dos rios dos Patos e São João, e deságua no rio Paraná, em Doutor Camargo. A unidade do Alto Ivaí compreende 23.094,20 km², 44 municípios e 687.193 habitantes, enquanto o Baixo Ivaí abrange 13.431,53 km², 39 municípios e 484.440 habitantes. A aplicação da proposta exigiu compatibilizar os limites hidrográficos com os limites político-administrativos municipais, incluindo cada município na unidade que abriga sua sede.

Com base na análise da Dimensão de Potencialidade, Disponibilidade e Demanda, a partir de séries históricas superiores a 30 anos, obteve-se vazão Q95% de 221,277 m³/s para o Baixo Ivaí e 94,541 m³/s para o Alto Ivaí, com vazões médias de longo período (Q_{mlp}) de 743,42 m³/s e 519,11 m³/s, respectivamente, resultados coerentes com o Plano Estadual de Recursos Hídricos (Tabela 2).

Unidade	Abastecimento urbano	Abastecimento rural	Indústria	Dessedentação animal	Agricultura irrigada	Total
Alto Ivaí	1,0149	0,1811	1,4244	0,9611	0,2259	3,8127
Baixo Ivaí	0,8143	0,0641	1,9232	0,7868	2,7506	6,3401

Tabela 2: Demanda de retirada de água por setor (m³/s) nas unidades hidrográficas em estudo. Fonte: Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA, 2024).

As demandas de água apresentaram padrões distintos entre as unidades. No Alto Ivaí, as maiores demandas corresponderam à indústria de transformação, com 1,4244 m³/s, e ao abastecimento humano, com 1,0149 m³/s. No Baixo Ivaí, os setores com maior participação foram a agricultura irrigada, com 2,7506 m³/s, e a indústria de transformação, com 1,9232 m³/s. Essa diferenciação revela que as estratégias de gestão devem considerar a estrutura produtiva e territorial de cada unidade hidrográfica. Em áreas com maior peso da irrigação, medidas de eficiência agrícola, planejamento de captações e manejo de períodos críticos podem ser prioritárias. Em áreas com maior demanda industrial e urbana, destacam-se a eficiência operacional, o reuso e o controle de lançamentos.

Os resultados da classificação dos indicadores da Dimensão de Potencialidade, Disponibilidade e Demanda estão apresentados na Tabela 3. Quanto à qualidade da água, no Baixo Ivaí predominou a classificação 'regular' entre as doze coletas analisadas, com apenas uma amostra 'ruim' e quatro 'boas'; no Alto Ivaí, das vinte coletas, três foram 'ruins' e seis 'boas', também com predomínio da classe 'regular'. Esses valores são coerentes com os apresentados no Plano Estadual de Recursos Hídricos do Paraná, confirmando a consistência da base de dados adotada. Observa-se que a Qualidade da Água foi o indicador mais crítico, sinalizando a necessidade de melhoria para o alcance das metas do ODS 6.

Indicador	Baixo Ivaí	Grau	Alto Ivaí	Grau
Ativação das Potencialidades	0,85	Alto	0,91	Muito Alto
Utilização das Potencialidades	0,99	Muito Alto	0,99	Muito Alto
Utilização das Disponibilidades	0,94	Muito Alto	0,92	Muito Alto
Qualidade da água (IQA)	0,65	Médio	0,64	Médio
Resultado	**0,86**	**Alto**	**0,87**	**Alto**

Tabela 3: Resultados e classificação dos indicadores da Dimensão de Potencialidade, Disponibilidade e Demanda.

A análise da qualidade da água demonstrou que o Índice de Qualidade das Águas foi o indicador mais crítico da primeira dimensão. No Baixo Ivaí, predominou a classificação regular (65%) entre as coletas analisadas, havendo também amostras classificadas como ruim e boa. No Alto Ivaí, a classificação regular (64%) também foi predominante, com ocorrência de amostras ruins e boas. A predominância de IQA regular indica que a disponibilidade quantitativa deve ser interpretada com cautela, pois a água disponível pode não atender plenamente aos requisitos de uso, especialmente quando há comprometimento por carga orgânica, nutrientes, turbidez ou contaminação microbiológica.

Embora estas unidades hidrográficas apresentem situação relativamente confortável quanto à quantidade, a criticidade de uma bacia pode ser desencadeada por eventos climáticos extremos de seca, pelo aumento da demanda decorrente do crescimento populacional ou da instalação de novos empreendimentos e, ainda, pela poluição associada ao lançamento de efluentes sem tratamento adequado. A qualidade da água, condicionada por variáveis naturais e por impactos antrópicos de fontes pontuais e difusas, reforça a importância do monitoramento contínuo como base para o planejamento e a efetividade de instrumentos como o enquadramento de corpos hídricos.

Com base na relação proposta por Vieira e Gondim Filho (2006), segundo a qual a potencialidade deve ser superior à disponibilidade e esta superior à demanda, ambas as unidades apresentaram cenário ideal em termos quantitativos. O conceito global da Dimensão de Potencialidade, Disponibilidade e Demanda foi classificado como alto para a bacia hidrográfica do Alto Ivaí e para o Baixo Ivaí. Entretanto, o fato de a qualidade da água apresentar grau médio reforça que a sustentabilidade hídrica deve ser interpretada de forma crítica, pois uma dimensão pode alcançar resultado global favorável mesmo contendo indicador específico que exige intervenção.

Em termos de Dimensão de Desempenho do Sistema de Gerenciamento de Recursos Hídricos, a avaliação do nível de implementação dos instrumentos de gestão (Tabela 4) resultou em grau médio para o Baixo Ivaí (0,63) e baixo para o Alto Ivaí (0,47). Nesta dimensão, as diferenças entre as unidades foram mais expressivas.

Indicador	Baixo Ivaí	Grau	Alto Ivaí	Grau
Comitês de Bacia Hidrográfica	1,00	Muito Alto	0,75	Alto
Plano de Recursos Hídricos	0,25	Baixo	0,00	Muito Baixo
Outorga	0,75	Alto	0,75	Alto
Cobrança	0,25	Baixo	0,00	Muito Baixo
Enquadramento	0,55	Médio	0,30	Baixo
Sistema de Informações	1,00	Muito Alto	1,00	Muito Alto
Resultado	**0,63**	**Médio**	**0,47**	**Baixo**

Tabela 4: Resultado da Dimensão de Desempenho do Sistema de Gerenciamento de Recursos Hídricos.

O Comitê das Bacias do Baixo Ivaí e Paraná 1 foi aprovado pela Resolução CERH nº 62/2010 e instituído pelo Decreto Estadual nº 3.048/2011. A unidade hidrográfica do Baixo Ivaí está integralmente inserida na área de atuação do referido comitê, que apresenta maior consolidação institucional. Foram identificadas informações públicas sobre atas, deliberações, regimento interno, composição, câmaras técnicas e estudos ambientais, elementos que indicam maior capacidade de funcionamento e transparência.

O Comitê da Bacia Hidrográfica do Alto Ivaí foi aprovado pela Resolução CERH nº 78/2012 e instituído pelo Decreto Estadual nº 8.859/2013. Apesar do período de existência, apresenta menor grau de consolidação em comparação ao Comitê do Baixo Ivaí e Paraná 1. O Alto Ivaí não possui plano de recursos hídricos aprovado, proposta de cobrança pelo uso da água ou critérios próprios de prioridade para outorga definidos no âmbito da bacia. Dessa forma, o desempenho institucional da unidade foi classificado como baixo, evidenciando fragilidade na implementação dos instrumentos de gestão.

Os resultados institucionais demonstram que a sustentabilidade hídrica não depende apenas de atributos físicos da bacia. Mesmo em contexto de disponibilidade hídrica relativamente favorável, a ausência de instrumentos de planejamento e financiamento pode limitar a capacidade de resposta a eventos críticos, conflitos de uso e degradação ambiental. Planos de recursos hídricos são essenciais para estabelecer metas, programas e prioridades. A cobrança pelo uso da água pode fornecer recursos para ações de recuperação e gestão. O enquadramento orienta metas de qualidade compatíveis com usos desejados. Sistemas de informação asseguram transparência e apoio técnico às decisões.

No Paraná, a outorga e o sistema de informações aparecem como instrumentos mais avançados e implementados em todo o estado. O Relatório de Conjuntura dos Recursos Hídricos do Estado do Paraná (IAT, 2020) corrobora com esses achados, indicando que a Outorga e o Sistema de Informações estão implementados em todo o território estadual. Contudo, a implementação de instrumentos em escala estadual não elimina a necessidade de aperfeiçoamento em escala de bacia. A gestão descentralizada prevista na Política Nacional de Recursos Hídricos pressupõe a atuação de comitês fortalecidos, com capacidade de deliberar, articular usuários, acompanhar indicadores e promover pactuações. Assim, a consolidação do Comitê do Alto Ivaí e o fortalecimento continuado do Comitê do Baixo Ivaí e Paraná 1 constituem ações relevantes para a melhoria da sustentabilidade hídrica.

Quanto a análise da Dimensão de Eficiência do Uso da Água, cujos resultados são apresentados na Tabela 5, o Baixo Ivaí apresentou as melhores condições de atendimento de água (95,10%), coleta e atendimento de esgoto e menor índice de perdas na rede, resultando em grau alto (73,13). O Alto Ivaí obteve grau médio (63,58), com atendimento de água de 79,48%. O abastecimento de água do Baixo Ivaí superou as médias nacional (83,5%) e regional Sul (89,7%) de 2017, ao passo que persistem déficits relevantes no esgotamento sanitário, cerca de 40,7% e 54,3% da população do Baixo e do Alto Ivaí, respectivamente, sem atendimento. Os índices de perdas situaram-se abaixo das médias nacional (38,3%) e regional (36,5%), indicando melhor desempenho na distribuição (SNIS, 2019).

Indicador	Baixo Ivaí	Grau	Alto Ivaí	Grau
Atendimento de água	95,10	Muito Alto	79,48	Alto
Coleta de esgoto	58,61	Médio	55,06	Médio
Atendimento de esgoto	59,34	Médio	47,17	Baixo
Perda de água na rede	79,46	Alto	72,61	Alto
Resultado	**73,13**	**Alto**	**63,58**	**Médio**

Tabela 5: Resultado da Dimensão de Eficiência do Uso da Água.

Os indicadores de esgotamento sanitário revelaram fragilidades ainda mais relevantes. Embora ambas as unidades tenham superado a média regional de coleta de esgoto da Região Sul, parcela expressiva da população permanecia sem atendimento. No Baixo Ivaí, 40,66% da população não era atendida por serviço de esgotamento sanitário; no Alto Ivaí, esse percentual atingia 54,29%. A ausência de coleta e tratamento adequado contribui para a degradação da qualidade da água, aumenta riscos à saúde pública e compromete o cumprimento das metas do ODS 6. Esses resultados ajudam a explicar a sensibilidade observada no indicador de qualidade da água.

Quanto às perdas de água na distribuição, as unidades estudadas apresentaram desempenho relativamente melhor que as médias nacional e regional. Em 2017, a média brasileira de perdas foi de 38,3%, enquanto a média da Região Sul foi de 36,5%. As áreas analisadas situaram-se abaixo desses valores, sugerindo maior eficiência relativa dos sistemas de distribuição. Ainda assim, o controle de perdas deve permanecer como prioridade e é especialmente relevante em cenários de escassez hídrica, pois perdas representam desperdício de água tratada, aumento de custos operacionais, consumo energético desnecessário e redução da segurança dos sistemas de abastecimento em períodos de estiagem.

A comparação entre as três dimensões revela que o Baixo Ivaí apresenta condição geral mais favorável que o Alto Ivaí, conforme a síntese dos principais resultados obtidos nas unidades hidrográficas do Alto e Baixo Ivaí, por meio da aplicação da metodologia de análise de indicadores de sustentabilidade hídrica (Tabela 6). No Baixo Ivaí, verificou-se alto grau de sustentabilidade nas dimensões Potencialidade, Disponibilidade e Demanda e Eficiência do Uso da Água, além de desempenho médio no gerenciamento. No Alto Ivaí, observou-se alto grau na dimensão Potencialidade, Disponibilidade e Demanda, grau médio na Eficiência do Uso da Água e baixo desempenho no Sistema de Gerenciamento. Essa diferença evidencia que a sustentabilidade hídrica varia internamente dentro de uma mesma bacia e que análises agregadas podem mascarar desigualdades territoriais.

A metodologia aplicada para este estudo de caso se destaca pela possibilidade de atualização periódica. Como utiliza bases públicas, pode ser reaplicada em diferentes anos, permitindo construir séries temporais de sustentabilidade hídrica. Essa característica é importante porque a gestão de recursos hídricos deve ser dinâmica e adaptativa. Alterações no uso do solo, crescimento populacional, investimentos em saneamento, mudanças institucionais e eventos climáticos extremos podem modificar rapidamente as condições de uma bacia. O acompanhamento temporal permite avaliar se políticas públicas estão produzindo resultados efetivos.

Indicador ou dimensão	Baixo Ivaí	Alto Ivaí
Área da unidade hidrográfica	13.431,53 km²	23.094,20 km²
População considerada	484.440 habitantes	687.193 habitantes
Q95%	221,277 m³/s	94,541 m³/s
Q_{mlp}	743,4157 m³/s	519,1065 m³/s
Setores de maior demanda	Agricultura irrigada e indústria	Indústria e abastecimento humano
Qualidade da água	Predomínio de IQA regular	Predomínio de IQA regular
Desempenho institucional	Médio	Baixo
Atendimento de água	95,10%	79,48%
População sem atendimento por esgotamento sanitário	40,66%	54,29%
Resultado geral por dimensão	Alto em disponibilidade/demanda e eficiência; médio em gestão	Alto em disponibilidade/demanda; médio em eficiência; baixo em gestão

Tabela 06: Síntese dos principais resultados obtidos nas unidades hidrográficas do Alto e Baixo Ivaí.

Embora a proposta tenha demonstrado consistência, algumas limitações devem ser consideradas. A primeira refere-se à dependência de bases secundárias, cuja atualização e escalas podem variar entre municípios e instituições. A segunda diz respeito à compatibilização entre limites municipais e hidrográficos, necessária para indicadores de saneamento, mas sujeita a simplificações. A terceira está relacionada à ponderação dos indicadores, que pode ser ajustada conforme objetivos específicos de gestão ou características regionais. Essas limitações, contudo, não inviabilizam a metodologia; ao contrário, indicam caminhos para aprimoramentos futuros.

Do ponto de vista científico, a contribuição do estudo está na integração de indicadores hidrológicos, institucionais e de saneamento em uma estrutura operacional e replicável. Do ponto de vista prático, a metodologia fornece subsídios para priorizar ações de gestão, como ampliação do saneamento, fortalecimento de comitês, elaboração de planos de bacia, aperfeiçoamento do

enquadramento, controle de poluição e melhoria da eficiência no uso da água. Dessa forma, os resultados dialogam com as metas do ODS 6 e com os fundamentos da Política Nacional de Recursos Hídricos.

Conclusões

O estudo alcançou seu objetivo ao propor e aplicar uma metodologia de avaliação da sustentabilidade hídrica baseada em indicadores integrados. A estrutura em três dimensões permitiu avaliar a bacia hidrográfica de forma mais ampla do que abordagens restritas à disponibilidade quantitativa. A aplicação na unidades hidrográficas do rio Ivaí mostrou que a relação entre potencialidade, disponibilidade e demanda é favorável nas duas unidades analisadas, mas também revelou fragilidades em qualidade da água, governança e saneamento, aspectos essenciais para a sustentabilidade hídrica.

No Baixo Ivaí, os resultados indicaram alto grau de sustentabilidade nas dimensões Potencialidade, Disponibilidade e Demanda e Eficiência do Uso da Água, além de desempenho médio no Sistema de Gerenciamento de Recursos Hídricos. No Alto Ivaí, verificou-se alto grau na dimensão Potencialidade, Disponibilidade e Demanda, grau médio na Eficiência do Uso da Água e baixo desempenho institucional. Essa diferenciação demonstra que unidades de uma mesma bacia podem apresentar condições distintas e demandar estratégias específicas de gestão.

A qualidade da água constituiu o indicador mais sensível da primeira dimensão, revelando predominância de IQA regular. Esse resultado reforça a necessidade de avançar em ações de saneamento, controle de poluição, monitoramento, recuperação de áreas de preservação permanente e manejo adequado do solo. A baixa cobertura de coleta de esgoto sanitário, especialmente no Alto Ivaí, constitui fator crítico, pois afeta diretamente os corpos hídricos e compromete as metas de qualidade associadas ao ODS 6.

Na dimensão institucional, a ausência de plano de recursos hídricos e de cobrança pelo uso da água no Alto Ivaí evidencia necessidade de fortalecimento da governança. Comitês de bacia atuantes e instrumentos de gestão implementados são fundamentais para lidar com conflitos, definir prioridades, mobilizar recursos financeiros e orientar investimentos. A consolidação institucional deve ser compreendida como componente central da sustentabilidade hídrica, e não apenas como elemento administrativo.

A principal contribuição da metodologia é oferecer um diagnóstico integrado, replicável e de baixo custo, baseado em dados públicos. Sua aplicação periódica pode subsidiar o acompanhamento temporal das condições hídricas, permitindo identificar avanços ou retrocessos e orientar políticas públicas. Além disso, a metodologia favorece a comunicação entre comunidade científica, gestores, usuários e sociedade civil, pois converte dados técnicos em graus de sustentabilidade e produtos de fácil interpretação.

Conclui-se que a proposta metodológica é adequada para apoiar a gestão sustentável dos recursos hídricos em bacias hidrográficas brasileiras. Embora ajustes possam ser realizados conforme a disponibilidade de dados e as especificidades regionais, a estrutura apresentada fornece base consistente para diagnóstico, monitoramento e tomada de decisão. Para estudos futuros, recomenda-se ampliar a aplicação a outras bacias, incorporar séries temporais mais longas, avaliar diferentes pesos para os indicadores e integrar variáveis relacionadas a mudanças climáticas, uso do solo e serviços ecossistêmicos.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001 e da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), através do Convênio CAPES/UNESP Nº. 951420/2023. Agradeço ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - ProfÁgua pelo apoio técnico científico aportado até o momento."

Referências Bibliográficas

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2019: informe anual. Brasília: ANA, 2019.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). Manual de usos consuntivos da água no Brasil. 2. ed. Brasília: ANA, 2024.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 9 jan. 1997.

CAMPOS, M. V. C.; RIBEIRO, M. M. R.; VIEIRA, Z. M. C. L. A gestão de recursos hídricos subsidiada pelo uso de indicadores de sustentabilidade. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 19, n. 2, p. 209-222, 2014.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo 2018. São Paulo: CETESB, 2019.

HÁK, T.; JANOUŠKOVÁ, S.; MOLDAN, B. Sustainable development goals: a need for relevant indicators. Ecological Indicators, v. 60, p. 565-573, 2016.

INSTITUTO ÁGUA E TERRA (IAT). Relatório de conjuntura dos recursos hídricos do estado do Paraná. Curitiba: IAT, 2020.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Pesquisa de informações básicas municipais: perfil dos municípios brasileiros – saneamento básico. Rio de Janeiro: IBGE, 2017.

INSTITUTO DAS ÁGUAS DO PARANÁ. Plano Estadual de Recursos Hídricos do Estado do Paraná. Curitiba: AGUASPARANÁ; SEMA-PR; COBRAPE, 2010.

INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA (IPEA). ODS 6: assegurar a disponibilidade e gestão sustentável da água e saneamento para todas e todos. Brasília: IPEA, 2019.

JARZĘBSKI, M. P. et al. Comparative analysis of water sustainability indices: a systematic review. Water, v. 16, n. 7, art. 961, 2024.

NOSCHANG, P. G.; SCHELEDER, A. F. A (in)sustentabilidade hídrica global e o direito humano à água. Sequência, n. 79, p. 119-138, 2018.

RIBEIRO, M. T.; RODRIGUES, G. S. S. C. O método Pressão-Estado-Impacto-Resposta (PEIR) aplicado em estudos ambientais: uma revisão sistemática. Geografia, v. 34, n. 1, p. 49-69, 2024.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO (SNIS). Diagnóstico dos serviços de água e esgotos – 2017. Brasília: SNS/MDR, 2019.

SOUSA, H. T. et al. SisCAH 1.0: sistema computacional para análises hidrológicas. Brasília: ANA; Viçosa: UFV, 2009.

UNITED NATIONS (UN). Sustainable Development Goal 6: synthesis report 2018 on water and sanitation. New York: UN, 2018.

UNITED NATIONS EDUCATIONAL, SCIENTIFIC AND CULTURAL ORGANIZATION (UNESCO). Water security and the Sustainable Development Goals. Paris: UNESCO i-WSSM, 2019.

VIEIRA, V. P. P. B.; GONDIM FILHO, J. G. C. Água no semiárido. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. (org.). Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação. 3. ed. São Paulo: Escrituras, 2006. p. 481-540.