– ANAIS –

5º CONGRESSO INTERNACIONAL DE ENGENHARIA AMBIENTAL

VOLUME 5A: 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 5A – 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 5A / 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.

527p.: il.;
ISBN • 97890837148-44

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

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO

UFCG
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
FUNTEF-PR

APOIO

FABHAT
FUNDAÇÃO AGÊNCIA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO TIETÊ

ALTO TIETÊ

REVISTA ENSAIOS DE GEOGRAFIA
Pós Geo
Universidade Federal Fluminense

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

ProfÁgua

SUMÁRIO

28. Resíduos Sólidos Reciclagem e Coleta

AVALIAÇÃO DE MISTURAS ASFÁLTICAS DENSAS COM USO DE LIGANTE BETUMINOSO MODIFICADO POR BORRACHA DE PNEUS INSERVÍVEIS 15

CARACTERIZAÇÃO QUALI-QUANTITATIVA E ANÁLISE DO POTENCIAL RECICLÁVEL DOS RESÍDUOS SÓLIDOS GERADOS EM CANTINAS DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO 23

AVALIAÇÃO DA LIXIVIAÇÃO DE CONTAMINANTES EM CAMADAS DE PAVIMENTO COM AGREGADO SIDERÚRGICO BSSF SOB CONDIÇÕES DE FLUXO EM COLUNA 29

COLETA SUSTENTÁVEL: LIXEIRAS DE RECICLAGEM NA ENTRADA DO DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL 37

PLÁSTICO DURO ORIUNDO DE RESÍDUO DE LIXO ELETRÔNICO COMO AGREGAGADO MIÚDO EM TIJOLO SOLO-CIMENTO 42

SACOLAS RETORNÁVEIS COMO FERRAMENTA DE SENSIBILIZAÇÃO PARA A COLETA SELETIVA: ESTUDO DE CASO EM MUNICÍPIOS BRASILEIROS 50

DIAGNÓSTICO ESTRUTURAL E PROPOSTA DE ADEQUAÇÃO DA COOPERATIVA DE CATADORES DE MATERIAIS RECICLÁVEIS COOPERBEN 57

ESTUDO PRELIMINAR DA INFLUÊNCIA DA TEMPERATURA E DA UMIDADE NA ADERÊNCIA POLÍMERO-ALUMÍNIO EM LÂMPADAS LED NA PERSPECTIVA DA RECICLAGEM 63

AVALIAÇÃO DA FUNCIONALIDADE DE COMPONENTES DE LÂMPADAS LED PÓS-CONSUMO PARA FINS DE REUTILIZAÇÃO 70

PADRÕES DE CONSUMO EM COMUNIDADES ISOLADAS E SEUS IMPACTOS NA GERAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS: ESTUDO DE CASO NA RDS IGAPÓ-AÇU 77

A IDENTIDADE DOS CATADORES DE MATERIAIS RECICLÁVEIS ASSOCIADOS DE CHAPECÓ/SC 85

ANÁLISE DOS RESÍDUOS DOMÉSTICOS E PADRÕES DE CONSUMO DE FAMÍLIAS DA RMR: UM ESTUDO DE CASO 93

AVALIAÇÃO DA IMPLEMENTAÇÃO DE COLETA SELETIVA E CARACTERIZAÇÃO GRAVIMÉTRICA EM INSTITUIÇÃO DE ENSINO SUPERIOR: ESTUDO DE CASO NO DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL/UFMT 101

IMPLANTAÇÃO DE COLETA SELETIVA NO DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO (CAMPUS CUIABÁ) 107

REVERSE LOGISTICS AND SUSTAINABILITY: UTILIZING PAPER WASTE FOR THE PRODUCTION OF BIODEGRADABLE PACKAGING 114

MATRIZ INDICADORA PARA DIAGNÓSTICO DA COLETA SELETIVA EM PMGIRS 122

AVALIAÇÃO DO IMPACTO OPERACIONAL E AMBIENTAL DA INSTALAÇÃO DE UM SISTEMA DE COMPACTAÇÃO NO TRANSPORTE DE RESÍDUOS INDUSTRIAIS 129

29. Resíduos Sólidos Tratamento e Disposição Final

REGIONALIZAÇÃO DA GESTÃO DE RCC NA RMR (PE) POR ANÁLISE MULTICRITÉRIO 135

GESTÃO SUSTENTÁVEL DE RESÍDUOS VERDES EM PETROLINA-PE: PROPOSTA DE APROVEITAMENTO ENERGÉTICO E INCLUSÃO SOCIOECONÔMICA 143

AVALIAÇÃO DE ROTAS TECNOLÓGICAS PARA O GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS: ESTUDO DE CASO NO MUNICÍPIO DE RIBEIRÃO PRETO (SP) 149

AVALIAÇÃO DE SISTEMAS DE LIXIVIAÇÃO ÁCIDA PARA A RECUPERAÇÃO DE METAIS EM BATERIAS DE ÍON-LÍTIO (LFP, LCO E NMC) 157

ECONOMIA CIRCULAR EM POLOS INDUSTRIAIS BRASILEIROS: MAPEAMENTO DE RESÍDUOS E OPORTUNIDADES DE VALORIZAÇÃO 166

GESTÃO SUSTENTÁVEL DE AREIA DESCARTADA DE FUNDIÇÃO: DESAFIOS DO DESCARTE E OPORTUNIDADES DE REUSO 174

ATERROS SANITÁRIOS DE REJEITOS DE PEQUENO PORTE: RELEVÂNCIA SOB A ÓTICA DOS OBJETIVOS DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL - ODS 2030 182

DESEMPENHO ENERGÉTICO E AMBIENTAL DE TRATAMENTOS TÉRMICOS APLICADOS À RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS 190

APROVEITAMENTO ENERGÉTICO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NO BRASIL E POLÍTICAS PÚBLICAS AMBIENTAIS 198

LODO DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA COMO SUBSTRATO DE FORMAÇÃO DE MUDAS DE IPÊ-DE-JARDIM 205

ANÁLISE COMPARATIVA ENTRE WASTE-TO-ENERGY E COPROCESSAMENTO PARA GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS EM MUNICÍPIOS DE PEQUENO PORTE 213

POTENCIAL DE GERAÇÃO DE REJEITOS DE MINERAÇÃO EM LAPAZ/ BOLÍVIA 219

MODELAGEM DO COMPORTAMENTO MECÂNICO DO RSU UTILIZANDO O MÉTODO DOS ELEMENTOS FINITOS 225

SOLO FÉRTIL LIXO ZERO: A IMPLANTAÇÃO DA PRÁTICA DE COMPOSTAGEM E A CURRICULARIZAÇÃO DA EXTENSÃO - CASO NO DISTRITO FEDERAL 233

GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS EM MERCADOS PÚBLICOS: ESTUDO DE CASO DO MERCADO DE CAVALEIRO, JABOATÃO DOS GUARARAPES-PE 241

VARIAÇÃO ESPACIAL DAS CARACTERÍSTICAS GEOTÉCNICAS DE SOLOS DE UM ATERRO SANITÁRIO PARA USO COMO COBERTURA DO SOLO 246

AFUGENTAMENTO DE AVES SILVESTRES DENTRO DE ATERROS SANITÁRIOS: APLICAÇÃO DA FITA ESPANTA-PÁSSAROS 254

MANEJO LOCAL DE RESÍDUOS ORGÂNICOS: UMA PROPOSTA DE SOLUÇÃO DESCENTRALIZADA PARA A VILA DE SÃO JORGE (GO) 259

A COMPOSTAGEM NO CONTEXTO DA SECA: CASO DE COMPOSTEIRA NO DISTRITO FEDERAL 266

TERRITÓRIOS DA EXCLUSÃO: A PRODUÇÃO ESPACIAL DA PRECARIEDADE NOS MUNICÍPIOS DO ESTADO DO MARANHÃO 274

EFICIÊNCIA ENERGÉTICO-ECOLÓGICA DE USINAS HÍBRIDAS DE CONVERSÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS E GÁS NATURAL OU BIOMETANO EM ELETRICIDADE 282

FATORES DE EMISSÃO DE DIFERENTES MÉTODOS DE DISPOSIÇÃO FINAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS: UMA REVISÃO SISTEMÁTICA 288

ANÁLISE DO FLUXO DE NITROGÊNIO EM RESÍDUOS SÓLIDOS ALIMENTARES: ESTUDO DE CASO DO PROGRAMA DE ALIMENTAÇÃO DE MERENDA ESCOLAR DO DISTRITO FEDERAL 295

SUCESSÃO ECOLÓGICA EM COMPOSTEIRA BIODINÂMICA: MICROBIOTA E MACROFAUNA COMO BIOINDICADORES DE MATURAÇÃO 303

AVALIAÇÃO DAS PROPRIEDADES DO SOLO E DOS IMPACTOS AMBIENTAIS EM ÁREA DE LIXÃO: ESTUDO DE CASO EM VENHA VER - RN 311

RESÍDUO RUMINAL BOVINO COMO SUBSTRATO PARA PRODUÇÃO DE BIOGÁS POR MEIO DA DIGESTÃO ANAERÓBIA: UMA REVISÃO 319

30. Saneamento Rural

TECNOLOGIA SOCIAL HÍDRICA APLICADADA A SISTEMAS DE APROVEITAMENTO DE ÁGUA DE CHUVA EM COMUNIDADES RURAIS NA REGIÃO DO SERIDÓ PARAIBANO 328

REUSO AGRÍCOLA DE EFLUENTES EM REGIÕES SEMIÁRIDAS: APLICAÇÕES, DESAFIOS E PERSPECTIVAS NO CONTEXTO BRASILEIRO 334

ESTUDO DE VIABILIDADE DE UTILIZAÇÃO DE BIODIGESTORES NA COMUNIDADE QUILOMBOLA DE SAPÉ EM BRUMADINHO-MG 341

DESAFIOS À UNIVERSALIZAÇÃO DO ESGOTAMENTO SANITÁRIO EM ÁREAS RURAIS: ANÁLISE DO CASO DO MUNICÍPIO DE SERRA NEGRA - SP 350

ALTERAÇÕES FÍSICO-QUÍMICAS DO SOLO EM TANQUES DE EVAPOTRANSPIRAÇÃO E CÍRCULOS DE BANANEIRA DE COMUNIDADES QUILOMBOLAS 358

MONITORING AND PERFORMANCE EVALUATION OF A BIODIGESTER SEPTIC TANK SYSTEM 366

ANÁLISE DO SANEAMENTO BÁSICO NO MUNICÍPIO DE SÃO JOÃO DO TRIUNFO (PR) 372

31. Saneamento Abastecimento, Tratamento e Distribuição

SEMENTES DE MAMÃO, TAMARINDO E FEIJÃO FAVA COMO COAGULANTES PARA REDUÇÃO DA TURBIDEZ DE ÁGUA SINTÉTICA 380

ANÁLISE TÉCNICA OPERACIONAL DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA DA CIDADE DE IPUEIRAS - TO 388

INFLUÊNCIA DAS CONDIÇÕES HIDRODINÂMICAS E GEOMÉTRICAS NA EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE TURBIDEZ EM UM SISTEMA COMPACTO DE CLARIFICAÇÃO 396

LIXIVIAÇÃO DE METAIS E AVALIAÇÃO ECOTOXICOLÓGICA DE NANOPARTÍCULAS DE $COFE_2O_4$ PARA APLICAÇÃO NO TRATAMENTO DE ÁGUA 402

CAULIM E BENTONITA NO PREPARO DE ÁGUAS SINTÉTICAS PARA APLICAÇÃO NO TRATAMENTO DE ÁGUA: ESTABILIDADE DA TURBIDEZ E GERAÇÃO DE LODO AO LONGO DO TEMPO 410

ASSESSMENT OF WATER TREATMENT PLANT DESIGN FOR SMALL COMMUNITIES IN DEVELOPING COUNTRIES 417

AVALIAÇÃO DE PARÂMETROS OPERACIONAIS DE DECANTADORES DE FLUXO ASCENDENTE 426

APLICAÇÃO DO CARVÃO PULVERIZADO COMERCIAL DE BABAÇU NA REMOÇÃO DE IBUPROFENO EM ÁGUAS PARA ABASTECIMENTO 434

ANÁLISE E PROPOSTAS PARA A MELHORIA DAS MEDIDAS PREVENTIVAS DE VAZAMENTOS EM REDE DE DISTRIBUIÇÃO DE ÁGUA 439

AVALIAÇÃO DA LAVAGEM DE FILTRO EM ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA - ACREÚNA/GO (ESTUDO DE CASO) 446

ALTERNATIVAS SUSTENTÁVEIS PARA COAGULAÇÃO DE ÁGUAS NO BRASIL: REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 459

ALTERNATIVAS SUSTENTÁVEIS PARA COAGULAÇÃO DE ÁGUAS NO BRASIL: REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 4599

IMPACTOS DA COVID-19 NO PADRÃO DE DEMANDA DE ÁGUA: ESTUDO DE CASO EM JAGUARIAÍVA-PR 467

EFEITO DA GRANULOMETRIA E DA OZONIZAÇÃO DA ALUMINA ATIVADA NA DESFLUORETAÇÃO DE ÁGUA EM LEITO FIXO 475

OCORRÊNCIA E REMOÇÃO DE FLUORETO EM ÁGUAS SUBTERRÂNEAS: A TRAJETÓRIA DE PESQUISA DO GRUPO WAT3R 482

ASPECTOS ATRELADOS À IMPLEMENTAÇÃO E TÉCNICA DE OSMOSE REVERSA 489

REMOÇÃO DE BISFENOL-A E ESTRADIOL DE MATRIZES AQUOSAS POR CARVÃO ATIVADO: AVANÇOS RECENTES E PERSPECTIVAS FUTURAS 495

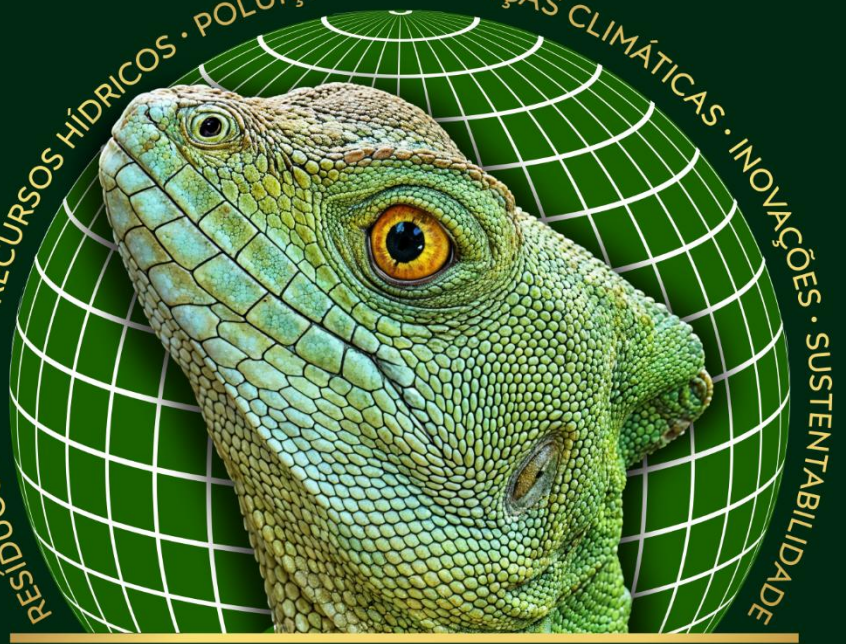
CARVÃO ATIVADO DE COCO DE BABAÇU COMO ALTERNATIVA PARA A REMOÇÃO DE NITRATO EM ÁGUAS SUBTERRÂNEAS 503

SISTEMAS TUBULARES DE FLOCULAÇÃO: AVALIAÇÃO COMPARATIVA E APLICAÇÕES EM CLARIFICAÇÃO DE ÁGUA 510

CINÉTICA DE ADSORÇÃO DE PFAS C4 E C8 EM CARVÃO ATIVADO – ESTUDO PRELIMINAR 516

DEGRADAÇÃO DO AMICARBAZONA POR UV/PS: AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO PROCESSO E EFEITOS TOXICOLÓGICOS 522

ARTIGOS COMPLETOS



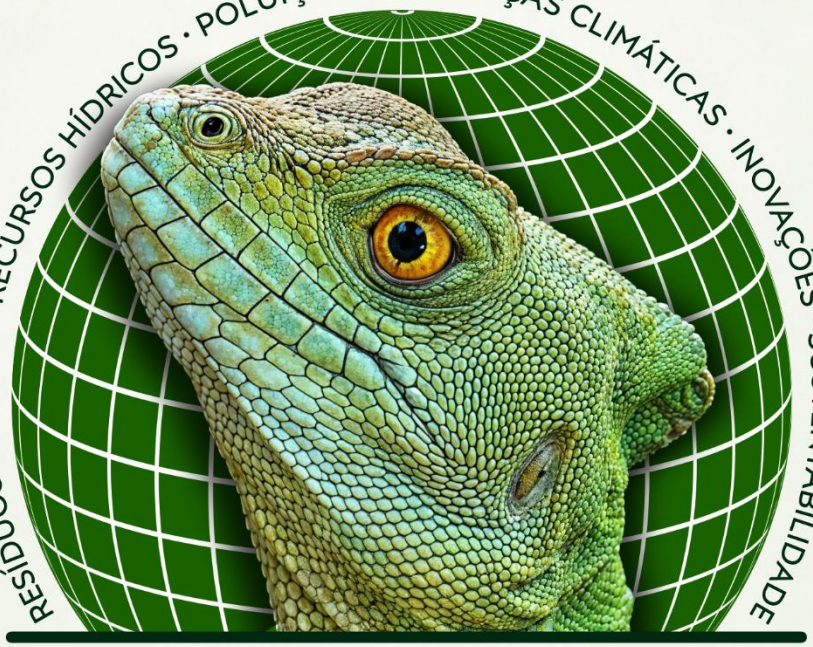
5º CONGRESSO INTERNACIONAL DE ENGENHARIA AMBIENTAL

– EDIÇÃO LUSO-BRASILEIRA –

2026

ÁREA TEMÁTICA 28

RESÍDUOS SÓLIDOS: RECICLAGEM E COLETA



5° CONGRESSO INTERNACIONAL DE

ENGENHARIA AMBIENTAL

AVALIAÇÃO DE MISTURAS ASFÁLTICAS DENSAS COM USO DE LIGANTE BETUMINOSO MODIFICADO POR BORRACHA DE PNEUS INSERVÍVEIS

1 Natalia Eduarda Cercal, 2 Breno Salgado Barra, 3 Eduardo de Almeida, 4 Natan Assis Monteiro, 5 Rafael Carnio Gomes da Conceição

1 Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), e-mail: natalia.cercal12@gmail.com; 2 Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), breno.barra@ufsc.br; 3 Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), e-mail: edualmeida747@gmail.com; 4 Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), e-mail: natan.mon2@gmail.com; 5Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), e-mail: rafael.carnio1@gmail.com.

Palavras-chave: Asfalto borracha; misturas asfálticas densas; reciclagem de pneus.

Resumo

O objetivo principal deste trabalho é realizar uma avaliação comparativa dos parâmetros de dosagem de misturas asfálticas densas, utilizando ligante betuminoso modificado por borracha de pneus inservíveis. Para isso, as curvas granulométricas foram determinadas pela metodologia teórica, empregando as equações de Füller-Talbot. As misturas asfálticas formuladas possuem característica densa, com diâmetro máximo correspondente à série de peneiras de 12,7 mm, compreendendo os seguintes teores de ligante betuminoso nas dosagens: 4,54%, 4,86 %, 5,18 %, 5,50 %, 5,82 %, 6,14 %, 6,46 %, 6,78 %, 7,10 %, 7,42 % e 7,74%. O ligante modificado por borracha foi produzido através do método terminal blending, utilizando borracha moída oriunda de pneus inservíveis. As frações granulares britadas são de origem gnáissica, obtidas em jazidas da região de Joinville/SC. Para as misturas de referência, foi utilizado ligante betuminoso convencional classificado na faixa de penetração 30/45. Já para as misturas modificadas, utilizou-se o ligante betuminoso do tipo AB8, modificado com borracha de pneus, fornecido e distribuído por empresas localizadas no Estado do Paraná. Os parâmetros de dosagem das misturas asfálticas foram determinados com o uso da metodologia Marshall, homologada no Brasil pelo Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes (DNIT). Para complementar as dosagens potenciais de trabalho indicadas pelo Marshall, foram feitas avaliações adicionais, como a resistência à ruptura por tração indireta e da resistência à ação da água no ensaio de Duriez a 18 °C. Os resultados obtidos demonstram que, dentro do contexto da campanha experimental realizada, a utilização do ligante modificado por borracha apresenta viabilidade técnica e melhoria significativa das propriedades mecânicas em comparação às formulações de referência. Isso se deve as características observadas nos ensaios, como maior fluência, redução dos vazios, aumento da densidade, maior resistência à tração indireta e boa resistência à ação da água. Esses resultados estão diretamente ligados às características reológicas da matriz betuminosa modificada, como maior viscosidade e comportamento viscoelástico aprimorado. Entretanto, observou-se dificuldades em relação à trabalhabilidade, devido alta viscosidade, exigindo maior controle das elevadas temperaturas de serviço, além do maior consumo de ligante nas dosagens, o que implica em maiores custos de produção.

Key Words: Asphalt rubber; dense asphalt mixtures; tire recycling.

Abstract

The main objective of this research is to perform a comparative evaluation of the mix design parameters of dense asphalt mixtures using bituminous binder modified with rubber tyres from end-of-life vehicles. For this purpose, particle size distributions were determined using the theoretical methodology, employing the Füller-Talbot equations. The formulated asphalt mixtures have a dense gradation with a maximum aggregate size corresponding to the 12.7 mm sieve series, comprising the following bituminous binder contents in the mix designs: 4.54%, 4.86%, 5.18%, 5.50%, 5.82%, 6.14%, 6.46%, 6.78%, 7.10%, 7.42%, and 7.74%. The rubbermodified binder was produced through the terminal blending method, using ground rubber tyres obtained from scrap tires. The crushed granular fractions are of gneissic origin, sourced from quarries in the Joinville/SC region. For the reference mixtures, conventional bituminous binder classified within the 30/45 penetration grade was used. For the modified mixtures, an AB8 type bituminous binder modified with rubber tyres, supplied and distributed by companies located in the State of Paraná, was employed. The mix design parameters were determined using the Marshall methodology, homologated in Brazil by the National Department of Transport Infrastructure (DNIT). To complement the potential working mix designs indicated by Marshall, additional evaluations were conducted, such as indirect tensile strength and water resistance via the Duriez test at 18 °C. The results obtained demonstrate that, within the scope of the experimental program conducted, the use of crumb rubber–modified binder exhibits technical feasibility and significant improvement in mechanical properties when compared to the reference formulations. This is attributed to the characteristics observed in the tests, such as improved workability under compaction (flow), reduced air void content, increased density, enhanced indirect tensile strength, and good resistance to moisture damage. These outcomes are directly related to the rheological properties of the modified bituminous matrix, including higher viscosity and enhanced viscoelastic behavior. However, difficulties were observed regarding workability, due to the high viscosity, requiring stricter control of the elevated service temperatures, in addition to the higher binder consumption in the mix design, which results in increased production costs.

Introdução

A crescente geração de resíduos sólidos é um problema ambiental relevante, pois são resíduos de difícil degradação, como o caso dos pneus inservíveis (Hashamfirooz et al. 2025). O descarte inadequado desses materiais gera impactos ambientais graves, devido a permanência por tempo indeterminado no meio ambiente (Lafta; Wan Abdul Rahman, 2025). De acordo com o Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2024), a disposição de pneus em locais abertos favorece o acúmulo de água parada, formando criadouros do mosquito *Aedes aegypti*, vetor de doenças como dengue, Zika e Chikungunya.

A fim de mitigar os danos ambientais, a Resolução CONAMA nº 416/2009 estabelece a logística reversa de pneus, exigindo destinação adequada para aqueles colocados no mercado. Segundo o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA, 2025), o Relatório de Pneumáticos 2025 indica que, em 2024, cerca de 780 mil toneladas de pneus foram destinadas corretamente, representando 95 % da meta de destinação nacional.

A utilização de borracha oriunda de pneus inservíveis como insumo em obras de engenharia é prevista na Lei nº 12.305/2010, responsável pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). Essa legislação estabelece que todos são responsáveis pelo ciclo de via de um produto, desde sua fabricação até o seu descarte, e considera imprescindível a logística reversa para objetos que prejudicam o meio ambiente após serem utilizados. A lei incentiva a economia circular e possibilita uma solução eficaz para o descarte de pneus inservíveis (Vucovic, 2021).

O uso de borracha moída de pneus como modificador em ligantes betuminoso tem demonstrado melhorias nas propriedades mecânicas das misturas asfálticas, conforme apontam estudos nacionais e internacionais. Silva e Nascimento (2023) destacam os benefícios desse material na resistência das misturas, sendo inclusive recomendado pelo Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes (DNIT) por meio de suas normas técnicas.

Nesse contexto, esse artigo visa contribuir com as discussões referentes a soluções sustentáveis para o reaproveitamento de pneus inservíveis, destacando as vantagens do uso de asfalto borracha nas rodovias brasileiras e incentivando sua aplicação como estratégia para aprimorar a infraestrutura viária. Além disso, procura-se promover a redução dos impactos ambientais associados ao descarte inadequado de pneus, fomentando o desenvolvimento sustentável voltada à gestão eficiente de materiais.

Desde que foi aprovado o uso do asfalto borracha pelo CONAMA em 1999 e efetivamente implementado no Brasil em 2001 (Bernucci et al, 2008), sua aplicação segue limitada. Apesar dos avanços normativos e dos benefícios comprovados por estudos já mencionados, sua adoção no país é considerada baixa em relação à extensão da malha viária nacional (Rondover, 2022). Essa limitação decorre de fatores como o custo inicial mais elevado, a exigência de temperaturas mais altas na produção, a necessidade de equipamentos específicos, a ausência de metodologia padronizada de dosagem e execução, entre outros (Taiba, 2024).

Com o intuito de contribuir acerca das discussões sobre soluções sustentáveis voltadas ao reaproveitamento de pneus inservíveis, este trabalho propõe a substituição do ligante betuminoso convencional pelo ligante betuminoso modificado por borracha moída de pneus na formulação de misturas asfálticas densas do tipo *Béton Bitumineux Semi-Grenu* (BBSG). O objetivo é analisar os impactos da substituição nos parâmetros de dosagem e, a partir dos resultados obtidos, avaliar o desempenho mecânico da mistura.

Considerações gerais sobre os ligantes betuminosos convencional e modificado por borracha

Este artigo avalia o uso do ligante betuminoso modificado com borracha de pneus inservíveis em comparação ao ligante convencional na formulação de misturas asfálticas densas do tipo *Béton Bitumineux Semi-Grenu* (BBSG), com enfoque na sustentabilidade ambiental aplicada à pavimentação.

Dessa maneira, a incorporação de borracha moída proveniente da reciclagem de pneus inservíveis contribui tanto para a melhoria das propriedades mecânicas e da durabilidade do pavimento, reduzindo a frequência de manutenção (Maia et al., 2023), quanto para o incentivo a reutilização de resíduos sólidos, promovendo a economia circular.

Além do aspecto ambiental, as diferenças entre o ligante betuminoso convencional e o modificado por borracha afetam diretamente suas propriedades reológicas. O ligante convencional apresenta comportamento predominantemente termo viscoso, com maior sensibilidade às variações térmicas, enquanto o ligante modificado por borracha se destaca pelo comportamento viscoelástico. Essa modificação decorre da interação físico-química entre o ligante base e a borracha moída, que resulta no aumento da viscosidade e na capacidade de dissipação de energia sob carregamentos repetidos.

Considerando a alta geração de pneus inservíveis no Brasil, cuja destinação inadequada representa riscos ambientais significativos, o reuso desse resíduo em ligantes asfálticos configura-se como uma alternativa ambientalmente adequada e sustentável.

Segundo o IBAMA (2024), em 2023 foram introduzidos no mercado de reposição 88.104.269 unidades de pneus novos, o que equivale a 1.097.090,36 toneladas. O mesmo estudo apontou que os fabricantes nacionais de pneus novos atingiram 96,96 % da meta de destinação estabelecida para o ano. A Figura 1 (a) demonstra um local de lixão clandestino de pneus velhos em Porto Velho (RO), durante ação de remoção pela prefeitura. Na Figura 1 (b) pode-se verificar a quantidade de toneladas de pneus destinadas por ano.



Figura 1 (a): Lixão clandestino de pneus em Porto Velho (RO).
Fonte: Prefeitura de Porto Velho (2010).

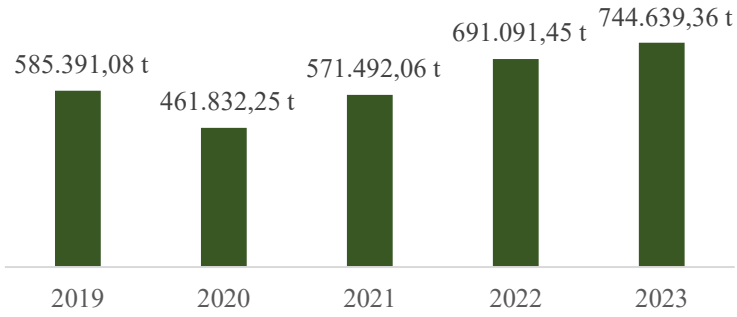


Figura 1 (b): Quantidade de toneladas de pneus inservíveis destinadas anualmente no Brasil.
Fonte: Adaptado de IBAMA (2020), (2021), (2022), (2023), (2024).

A gestão adequada de pneus inservíveis é crucial para evitar impactos ambientais negativos e proteger a saúde pública. Diante disso, esta pesquisa tem como objetivo contribuir com estratégias para a tomada de decisão e a mitigação de impactos ambientais, por meio da avaliação comparativa entre ligantes convencionais e ligantes modificados com borracha, apresentando esta última como uma solução alternativa e viável em larga escala para obras de pavimentação.

Materiais e Métodos

Materiais

Para o desenvolvimento desta pesquisa, foram utilizados agregados pétreos fornecidos pela empresa Rudnick Minérios Ltda., localizada em Joinville, Santa Catarina. O material pétreo foi o mesmo em todas as misturas asfálticas estudadas, variando-se apenas o tipo de ligante betuminoso. Foram utilizados um ligante betuminoso convencional CAP 30/45 (0,1 mm), produzido pela refinaria REPLAN da Petrobrás, localizada em Paulínia/SP, e disponibilizado pela empresa CBB Asfaltos, de Curitiba/PR, bem como um ligante betuminoso modificado por borracha de pneus, Tyreflex AB8, produzido e fornecido pelas mesmas empresas. As temperaturas de usinagem e compactação do CAP 30/45 foram de 160 °C e 148 °C, respectivamente, definidas a partir da curva de viscosidade Saybolt-Furol, enquanto para o ligante modificado Tyreflex AB8 foram adotadas temperaturas de 175 °C para usinagem e 150 °C para compactação, determinadas com base na curva de viscosidade Brookfield.

Métodos

A avaliação do desempenho das misturas asfálticas foi realizada por meio de ensaios laboratoriais normatizados, não sendo utilizados aditivos ou adições, para avaliação direta do comportamento das misturas em função do tipo de ligante usado.

A dosagem das misturas asfálticas foi realizada pelo método Marshall, conforme a DNIT-ME 447 (2024), sendo avaliados os parâmetros de estabilidade, fluência, volume de vazios, vazios do agregado mineral (VAM) e relação betume-vazios (RBV). O comportamento mecânico das misturas foi avaliado por meio do ensaio de resistência à tração indireta (RTI), realizado de acordo com a DNIT-ME 136 (2018). A resistência das misturas a ação deletéria da água foi analisada por meio do ensaio de Duriez, conduzido a 18 °C, conforme a AFNOR NF EN 12697-12 (2018), permitindo a avaliação da influência da umidade no desempenho mecânico das misturas asfálticas.

Resultados e Discussão

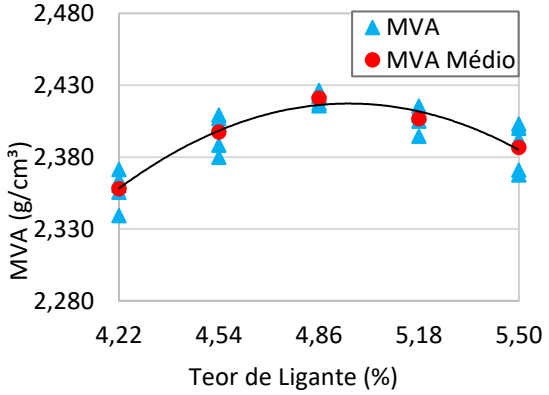
A metodologia Marshall foi adotada como método de referência para a determinação dos parâmetros de dosagem, embora a mistura asfáltica do tipo BBSG 0/14 mm seja originalmente definida pela metodologia francesa para camadas de rolamento. A Tabela 1 apresenta os parâmetros estabelecidos pela norma DNIT-ES 031 (2024), utilizada no Brasil para o projeto de misturas asfálticas destinadas à camada de rolamento.

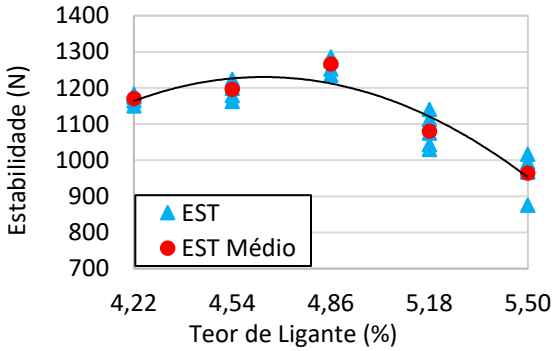
Características	Norma	Valor
Vazios (%)	DNIT 449 - PRO	3 a 5
Relação Betume/Vazios (%)	DNIT 449 - PRO	65 a 75
Estabilidade (kgf), mínima	DNIT 447 - ME	500
Resistência a Tração Indireta (MPa), mínima	DNIT 136 - ME	0,65

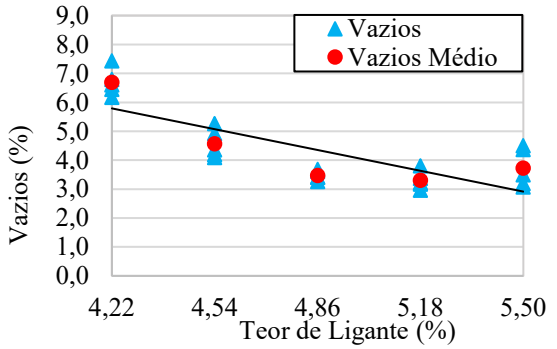
Tabela 1: Parâmetros de dosagens para camada de rolamento.
Fonte: DNIT-ES 031 (2024).

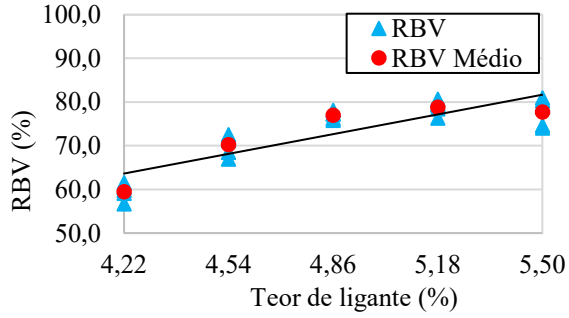
A Figura 2 apresenta, de forma comparativa, os resultados do ensaio Marshall para todas as formulações avaliadas, permitindo a visualização e a análise dos parâmetros considerados.

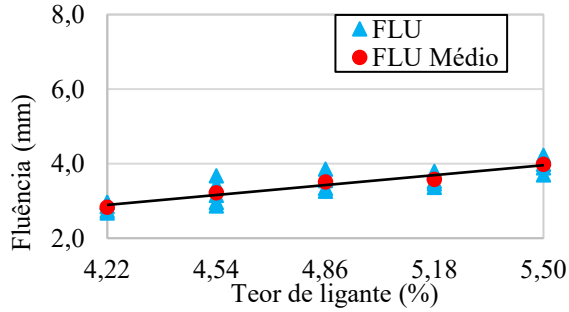
Referência (Fronza, 2022)



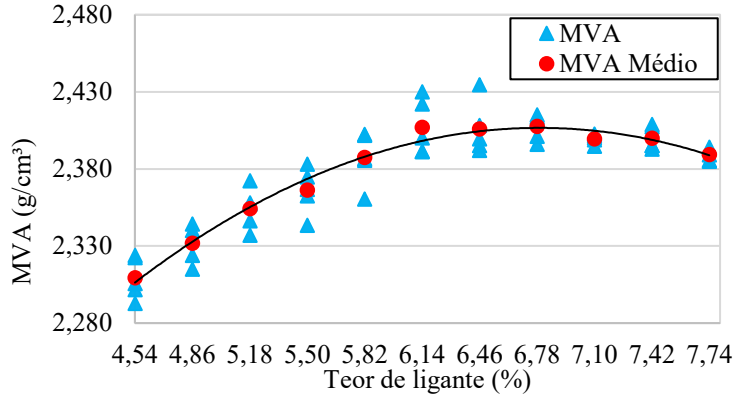


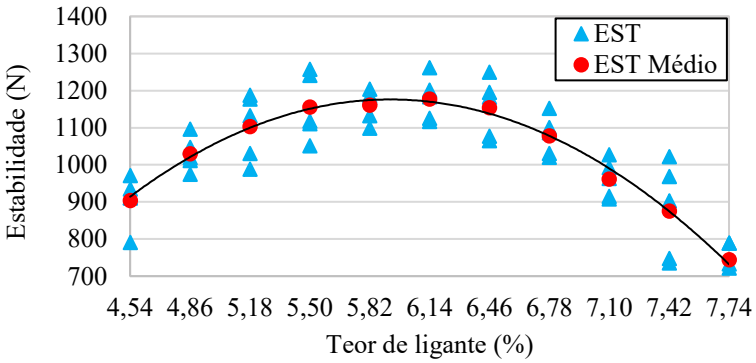


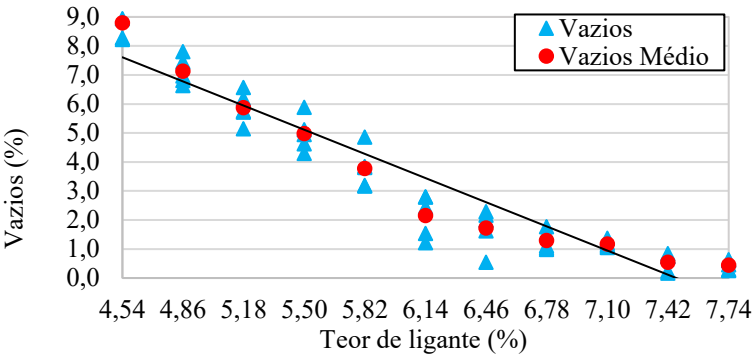


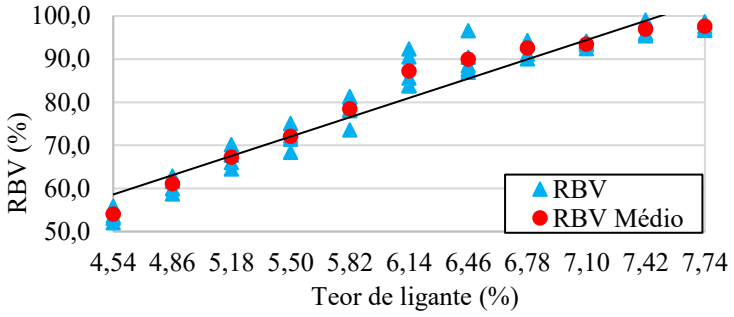


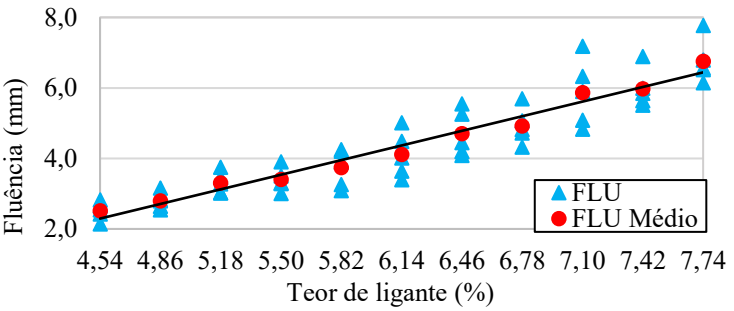
Asfalto Borracha











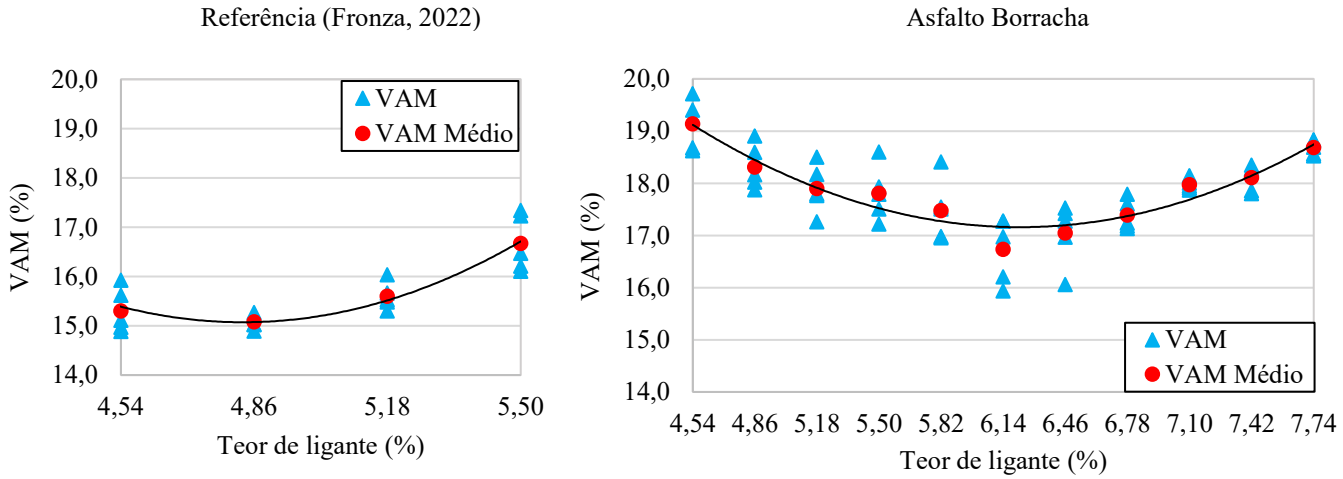


Figura 2: Resultados do ensaio Marshall.
Fonte: Autor

Observando os resultados mostrados nos gráficos da Figura 2, percebe-se que a viscosidade elevada e o comportamento viscoelástico do ligante modificado por borracha são os fatores que mais impactam o comportamento das formulações testadas, quando comparadas. Assim, essas características conferem ao ligante uma maior área superficial, além do fenômeno de inchamento da borracha, decorrente da absorção dos componentes mais leves do ligante, esses fatores resultam num maior consumo de ligante.

Dessa forma, as misturas com ligante modificado por borracha exigem um maior teor de ligante ótimo para atender às especificações estabelecidos pela norma DNIT-ES 031 (2024). No entanto, é importante destacar que, apesar da necessidade de um teor mais alto, um aumento excessivo de ligante na mistura acarreta reduções expressivas na estabilidade e aumento da fluência. Isso ocorre porque o excesso de ligante diminui a coesão dos agregados, comprometendo o intertravamento dos agregados da mistura.

Em relação à fluência, observou-se valores ligeiramente mais elevados nas misturas com borracha, associados ao maior teor de ligante. Embora esse aumento contribua para uma melhor trabalhabilidade da mistura, a fluência elevada pode indicar maior suscetibilidade à deformação permanente sob carregamentos repetidos.

Quanto aos vazios, para teores de ligante situados dentro das especificações normativas, verificam-se menores percentuais de vazios. Entretanto, teores mais baixos de ligante resultam em elevados volumes de vazios, enquanto teores excessivos promovem a densificação excessiva da mistura, comprometendo seu desempenho mecânico.

É necessário ressaltar que todos os parâmetros estabelecidos pela norma DNIT-ES 031 (2024) para camadas de rolamento são atendidos dentro de um intervalo de ligante. A Tabela 2 apresenta os teores de ligante de trabalho indicados pela metodologia Marshall como potencias para especificação em serviços de pavimentação.

Mistura Asfáltica	Teores de Ligante
Referência (Fronza, 2022)	4,86 % a 5,18 %
Asfalto Borracha	5,50 % a 6,46 %

Tabela 2: Faixa de teores de ligante betuminoso indicadas pelo ensaio Marshall.
Fonte: Autor

As representações gráficas do ensaio Marshall não permitem definir com precisão o teor de ligante ideal de serviço. Isso se deve ao fato de que, ao considerar os limites normativos apresentados na Tabela 1, observa-se uma faixa de valores aceitáveis, o que dificulta na escolha exata por parte do projetista. Essa variabilidade pode impactar de forma significativa o desempenho mecânico da mistura asfáltica na prática.

Dessa forma, o ensaio de tração indireta foi realizado como critério complementar na definição do teor de ligante de trabalho. A Figura 3 ilustra os resultados correspondentes, considerando a mesma tipologia de corpos de prova utilizada no ensaio Marshall. Para a mistura asfáltica de referência, o teor de ligante utilizado no ensaio de resistência à tração indireta foi de 4,86 %, conforme os estudos de Fronza (2022).

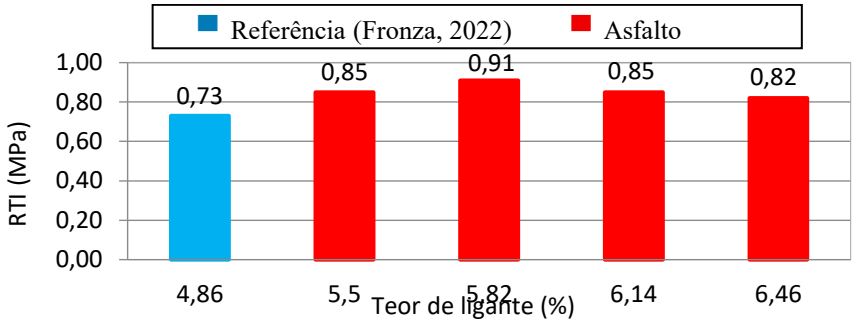


Figura 3: Resultados do ensaio de Tração Indireta.
Fonte: Autor

Os resultados indicam que o ensaio de tração indireta foi eficaz na identificação dos valores máximos de resistência à ruptura associados aos teores de ligante das misturas asfálticas, sendo que todas atenderam ao valor mínimo de 0,65 MPa estabelecido pela DNIT-ES 031 (2024). As misturas com ligante modificado por borracha apresentaram resistências superiores à mistura de referência, em função do aumento da coesão promovido pela borracha e da formação de uma película de ligante mais espessa envolvendo os agregados. Com base nesses resultados, os teores de ligante de trabalho recomendados são apresentados na Tabela 3.

Mistura Asfáltica	Teores de Ligante
Referência (Fronza, 2022)	4,86 %
Asfalto borracha	5,82 %

Tabela 3: Faixa de teores de ligante betuminoso indicadas pelo ensaio à tração indireta.
Fonte: Autor

Para o ensaio de Duriez a 18 °C, foram selecionados seis teores de ligante betuminoso, incluindo o teor correspondente à maior resistência à tração indireta, conforme indicado na Tabela 3. Os resultados médios obtidos são apresentados graficamente na Figura 4.

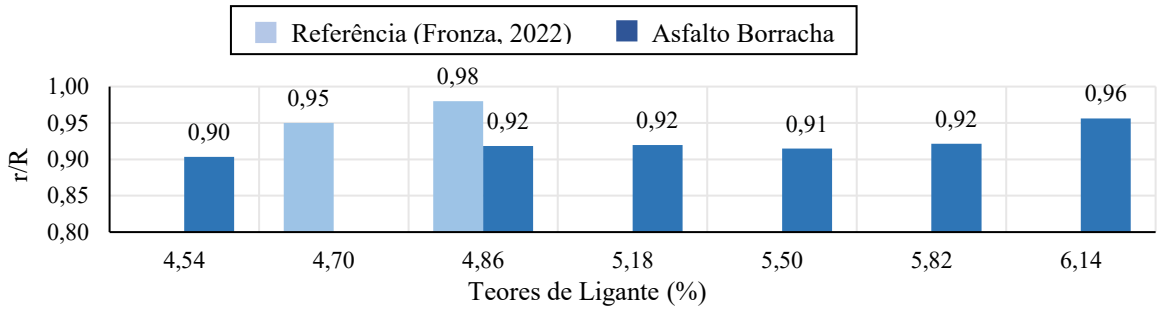


Figura 4: Resultados médios (r/R) obtidos do ensaio Duriez a 18°C.
Fonte: Autor

Os resultados indicam que todas as formulações atenderam ao critério de não ultrapassar 30 % de perda de resistência nos corpos de prova condicionados, conforme a norma AFNOR NF EN 12697-12 (2018). Além disso, nota-se o aumento gradativo da resistência a ação da água à medida que aumenta o teor de ligante. Esse desempenho se deve a diminuição do volume de vazios e ao maior cobrimento dos agregados pelo ligante, dificultando o acesso da água aos componentes da mistura e, consequentemente, minimizando seus efeitos danosos. Além disso, tal resultado pode ser explicado pelas características da borracha, devido à baixa afinidade desse material com a água, que atua como barreira entre o ligante e os agregados, diminuindo a ação deletéria da água sobre a mistura asfáltica.

Contudo, ressalta-se que as condições de ensaio adotadas (7 dias a 18 °C) não representam um cenário altamente agressivo, podendo resultar em desempenhos mais favoráveis do que aqueles observados em condições climáticas reais no Brasil, conforme destacado por Monteiro (2024).

Comentários finais

Com base nos resultados obtidos pela campanha experimental realizada, foi possível avaliar comparativamente os parâmetros de dosagem das misturas asfálticas densas que utilizam ligante modificado por borracha, em comparação a misturas que utilizaram ligante betuminoso convencional.

A caracterização do ligante modificado por borracha de pneus, assim como de seus componentes individuais, foi imprescindível para o entendimento dos resultados obtidos pelos ensaios. Assim, sendo possível correlacionar os resultados, como

os dados do ensaio Marshal e resistência à ação da água com as propriedades do ligante. Essa etapa permitiu identificar os efeitos da modificação do ligante por borracha de pneus, mas também, contribuiu para reforçar a viabilidade técnica e aplicabilidade desse material como alternativa sustentável na pavimentação.

Assim, confere-se a esse tipo de ligante, uma maior viscosidade e comportamento viscoelástico como propriedades-chave, influenciando nas propriedades mecânicas como estabilidade e fluência. Como consequência, foi necessário utilizar maiores teores de ligantes, comprovando os resultados de fluência no ensaio Marshall.

O ensaio de resistência a tração indireta desempenhou um papel importante na definição mais precisa do teor de ligante ótimo, complementando os dados obtidos pelo ensaio Marshall. Além de demostrar as vantagens mecânicas desse tipo de mistura asfáltica quando comparadas as convencionais.

Em relação a resistência a ação deletéria da água, verificada no ensaio de Duriez, concluiu-se que a propriedade hidrofóbica do ligante, junto ao maior teor de ligante formando uma película mais expressa sobre os agregados, ocasionou boa resistência a ação da água, assim como aos esforções de compressão simples nas determinações das relações de r/R.

Ademais, a incorporação de borracha oriunda de pneus inservíveis em misturas asfálticas contribui de forma direta para mitigação de passivos ambientais relacionados a descarte incorreto desse resíduo. Pneus com destinação irregular representam grandes riscos ambientais, devido ocupação de grandes volumes em aterros, contaminação do solo e água, além de potenciais impactos a saúde.

Nesse contexto, o uso do ligante modificado por borracha em misturas do tipo BBSG reforça o papel da engenharia como ferramenta estratégica na promoção da sustentabilidade ambiental. Ao associar ganhos de desempenho mecânico e durabilidade à redução da geração de resíduos, esse método contribui para a ampliação do ciclo de vida dos pavimentos e para a diminuição da necessidade de intervenções de manutenção, resultando em benefícios ambientais e econômicos a médio e longo prazo.

Dado o exposto, conclui-se que a utilização do ligante modificado por borracha, exige controle rigoroso quanto a temperatura, já que a elevada viscosidade ocasionada pela borracha demanda mais energia para atingir um ponto de trabalhabilidade ideal. O material apresenta viabilidade técnica de aplicação e potencial para ser incentivado como alternativa sustentável e de melhor qualidade.

Quanto à concepção de misturas asfálticas densas do tipo BBSG, os resultados obtidos com o ligante modificado por borracha apresentam desafios operacionais na produção, principalmente no controle das temperaturas elevadas. Esses foram observados na campanha experimental. Ademais, a produção mostrou-se economicamente mais custosa devido à maior demanda por ligante betuminoso nas dosagens.

Embora maiores desafios operacionais, o asfalto borracha apresenta vantagens técnicas relevantes em relação ao asfalto convencional, conforme evidenciado pelos ensaios realizados. Destacam-se o aumento da estabilidade, o melhor desempenho à tração indireta e a boa resistência à ação da água. Além dos ganhos nas propriedades mecânicas, sua utilização contribui de forma significativa para a sustentabilidade ambiental, ao promover a reutilização de um resíduo sólido altamente problemático, reforçando a viabilidade técnica e ambiental do seu uso na pavimentação.

Agradecimentos

A Autora gostaria de agradecer ao professor Dr. Breno Salgado Barra, ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), a todo Grupo de Desenvolvimento e Pesquisa em Pavimentação (GDPPav), e a Universidade Federal de Santa Catarina pelo apoio recebido.

Referências Bibliográficas

ASSOCIATION FRANÇAISE DE NORMALISATION - AFNOR. NF EN 12697-12:2018 - Bituminous mixtures - Test methods - Part 12: Determination of water sensitivity of bituminous specimens. Paris, 2018.

BERNUCCI, Liedi Légi Bariani; MOTTA, Laura Maria Goretti da; CERATTI, Jorge Augusto Pereira; SOARES, Jorge Barbosa. Pavimentação asfáltica: formação básica para engenheiros. Rio de Janeiro: Petrobras, 2008.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE INFRAESTRUTURA DE TRANSPORTES - DNIT. DNIT-ME 447/2024 - Misturas asfálticas - Ensaio de estabilidade e fluência Marshall - Método de ensaio. Brasília, 2024.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE INFRAESTRUTURA DE TRANSPORTES. DNIT-ME 136/2018 - Misturas asfálticas - determinação da resistência à tração por compressão diametral - método de ensaio. Instituto de Pesquisas Rodoviárias - IPR, Brasília, 2018.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE INFRAESTRUTURA DE TRANSPORTES. DNIT ES031/2024 - Pavimentos flexíveis: concreto asfáltico - especificação de serviço. Instituto de Pesquisas Rodoviárias - IPR, Brasília, 2024.

FRONZA, R. C. Avaliação comparativa dos parâmetros de dosagem de misturas asfálticas densas com a incorporação de resíduo de construção e demolição. 2022. 82 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia e Ciências Mecânicas) - Centro Tecnológico de Joinville, Universidade Federal de Santa Catarina. Joinville, 2022.

HASHAMFIROOZ, Masoumeh; DEHGHANI, Mohammad Hadi; KHANIZADEH, Mohammad; AGHAEI, Mina;

BASHARDOOST, Parnia; HASSANVAND, Mohammad Sadegh; HASSANABADI, Mohammad; MOMENIHA, Fatemeh. A systematic review of the environmental and health effects of waste tires recycling. Heliyon, v. 11, n. 3, e25991, 2025. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2025.e25991.

IBAMA. Relatório de pneumáticos - ano-base 2019. Brasília: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, 2020. Disponível em: https://www.gov.br/ibama/pt-br/servicos/relatorios/pneumaticos

IBAMA. Relatório de pneumáticos - ano-base 2020. Brasília: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, 2021. Disponível em: https://www.gov.br/ibama/pt-br/servicos/relatorios/pneumaticos

IBAMA. Relatório de pneumáticos - ano-base 2021. Brasília: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, 2022. Disponível em: https://www.gov.br/ibama/pt-br/servicos/relatorios/pneumaticos

IBAMA. Relatório de pneumáticos - ano-base 2022. Brasília: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, 2023. Disponível em: https://www.gov.br/ibama/pt-br/servicos/relatorios/pneumaticos

IBAMA. Relatório de pneumáticos - ano-base 2023. Brasília: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, 2024. Disponível em: https://www.gov.br/ibama/pt-br/servicos/relatorios/pneumaticos

IBAMA - INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. Resíduos de Pneus. Brasília: IBAMA, 2021. Disponível em: https://www.gov.br/ibama/pt-br/assuntos/emissoes-e-residuos/residuos/pneumaticosinserviveis.

IBAMA. Relatório de pneumáticos - ano-base 2024. Brasília: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, 2025. Disponível em: https://www.gov.br/ibama/pt-br/servicos/relatorios/pneumaticos

LAFTA, Waham Ashaier; WAN ABDUL RAHMAN, Wan Aizan. A comprehensive review of tire recycling technologies and applications. Materials Advances, v. 6, p. 4992–5010, 2025. Disponível em: https://doi.org/10.1039/d5ma00463b.

MAIA, G. F. et al. Uso de borracha de pneus inservíveis em misturas asfálticas: desempenho mecânico, vida útil e benefícios ambientais. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 28, e2023.0123, 2023. DOI: 10.1590/S1413-415220230123

MMA - MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Descarte inadequado de pneus pode causar doenças. Brasília: MMA, 2024. Disponível em: https://www.gov.br/mma.

MONTEIRO, N. A. Avaliação comparativa dos parâmetros de dosagem de misturas asfálticas densas com incorporação de escória de chumbo. 2024. 112 f. Relatório de Iniciação Científica - Centro Tecnológico de Joinville, Universidade Federal de Santa Catarina, Joinville, 2024.

PREFEITURA MUNICIPAL DE PORTO VELHO – RO. Prefeitura acaba com o lixão clandestino de pneus velhos. Porto Velho, 06 out. 2010. Disponível em: https://www.portovelho.ro.gov.br/artigo/7900/prefeitura-acaba-com-o-lixao-clandestino-de-pneus-velhos.

RONDOVER, Richer Ruan. Uso do asfalto borracha na pavimentação de rodovias. 2022. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Civil) - Centro Universitário FAEMA-UNIFAEMA, Ariquemes-RO, 2022. Disponível em: https://repositorio.unifaema.edu.br/bitstream/123456789/3215/1/RICHER%20RUAN%20RO NDOVER.pdf.

SILVA, Debora Mireli Santos da; NASCIMENTO, Wagner Gabriel do. Uso da borracha de pneus inservíveis na pavimentação asfáltica. Trabalho de Conclusão de Curso (Técnico em Estradas) - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Alagoas, Maceió, 2023. Disponível em: https://repositorio.ifal.edu.br/handle/123456789/301.

TAIBA, Rogel. Viabilidade do asfalto-borracha na pavimentação rodoviária. MBA em Engenharia Rodoviária - Instituto de Pós-Graduação IPOG, Curitiba-PR, 30 de novembro de 2024. Disponível em: https://pt.scribd.com/document/816962182/Artigo-Viabilidade-doAsfalto-Borracha-na-Pavimentacao-Rodoviaria. Acesso em: 20 maio 2025.

VUCOVIC, Nicolas Fernandes. Avaliação de alternativas para descarte e reuso de pneus: Incorporação na massa asfáltica para produção de asfalto borracha. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia de Materiais) - Universidade Federal de São Paulo, São José dos Campos, 2021. Disponível em: https://repositorio.unifesp.br/handle/11600/60674.

CARACTERIZAÇÃO QUALI-QUANTITATIVA E ANÁLISE DO POTENCIAL RECICLÁVEL DOS RESÍDUOS SÓLIDOS GERADOS EM CANTINAS DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO

1 Diogo Ramos Rocca, 2 Geisiane Barbosa, 3 Hilla Loana Gonçalves da Cruz, 4 Jenniffer Loren a de Souza Alvarez, 5 Joao Vitor da Silva Freitas, 6 João Victor Silva dos Reis, 7 Leonardo Mendes Rios e 8 Mariane Vitoria de Lima Taborda.

1 Universidade Federal de Mato Grosso, Diogorr445@gmail.com; 2 Universidade Federal de Mato Grosso, geisiane.barbosa.esa@gmail.com; 3 Universidade Federal de Mato Grosso, loanahilla@gmail.com; 4 Universidade Federal de Mato Grosso, lorennasouza312@gmail.com; 5 Universidade Federal de Mato Grosso, joaovitor.silva.freitas@gmail.com; 6 Universidade Federal de Mato Grosso, joaovsreis00@gmail.com; 7 Universidade Federal de Mato Grosso, luzpropriadeodin@gmail.com; 8 Universidade Federal de Mato Grosso, marianetabordacontato@gmail.com.

Palavras-chave: Resíduos sólidos; Caracterização gravimétrica; Reciclagem.

Resumo

O aumento da geração de resíduos sólidos representa um dos principais desafios ambientais atuais, especialmente em instituições de ensino superior, que concentram elevado fluxo de pessoas e atividades geradoras de resíduos. Nesse contexto, este estudo teve como objetivo realizar a caracterização quali-quantitativa dos resíduos sólidos gerados nas cantinas da Universidade Federal de Mato Grosso, Campus Cuiabá, bem como avaliar seu potencial reciclável. A metodologia consistiu na coleta, segregação e pesagem dos resíduos gerados em oito cantinas universitárias, durante dias letivos, seguida da classificação gravimétrica em categorias previamente definidas. Os resultados indicaram uma geração total de 35,41 kg/dia de resíduos, com predominância de matéria orgânica putrescível (55,17%), seguida de plástico (20,44%), metal (6,58%) e papel e papelão (5,19%). O índice de geração per capita estimado foi de 0,043 kg/pessoa.dia. Observou-se elevado potencial de reciclagem, porém verificou-se ausência de segregação adequada na fonte, comprometendo o reaproveitamento dos materiais recicláveis. Conclui-se que a implementação de estratégias de segregação, reciclagem e educação ambiental pode contribuir significativamente para a melhoria do gerenciamento de resíduos nas cantinas universitárias e para a promoção da sustentabilidade ambiental.

Introdução

O aumento da geração de resíduos sólidos é uma consequência direta do crescimento populacional, da urbanização e da intensificação dos padrões de consumo, configurando-se como um dos principais desafios ambientais contemporâneos. De acordo com a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE, 2023), o Brasil gera anualmente mais de 80 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos, evidenciando a necessidade de estratégias eficientes de gestão e manejo desses materiais.

A gestão inadequada dos resíduos sólidos pode resultar em impactos ambientais significativos, como contaminação do solo e da água, emissão de gases de efeito estufa e proliferação de vetores de doenças, além de representar desperdício de recursos com potencial de reaproveitamento. Nesse contexto, a adoção de práticas adequadas de gerenciamento torna-se fundamental para minimizar esses impactos e promover a sustentabilidade ambiental.

No Brasil, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei nº 12.305/2010) estabelece princípios, objetivos e instrumentos para a gestão integrada e o gerenciamento ambientalmente adequado dos resíduos sólidos, priorizando ações de não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento e disposição final ambientalmente adequada. Entre as etapas fundamentais desse processo destaca-se a caracterização dos resíduos sólidos, que permite identificar a composição e a quantidade dos materiais gerados, fornecendo subsídios para o planejamento de sistemas eficientes de gerenciamento.

As instituições de ensino superior apresentam características semelhantes a pequenos centros urbanos, em função da elevada circulação diária de estudantes, docentes e técnicos administrativos, bem como da diversidade de atividades desenvolvidas. Nesse contexto, esses ambientes tornam-se importantes geradores de resíduos sólidos provenientes de atividades acadêmicas, administrativas e comerciais, incluindo restaurantes universitários e cantinas. Esses estabelecimentos são responsáveis pela geração significativa de resíduos orgânicos e recicláveis, especialmente plásticos, papel e metais.

A realização de estudos de caracterização quali-quantitativa dos resíduos sólidos em ambientes universitários é essencial para subsidiar a implementação de programas de gerenciamento de resíduos, coleta seletiva e educação ambiental. Além disso, a identificação do potencial reciclável desses resíduos contribui para a redução dos impactos ambientais e para a promoção de práticas sustentáveis no ambiente acadêmico.

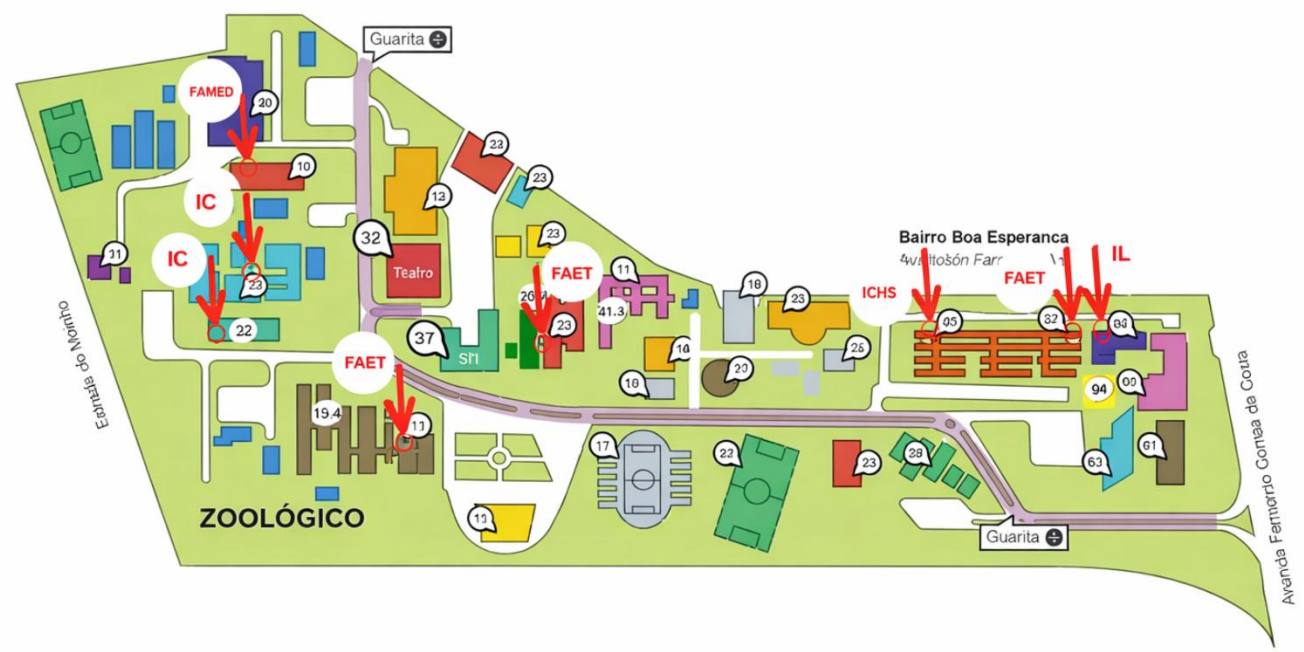
Estudos recentes indicam que a gestão de resíduos sólidos em instituições de ensino ainda enfrenta desafios significativos, especialmente relacionados à segregação na fonte e ao encaminhamento adequado dos materiais recicláveis. Pesquisas realizadas em universidades brasileiras evidenciam que, mesmo diante do potencial de reaproveitamento, a ausência de sistemas estruturados de coleta seletiva compromete a eficiência do gerenciamento e favorece a destinação inadequada dos resíduos (CASTRO et al., 2024; MEDEIROS, 2024). Além disso, a literatura destaca a importância da educação ambiental como ferramenta essencial para promover mudanças de comportamento e fortalecer práticas sustentáveis nesses ambientes (OLIVEIRA et al., 2024).

Dessa forma, o presente estudo teve como objetivo realizar a caracterização quali-quantitativa dos resíduos sólidos gerados nas cantinas da Universidade Federal de Mato Grosso, Campus Cuiabá, bem como avaliar o potencial reciclável desses materiais, contribuindo para o desenvolvimento de estratégias mais eficientes de gerenciamento de resíduos no ambiente universitário.

Materiais e Métodos

O estudo foi realizado nas cantinas localizadas no Campus Cuiabá da Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), situado no município de Cuiabá, estado de Mato Grosso. O campus apresenta elevada circulação diária de estudantes, docentes e técnicos administrativos, caracterizando-se como um ambiente com geração significativa de resíduos sólidos, especialmente em estabelecimentos destinados à comercialização de alimentos.

A área de estudo encontra-se apresentada na Figura 01, que ilustra a localização do campus e das cantinas avaliadas.



Legenda:

01 – Museu Rondon
02 – Parque Aquático
03 – IL (Instituto de Linguagens)
04 – SPA (Serviço de Psicologia Aplicada)
05 – IE (Instituto de Educação)
06 – FACC (Faculdade de Administração e Ciências Contábeis)
07 – ICHS (Instituto de Ciências Humanas e Sociais)
08 – Quadras Externas
09 – Coordenação de Segurança
10 – COT (Campo Oficial de Treinamento)
11 – Ginásio de Esportes
12 – RU (Restaurante Universitário)
13 – FAET / 13A – ICET
14 – PROCEV / PRAE
15 – Centro Cultural
16 – Bancos
17 – ADUFMAT
18 – CAE (Coordenação de Administração Escolar)
19 – Bloco Didático V
20 – FAAZ (Faculdade de Agronomia e Zootecnia)
20A – FENF (Faculdade de Enfermagem)
21A – FAET
21 – Hospital Veterinário
22 – CABES
23 – Polícia Comunitária
24 – SINTUF
25 – Biblioteca, Reitoria e SECOMM
26 – Teatro da UFMT
27 – STI / SETEC
28 – IB (Instituto de Biociências)
29 – Prefeitura do Campus
30 – Faculdade de Direito
31 – Casarão
32 – IC (Instituto de Computação)

Figura 01 – Localização da Universidade Federal de Mato Grosso, Campus Cuiabá, e das cantinas avaliadas.
Fonte: Autoria própria.

Foram selecionadas oito cantinas distribuídas em diferentes unidades acadêmicas, representativas das atividades de preparo e comercialização de alimentos no campus. A seleção dessas cantinas considerou sua distribuição espacial e representatividade em relação à geração de resíduos sólidos.

A metodologia adotada neste estudo seguiu etapas sistemáticas de coleta, transporte, segregação e análise gravimétrica dos resíduos sólidos, conforme apresentado na Figura 02.

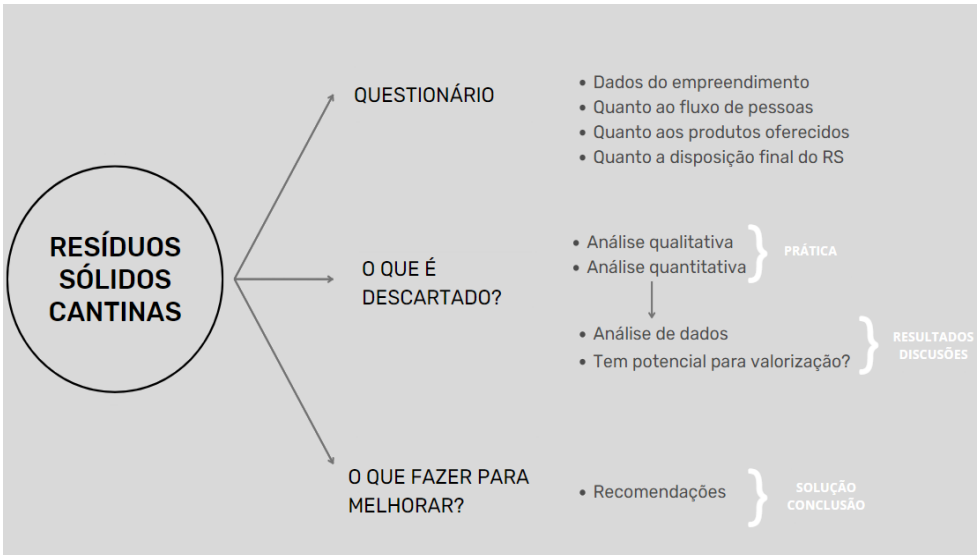


Figura 02 – Fluxograma das etapas da caracterização gravimétrica dos resíduos sólidos.
Fonte: Autoria própria.

Inicialmente, os resíduos foram coletados diretamente dos recipientes utilizados nas cantinas, ao final do período de funcionamento, garantindo que o material analisado representasse os resíduos gerados durante um dia típico de operação.

Após a coleta, os resíduos foram acondicionados em sacos plásticos e transportados até o local de análise, onde foi realizada a caracterização gravimétrica. Esse procedimento consiste na segregação manual dos resíduos em diferentes categorias, permitindo identificar os diferentes tipos de materiais presentes e determinar sua composição gravimétrica.

A Figura 03 apresenta a etapa de segregação dos resíduos sólidos, na qual os materiais foram separados manualmente em diferentes categorias. Esse procedimento é fundamental para a caracterização gravimétrica, pois permite identificar os principais componentes presentes nos resíduos gerados e avaliar seu potencial de reciclagem e reaproveitamento.



Figura 03 – Processo de segregação manual dos resíduos sólidos para caracterização gravimétrica.
Fonte: Autoria própria.

A segregação foi realizada manualmente, utilizando equipamentos de proteção individual, garantindo segurança durante o manuseio dos resíduos. Os materiais foram classificados em categorias previamente definidas, incluindo matéria orgânica, plástico, papel e papelão, metal, vidro e outros materiais, conforme apresentado no Quadro 01.

Após a segregação, cada categoria foi pesada individualmente utilizando balança de precisão, permitindo determinar a massa e o percentual correspondente de cada tipo de resíduo em relação ao total gerado.

Os dados obtidos foram organizados e analisados, permitindo determinar a composição gravimétrica, avaliar o potencial de reciclagem e estimar o índice de geração per capita dos resíduos sólidos gerados nas cantinas universitárias.

Categoria	Resíduos presentes
Matéria orgânica putrescível	Restos alimentares de origem animal e vegetal (cascas de frutas, erva mate, preparo da alimentação), podas de árvores, flores, folhas e grama.
Plástico	Sacos; sacolas; embalagens de refrigerantes, de água, de leite, de iogurte, de sorvete, de margarina, de óleo; de azeite; de biscoitos e de bombons; copos de água e café; isopor; esponjas; papéis de balas; embalagens de cosméticos, e de produtos de limpeza; engradados; cabide e pás de veneziana
Papel e papelão	Caixas de alimentos, de bebidas, de ovos, de filtro de café, de chá, de medicamentos, jornais, revistas, sacolas (principalmente oriundas de feiras de negócios) e livros.
Vidro	Garrafas de bebidas (cerveja, vinho), copos, embalagens de produtos alimentícios e de medicamentos
Metal ferroso	Enlatados de produtos alimentícios, palha de aço e tampas.
Metal não ferroso	Latas de bebidas, de leite e achocolatados.
Contaminante químico	Pilhas, tinta de sapato, embalagens de medicamentos, embalagens pressurizadas, embalagens de veneno, panos impregnados com produtos químicos, canetas com tinta, cosméticos em geral e lâmpadas
Misto	Embalagem longa vida (leite, suco, entre outros), blister, embalagens laminadas de alimentos (salgadinhos, café, biscoitos), embalagem papel A4, fita adesiva, crachá, mouse pad, fiação, embalagem de pasta de dente, papel alumínio, isqueiro esponja de limpeza.
Diversos	Pontas de cigarro, restos de sabonete e sabão, rolhas, fita de impressora, papel carbono, prendedor de roupa, escova de dentes, cartão telefônico, protetor auricular, filtros de água, raio-x, fitas k-7 e porcelana.

Quadro 01 – Classificação dos resíduos sólidos utilizados na caracterização gravimétrica.
Fonte: Adaptado de Mandelli (1997) e De Conto et al. (2009).

Resultados e Discussões

A análise dos dados obtidos demonstrou que a geração total de resíduos sólidos nas oito cantinas avaliadas foi de aproximadamente 36,55 kg/dia, evidenciando que esses estabelecimentos constituem importantes pontos de geração de resíduos no ambiente universitário. A elevada produção de resíduos está diretamente relacionada às atividades de preparo e comercialização de alimentos, bem como ao intenso fluxo de usuários atendidos diariamente nesses locais.

A distribuição dos resíduos de acordo com seu grau de biodegradabilidade encontra-se apresentada na Figura 04, evidenciando predominância de materiais facilmente biodegradáveis.

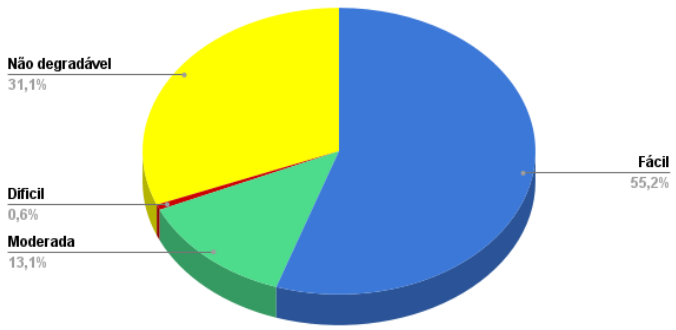


Figura 04 – Percentual dos resíduos sólidos gerados nas cantinas da UFMT segundo o grau de biodegradabilidade.
Fonte: Autoria própria.

Resultados semelhantes são observados em estudos realizados em estabelecimentos alimentícios e ambientes institucionais, nos quais os resíduos orgânicos geralmente representam a maior fração dos resíduos sólidos gerados (BORGES

et al., 2021; CASTRO et al., 2024). A elevada proporção de resíduos orgânicos evidencia o potencial para implantação de sistemas de tratamento biológico, como a compostagem, que permite a transformação desses resíduos em fertilizantes orgânicos, contribuindo para a redução do volume de resíduos destinados à coleta convencional e promovendo o reaproveitamento de materiais com potencial de valorização ambiental.

Observa-se que a maior parcela dos resíduos gerados é composta por materiais facilmente biodegradáveis, correspondendo a 55,17% do total. Esses resíduos são constituídos principalmente por restos de alimentos, cascas de frutas e outros materiais orgânicos provenientes do preparo e consumo de refeições, sendo coerentes com a natureza das atividades desenvolvidas nas cantinas.

Esse cenário reforça a viabilidade da adoção de tecnologias de tratamento, como a compostagem, que além de reduzir o volume de resíduos destinados à disposição final, promove a valorização da fração orgânica.

Os resíduos não degradáveis representaram 31,1% do total, sendo compostos principalmente por plásticos, metais e vidros, materiais que apresentam elevado potencial de reciclagem, desde que adequadamente segregados.

A composição gravimétrica detalhada encontra-se apresentada na Tabela 01.

Resíduo	Massa (kg)									%
	IC	FAMED	FAET	FAENG	FAVET	FACC	ICHS	IL	Total	
Diversos	0,089	0,024	0	0,069	0,04	0	0	0	0,222	0,61
Guardanapo	0,76	0,2	0,17	0,11	0,32	0,5	0,28	0,56	2,9	7,94
Isopor	0,07	0,046	0	0	0,045	0,015	0,016	0,036	0,228	0,62
Matéria orgânica putrescível	4,35	1,1	0,25	5,17	2,56	0,009	2,5	4,23	20,17	55,17
Metal	0,17	0,073	0,083	0	0,21	0,99	0,73	0,15	2,41	6,58
Misto	0,16	0,074	0,083	0,011	0,005	0,05	0,19	0,29	0,86	2,36
Papelão	0,54	0,035	0	0,091	0,67	0,1	0,19	0,27	1,9	5,19
Plástico	0,45	0,33	0,34	0,82	1,42	0,85	1,51	1,75	7,47	20,44
Vidro	0,4	0	0	0	0	0	0	0	0,4	1,09
Total									36,554	100

Legenda: IC – Instituto de Computação; FAMED – Faculdade de Medicina; FAET – Faculdade de Arquitetura, Engenharia e Tecnologia; FAENG – Faculdade de Engenharia; FAVET – Faculdade de Medicina Veterinária; FACC – Faculdade de Administração e Ciências Contábeis; ICHS – Instituto de Ciências Humanas e Sociais; IL – Instituto de Linguagens.

Tabela 01 – Composição gravimétrica dos resíduos sólidos gerados nas cantinas da UFMT.
Fonte: Autoria própria.

A matéria orgânica putrescível foi o principal componente dos resíduos, totalizando 55,17% da massa total gerada. Esse resultado é consistente com estudos realizados em estabelecimentos alimentícios, nos quais os resíduos orgânicos representam a maior fração dos resíduos sólidos gerados.

O plástico representou o segundo maior percentual, com 20,44%, seguido pelo metal (6,58%) e papel e papelão (5,19%). A presença significativa desses materiais evidencia o elevado potencial de reciclagem dos resíduos gerados nas cantinas universitárias.

Esses resultados indicam que uma parcela significativa dos resíduos gerados possui potencial de reaproveitamento, seja por meio da reciclagem ou do tratamento biológico. Entretanto, durante a caracterização, observou-se que os resíduos não são segregados adequadamente na fonte, resultando na contaminação de materiais recicláveis por resíduos orgânicos.

A contaminação dos materiais recicláveis compromete sua qualidade e reduz seu valor econômico, dificultando sua inserção em cadeias de reciclagem. Esse fator constitui um dos principais obstáculos para o reaproveitamento eficiente dos resíduos sólidos gerados.

Foi estimado um índice de geração per capita de aproximadamente 0,043 kg/pessoa.dia. Esse valor é inferior ao observado em ambientes urbanos, o que pode ser explicado pelo fato de as cantinas representarem apenas uma das fontes geradoras de resíduos no campus universitário. Ressalta-se que esse valor constitui uma estimativa e pode variar conforme o fluxo de usuários e o período acadêmico.

Observou-se que os resíduos são acondicionados em recipientes adequados, porém não há sistema de segregação seletiva, sendo todo o material encaminhado para coleta convencional. Essa prática limita o potencial de reaproveitamento dos resíduos e contribui para o aumento do volume destinado aos sistemas de disposição final.

A implantação de sistemas de segregação na fonte constitui uma medida fundamental para melhorar o gerenciamento dos resíduos sólidos. Essa prática permite a separação adequada dos materiais recicláveis e orgânicos, facilitando seu reaproveitamento e contribuindo para a redução dos impactos ambientais.

Além disso, a implementação de programas de educação ambiental voltados à comunidade acadêmica pode contribuir para a conscientização sobre a importância do gerenciamento adequado dos resíduos sólidos, promovendo mudanças de comportamento e incentivando práticas sustentáveis.

Os resultados obtidos evidenciam a necessidade de implementação de estratégias integradas de gerenciamento de resíduos sólidos no ambiente universitário, incluindo segregação na fonte, coleta seletiva e tratamento adequado dos resíduos orgânicos, contribuindo para a promoção da sustentabilidade ambiental.

Considerações Finais

A caracterização quali-quantitativa dos resíduos sólidos gerados nas cantinas da Universidade Federal de Mato Grosso evidenciou a predominância de matéria orgânica, bem como a presença significativa de materiais recicláveis, como plásticos, metais e papel/papelão, indicando elevado potencial de reaproveitamento.

Os resultados demonstram que a ausência de segregação adequada na fonte constitui um dos principais entraves para o aproveitamento eficiente desses resíduos, favorecendo a contaminação dos materiais recicláveis e reduzindo seu valor ambiental e econômico. Essa realidade, embora observada no contexto das cantinas avaliadas, também é recorrente em outros estabelecimentos alimentícios e ambientes institucionais, conforme apontado por estudos sobre a gestão de resíduos sólidos em instituições de ensino (BORGES et al., 2021).

Nesse sentido, a adoção de estratégias integradas de gerenciamento de resíduos sólidos, incluindo a segregação na fonte, a implementação de coleta seletiva e o tratamento de resíduos orgânicos por meio da compostagem, mostra-se fundamental tanto no contexto universitário quanto em outros espaços com características semelhantes. Tais práticas estão alinhadas aos princípios estabelecidos pela Política Nacional de Resíduos Sólidos, que prioriza ações de não geração, redução, reutilização, reciclagem e tratamento dos resíduos, bem como sua disposição final ambientalmente adequada (BRASIL, 2010).

Além disso, ações contínuas de educação ambiental são essenciais para promover mudanças de comportamento e consolidar práticas sustentáveis no ambiente acadêmico. Dessa forma, os resultados obtidos contribuem para o fortalecimento de práticas de gestão de resíduos sólidos em cantinas universitárias, podendo servir como base para o desenvolvimento de estratégias mais eficientes e sustentáveis em contextos similares.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Universidade Federal de Mato Grosso pelo apoio institucional e à disciplina de Gestão e Valorização de Resíduos Sólidos pela oportunidade de desenvolvimento deste estudo.

Referencias Bibliográficas

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 10004: Resíduos sólidos – Classificação. Rio de Janeiro, 2004.

BARROS, Raphael Tobias de Vasconcelos. Elementos de gestão de resíduos sólidos. Belo Horizonte: Tessitura, 2012.

BORGES, Heloiza Santos et al. Diagnóstico quali-quantitativo dos resíduos sólidos gerados em campus universitário. Revista Gestão Ambiental, 2021.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Diário Oficial da União: Brasília, DF, 2010.

CARETO, H.; VENDEIRINHO, R. Sistemas de gestão ambiental em universidades. Lisboa: Instituto Superior Técnico, 2003.

CASTRO, L. R. et al. Gestão de resíduos sólidos em uma instituição de ensino superior na Amazônia ocidental, Brasil. Brazilian Journal of Production Engineering, 2024.

COSTA, Fabiana Xavier. Estudo qualitativo e quantitativo dos resíduos sólidos em campus universitário. Revista de Biologia e Ciências da Terra, 2014.

DE CONTO, S. M. et al. Gestão de resíduos sólidos em instituições de ensino. Caxias do Sul: Educs, 2009.

MANDELLI, S. M. Variáveis que interferem no comportamento da população urbana no manejo de resíduos sólidos domésticos. São Carlos: UFSCar, 1997.

MEDEIROS, A. N. V. Resíduos sólidos urbanos: estudo de caso em universidade federal. Dissertação, 2024.

MESQUITA, Eduardo Georges et al. Gerenciamento de resíduos sólidos: estudo de caso em campus universitário. Construindo, Belo Horizonte, v. 3, n. 1, p. 37-45, 2011.

OLIVEIRA, V. V. G.; LORDELO, L. M. K.; ALMEIDA, R. A. S. Estudo comparativo sobre a geração de resíduos sólidos e implantação da coleta seletiva em escolas. Revista Brasileira de Educação Ambiental, 2024.

TAUCHEN, Joel; BRANDLI, Luciana. A gestão ambiental em instituições de ensino superior. Revista Gestão Universitária, 2006.

AVALIAÇÃO DA LIXIVIAÇÃO DE CONTAMINANTES EM CAMADAS DE PAVIMENTO COM AGREGADO SIDERÚRGICO BSSF SOB CONDIÇÕES DE FLUXO EM COLUNA

1 Maria Bárbara Lima de Carvalho Caúla, 2 Rinaldo dos Santos Araujo, 3 Gemmelle Oliveira Santos, 4 Juceline Batista dos Santos Bastos

1 Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE), e-mail: maria.barbara.lima06@aluno.ifce.edu.br; 2 IFCE, e-mail: rinaldo@ifce.edu.br; 3 IFCE, e-mail: gemmelle@ifce.edu.br; 3 IFCE, e-mail: juceline.santos@ifce.edu.br

Palavras-chave: Resíduo siderúrgico; Lixiviação em coluna; Pavimentos sustentáveis.

Resumo

Este estudo avalia a mobilidade de contaminantes em camadas de pavimento contendo agregado siderúrgico *Baosteel Slag Short Flow* (*BSSF*), com base em ensaios de lixiviação em coluna sob condições controladas de fluxo. Foram analisadas misturas compostas por 50% de BSSF e 50% de solo natural, compactadas nas energias Proctor modificada e intermediária, representativas de base e sub-base. Os resultados indicaram ausência de detecção de elementos potencialmente tóxicos, como As (arsênio), Cd (cádmio), Cr total (cromo total), Pb (chumbo), Cu (cobre), Hg (mercúrio) e Ag (prata), nos extratos lixiviados. Parâmetros como Ba (bário), Mn (manganês), Cl^- (íon cloreto) e íon sulfato (SO_4^{2-}) foram identificados em baixas concentrações, predominantemente dentro dos limites estabelecidos por normas ambientais. Observou-se que as condições geoquímicas do sistema, especialmente o pH e as reações de hidratação, exerceram influência mais significativa na mobilidade dos elementos do que as variações estruturais associadas à energia de compactação. De modo geral, os resultados indicam baixa mobilidade de contaminantes e sugerem a viabilidade ambiental do uso do BSSF em camadas de pavimento, em conformidade com os critérios normativos vigentes.

Introdução

Em 2024, a produção mundial de aço atingiu cerca de 2 bilhões de toneladas, sendo o Brasil responsável por aproximadamente 34 milhões, consolidando-se como o 9º maior produtor global (Instituto Aço Brasil – IAB, 2025). Esse cenário intensifica a geração de escórias de aciaria, resíduos cuja gestão adequada é crítica em razão da presença de metais potencialmente tóxicos. A destinação inadequada desses materiais representa um relevante desafio ambiental, podendo reduzir a vida útil de aterros e, quando dispostos de forma não controlada, comprometer o solo e os recursos hídricos superficiais e subterrâneos (Assembleia Legislativa do Estado do Ceará – ALECE, 2022).

Nesse contexto, estudos químicos e ambientais são essenciais para viabilizar o reaproveitamento seguro desses resíduos. Ensaios de lixiviação em batelada (estado disperso), conforme a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 2010b), e em coluna (estado compactado), segundo a American Society for Testing and Materials (ASTM, 2017), permitem avaliar o potencial de liberação de contaminantes em condições representativas de campo. Entre as alternativas de valorização, destaca-se o uso de escórias como agregados siderúrgicos (AS) em camadas de pavimentos rodoviários, contribuindo simultaneamente para a redução da exploração de agregados naturais e para a melhoria do desempenho funcional e estrutural das vias (DNIT, 2006).

Dentre esses materiais, sobressai o *Baosteel Slag Short Flow* (*BSSF*), obtido a partir da estabilização de óxidos expansivos, como o óxido de cálcio (CaO), presentes na escória do processo *Linz-Donawitz* (LD) ou *Basic Oxygen Furnace* (*BOF*) (Skaf *et al*., 2021). O *BSSF* apresenta versatilidade de aplicação, tendo sido empregado em concretos asfálticos porosos e densos, concreto de cimento Portland, argamassas, sistemas de wetlands para remoção de fósforo e materiais de baixa resistência (Kusumawardani, 2014; Pramesthi, 2015; Amâncio *et al*., 2021; Cartaxo *et al*., 2023; Zhou *et al*., 2022; Wang *et al*., 2023).

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) (Brasil, 2010) incentiva a reciclagem e o reaproveitamento desses subprodutos, visando reduzir a demanda por recursos naturais e o volume destinado a aterros (ALECE, 2022). Contudo, a aplicação em larga escala ainda enfrenta restrições, sobretudo em função do potencial de lixiviação de constituintes como dióxido de silício (SiO_2), óxido de alumínio (Al_2O_3), óxido férrico (Fe_2O_3), óxido de magnésio (MgO), óxido de manganês (MnO) e enxofre (S), cuja mobilização pode implicar riscos ambientais (Campos; Rafael; Cabral, 2018; ArcelorMittal Monlevade, 2021).

Nesse sentido, o encapsulamento de contaminantes desponta como estratégia promissora, ao combinar estabilização fisicoquímica e solidificação, formando uma matriz coesa que reduz a interação entre poluentes e fluidos lixiviantes (Perez, 2017). Estudos recentes têm demonstrado a eficácia dessa abordagem em matrizes asfálticas, materiais álcali-ativados à base de escórias e sistemas estabilizados com cal e cimento (Chen e Wei, 2015; Perez, 2017; Nunes; Borges, 2021).

Apesar dos avanços no uso de escórias siderúrgicas em pavimentação, ainda há incertezas quanto ao comportamento de lixiviação em condições representativas de campo, especialmente em materiais compactados e submetidos a fluxo contínuo. Diante desse panorama, este artigo objetiva avaliar a mobilidade e estabilidade de contaminantes do agregado siderúrgico BSSF, aplicado em camadas de pavimentos, sob diferentes condições de compactação e fluxo.

Materiais e Métodos

Os materiais empregados nesta pesquisa compreenderam agregado siderúrgico do tipo BSSF, solo natural (SN), água destilada e água potável. O agregado foi fornecido pela empresa SR Refratário Ltda, parceira da ArcelorMittal, cuja unidade

industrial está situada no Complexo Industrial e Portuário do Pecém (CIPP), em São Gonçalo do Amarante, Ceará (IAB, 2025). As misturas de pavimentação foram produzidas com solo arenoso laterítico coletado no município de Caucaia, Ceará.

Foram elaboradas misturas com 50% de *BSSF* e 50% de SN, compactadas nas energias Proctor modificada (M_{BSSFm}) e intermediária (M_{BSSFi}). O agregado *BSSF* foi previamente caracterizado sob os aspectos físico, mecânico, químico e ambiental (Costa *et al*., 2025). A produção das amostras incluiu etapas de preparação e ensaios de compactação conforme Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes (DNIT, 2006).

Após a coleta, os materiais foram transportados ao laboratório, onde passaram por secagem ao ar, destorroamento e quarteamento, para posterior caracterização química. A análise envolveu a determinação da massa específica aparente seca máxima (DNIT, 2006), composição química por fluorescência de raios X (FRX) e classificação ambiental conforme as normas da Associação Brasileira de Normas Técnicas (NBR 10004, NBR 10005 e NBR 10006). As análises de FRX foram realizadas em espectrômetro Rigaku ZSX Mini II. A Tabela 01 apresenta a composição química do BSSF estudado.

Óxido (%)	BSSF	Solo natural	M_{BSSF}
SiO_2 - Dióxido de silício	10,3	50,5	26,0
Fe_2O_3 - Óxido de ferro III	34,6	11,4	26,2
CaO - Óxido de cálcio	44,7	0,45	29,3
Al_2O_3 - Óxido de alumínio	2,79	31,3	12,8
MgO - Óxido de magnésio	3,45	0,30	-
P_2O_5 - Pentóxido de fósforo	1,49	-	0,97
K_2O - Óxido de potássio	0,11	3,73	1,37
TiO_2 - Dióxido de titânio	0,44	1,83	1,21
Cr_2O_3 - Óxido de cromo III	0,20	-	0,10
MnO - Óxido de manganês II	2,76	0,20	1,68
SO_3 - Trióxido de enxofre	-	-	0,10
ZnO - Óxido de zinco	0,15	0,05	0,20
ZrO_2 - Dióxido de zircônio	-	0,19	0,16

Tabela 01: Composição química (% em massa) dos materiais empregados via FRX.
Fonte: Costa *et al.* (2025)

Para a montagem das colunas de lixiviação, as misturas M_{BSSFm} foram compactadas com energia Proctor modificada, em 5 camadas de 55 golpes cada (ABNT, 2020). As colunas M_{BSSFi} foram produzidas com energia intermediária, também em 5 camadas, porém com 26 golpes por camada (ABNT, 2020).

No ensaio de permeabilidade à carga variável, a M_{BSSFm} apresentou coeficiente de $7{,}1\times10^{-6}$ cm/s, caracterizando-se como material de baixa permeabilidade, compatível com solos finos, como areias muito finas, siltes e argilas. A análise granulométrica indicou predominância de fração arenosa (88,25%, entre 4,8 mm e 0,075 mm) e 11,75% de pedregulho (> 4,8 mm (DNIT, 2006).

As curvas de compactação (Figura 01) evidenciam valores próximos de massa específica aparente seca máxima ($MEAS_{máx}$) e teor ótimo de umidade ($H_{ót}$) para as misturas M_{BSSFm} (2,589 g/cm³; 6,77%) e M_{BSSFi} (2,525 g/cm³; 6,47%). Observa-se, adicionalmente, a proximidade entre as curvas de compactação e as respectivas curvas de saturação, que representam a condição teórica de preenchimento total dos vazios por água.

Entretanto, verifica-se que as curvas experimentais ultrapassam a linha de saturação de 100%, comportamento que diverge do esperado. Conforme Caputo (1988), a eliminação completa do ar nos vazios é praticamente inviável. Esse desvio pode ser atribuído a limitações da NBR 7182 (ABNT, 2020), especialmente à subestimação da massa específica dos sólidos em materiais porosos e heterogêneos, como escórias, à presença de ar retido ou dissolvido nos poros e a possíveis reações químicas entre os constituintes da escória e a água durante o processo de compactação e percolação.

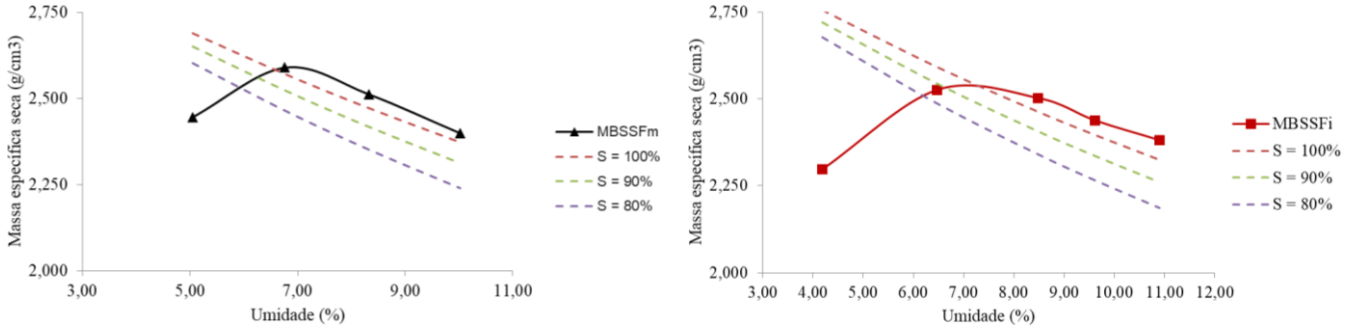


Figura 01: Curvas de compactação e saturação das misturas estudadas.
Fonte: Autores (2026)

O agregado BSSF e a mistura composta por 50% de BSSF e 50% de solo natural foram submetidos a ensaios de lixiviação em coluna conforme a ASTM D 4874 (ASTM, 2017), considerando amostras M_{BSSFm} e M_{BSSFi}, representativas de camadas de base e sub-base de pavimentos. Os ensaios iniciais foram conduzidos em permeâmetro, visando à determinação do coeficiente de permeabilidade (ABNT, 2021). Em seguida, os testes de lixiviação foram realizados em coluna cilíndrica de aço (101,1 mm de diâmetro e 300 mm de altura), desenvolvida especificamente para a pesquisa. A solução lixiviante foi aplicada sob pressões de 0,5; 1 e 7 bar, com o objetivo de avaliar a condição mais eficiente de extração do extrato. As misturas foram preparadas com água potável do sistema local, previamente caracterizada e isenta de matéria orgânica.

Após a lixiviação, os extratos foram armazenados a temperatura inferior a 4 ºC, filtrados em membrana de 0,22 µm e analisados quanto à presença de metais e outros poluentes. A determinação de metais foi realizada por espectrometria de absorção atômica (Varian AA240FS), enquanto Ca e Mg foram quantificados por titulação com EDTA, conforme American Public Health Association; American Water Works Association; Water Environment Federation (2023). As concentrações obtidas foram comparadas com os limites estabelecidos pela NBR 10004 (ABNT, 2004a), United States Environmental Protection Agency (2020; 2024) e Conselho Nacional do Meio Ambiente 420 (2013).

Os metais Ag, Al, As, Ba, Cd, Cu, Hg, Mn, Na, Pb, Se e Zn foram determinados por espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES), conforme Standard Methods (APHA; AWWA; WEF, 2023). O CN^- total foi quantificado por método colorimétrico após destilação; cloretos por titulação argentimétrica; fluoretos pelo método SPADNS; sulfatos por turbidimetria; e nitrato (NO_3^- como N) pelo método de redução por cádmio (APHA; AWWA; WEF, 2023). O pH foi medido em pHmetro Orion Dual Star pH/ISE Benchtop, e a condutividade elétrica em medidor multiparâmetro AKSO 86505.

Resultados e Discussão

Os resultados de dureza dos extratos lixiviados (E), obtidos por ensaios de lixiviação em coluna com a mistura MBSSFm utilizando permeâmetro, estão apresentados na Figura 02. Observa-se que a dureza total variou entre 28,0 e 62,4 mg/L. Todos os extratos analisados apresentaram concentrações inferiores a 300 mg/L, limite estabelecido para água potável pela Portaria GM/MS nº 888 (Brasil, 2021). Esses resultados indicam que os extratos lixiviados não apresentam contribuição significativa de Ca e Mg capaz de comprometer parâmetros de potabilidade associados à dureza, a qual possui caráter predominantemente estético e não toxicológico.

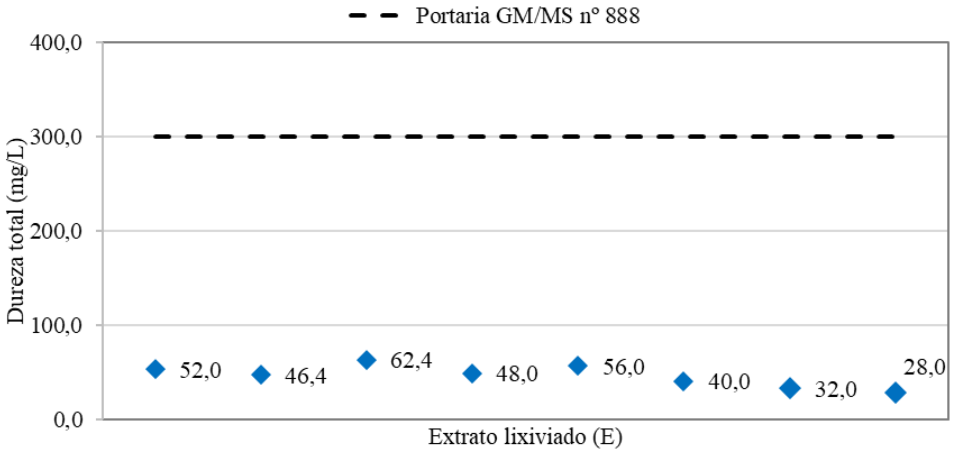


Figura 02: Dureza total dos extratos lixiviados em coluna do material M_{BSSFm}.
Fonte: Autores (2026)

Na mistura MBSSFm, não foram detectadas concentrações de cádmio (Cd), cromo (Cr), ferro (Fe) e chumbo (Pb) acima dos limites de detecção dos métodos analíticos empregados. As condições alcalinas do sistema não favoreceram a mobilização de Cr, cujo comportamento de lixiviação é tipicamente anfotérico (Komonweeraket *et al*., 2015). Estudos conduzidos por Gupta *et al*. (2019), utilizando solução extratora com pH 4, indicaram maior mobilização de Cd, Cr total, Fe total e Pb em condições fortemente ácidas. No presente estudo, conduzido a pH 5, tais elementos não foram detectados, sugerindo baixa mobilidade sob condições menos ácidas.

A percolação contínua nos ensaios em coluna influencia os mecanismos de dissolução, transporte e eventual reprecipitação dos metais. Observou-se redução do pH dos extratos, de aproximadamente 10 para 8, indicando atenuação da alcalinidade; entretanto, o pH isoladamente não é suficiente para avaliar o potencial de contaminação ambiental.

As concentrações de Cd, Cr total e Pb permaneceram abaixo dos limites estabelecidos pela NBR 10004 e EPA (2024), não indicando risco potencial nas condições específicas avaliadas. Fe total e Cr total também se mantiveram em níveis não críticos segundo os critérios do CONAMA (Brasil, 2009) e EPA (2020). Adicionalmente, As, CN^- total, Cu, Hg, NO_3^-, Ag, Se e Zn não foram detectados nos extratos, reforçando a estabilidade química dos elementos analisados, mesmo sob pressão de operação de 7 bar, lembrando que tais condições podem diferir de cenários naturais (Wang e Chen, 2016). A ausência de Cd e Pb é relevante do ponto de vista toxicológico, considerando os efeitos adversos significativos desses elementos à saúde humana (EPA, 2009; 2024).

O bário (Ba) foi detectado em baixas concentrações (Figura 03e), embora o BaO não seja normalmente reportado na composição química do BSSF e de materiais naturais (Wang; Chen, 2016; Campos; Rafael; Cabral, 2018; Amancio *et al*., 2021; Cartaxo *et al*., 2023), evidenciando a complexidade dos processos de lixiviação e possíveis limitações analíticas. O alumínio presente nos extratos é atribuído à Al_2O_3 dos materiais constituintes, com solubilidade fortemente dependente do pH (comportamento anfotérico).

Os íons Cl^- (Figura 03a) e SO_4^{2-} (Figura 03d) foram detectados em todas as misturas, em consonância com a composição química dos materiais (BSSF e M_{BSSF}) (Tabela 1). O manganês (Mn) (Figura 03c), presente devido a 2,76% de MnO no BSSF, apresentou mobilidade dependente do pH, com redução da lixiviação em condições mais alcalinas (Komonweeraket *et al*., 2015). O pH dos extratos variou entre 6 e 9, possivelmente influenciado pela hidratação de fases reativas e formação de $Ca(OH)_2$ (Bye, 1999).

As Figuras 03b e 03c indicam que Fe total e Mn foram detectados nos ensaios de lixiviação em coluna com M_{BSSFm}, ocorrência consistente para todos os ensaios com BSSF e SN. Na pressão de 7 bar, as concentrações de SO_4^{2-} (E1 – 99,00 mg/L; Figura 03d) e Ba (E1 – 0,02 mg/L; Figura 03e) apresentaram valores superiores aos obtidos nas demais pressões. O pH dos extratos coletados a 0,5 e 7 bar manteve-se em ≈8, enquanto, no ensaio a 1 bar, o primeiro e segundo extratos apresentaram pH ≈6, e o terceiro pH ≈8, indicando faixa compatível com água doce classe 1 (Brasil, 2005), comportamento semelhante ao observado para a mistura M_{BSSFi} compactada em energia intermediária.

A M_{BSSFm} não apresentou toxicidade para Ba segundo NBR 10004 (ABNT, 2004a) e EPA (2024). Os limites estabelecidos pela CONAMA 420 (Brasil, 2009) para Ba e Mn, bem como pela EPA (2020) para Ba, foram atendidos, com exceção do Fe total, que excedeu o limite da CONAMA 420 (Figura 03b). A comparação das concentrações de As, Cd, Cr total, Hg, Ag, Se, Ba, Pb e F^- com os valores máximos permitidos pela NBR 10004 demonstrou conformidade para todas as misturas avaliadas, indicando comportamento compatível com resíduos não perigosos.

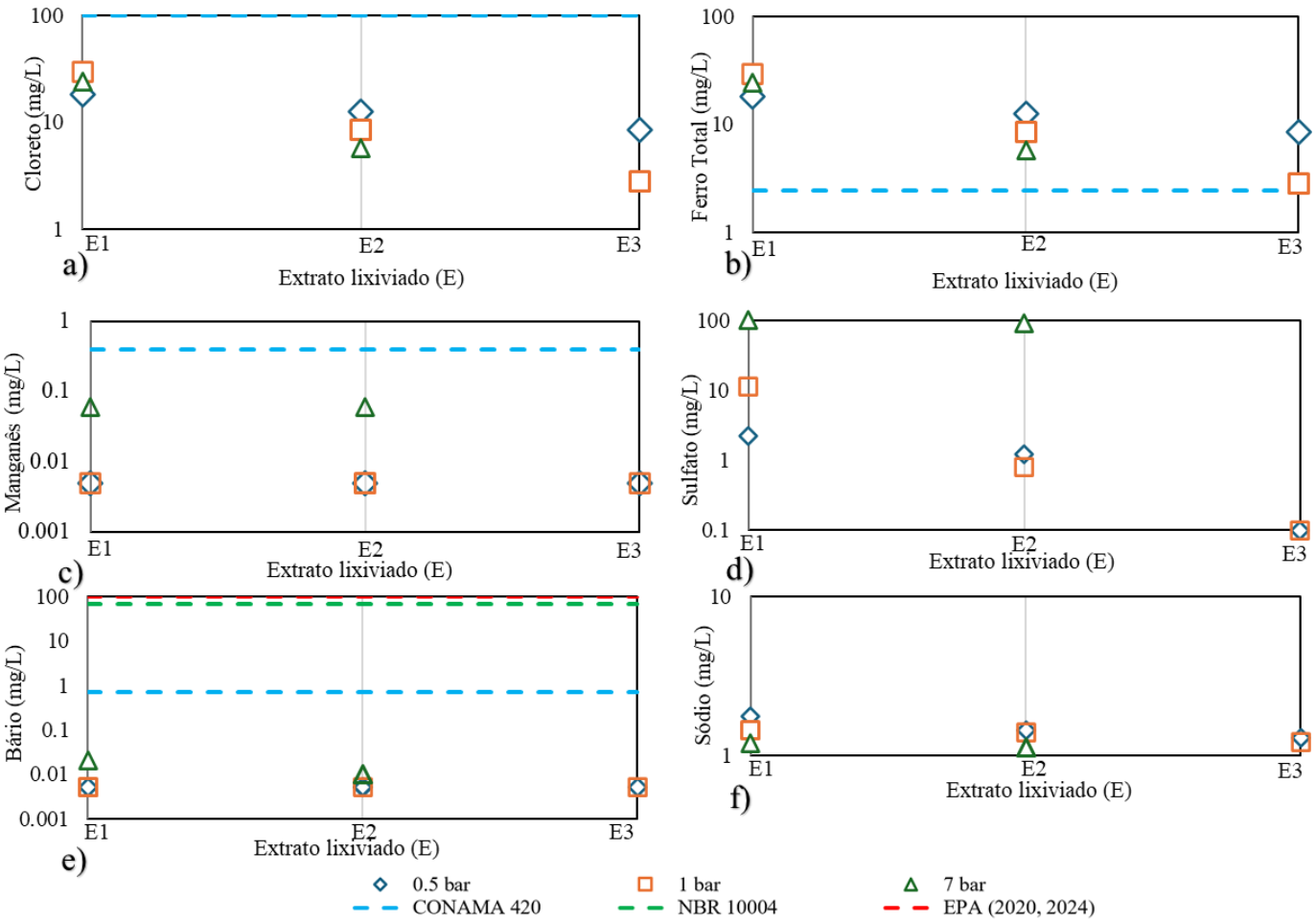


Figura 03: Parâmetros químicos dos extratos lixiviados obtidos por lixiviação em coluna simulando base (M_{BSSFm}). Fonte: Autores (2026)

No caso da mistura M_{BSSFi}, as Figuras 04b, 04c e 04e evidenciam a detecção de Fe total, Mn e Ba, respectivamente, enquanto a maior concentração de SO_4^{2-} (E1 – 64,80 mg/L) foi observada na Figura 04d. No ensaio a 1 bar, o primeiro extrato apresentou as maiores concentrações de Cl^- (85,46 mg/L) e Na (2,01 mg/L), conforme Figuras 04a e 04f. Em geral, todos os parâmetros químicos analisados atenderam aos limites estabelecidos pelas normas ambientais, comportamento semelhante ao observado para M_{BSSFm}.

Quanto ao pH, no ensaio com M_{BSSFi}, os valores mantiveram-se em torno de 6. Nos extratos obtidos a 1 bar, o pH variou entre 6 e 8, e nos ensaios a 7 bar entre 6 e 7, indicando tendência de aumento ao longo da extração. A mistura M_{BSSFi} não apresentou evidências de toxicidade metálica, de acordo com NBR 10004 (ABNT, 2004a) e EPA (2024), e todos os extratos atenderam aos limites de qualidade da água preconizados pela CONAMA 420 (Brasil, 2009) e EPA (2020).

Os ensaios com M_{BSSFi} foram, em média, 45 vezes mais demorados que os com M_{BSSFm}, possivelmente devido a desagregação dos grãos durante a compactação com energia intermediária, resultando em estrutura mais impermeável e menor mobilidade de metais.

Por fim, os valores de massa específica aparente seca máxima ($MEAS_{máx}$) para M_{BSSFm} (2,589 g/cm³) e M_{BSSFi} (2,525 g/cm³), e respectivas umidades ótimas (6,77% e 6,47%), indicam similaridade nas curvas de compactação, reforçando que diferenças na lixiviação derivam sobretudo de variabilidade estrutural e hidráulica das misturas.

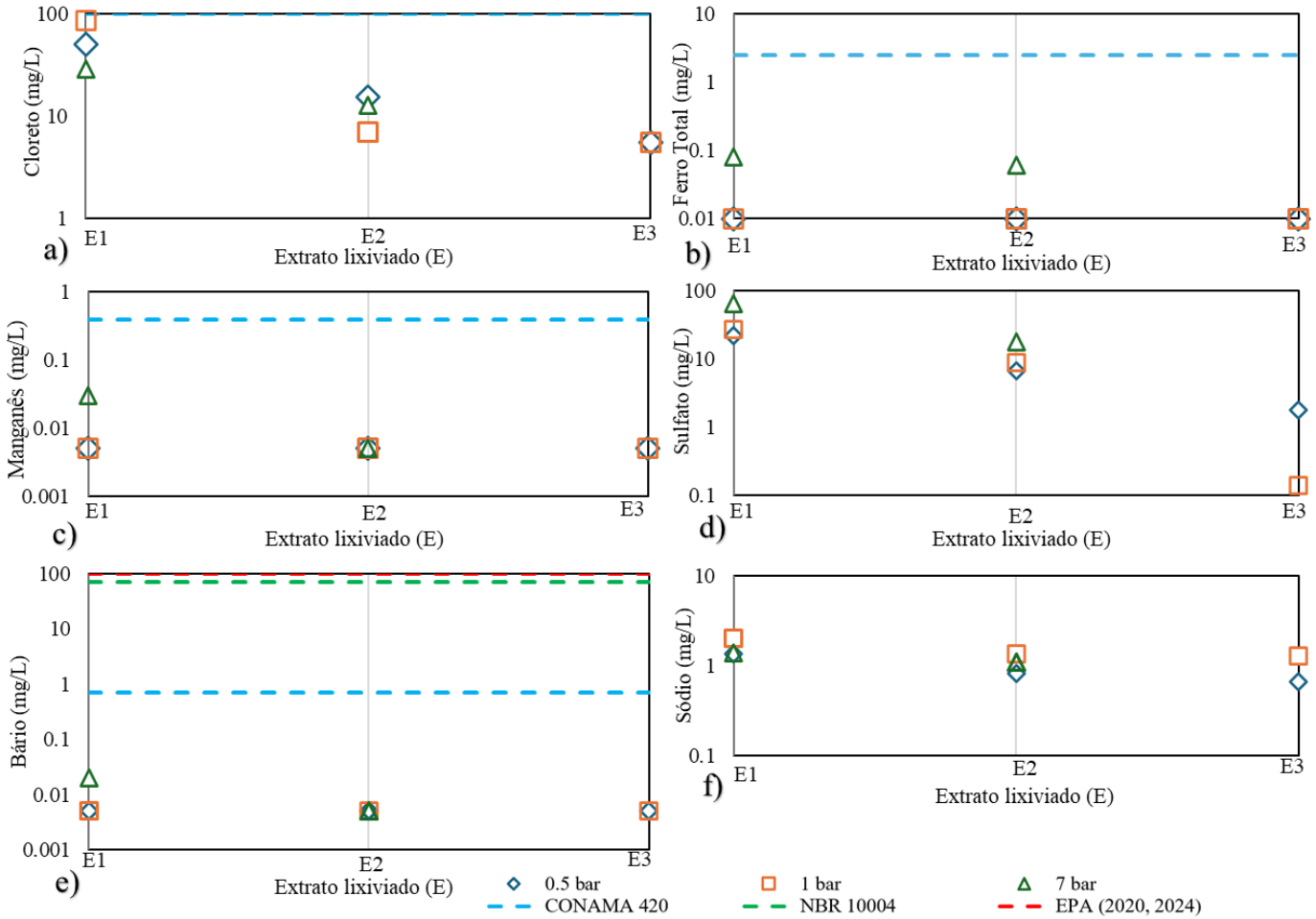


Figura 04: Parâmetros químicos dos extratos lixiviados obtidos por lixiviação em coluna simulando sub-base (M_{BSSFi}). Fonte: Autores (2026)

A Figura 05 apresenta os perfis de lixiviação obtidos nos ensaios em coluna utilizando M_{BSSFm} e M_{BSSFi} como base e sub-base, respectivamente. Conforme ilustram as Figuras 05b, 05c e 05e, Fe total, Mn e Ba foram detectados nos extratos lixiviados das colunas simulando base e sub-base. Observou-se que, sob pressão de 7 bar, a extração de Na apresentou valores mais elevados (E1 – 5,11 mg/L; E2 – 0,08 mg/L), conforme Figura 05f, em comparação aos ensaios realizados em pressões inferiores. Nos ensaios conduzidos a 0,5 bar, registraram-se as maiores concentrações de SO_4^{2-} (1,06 mg/L) e Cl^- (58,84 mg/L), conforme demonstram as Figuras 05d e 05a, possivelmente associadas à maior lentidão no processo de percolação, cuja coleta demandou aproximadamente 46 horas.

Quanto ao comportamento do pH, observou-se que: no ensaio a 0,5 bar, o pH manteve-se constante em 5, não atendendo aos critérios estabelecidos para águas doces de Classe 1 (CONAMA 357/2005); no ensaio a 1 bar, o pH inicial de 5 estabilizou-se em 7; e, no ensaio a 7 bar, identificou-se tendência de aumento ao longo da extração (E1 – 7; E2 – 8; E3 – 9), refletindo neutralização gradual da acidez inicial e reações de hidratação/precipitação.

Com exceção do Fe total nas colunas sob pressão de 7 bar, que excedeu o limite estabelecido pela Resolução CONAMA 420/2009 (Brasil, 2009), os demais metais permaneceram dentro dos padrões de qualidade para águas, indicando baixo potencial de contaminação. De forma geral, todos os parâmetros químicos analisados atenderam aos limites estabelecidos pelas normas ambientais, demonstrando comportamento semelhante ao observado para a mistura M_{BSSFm}.

Esses resultados sugerem que a M_{BSSFi}, diferentemente de outras formulações, apresenta estrutura compactada mais impermeável sob energia intermediária, favorecendo a imobilização de metais nos extratos. A massa específica aparente seca máxima ($MEAS_{máx}$) das misturas M_{BSSFm} (2,589 g/cm³) e M_{BSSFi} (2,525 g/cm³), bem como as respectivas umidades ótimas (6,77% e 6,47%), indicam similaridade nas curvas de compactação, corroborando a consistência estrutural das formulações.

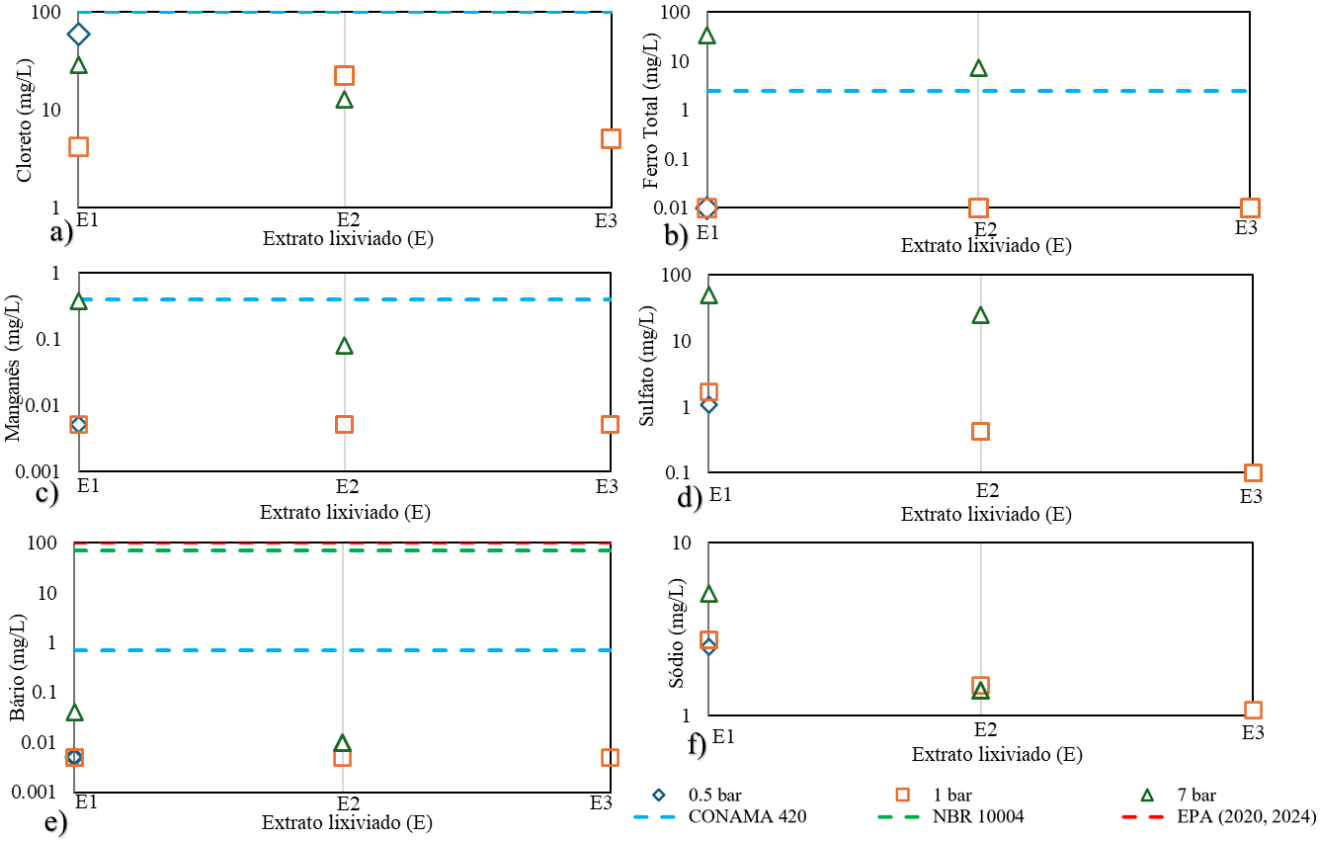


Figura 05: Lixiviação de parâmetros químicos em colunas simulando base e sub-base (M_{BSSFm} e M_{BSSFi}).
Fonte: Autores (2026)

Considerações Finais

Este estudo avaliou a lixiviação de componentes químicos por meio de ensaios em coluna com agregado siderúrgico Baosteel Slag Short Flow (BSSF), solo natural (SN) e a mistura MBSSF (50% BSSF e 50% SN), bem como em estruturas de pavimento constituídas por base M^{BSSFm} (energia modificada), sub-base M_{BSSFi} (energia intermediária) e combinações dessas camadas.

Os resultados indicaram, de modo geral, desempenho ambiental satisfatório das misturas. A M_{BSSFi} atendeu integralmente aos limites de qualidade da água das legislações adotadas, sem evidências de toxicidade metálica. A estabilidade de As, Cd, Pb, Cu, Cr total, Hg e Ag em todas as condições analisadas, independentemente da pressão aplicada ou do tempo de ensaio, reforça o potencial de uso dessas misturas como materiais não perigosos, desde que observadas as normas vigentes.

O BSSF, por não apresentar concentrações críticas de substâncias tóxicas, configura-se como alternativa tecnicamente viável e ambientalmente adequada para aplicação em pavimentação, contribuindo para a redução da disposição em aterros. Considerando sua classificação como resíduo não perigoso, conforme o Anexo B da ABNT (2004a), os resultados de lixiviação corroboram sua aptidão para uso em camadas de pavimento.

Os resultados indicam que a mobilidade dos elementos está mais associada às condições geoquímicas do sistema (pH, alcalinidade e reações de hidratação) do que exclusivamente à estrutura física das misturas.

As evidências obtidas fornecem suporte técnico quanto à toxicidade e aos impactos ambientais associados ao emprego de agregados siderúrgicos, contribuindo para a superação de barreiras regulatórias e ampliação de seu uso em soluções sustentáveis. Contudo, embora o BSSF seja classificado como resíduo sólido não perigoso e não inerte, a possível solubilização de determinados compostos permanece uma questão ambiental relevante, podendo impor restrições a aplicações específicas e demandar estratégias adicionais de mitigação. Assim, embora os resultados indiquem baixo potencial de lixiviação, a variabilidade das condições de campo, como variações de pH, regime hidráulico e envelhecimento do material, ainda requer investigação complementar.

Agradecimentos

Este trabalho contou com apoio da Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (FUNCAP), ArcelorMittal Pecém (AMP), Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES – Código

001) e Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq – 406246/2022-0), além do suporte operacional e analítico dos laboratórios da Universidade Federal do Ceará e do IFCE *Campus* Fortaleza.

Referências Bibliográficas

AMÂNCIO, F. A.; DIAS, A. R. O.; LIMA, D. A.; CABRAL, A. E. B. Estudo do comportamento no estado fresco e endurecido de argamassa com escória de aciaria BSSF. **Matéria**, Rio de Janeiro, v. 26, n. 3, p. e13031, 2021a.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION, WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 24 ed. Washington DC: APHA Press, 2023.

ARCELORMITTAL MONLEVADE. **Catálogo de coprodutos** - público externo. Monlevade: ArcelorMittal Monlevade, 2021.

ASSEMBLEIA LEGISLATIVA DO ESTADO DO CEARÁ. **Plano estratégico de saneamento básico do Ceará.** Fortaleza, 2022.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7182**: solo – ensaio de compactação. Rio de Janeiro, 2020.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10004**: resíduos sólidos - classificação. Rio de Janeiro, 2004a.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10005**: procedimento para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 2004b.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10006**: procedimento para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 2004c.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e ambientais para o seu enquadramento [...]. **Diário Oficial da União**: seção 1, Brasília, DF, n. 53, p. 58-63,18 mar. 2005.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas [...]. **Diário Oficial da União**: seção 1, Brasília, DF, n. 249, p. 81-84, 30 dez. 2009.

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**: Poder Legislativo: seção 1, Brasília, DF, p. 3, 2010.

BYE, G. C. **Portland cement composition: production and properties**. 2. ed. London: Thomas Telford Publishing, 1999.

CAMPOS, S. A.; RAFAEL, M. F. C.; CABRAL, A. E. B. Evaluation of steel slag of Companhia Siderúrgica do Pecém replacing fine aggregate on mortars. **Procedia Structural Integrity**, v. 11, p.145-152, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.prostr.2018.11.020.

CAPUTO, P. C. **Mecânica dos solos e suas aplicações** – Fundamentos. 6. ed. Rio de Janeiro: LTC, 1988.

CARTAXO, F.; FERREIRA, F. G. S.; FREITAS, K. M. G. F.; NASCIMENTO, L. C.; GUILGE, M. S.; ZANETTI, C. Propriedades mecânicas de concretos sustentáveis com incorporação de escória de aciaria BSSF em substituição aos agregados naturais. **Revista Principia - Divulgação Científica e Tecnológica do IFPB [Online]**, v. 60, n. 4, p. 1413-1433, 2023.

CHEN, J. S.; WEI, S. H. Performance Evaluation of Asphalt Pavements Mixed with Steel Slag. **Journal of the Eastern Asia Society for Transportation Studies**, v. 11, n. 0, p. 1686-1699, 2015. DOI: https://doi.org/10.11175/easts.11.1686.

COSTA, L.I.O; BESSA, I.; BASTOS, J.; VALE, A.; FARIAS, T. Predictive performance evaluation of an eco-friendly pavement using Baosteel's Slag Short Flow (BSSF) steel slag. **Applied Mechanics**, v. 6, n. 2 p. e45, 2025. DOI: https://doi.org/10.3390/applmech6020045.

DNIT. **Manual de pavimentação.** 3. ed. rev. Rio de Janeiro: 2006.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **National Primary Drinking Water Regulations**. Estados Unidos: Environmental Protection Agency, 2009.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Characteristics - introduction and regulatory definitions**. In: Hazardous Waste Test Methods/SW-846. Estados Unidos: Environmental Protection Agency, 2020.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **40 CFR 261.24**. Estados Unidos: Environmental Protection Agency, 2024.

GUPTA, N.; GEDAM, V. V.; MOGHE, C.; LABHASETWAR, P. Comparative assessment of batch and column leaching studies for heavy metals release from coal fly ash bricks and clay bricks. **Environmental Technology & Innovation**, v. 16, p. 100461, 2019.

INSTITUTO AÇO BRASIL. **Pocket Yearbook** - Indústria em números. Rio de Janeiro: Instituto Aço Brasil, 2025.

KOMONWEERAKET, K.; CETIN, B.; AYDILEK, A. H.; BENSON, C. H.; EDIL, T. B. Effects of pH on the leaching mechanisms of elements from fly ash mixed soils. **Fuel**, v. 140, p. 788-802, 2015. DOI: https://doi.org/10.1016/j.fuel.2014.09.068.

KUSUMAWARDANI, D. M. **Evaluations of Performance and Thermal Properties in Porous Asphalt Concrete Containing Steel Slag**. 2014. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Department of Civil Engineering Master Thesis, National Central University, Taiwan, 2014.

NUNES, V. A.; BORGES, P. H. R. Recent advances in the reuse of steel slags and future perspectives as binder and aggregate for alkali-activated materials. **Construction and Building Materials**, v. 281, p. 122605, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2021.122605.

PEREZ, I. M. **Avaliação do potencial de encapsulamento de um solo contaminado com cloreto de zinco através da adição de cal e cimento**. 2017. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Departamento de Engenharia Civil, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. DOI: https://doi.org/10.17771/PUCRio.acad.31398.

PRAMESTHI, T. W. **Life cycle assessment of BSSF and BOF slag DGAC pavement**. 2015. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – National Central University.

SKAF, M.; BARTOLOMÉ, J.; GONZALO-ORDEN, H.; LINARES-UNAMUNZAGA, A.; ORTEGA-LÓPEZ, V.; MANSO, J. M. Bituminous base courses for flexible pavements with steel slags. **Transportation Research Procedia**, Roma, v. 58, p. 83-89, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.trpro.2021.11.012.

UNION EUROPEAN. Directive (EU) 2020/2184 of the European Parliament and of the Council of 16 December 2020 on the quality of water intended for human consumption (recast) (Text with EEA relevance). **Official Journal of the European Union**, L 435, p. 1-62.

WANG, H.; CHEN, K. A study of the engineering properties of CLSM with a new type of slag. **Construction and Building Materials**, v. 102, n. 1, p. 422-427, 2016.

WANG, X.; SHAO, J.; WEN, P.; ZENG, W.; WANG, C. Research Progress on Composition and Working Performance of Green Controlled Low Strength Material. **Bulletin of the Chinese Ceramic Society**, v. 42, n. 7, p. 2629, 2023.

ZHOU, H.; MARGENOT, A. J.; LI, Y.; SI, B.; WANG, T.; ZHANG, Y.; LI, S.; BHATTARAI, R. Phosphorus pollution control using waste-based adsorbents: Material synthesis, modification, and sustainability. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 52, n. 12, p. 2023-2059, 2022.

COLETA SUSTENTÁVEL: LIXEIRAS DE RECICLAGEM NA ENTRADA DO DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

1 Letycia Rolim de LIMA; 2 Camila Tatiane Santana JEK; 3 Yasmim Rolim de LIMA
1,2,3 Universidade Federal de Mato Grosso – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, camila.jek@sou.ufmt.br;Universidade Federal de Mato Grosso – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Letycia.lima@sou.ufmt.br;Universidade Federal de Mato Grosso – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; yasmim.lima4@sou.ufmt.br;

Palavras-chave: Resíduos sólidos, educação ambiental, reciclagem.

Resumo

O descarte inadequado dos resíduos sólidos tem se transformado em um problema mundial devido a quantidade gerada, e dos consequentes impactos que propicia ao meio ambiente e também a sociedade. Nesse contexto, a proteção das interações químicas, físicas e biológicas, do ambiente natural e antrópico são fundamentais para o desenvolvimento sustentável e é nesse sentido que a lei nº 12.305/2010 que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, apresenta a necessidade do manejo adequado dos resíduos sólidos. Tendo em vista a expressiva geração de resíduos em Instituições Acadêmicas, práticas adequadas de gestão de resíduos sólidos são indispensáveis, sendo assim, o presente estudo objetiva promover a educação ambiental, o incentivo às práticas de reciclagem e a segregação correta dos resíduos, por meio de palestras e ações acadêmicas para conscientizar a comunidade universitária, com foco no departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Mato Grosso. A implantação das lixeiras da coleta seletiva, foi realizada de forma manual pelos discentes do curso com o auxílio de docentes, de modo a demonstrar que as intervenções de baixo custo e baseadas em iniciativas coletivas podem reduzir ou mitigar impactos locais e servir como um modelo replicável em outros locais, visando práticas sustentáveis acessíveis e aplicáveis.

Introdução

A temática deste estudo gira em torno da educação ambiental na Universidade Federal do Mato Grosso, principalmente no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, entre os alunos da Engenharia Sanitária e Ambiental como forma de sustentabilidade, segundo Sauvé (2005), a educação ambiental deve adotar abordagens diferenciadas para atingir os diversos segmentos da população. Além disso, A educação ambiental nas universidades deve promover valores, atitudes e competências voltadas para a conservação do meio ambiente. (SATO, 2002).

De acordo com o panorama de coleta seletiva no estado de Mato Grosso, a cobertura de coleta ainda é encontra-se limitada, apesar de existir iniciativas municipais e uma pequena representação de cooperativas de catadores de serviços de coleta seletiva. A gestão de resíduos sólidos deve priorizar a não geração, redução, reutilização, reciclagem e tratamento dos resíduos. (BRASIL, 2010).

Ainda assim, há uma deficiência na gestão dos resíduos recicláveis e na execução de políticas públicas norteadas com o Plano Nacional de Resíduos Sólidos. (SNIS, 2022). É importante ressaltar que no viés do ambiente universitário, a educação ambiental assume um papel fundamental na formação de cidadãos conscientes e comprometidos com a sustentabilidade. (JACOBI, 2003).

Outrossim, percebe-se que as atividades dentro do campus não eram suficientes para o entendimento e empenho dos discentes e docentes entre o espaço universitário, tornando-se um processo passivo em relação as pôr em práticas atitudes sustentáveis, essa escassez em educar ambientalmente as gerações de futuros profissionais, principalmente engenheiros, é prejudicial para a construção de um sociedade com hábitos mais sustentáveis. A reciclagem contribui significativamente para a redução dos impactos ambientais e para a economia de recursos naturais. (CALDERONI, 2003).

Tendo em vista a Lei nº 12.305/2010, que instituí a Política Nacional de Resíduos Sólidos, as atividades voltadas a reciclagem e o descarte adequado de resíduos nas universidades federais, é problema que ainda permanece nos dias de hoje, principalmente no que diz respeito, a falta de iniciativas internas da instituição e de fortalecer as políticas ambientais como Plano Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) e os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS).

É importante ressaltar que a coleta seletiva, parte de um sistema de gerenciamento integrado de resíduos, também é uma atividade inteiramente

Dependente de peculiaridades de cada instituição.

Além disso, há uma grande escassez na colaboração dos alunos, professores e funcionários, em relação à promoção da sustentabilidade e na separação adequada dos resíduos descartados no ambiente académico. A coleta seletiva é um instrumento fundamental da gestão de resíduos sólidos, pois possibilita o reaproveitamento de materiais e reduz os impactos ambientais. (BARIERI, 2011).

Na ausência, de comunicação e de interesse por parte do corpo académico, na busca de meios que contribuam com a sustentabilidade e com a gestão de resíduos, conforme encontra-se no artigo 9º, da política Nacional de Resíduos Sólidos que inclui-se a redução, a reutilização e a reciclagem dos resíduos através da promoção de educação ambiental no campus universitário. (BRASIL, 2010).

Desse modo, a Universidade Federal do Mato Grosso, iniciou um projeto em 2025, promovendo a separação dos resíduos, com o projeto "Coleta Seletiva Solidária" que tem como objetivo a implantação de lixeiras de coleta seletiva por todo o campus académico, sendo instalado duas lixeiras, uma de "recicláveis" e "não recicláveis", em todos os cursos da universidade.

Além disso, foram produzidos cartazes, vídeos, postagens nas redes sociais e campanhas educativas de conscientização em todos os locais da universidade. A responsabilidade socioambiental das empresas inclui a adoção de práticas que minimizem os impactos ambientais, como a correta destinação e separação de resíduos.

Material e Métodos

A implantação das lixeiras de coleta seletiva em frente ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental foi desenvolvida a partir de uma iniciativa proposta pelo professor Aldecy Almeida Santos, responsável pela disciplina de Disposição Final de Resíduos Sólidos, em conjunto com as discentes Letycia Rolim, Yasmim Rolim e Camila Jek.

A ação teve como objetivo promover a educação ambiental no âmbito acadêmico, sensibilizando alunos, professores e demais usuários do espaço quanto à importância da segregação adequada dos resíduos sólidos. A frente do departamento pode ser observado na figura 1.

Essa ação está alinhada à Lei nº 12.305/2010, que estabelece a responsabilidade compartilhada pelos resíduos. Assim, busca-se incentivar o descarte correto e a conscientização ambiental no ambiente universitário. (BRASIL, 2010).



Figura 1: Entrada do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental.
Fonte: autoria própria (2026).

Com o auxílio do professor, compramos as tintas e pedimos para um serralheiro desenvolver um grade de suporte para as cinco lixeiras da coleta seletiva. Assim, realizamos a pintura das lixeiras disponibilizadas pelo técnico de laboratório, Professor José Pedro. Dessa maneira, após a pintura fizemos a identificação dos adesivos com as cores correspondentes ao padrão estabelecido pela resolução CONAMA nº 275/2001. (BRASIL, 2001).



Figura 2: Aplicação de tinta aerossol pelas discentes Camila Jek, Letycia Rolim e Yasmim Rolim.
Fonte: Autoria própria. (2026).



Figura 3- Previa das lixeiras da coleta seletiva na frente do bloco.
Fonte: Autoria própria. (2026).

Assim, em conformidade com a Política Nacional de Educação Ambiental, a iniciativa tem como principais objetivos promover a conscientização aos acadêmicos e incentivar a adoção de práticas sustentáveis no meio universitário. (BRASIL, 2010).

O projeto contou com o apoio de Maria Daniele de Jesus Teixeira, gerente de Desenvolvimento Institucional e de Estudos Estratégicos, vinculada à PROPLAN, unidade responsável pelo planejamento institucional, bem como pela execução e avaliação das ações relacionadas à elaboração da proposta orçamentária e à distribuição de recursos entre as unidades.

Nesse contexto, a participação da PROPLAN foi fundamental para viabilizar a implementação do projeto, garantindo suporte técnico e institucional às atividades desenvolvidas. Assim, o projeto foi realizado de forma colaborativa, integrando diferentes setores da universidade e promovendo a articulação entre planejamento estratégico e ações voltadas à sustentabilidade, reforçando o compromisso da instituição com as práticas ambientais e o descarte adequado de resíduos no ambiente acadêmico.

Ademais, essa ação gerou benefícios significativos para as cooperativas de catadores de materiais recicláveis, uma vez que, por meio de parcerias estabelecidas entre a instituição e essas associações, foi possível desenvolver e implementar um plano de gerenciamento de resíduos no departamento, com expansão para outros cursos. (EUSTÁQUIO, 2017).

Além disso, desenvolvemos campanhas nas redes sociais, por meio de vídeos interativos, explicando de forma simples, a diferença de materiais recicláveis e não recicláveis.

Dessa forma, a iniciativa contribuiu não apenas para a destinação adequada dos resíduos, mas também para a melhoria do espaço académico, como corredores e salas mais limpas e com a ausência de lixeiras comuns, proporcionando assim uma conscientização ambiental entre os discentes e docentes. A coleta seletiva consiste em coletar o material previamente segregado na fonte geradora, para que o processo de reciclagem e valorização dos resíduos seja otimizado, garantindo que os materiais não sejam contaminados por rejeitos orgânicos ou outros contaminantes. (CASTILHOS JR, 2007).

Resultados e Discussões

Diante dos resultados obtidos por meio desse projeto, após apresentar uma fase mais madura, observamos que houve uma significativa melhoria no que diz respeito à disposição dos discentes e dos docentes em conhecer as práticas ambientais voltadas ao descarte adequado dos resíduos e à importância da separação apropriada dos resíduos e da reciclagem dos materiais. Essa sensibilização desenvolvida no departamento e por todo o campus universitário conduziu a uma efetividade no aproveitamento das atitudes sustentáveis, transformando-se em uma mudança explícita no ambiente de estudos.

Nesse sentido, os vídeos realizados pelos alunos envolvidos no projeto da Coleta Seletiva Solidária UFMT auxiliaram no engajamento de outras pessoas no entendimento da iniciativa. Ademais, esse projeto, como já foi dito anteriormente, tem o objetivo de conscientizar os alunos do campus, por meio da educação ambiental, sobre a necessidade da reciclagem e da coleta seletiva no ambiente acadêmico.

Assim, essas pequenas ações estabelecidas na universidade trouxeram grande repercussão entre os cursos, visto que há uma grande movimentação dos cursos próximos ao departamento, como, por exemplo, o curso de Medicina, Engenharia de Computação e Ciência da Computação, do Instituto de Computação, que fica nas proximidades do estacionamento do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental.

Além disso, trata-se de um local de acesso prático e fácil para os alunos que se dirigem ao Restaurante Universitário (RU). Dessa forma, o projeto provocou uma mudança visual na entrada do DESA, com a implantação das lixeiras “coloridas” da coleta seletiva, criando uma comunicação visual explícita para todos que passam pelo local.

Logo, a construção de novos hábitos em relação ao descarte adequado dos resíduos foi proporcionada a partir da iniciativa das lixeiras, estimulando a participação mais ativa dos alunos e professores do campus. O desenvolvimento sustentável exige mudanças nos padrões de produção e consumo, incluindo práticas como a reciclagem e a coleta seletiva (BARBIERI, 1997).

Conclusão

Com base nos objetivos definidos e na metodologia utilizada, é possível afirmar que o desempenho do projeto das lixeiras de coleta seletiva no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental apresentou grande melhoria em relação à organização dos resíduos. Além disso, a adoção das lixeiras recicláveis é essencial para a conscientização dos usuários do departamento, bem como de todo o ambiente universitário. A participação social é fundamental para o sucesso das práticas de educação ambiental. (JACOBI, 2003).

Ademais, promove a organização dos resíduos gerados, proporcionando um descarte mais adequado e incentivando a comunidade acadêmica a adotar práticas sustentáveis. A Educação Ambiental em suas diversas manifestações é considerada estratégica para proteger o meio ambiente e construir a sustentabilidade da vida. Deve ser uma prática integrada, contínua e não disciplinar no contexto da educação formal. (BRANCO et al., 2018).

Nesse viés, observamos que houve um aumento da participação de alunos e professores na promoção de práticas mais sustentáveis, embora ainda existam muitos desafios e limitações. Assim, é de extrema necessidade que haja uma colaboração contínua de todos para a preservação desses novos hábitos implantados no departamento, além da realização de mais campanhas de educação ambiental entre os novos alunos do curso.

Logo, é notável a importância da implantação de um sistema de coleta seletiva em universidades. De fato demonstra-se com veracidade os desafios em conduzir os indivíduos, instituições e órgãos governamentais a uma concepção fundamental da gestão integrada dos resíduos sólidos. Contudo, isso pode ser alcançado por meio da implantação de projetos de educação ambiental de modo que possam vislumbrar o meio ambiente se tornando mais conscientes do seu papel na sociedade. (EUSTÁQUIO, 2019).

Dessa forma, a incorporação das lixeiras de coleta seletiva na frente do departamento gerou benefícios ambientais significativos, desenvolvendo o senso de responsabilidade sobre a importância da redução da poluição causada por resíduos sólidos. Contudo, podemos evidenciar que há ainda muito a se fazer em relação ao desenvolvimento de práticas voltadas à disposição adequadas dos resíduos sólidos entre as universidades.

Como já dizia (JACOBI, 2003) As instituições de ensino superior têm papel estratégico na promoção de práticas sustentáveis, incluindo a gestão e reciclagem de resíduos.

Agradecimentos

Em primazia, os autores gostariam de agradecer a Deus, ao professor Aldecy Almeida Santos, nosso orientador, pela paciência, pelo incentivo financeiro e pela aprendizagem ao longo do processo, bem como ao professor e técnico José Pedro, pelo fornecimento das lixeiras e dos materiais para a execução do trabalho. Manifestamos também nossa gratidão aos colegas de projeto pela colaboração e contribuição para o desenvolvimento das atividades.

Referências Bibliográficas

BARBIERI, José Carlos. Gestão ambiental empresarial: conceitos, modelos e instrumentos. São Paulo: Saraiva, 2011.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 275, de 25 de abril de 2001. Estabelece o código de cores para os diferentes tipos de resíduos na coleta seletiva. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, 19 jun. 2001.

BARBIERI, José Carlos. Desenvolvimento e meio ambiente: as estratégias de mudanças da *Agenda 21*. Petrópolis: Vozes, 1997.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 3 ago. 2010.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 3 ago. 2010.

BRASIL. Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 2 set. 1981.

BRANCO, Emerson Pereira et al. Educação ambiental no contexto escolar: uma análise reflexiva**.** Revista Brasileira de Educação Ambiental, v. 13, n. 2, p. 185–197, 2018.

CUIABÁ. Lei Complementar nº 004, de 24 de dezembro de 1992. Institui o Código de Posturas do Município de Cuiabá. Cuiabá: Prefeitura Municipal, 1992.

CALDERONI, Sabetai. Os bilhões perdidos no lixo. São Paulo: Humanistas, 2003.

CASTILHOS JR., A. B. (org.). Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte. Rio de Janeiro: ABES, 2007.

EUSTÁQUIO, Eloainy Alves; DE SOUZA, Vanessa Felipe; FRIAS, Danila Fernanda Rodrigues. Estratégia para destinação de resíduos sólidos recicláveis provenientes de universidades brasileiras. Multitemas, [S. l.], v. 24, n. 57, p. 7–24, 2019.

EUSTÁQUIO, Eloainy Alves; SOUZA, Vanessa Felipe de; FRIAS, Danila Fernanda Rodrigues. Guia de coleta seletiva para universidades. Fernandópolis: [s. n.], 2017.

JACOBI, Pedro Roberto. Educação ambiental, cidadania e *sustentabilidade.* Cadernos de Pesquisa, n. 118, p. 189–205, 2003.

SAUVÉ, Lucie. Uma cartografia das correntes em educação ambiental**.** In: SATO, Michèle; CARVALHO, Isabel Cristina de Moura (org.). Educação ambiental: pesquisa e desafios. Porto Alegre: Artmed, 2005.

SATO, Michèle.Educação ambiental. São Carlos: Rima, 2002.

PLÁSTICO DURO ORIUNDO DE RESÍDUO DE LIXO ELETRÔNICO COMO AGREGAGADO MIÚDO EM TIJOLO SOLO-CIMENTO

1 Lucas Queiroz Lopes, 2 Erick Borges Campos, 3 Renner de Assis Garcia Sobrinho

1 Graduando em Engenharia Ambiental e Sanitária, Universidade Federal de Uberlândia (UFU), Uberlândia – MG, Brasil, e-mail: lucas.lopes2@ufu.br; 2 Graduando em Engenharia Ambiental e Sanitária,(UFU), Uberlândia – MG, Brasil e-mail: erickbcampos@hotmail.com; 3 Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Federal de Uberlândia (UFU), Uberlândia – MG, Brasil e-mail:renner.garcia@ufu.br

Palavras-chave: Resíduos plásticos; Sustentabilidade; Tijolo Ecológico.

Resumo:

A crescente geração de resíduos plásticos rígidos constitui um dos principais desafios ambientais da atualidade, pois esses materiais apresentam longa vida útil, baixa biodegradabilidade e elevada complexidade de reciclagem, especialmente quando provenientes do lixo eletrônico (SILVA et al., 2021). No contexto industrial, a mistura entre polímeros, como acrilonitrila butadieno estireno (ABS) e poliestireno (PS), dificulta a separação e o reaproveitamento, resultando em acúmulo em aterros e custos logísticos elevados. Além disso, estudos indicam que a exposição desses materiais a altas temperaturas pode liberar compostos tóxicos, como estireno e hidrocarbonetos aromáticos, exigindo alternativas que não envolvam processos de queima (GOMES e ALMEIDA, 2019). Nesse cenário, o tijolo solo-cimento apresenta-se como alternativa sustentável na construção civil devido ao baixo custo de produção, à possibilidade de fabricação diretamente no canteiro, à facilidade de assentamento e, sobretudo, ao fato de não requerer queima em seu processo, evitando emissões atmosféricas associadas à produção de tijolos cerâmicos (CAIXETA et al., 2018). Conforme estabelece a ABNT NBR 10833:2012, o material deve apresentar resistência mínima à compressão de 2,0 MPa para viabilidade estrutural. Diante disso, este trabalho propõe a incorporação de resíduos plásticos rígidos como agregado miúdo em tijolos solo-cimento, buscando agregar valor a um resíduo de difícil destinação e promover economia circular. Ensaios físicos e mecânicos foram realizados em formulações com diferentes teores de substituição, nos quais o teor de 12,5% apresentou melhor desempenho mecânico, com resistência média de 5,51 MPa, superior ao traço de referência (4,70 MPa), mantendo-se acima do limite normativo. Dessa forma, a proposta contribui para uma gestão ambientalmente adequada de resíduos eletrônicos, reduzindo impactos ambientais e favorecendo a produção de materiais sustentáveis.

Introdução

A crescente geração de resíduos sólidos, impulsionada pelo avanço tecnológico e pelo consumo acelerado, representa um dos principais desafios ambientais contemporâneos (BRASIL, 2010). No Brasil, a classificação e o gerenciamento desses resíduos são submetidos à norma ABNT NBR 10004:2004, que estabelece critérios de periculosidade, distinguindo resíduos entre classes I (perigosos), II A (não inertes) e II B (inertes). Nesse contexto, destacam-se os resíduos plásticos rígidos provenientes de equipamentos eletroeletrônicos, os quais, devido à sua composição heterogênea e presença de aditivos, são geralmente enquadrados como resíduos classe II A (não inertes), apresentando maior complexidade para reciclagem e destinação adequada (MOHER et al., 2009).

Tais polímeros apresentam elevada complexidade de reciclagem, seja pela heterogeneidade de sua composição — envolvendo materiais como poliestireno (PS), acrilonitrila-butadieno-estireno (ABS) e polietileno de alta densidade (PEAD) —, seja pela presença de aditivos e pigmentos, como o negro de fumo, que dificultam os processos de separação e reaproveitamento. Embora alguns plásticos, como o PET, já disponham de cadeias consolidadas de reciclagem, grande parte dos plásticos provenientes de carcaças eletrônicas ainda é destinada a aterros ou transportada para centros especializados em outros estados, elevando os custos logísticos e os impactos ambientais.

Nesse contexto, torna-se necessário buscar alternativas que promovam a valorização desses resíduos plásticos de difícil reciclagem por meio de sua aplicação em novos materiais. A construção civil, devido à sua alta demanda por insumos e ao potencial de incorporar agregados alternativos, desponta como setor estratégico para o reaproveitamento de resíduos. Nesse sentido, o tijolo solo-cimento, regulamentado pela ABNT NBR 10833:2012, apresenta-se como material promissor para a incorporação de partículas plásticas, unindo viabilidade técnica, baixo impacto ambiental e potencial de inovação sustentável (BRASIL, 2012).

O objetivo principal deste trabalho é avaliar o desempenho de tijolos solo-cimento produzidos com a incorporação de resíduos plásticos rígidos oriundos de resíduos eletrônicos, provenientes de uma empresa de reciclagem localizada na cidade de Uberlândia, Minas Gerais. Os objetivos específicos são: caracterizar fisicamente o resíduo plástico utilizado; estabelecer proporções adequadas de substituição do agregado miúdo; produzir tijolos solo-cimento com diferentes composições; submeter os corpos de prova a ensaios mecânicos e físicos normatizados; e analisar a viabilidade técnica da solução proposta.

A justificativa deste estudo fundamenta-se na necessidade de promover soluções sustentáveis para o reaproveitamento de resíduos com baixa atratividade para processos convencionais de reciclagem, reduzindo o passivo ambiental associado à sua disposição final. Ao mesmo tempo, a proposta contribui para o desenvolvimento de materiais alternativos na construção civil, com potencial de aplicação em larga escala e facilidade operacional. A relevância social também se evidencia, uma vez que tecnologias de baixo custo e baixo impacto ambiental podem ser aplicadas em programas habitacionais de interesse social, especialmente em contextos urbanos em expansão. Além disso, a geração de conhecimento técnico-científico fortalece a formação acadêmica, fomenta a inovação regional e incentiva empresas a adotarem práticas ambientalmente adequadas.

Material e Métodos

O resíduo plástico utilizado neste estudo foi coletado em uma empresa de reciclagem localizada na cidade de Uberlândia-MG. Trata-se de carcaças de computadores, CPUs, mouses, teclados, peças de componentes eletrônicos internos, telefones antigos e equipamentos similares. Esse material foi previamente triturado em um moinho de facas em uma associação de reciclagem localizada no mesmo município, posteriormente processado em um moinho de forragem no Laboratório de Análise de Solos – LABAS, da Universidade Federal de Uberlândia (UFU), e submetido à caracterização física quanto à granulometria, umidade e densidade aparente, com o objetivo de verificar sua adequação como substituinte parcial da fração de agregado miúdo, conforme Figura 01.



Figura 01: Processo de triagem e trituração do polímero.
Fonte: Autor (2025)

O solo empregado foi fornecido por uma empresa de tijolaria, denominada Empresa A, também localizada na cidade de Uberlândia. Trata-se de uma pequena fábrica que atua há mais de 10 anos no município e produz tijolos. O solo utilizado apresenta proporções adequadas de argila, silte e areia, fundamentais para a estabilidade da matriz solo-cimento. Como aglomerante, utilizou-se o cimento CP V-ARI, selecionado por sua elevada resistência inicial e compatibilidade com a técnica de prensagem.

A formulação dos blocos de solo-cimento foi realizada a partir de três diferentes traços experimentais, definidos pela combinação de solo, cimento e polímero, conforme apresentado na Tabela 1. O traço 7:1 (sete partes de solo para 1 de cimento em volume) foi adotado como referência sem adição de polímero, volume medida em Becker de 1 litro, enquanto os traços 6:1:1 e 5:1:2 contemplaram a substituição parcial do solo por polímero em volume. Para cada traço, foram moldados quatro corpos de prova. As misturas foram umidificadas e posteriormente compactadas em prensa hidráulica manual. Os tijolos foram produzidos com dimensões de 10,8 × 23 × 5,3 cm, aplicando-se pressão de 4 MPa.

Amostra	Traço	Solo	Cimento	Polímero
1	7:1	87,50%	12,50%	-
2	6:1:1	75,00%	12,50%	12,50%
3	5:1:2	62,50%	12,50%	25,00%

Tabela 1: Relação – traço.
Fonte: Autor (2025)

Os tijolos foram produzidos no Laboratório de Materiais de Construção Civil – LabMAT, conforme ilustrado na Figura 02. Para a medida correspondente a uma parte do traço em volume, utilizou-se um béquer de plástico de 1 L, completamente cheio e posteriormente pesado. Foram produzidas quatro amostras de tijolos para cada traço, conforme apresentado na Tabela 2.

Amostra	Traço	Massa de solo (g)	Massa de cimento (g)	Massa de Polímero (g)	Sobra (g)
1	7:1	9.238,6	1.579,1	0	1.695,0
2	6:1:1	7.865,1	1.501,0	773,2	1.215,9
3	5:1:2	6.593,0	1.505,3	1.484,0	1.964,9

Tabela 2: Massa de cada traço gasto.
Fonte: Autor (2025)

O solo passou por peneiramento. Após pesado e medido cada traço, foi realizada a mistura do solo, cimento, polímero e água, em uma masseira de plástico, até atingir uma mistura consistente e não quebradiça. Em seguida foram prensados em prensa manual.



Figura 02: Peneiramento do solo, pesagem de cada componente, mistura e prensagem dos blocos.
Fonte: Autor (2025)

Após período de cura úmida (28 dias molhados com 200 ml de água diariamente cada) os corpos de prova foram submetidos a ensaios conforme as recomendações da ABNT NBR 10833:2012, contemplando resistência à compressão simples, absorção de água, verificação dimensional e inspeção visual da integridade física. Esses procedimentos têm como finalidade avaliar a influência da adição do resíduo polimérico sobre as propriedades mecânicas e de durabilidade dos blocos, bem como sua conformidade com os requisitos normativos.

Dessa forma, a metodologia adotada possibilitou a avaliação padronizada da influência da incorporação do resíduo polimérico nas propriedades físicas, mecânicas e de durabilidade dos tijolos solo-cimento. Os procedimentos empregados foram definidos com base em normas técnicas, visando à análise do desempenho do material sob a perspectiva da sustentabilidade e do reaproveitamento de resíduos.

Resultados e Discussão

Caracterização do Resíduo Plástico - A análise granulométrica do resíduo plástico triturado conforme a tabela 3 ilustrada pela figura 3, permitiu avaliar a distribuição das partículas e sua compatibilidade com o uso como agregado miúdo em matrizes de solo-cimento. A curva obtida evidenciou que o material apresenta predominância de grãos com diâmetros entre 1,0 mm e 2,0 mm, concentrando aproximadamente 82% do material nessa faixa granulométrica (51,32 % retidos na peneira de 1 mm e 30,65 % na peneira de 2 mm). Verifica-se ainda que apenas 14,08 % do material apresenta diâmetro inferior a 1,0 mm, indicando baixa fração de partículas finas. Dessa forma, o resíduo apresenta comportamento granulométrico compatível com o de uma areia de granulometria média a grossa, conforme critérios estabelecidos pela ABNT NBR 17054:2022.

A partir da análise, verifica-se que o resíduo plástico moído possui distribuição de partículas predominantemente superior a 0,075 mm, com apenas 0,18 % de material passante nessa peneira, indicando uma fração extremamente reduzida de finos, correspondente às dimensões típicas de silte e argila em solos naturais. Dessa forma, o material apresenta comportamento granulométrico análogo ao de um solo arenoso praticamente isento de argila, diferindo significativamente de composições texturais com presença relevante de fração argilosa. Segundo Terzaghi, Peck e Mesri (1996), a predominância de partículas de maior diâmetro favorece o empacotamento granular quando incorporado à matriz de solo-cimento, contribuindo para melhor acomodação entre os grãos e potencial redução de vazios internos; entretanto, a baixa presença de partículas finas implica em limitada contribuição à coesão do sistema, propriedade normalmente associada à fração argilosa em solos naturais, tornando necessária a atuação conjunta da fração fina do solo para garantir a integridade mecânica da matriz.

A curva conforme gráfico 1, evidencia que o material possui granulometria adequada para substituir parcialmente a areia natural, atendendo aos critérios necessários para aplicação em elementos prensados, como tijolos solo-cimento.

Abertura das	Massa retida (g)	% Retida em cada	%Retida	%passante
4	39,491	3,9491	3,9491	96,05
2	306,452	30,6452	34,59	65,41
1	513,211	51,3211	85,92	14,08
0,6	89,518	8,9518	94,87	5,13
0,425	22,549	2,2549	97,12	2,88
0,3	12,05	1,205	98,33	1,67
0,212	3,7	0,37	98,70	1,30
0,15	7,97	0,797	99,49	0,51
0,075	3,276	0,3276	99,82	0,18
fundo	998,217	99,8217		

Tabela 3: Ensaio granulométrico.
Fonte: Autor (2025)

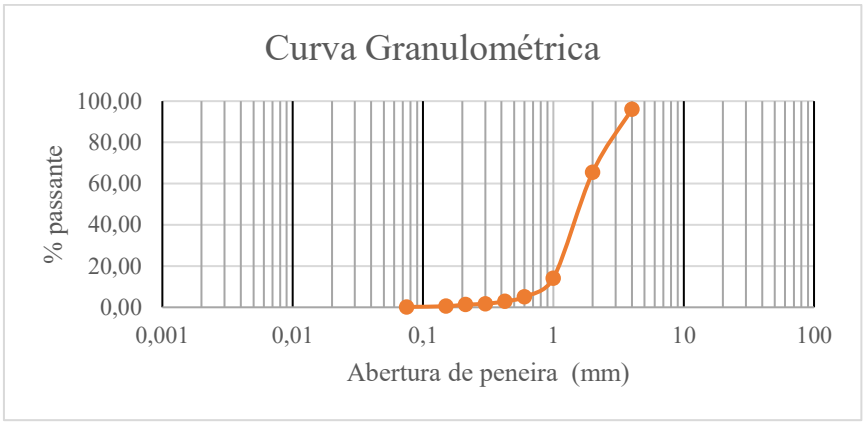


Gráfico 1: Curva granulométrica do resíduo plástico.
Fonte: Autor (2025)



Figura 03: Massa de cada traço gasto.
Fonte: Autor (2025)

A determinação do teor de umidade (tabela 4) do agregado miúdo foi realizada em duplicata, conforme a ABNT NBR 16916:2021.

Amostra	Tara (g)	Massa úmida (g)	Massa seca (g)	Umidade (%)
Polímero 1	345,561	50,049	49,973	0,15
Polímero 2	187,224	100,1	99,676	0,43

Tabela 4: Teor de umidade.

Fonte: Elaborado pelo autor (2026)

O teor de umidade foi calculado conforme a Equação (01)

(01)

Os resultados indicam baixos teores de umidade, caracterizando o agregado miúdo em condição próxima ao estado seco. A diferença entre as duplicatas foi de 0,28 ponto percentual, valor considerado aceitável para ensaios laboratoriais, não comprometendo a confiabilidade dos dados.

A absorção de água dos tijolos com incorporação de resíduo polimérico triturado foi determinada conforme os procedimentos estabelecidos pela ABNT NBR 8492:2012. Os valores de absorção foram calculados de acordo com a Equação (02), sendo os resultados apresentados na Tabela 5.

(02)

Amostra	Massa seca (g)	Massa saturada (g)	Absorção de água (%)

1	2173,6	2534,9	16,62
2	1894,8	2267,5	19,67
3	1839,4	2183,3	18,69

Tabela 5: Absorção de água
Fonte: Autor (2026)

Esses valores atendem aos requisitos estabelecidos pela ABNT NBR 8491:2012, que limita a absorção média a 20% e a absorção individual a 22%. Observou-se que a Amostra 1 (7:1), isenta de polímero, apresentou o menor valor de absorção, enquanto a Amostra 2 (6:1:1) apresentou o maior valor individual. Apesar do caráter hidrofóbico do polímero, o aumento do seu teor não resultou em redução linear da absorção de água. Esse comportamento pode ser atribuído à interferência do resíduo polimérico na matriz solo-cimento, especialmente na zona de transição, favorecendo a formação de poros interconectados quando a dispersão do material não ocorre de forma homogênea.

Na Amostra 3 (5:1:2), conforme a Tabela 5, embora o teor de polímero seja mais elevado, a absorção apresentou valor intermediário, sugerindo que a distribuição granulométrica e o grau de compactação exercem influência significativa no desempenho final. A variação observada entre as amostras pode sugerir que o desempenho hídrico do tijolo ecológico não depende exclusivamente do teor de polímero incorporado, mas do equilíbrio entre solo, cimento, resíduo polimérico e processo de moldagem. Ainda assim, os resultados demonstram que a incorporação do resíduo polimérico, nas proporções estudadas, não compromete a conformidade normativa, o que demonstra a possibilidade de viabilidade técnica e ambiental de sua aplicação em tijolos solo-cimento.

O ensaio de resistência à compressão foi conduzido no Laboratório de Materiais de Construção Civil – LabMAT, utilizando a máquina universal de ensaios Emic DL60000. Os corpos de prova foram capeados de acordo com a ABNT NBR 8492:2012, conforme Figura 04, e saturados em água por 24 horas antes do ensaio. A Tabela 6 apresenta os valores de tensão máxima obtidos para cada corpo de prova, variando o teor de polímero incorporado.

Corpo de prova	Polímero (%)	Tensão Máxima)
-1	-	5,39
-2	-	4,73
-3	-	3,97
-4	12,5	4,27
-5	12,5	5,77
-6	12,5	6,48
-7	25	3,85
-8	25	4,62
-9	25	5,24

Tabela 6: Resistência à compressão.
Fonte: Autor (2026).



Figura 04: Capeamento da amostra e ensaio a compressão.
Fonte: Autor (2026)

Os valores de tensão de ruptura indicam que os corpos de prova sem adição de polímero apresentaram resistência média de 4,70 MPa. Para a incorporação de 12,5% de polímero, obteve-se média de 5,51 MPa, sugerindo um aumento de desempenho mecânico em relação ao traço de referência. Já para a incorporação de 25% de polímero, foi observada média de 4,57 MPa, indicando redução em relação ao teor intermediário, porém mantendo desempenho próximo ao material sem adição.

Comparando os resultados com o requisito mínimo de 2,0 MPa estabelecido pela ABNT NBR 10833:2012 para blocos de

solo-cimento, observa-se que todas as amostras atenderam com margem de segurança, demonstrando a possibilidade de viabilidade técnica da incorporação de resíduo polimérico nos percentuais avaliados. O melhor desempenho foi observado no teor de 12,5%, sugerindo que a adição moderada contribui para a melhoria da distribuição de tensões e da compactação da matriz, enquanto teores mais elevados podem gerar descontinuidades internas que reduzem a eficiência estrutural.

A relação entre traços (Tabela 7) evidencia que a substituição volumétrica progressiva de solo por polímero, passando de 7:1 (sem polímero) para 6:1:1 e 5:1:2, influenciou diretamente a massa dos blocos. Conforme apresentado na Tabela 8, verificou-se redução da massa seca de 2173,6 g (0%) para 1894,8 g (12,5%) e 1839,4 g (25%), mantendo-se constantes as dimensões dos corpos de prova (10,8 × 23 × 5,3 cm). Esse comportamento confirma a menor densidade do polímero em comparação ao solo mineral, contribuindo para a produção de elementos mais leves.

Considerando que as tensões medidas variaram aproximadamente entre 3,85 MPa e 6,48 MPa, o desvio padrão de 0,8704 MPa representa uma dispersão moderada dos resultados. Em termos relativos, essa variabilidade é compatível com ensaios envolvendo materiais cimentícios com incorporação de resíduos, nos quais diferenças na distribuição do polímero, porosidade e aderência matriz-partícula podem influenciar o comportamento mecânico (MEHTA; MONTEIRO, 2014; NEVILLE, 2016).

Amostra	Traço	Volume de Solo	Volume de Cimento	Volume de Polímero
1	7:1	87,50%	12,50%	-
2	6:1:1	75,00%	12,50%	12,50%
3	5:1:2	62,50%	12,50%	25,00%

Tabela 7 - Relação: traço
Fonte: Autor (2026).

Amostra	Polímero	Massa (g)	Dimensão (cm)
1	0%	2173,6	10,8 x 23 x 5,3
2	12,50%	1894,8	10,8 x 23 x 5,3
3	25,00%	1839,4	10,8 x 23 x 5,3

Tabela 8 - Massa seca dos blocos
Fonte: Autor (2026).

A inspeção visual dos blocos indicou comportamento distinto conforme o teor de polímero incorporado (figura 5). Nos blocos produzidos sem adição de polímero, não foi observada desagregação superficial após o período de cura, evidenciando boa coesão da matriz solo-cimento e integridade estrutural. Entretanto, durante o processo inicial de cura, verificou-se fragilidade nas amostras recém-moldadas, comportamento esperado para materiais cimentícios em fase inicial de hidratação, com ganho progressivo de resistência e rigidez ao longo do processo de cura.

Nos blocos com 12,5% de polímero, observou-se apenas pequeno desprendimento superficial de partículas poliméricas, sem comprometer a estabilidade geométrica ou a integridade mecânica dos elementos. Já nos blocos contendo 25% de polímero, observou-se leve esfarelamento superficial, indicando aumento da fragilidade do material em função da maior substituição de solo pela fase polimérica; entretanto, tal ocorrência não comprometeu a integridade estrutural global das amostras.

Durante o manuseio, três blocos apresentaram danos localizados em pontas e quinas, atribuídos a impactos ou tensões concentradas nas etapas de desmolde e transporte. Além disso, um bloco com 25% de polímero apresentou fissura ao ser transferido da prensa para o ambiente de cura, sugerindo maior sensibilidade mecânica em teores elevados de incorporação, possivelmente associada à redução da coesão interna e à presença de descontinuidades na matriz.



Figura 05: Inspeção Visual
Fonte: Autor (2026).

A porosidade e a qualidade da aderência entre a matriz cimentícia e as partículas incorporadas mostraram-se fatores

relevantes para o comportamento mecânico. Partículas com granulometria mais fina apresentam maior área específica, favorecendo a interação física entre os constituintes e promovendo maior contato interparticular (MEHTA; MONTEIRO, 2014; NEVILLE, 2016). Nessa condição, efeitos associados a cargas eletrostáticas superficiais podem intensificar a aderência e a coesão da mistura, contribuindo para uma estrutura interna mais estável e potencialmente mais resistente, especialmente em sistemas particulados finos (MITCHELL; SOGA, 2005).

Em relação às propriedades do polímero, destaca-se sua rigidez relativamente elevada quando comparada à matriz granular, o que contribui para a estabilidade dimensional dos blocos e para a redistribuição de tensões sob carregamento (MEHTA; MONTEIRO, 2014; SAOUT; LEBRUN, 2010). Contudo, existe um limite de incorporação, a partir do qual o aumento da fração polimérica pode reduzir a continuidade da matriz mineral, favorecendo comportamento mais frágil devido à menor eficiência na transferência de esforços (NEVILLE, 2016).

A presença do polímero também influencia a ductilidade do compósito. Diferentemente da matriz cimentícia pura, tipicamente mais frágil, a incorporação de material polimérico pode permitir maior capacidade de deformação antes da ruptura, alterando o modo de falha e reduzindo a propagação abrupta de fissuras (OHAMA, 1995). Esse efeito depende da proporção incorporada e da qualidade da interface matriz-partícula, reforçando a importância do controle granulométrico e da homogeneização da mistura (MEHTA; MONTEIRO, 2014).

Considerações Finais

O desenvolvimento deste estudo evidenciou desafios práticos relevantes associados ao processamento do resíduo polimérico utilizado. A etapa de trituração mostrou-se complexa, principalmente devido à presença de contaminações por peças metálicas alojadas nos compartimentos internos das carcaças de equipamentos eletrônicos. A remoção desses contaminantes exigiu procedimentos adicionais, incluindo dupla trituração, passagem por sistema magnético e triagem manual antes do reprocessamento do material. Essas etapas aumentam o tempo e o custo operacional, demonstrando que a preparação do resíduo constitui fator crítico para viabilizar sua aplicação em escala produtiva.

Outro aspecto limitante observado refere-se ao processo de moldagem dos blocos, realizado por meio de prensa manual. Embora os resultados obtidos tenham sido satisfatórios, é razoável considerar que a utilização de uma prensa automatizada, capaz de aplicar pressões mais elevadas e uniformes, poderia promover melhor compactação da mistura, redução de vazios internos e maior homogeneidade estrutural, refletindo potencialmente em ganhos de resistência mecânica e qualidade dimensional dos blocos produzidos.

Adicionalmente, verificou-se redução da massa dos blocos com o aumento do teor de polímero incorporado, resultado da menor densidade do material plástico em comparação ao solo mineral. Essa diminuição de peso pode representar vantagens construtivas relevantes, como facilitação no transporte e manuseio em obra e redução de cargas permanentes nas estruturas. Do ponto de vista funcional, a alteração da microestrutura interna e o possível aumento de porosidade associada à fase polimérica sugerem potenciais ganhos em desempenho termoacústico, uma vez que materiais menos densos tendem a apresentar menor propagação de calor e maior capacidade de atenuação sonora. Embora tais propriedades não tenham sido avaliadas experimentalmente neste estudo, constituem indicativos promissores para investigações futuras.

Os resultados experimentais mostram que a incorporação de resíduos plásticos termorrígidos, provenientes principalmente de carcaças de equipamentos eletrônicos, em blocos de solo-cimento é tecnicamente viável, pois os materiais produzidos atenderam aos requisitos mínimos de resistência mecânica estabelecidos pela ABNT NBR 10833:2012. A adição controlada desses polímeros alterou a estrutura interna do compósito, indicando potencial para reduzir a porosidade e aumentar a durabilidade frente à ação de agentes ambientais, sem comprometer a integridade estrutural dos blocos.

Além dos aspectos técnicos, destaca-se o potencial ambiental da aplicação proposta. O reaproveitamento de resíduos plásticos de difícil reciclagem contribui para a mitigação de impactos associados ao descarte inadequado, alinhando-se aos princípios de sustentabilidade e economia circular estabelecidos pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010). Dessa forma, a pesquisa evidencia uma alternativa promissora para valorização de resíduos eletrônicos, agregando funcionalidade ao material e reduzindo passivos ambientais.

Por fim, os ensaios realizados permitiram avaliar quantitativamente os efeitos da substituição parcial do agregado mineral por polímero em diferentes proporções, fornecendo subsídios para estudos futuros. Recomenda-se a continuidade das investigações com análise específica de propriedades térmicas e acústicas, aprimoramento do processo de compactação e ampliação do número de amostras, visando consolidar recomendações técnicas para a produção de blocos solo-cimento com incorporação de resíduos plásticos.

Agradecimentos

Agradecemos à FAPEMIG – Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais pelo apoio financeiro ao desenvolvimento desta pesquisa. Agradecemos também ao Programa de Empreendedorismo Ambiental da Universidade Federal de Uberlândia (UFU) pelo suporte institucional, orientação técnica e incentivo à pesquisa aplicada em sustentabilidade. Estendemos nossos agradecimentos ao Laboratório de Análise de Solos – LABAS, da Universidade Federal de Uberlândia (UFU), ao Laboratório de Materiais de Construção Civil – LabMAT, bem como a todo o corpo técnico da UFU, pelo apoio, colaboração e infraestrutura disponibilizada para a realização deste trabalho.

Referências Bibliográficas

BAUER, L. A. Falcão. Materiais de construção. 6. ed. Rio de Janeiro: LTC, 2018.

BOTELHO, L. L. R.; CUNHA, C. C. A.; MACEDO, M. O método da revisão integrativa nos estudos organizacionais. Revista Eletrônica Gestão & Sociedade, v. 5, n. 11, p. 121–136, 2011.

BRASIL. Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 10004:2004 – Resíduos sólidos – Classificação. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.

BRASIL. Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 10833:2012 – Blocos de Solo-Cimento (BTC) – Requisitos. Rio de Janeiro: ABNT, 2012.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Política Nacional de Resíduos Sólidos. Diário Oficial da União, Brasília, 2010.

CEPED. Manual de construção com solo-cimento. Salvador, 1999.

EDIKE, UE, AMEH, OJ e Dada, MO Desempenho de tijolos de polímero produzidos com resíduos plásticos. Innov. Infrastruct. Solut. 8 , 51 (2023). https://doi.org/10.1007/s41062-022-01021-5

KITCHENHAM, B. Procedures for Performing Systematic Reviews. Keele University, 2004.

MEHTA, P. K.; MONTEIRO, P. J. M. Concrete: Microstructure, Properties and Materials. 4. ed. New York: McGraw-Hill Education, 2014.

METZKER, SLO, Sabino, TPF, Mendes, JF et al. Desenvolvimento de tijolos de solo-cimento utilizando resíduos poliméricos. Environ Sci Pollut Res 29 , 21034–21048 (2022). https://doi.org/10.1007/s11356-021-16769-z.

MOHER, D. et al. Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses: The PRISMA Statement. PLoS Medicine, v. 6, n. 7, e1000097, 2009.

MONTGOMERY, D. C.; RUNGER, G. C. Applied Statistics and Probability for Engineers. 5. ed. Hoboken: John Wiley & Sons, 2012.

NEVILLE, A. M. Properties of Concrete. 5. ed. Harlow: Pearson Education Limited, 2016.

OHAMA, Y. Handbook of Polymer-Modified Concrete and Mortars. Park Ridge: Noyes Publications, 1995.

SAOUT, G.; LEBRUN, A. Polymer-modified cementitious materials: properties and applications. Construction and Building Materials, 2010.p

SEGANTINI, A. A. S.; ALCÂNTARA, M. A. M. Solo-cimento: técnica construtiva sustentável. 2007.
Soil Mechanics in Engineering Practice TERZAGHI, Karl; PECK, Ralph B.; MESRI, Gholamreza. Soil mechanics in engineering practice. 3. ed. New York: John Wiley & Sons, 1996.

SACOLAS RETORNÁVEIS COMO FERRAMENTA DE SENSIBILIZAÇÃO PARA A COLETA SELETIVA: ESTUDO DE CASO EM MUNICÍPIOS BRASILEIROS

1 Ana Teresa Rodrigues de Sousa, 2 Khewellen Maria da Silva Santiago, 3 Luciana Ribeiro, 4 Mônica Alves Sousa, 5 Valdir Schalch, 6Guilherme Henrique Duarte de Oliveira

1 Núcleo de Estudos e Pesquisa em Resíduos Sólidos (NEPER) - Escola de Engenharia de São Carlos (EESC) - Universidade de São Paulo (USP), e-mail: ana.teresa@usp.br; 2 Núcleo de Estudos e Pesquisa em Resíduos Sólidos (NEPER) - Escola de Engenharia de São Carlos (EESC) - Universidade de São Paulo (USP), e-mail:khewellensantiago@usp.br; 3 Instituto Recicleiros, e-mail: luciana.ribeiro@recicleiros.org.br; 4 Instituto Recicleiros, e-mail: monica.alves@recicleiros.org.br; 5 Núcleo de Estudos e Pesquisa em Resíduos Sólidos (NEPER) - Escola de Engenharia de São Carlos (EESC) - Universidade de São Paulo (USP), e-mail: vschalch@usp.sc.br ; 6 Núcleo de Estudos e Pesquisa em Resíduos Sólidos (NEPER) - Escola de Engenharia de São Carlos (EESC) - Universidade de São Paulo (USP), e-mail: ghdoliveira@usp.br

Palavras-chave: reciclagem; mudança de comportamento; cooperativa de catadores.

Resumo

A reciclagem é considerada processo importante para a transição e consolidação da Economia Circular. Para a sua efetiva operacionalização é necessário acesso às modalidades de coleta seletiva, aos mercados assimiladores e participação popular. A adesão às campanhas de coleta seletiva é ampliada por meio da educação ambiental, uma vez que esta promove a mudança de comportamento através da sensibilização. O presente trabalho objetivou analisar a influência da cessão de sacolas retornáveis na sensibilização de munícipes para a coleta seletiva e consequente aumento da massa disponível para a reciclagem. O trabalho foi conduzido em duas cidades brasileiras, Naviraí-MS e Cajazeiras-PB, durante 21 meses. Os dispositivos foram distribuídos e foi realizada sensibilização pelos trabalhadores das cooperativas de catadores de materiais recicláveis de ambos municípios na modalidade porta a porta. A abordagem foi conduzida em três etapas, sendo a primeira o teste em micro território (50 residências), com sensibilização e monitoramento de resíduos gerados, a segunda com entrevista do microterritório e a terceira contou com território expandido (500 residências), onde houve sensibilização, monitoramento dos resíduos, entrevista dos participantes e cálculo da projeção de venda e balanço do material recuperado. Tais procedimentos foram realizados em ambas as cidades. Os perfis socioeconômicos dos participantes foram caracterizados por entrevistas guiadas por questionários. Foram quantificadas a geração de materiais recicláveis e o número de residências aderentes à coleta seletiva antes e após a campanha. Calculou-se uma projeção financeira da iniciativa por meio do valor médio de venda de recicláveis pelas cooperativas e dos custos de aquisição das sacolas retornáveis e remuneração conforme legislação brasileira. Os resultados mostraram que houve aumento no número de residências aderentes à coleta seletiva (55,36% em Cajazeiras-PB e 88,11% em Naviraí-MS) e da massa reciclável recuperada (53,18% em Cajazeira-PB e 18,69% em Naviraí-MS). A população sensibilizada pela presente estratégia descreveu como principal motivador a facilidade de organização dos materiais recicláveis e foi formada, em ambos municípios, majoritariamente por mulheres brancas com ensino fundamental incompleto entre 51 a 59 anos, perfil não majoritário na população total dos municípios. A maior parte dos participantes que utilizaram os contentores, 94,6%, permaneceu utilizando-os durante toda a campanha. Os principais motivos de interrompimento do uso foram perda ou furto das sacolas retornáveis. Apesar do aumento notado da população aderente, esta parcela permaneceu baixa, 14,5% da população total. A baixa adesão, associada ao baixo valor de venda de recicláveis prejudicou o balanço financeiro da campanha. Considera-se, portanto, que a estratégia foi exitosa em aumentar a adesão na população testada. Entende-se que há necessidade de diversificação de argumentos para maior sensibilização de outras parcelas da população. Também se fazem necessárias modificações no cenário da reciclagem brasileira para valorização monetária dos materiais recicláveis, estratégia ampla que deve ser desenvolvida conjuntamente pelo poder público e pela indústria, e que poderá melhorar o desempenho financeiro da atividade.

Introdução

O avanço tecnológico e a consolidação do atual modelo de consumo têm impulsionado a geração de resíduos sólidos urbanos (RSU), tornando a sua gestão um desafio socioambiental complexo (Silva *et al,* 2025). O relatório mais recente do Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico (SINISA) estima que, em 2024, foram coletadas no Brasil cerca de 88,1 milhões de toneladas de RSU, uma média de 1,14 kg de RSU gerados por habitante por dia. Da massa total coletada e não recuperada, 23,2% ainda é encaminhada para alternativas de disposição final ambientalmente inadequadas (SINISA, 2025), o que torna mais crítico o volume de resíduos gerados.

Atualmente, apenas cerca de 8,7% da massa gerada de RSU é efetivamente reciclada no Brasil (ABREMA, 2025). Essa baixa taxa de reciclagem está associada, principalmente, ao reduzido acesso da população à coleta seletiva e à baixa adesão em relação à segregação domiciliar de resíduos. Apenas 29,2% dos municípios brasileiros contavam, em 2024, com alguma iniciativa institucionalizada de coleta diferenciada para materiais recicláveis, o que resulta no acesso de 43,1% da população urbana à coleta seletiva. Porém, é notada desigualdade de acesso entre as regiões do país. Na região Nordeste,

somente 7,8% dos municípios e 7,9% da população urbana possuíam acesso a coleta seletiva em 2024. Na região Centro-Oeste, estas taxas se aproximavam da média nacional e assumiram o valor de 25,2% e 49,8% respectivamente (SINISA, 2025). Neste contexto de cobertura limitada, os catadores de materiais recicláveis e suas organizações desempenham um papel central na recuperação de materiais, contribuindo para o prolongamento da vida útil de aterros sanitários e a redução da extração de recursos naturais, desempenhando suas funções, por vezes, em condições precárias (Ericeira *et al.,* 2024; Silva *et al.,* 2025).

Essa fragilidade operacional da cadeia de reciclagem se acentua com a segregação ineficiente dos resíduos recicláveis na fonte geradora, que torna mais complexa a triagem manual, aumentando os riscos à saúde e reduz o valor comercial dos materiais (Machado; Miranda; Penna, 2025). A operacionalização da coleta seletiva para a reciclagem é um um processo que envolve várias frentes. Ter acesso à ela não implica necessariamente na adesão à modalidade. Para que a mudança de comportamento ocorra, a educação ambiental é instrumento indispensável, sendo capaz de sensibilizar e orientar a população, trazer engajamento nas ações e questões ambientais, promover mudanças contínuas de hábitos e tornar a separação dos materiais recicláveis mais efetiva (Santos; Bergano; Oliveira, 2021).

A educação ambiental efetiva ultrapassa a transmissão de informações sobre o meio ambiente: ela atua como um processo crítico para formar a ecocidadania, uma cidadania ativa em soluções ecossociais (Santos; Bergano; Oliveira, 2021). No contexto dos resíduos sólidos, a educação ambiental é vital diante dos limites ecossistêmicos da natureza e do crescimento das cidades, ajudando a população a aderir às políticas de reciclagem com campanhas, conversas comunitárias e orientações para a separação de resíduos na fonte (Silva *et al.,* 2025). Este processo previne a contaminação de resíduos, otimizando a triagem em cooperativas e reduzindo custos logísticos (Machado; Miranda; Penna, 2025).

Contudo, a efetiva adesão da população à coleta seletiva encontra obstáculos para sua efetivação. A carência na infraestrutura adequada no local de geração dos resíduos e a dificuldade de armazenamento temporário nos domicílios tornam o processo de segregação pouco atrativo para a comunidade (Meneses *et al*., 2019). Nesse cenário, a conscientização, isoladamente, pode ser insuficiente se não vier acompanhada de uma facilitação estrutural. A cessão de contentores atua como uma alternativa para diminuir o gargalo logístico doméstico, reduzir o esforço exigido da população e funcionar como uma ferramenta física de sensibilização e educação ambiental continuada.

A partir do cenário brasileiro de baixa adesão à coleta seletiva para a reciclagem, e a interface da mudança de comportamento e educação ambiental com superação dessas barreiras físicas de descarte, o presente trabalho objetivou analisar a influência da cessão de contentores retornáveis na sensibilização para a coleta seletiva e consequente aumento da massa encaminhada para a reciclagem.

Material e Métodos

O presente estudo foi realizado nas cidades brasileiras de Naviraí-MS e Cajazeiras-PB. O município de Naviraí-MS contava com 50.457 habitantes no último Censo Demográfico, sendo a mais populosa em sua região imediata e a sexta do estado do Mato Grosso do Sul (IBGE, 2022a). Já a cidade de Cajazeiras-PB, possuía, em 2022, 63.239 habitantes, sendo também a mais populosa de sua região imediata e a oitava maior do estado da Paraíba (IBGE, 2022b). O estudo ocorreu entre os meses de dezembro de 2023 e de agosto de 2025, totalizando um período de 21 meses. A seleção dos municípios se deu pela atuação do Instituto Recicleiros em ambas cidades por meio do programa Recicleiros Cidades (Instituto Recicleiros, 2024) sendo dois dos municípios do programa com maior tempo de atuação da cooperativa local, fator considerado como facilitador para o processo de sensibilização da população.

A pesquisa contou com três etapas cujo detalhamento é apresentado na Figura 01. As etapas um e dois foram realizadas em microterritório, dois grupos de 50 residências localizadas, em cada um dos municípios estudados. A etapa três foi realizada em território ampliado, em grupos de 500 residências em cada uma das cidades estudadas. Foram realizadas campanhas de pré-monitoramento, tanto no microterritório como no território ampliado, com objetivo de obter diagnóstico quantitativo do material destinado à reciclagem via coleta seletiva e número de casas aderentes a esta modalidade de coleta.

No momento de cessão das sacolas retornáveis, etapas um e três, foram realizadas visitas porta a porta por cooperados das Unidades de Processamento de Materiais Recicláveis de ambos os municípios, as cooperativas Recicla Naviraí e Recicla Cajazeiras. Foram entregues panfletos contendo informações sobre a coleta seletiva, sua periodicidade e dias de ocorrência, assim como discriminação dos materiais eletivos à reciclagem. As sacolas retornáveis eram compostas em ráfia laminada com dimensão de 65x90cm sendo comparáveis a sacos de 60 litros. Após 90 dias da cessão das sacolas, ao final das etapas um e três, foram realizadas novas visitas porta a porta com a condução de entrevistas com os participantes e suas respostas foram organizadas com ferramenta Google Forms mediante preenchimento e assinatura de Termo de Consentimento Livre Esclarecido.

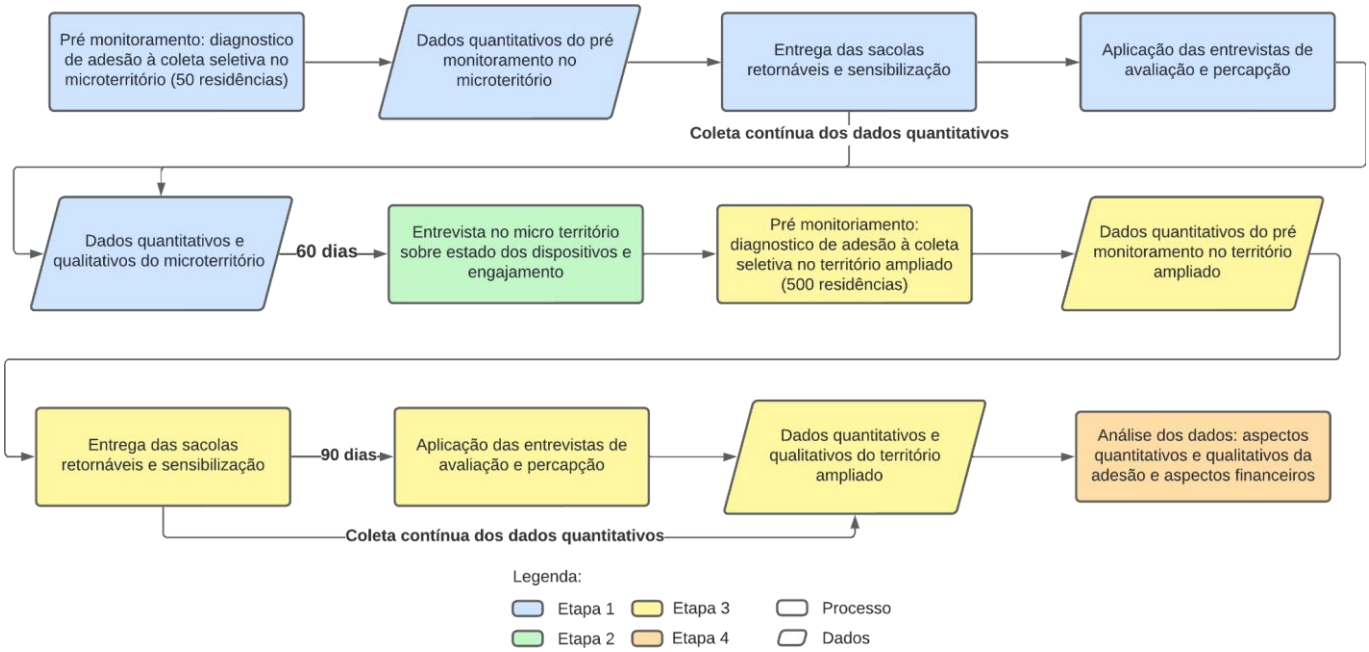


Figura 01: Etapas metodológicas do estudo.
Fonte: Os autores (2026)

Durante as entrevistas, foram coletados os seguintes dados dos participantes: gênero, raça, escolaridade e faixa etária. Os dados quantitativos analisados foram a massa de material destinado à coleta seletiva antes e após a entrega das sacolas; dados de percepção e adesão dos moradores, coletados via entrevistas, e dados financeiros da implantação da abordagem. A projeção de vendas foi realizada a partir do valor médio obtido pela venda em cada uma das cooperativas, sendo R$0,81/kg em Naviraí-MS e R$0,61/kg em Cajazeiras-PB. As atividades de sensibilização, que envolveram a entrega das sacolas e de panfletos, foram realizadas pelos próprios cooperados. A estimativa dos custos relativos a tais atividades consideraram o disposto na legislação pertinente ao trabalho em cooperativas, ou seja, retiradas iguais ou superiores ao salário mínimo, garantia de descanso semanal e anual e adicional de retiradas por insalubridade (Brasil, 2012). Os dados foram tabulados em planilha eletrônica e analisados por meio de estatísticas descritivas.

Resultados e Discussão

Perfil dos participantes: características socioeconômicas e hábitos de reciclagem

Foram conduzidas 66 entrevistas durante as Etapas 1 e 3, permitindo traçar o perfil socioeconômico dos participantes e descrever os seus hábitos de reciclagem (Tabela 01). Como perfil médio dos participantes tem-se: mulheres brancas com idade próxima a faixa etária de 51 a 59 anos cuja escolaridade declarada é de ensino fundamental incompleto.

Categoria		Cidade		Categoria		Cidade	
		Naviraí-MS	Cajazeiras-PB			Naviraí-MS	Cajazeiras-PB
Gênero [%]	Homem	23,53	18,75	Escolaridade [%]	Médio	20,59	12,50
	Mulher	71,88	76,47		Superior	2,94	0
	Não	0	9,38		Superior	5,88	9,38
Raça [%]	Branca	55,88	37,50		Pós-	0	6,25
	Parda	35,29	37,50	Faixa etária [%]	18 a 25	5,88	3,13
	Preta	2,94	18,75		26 a 33	17,65	0

Categoria		Cidade		Categoria		Cidade	
		Naviraí-MS	Cajazeiras-PB			Naviraí-MS	Cajazeiras-PB
	Indígena	5,88	0		34 a 41	0	12,50
	Amarela	0	6,25		42 a 50	23,53	3,13
	Não	0	0		51 a 59	20,59	15,63
Escolaridade [%]	Sem	2,94	9,38		60 a 67	23,53	28,13
	Fundamental	35,29	46,88		68 a 75	2,94	21,88
	Fundamental	17,65	9,38		76 a 83	2,94	12,50
	Médio	14,71	6,25		Não	2,94	3,13

Tabela 01: Perfil dos munícipes participantes das entrevistas
Fonte: Os autores (2026)

A entrevista conduzida no final da Etapa 2 verificou a permanência do hábito de reciclagem. O uso do contenedor permaneceu entre 65% dos participantes ao final de 60 dias, como causas principais para o não uso dos dispositivos para a reciclagem estava a subtração deste por terceiros ou dano. Dentre os que permaneceram com o uso do dispositivo, 94% utilizaram para armazenar recicláveis para a coleta seletiva e 6% para catadores autônomos. Entre aqueles que não utilizaram as sacolas retornáveis para separação de resíduos recicláveis, 92% demonstraram interesse em retornar a utilizar caso recebessem uma nova sacola. As principais vantagens associadas pelos participantes que utilizaram os contentores estão a facilidade de armazenamento dos recicláveis e organização no ambiente doméstico.

Na terceira etapa da pesquisa, ao final dos 21 meses, 94,6% dos entrevistados que afirmaram ainda utilizar as sacolas para separação de materiais recicláveis o faziam em periodicidade semanal. Quando questionados sobre os motivos para que aderissem à coleta seletiva, 72% afirmaram se sentir motivados quando receberam a sacola retornável e 40% atribuíram a visita do cooperado no momento de sensibilização à sua participação na pesquisa. Os 5,4% dos munícipes entrevistados que não participavam da coleta seletiva atribuíram a sua não adesão à geração reduzida de recicláveis. Dentre os respondentes, 33,7% não participavam da coleta seletiva antes da entrega das sacolas e sensibilização e 70% desta parcela atribuíram sua mudança de comportamento ao acesso à sacola retornável.

Deve ser considerado que o perfil aderente a campanha é diverso da média da população residente em ambas as cidades. Apesar dos dois municípios terem população feminina majoritária, esta taxa não é expressiva quanto à taxa aderente descrita na Tabela 1. De acordo com o Censo de 2022, 50,7% dos residentes em Naviraí-MS e 51,7% dos residentes em Cajazeiras-PB são mulheres (IBGE, 2022a; IBGE, 2022b). Outra diferença entre o perfil populacional encontrado na pesquisa e a população residente reside na faixa etária. Em ambos municípios a população é jovem, sendo que 51,69% possuem até 34 anos em Naviraí e 50,8% em Cajazeiras-PB (IBGE, 2022a; IBGE, 2022b). Logo, nota-se que parcela significativa da população residente não foi amostrada pelas entrevistas. Uma proposta para ampliação deste público pode ser elaborada com base nas respostas dos entrevistados, cuja maioria atribui qualidade à organização e limpeza promovida pelo fornecimento de sacolas retornáveis. Estes argumentos, porém, não são motivadores para parcela não amostrada na presente pesquisa, segundo Sousa et al. (2025). Os autores descrevem maior probabilidade de sensibilização da população mais jovem por meio de argumentos associados à preservação do meio ambiente. Assim, sugere-se condução de novas abordagens com apelos diversos baseados em outros aspectos ambientais para ampliação da adesão da população.

Aspectos quantitativos da coleta seletiva: número de residências aderentes e massa recuperada

Em diagnóstico, foram notadas pequenas parcelas de casas aderentes à coleta seletiva tanto no teste em microterritório como em território ampliado em ambas as cidades. Foi observado aumento no valor médio de residências participantes nas duas etapas da abordagem nos dois territórios estudados entre as três campanhas de monitoramento presentes na etapa. Em sintonia com o número de residências aderentes, houve aumento da massa média de resíduos recicláveis direcionados à coleta seletiva tanto na primeira quanto na terceira etapa da pesquisa. Os valores de residências participantes e massa recuperada podem ser observados na Tabela 02.

Cidade	N	Média de casas aderentes inicial	Média de casas aderentes final	Variação da adesão média [%]	Massa inicial recuperada média [kg]	Massa final recuperada média[kg]	Variação mássica média [%]
Cajazeiras-PB	50	3,67	8,75	+138,64%	12,03	48,28	+301,18%
Naviraí-MS		7,70	12	+54,84%	15,38	21,00	+36,59%
Cajazeiras-PB	500	82,75	130,11	+55,36%	249,76	382,58	+53,18%
Naviraí-MS		61,40	115,50	+88,11%	338,77	402,08	+18,69%

Tabela 02: Impacto da cessão de sacolas retornáveis na adesão à coleta seletiva e na massa de material reciclável destinada à triagem
Fonte: Os autores (2026)

Apesar das variações positivas de adesão e recuperação de materiais, destaca-se que o valor final de casas mobilizadas para a reciclagem permanece pequeno em comparação ao tamanho do recorte espacial. O número de residências ao final das campanhas representou 14,2% do total de residências em Cajazeiras-PB e 15,26% em Naviraí-MS. Estas taxas, apesar de baixas, encontram sintonia com as limitadas taxas de coleta seletiva encontradas nos cenários estudados. Em 2024 foram coletados seletivamente 6,53% dos resíduos domiciliares gerados em Cajazeiras-PB e 2,66% em Naviraí-MS, conforme o indicador IRS 3001 do Relatório dos Serviços de Limpeza Urbana e Manejo de Resíduos Sólidos (SINISA, 2025). Os territórios, portanto, apresentam desafios ligados a sensibilização e mudança de comportamento para a reciclagem. Neste sentido, o aumento no total de resíduos recicláveis destinados à coleta seletiva notado na pesquisa, mesmo que reduzido, pode representar indícios de modificação de comportamento e fortalecimento da cultura de reciclagem. O acréscimo de material destinado à coleta seletiva é ponto fundamental para melhoria das condições de trabalho e renda de catadores em cooperativas (Dutra et al., 2018). Assim, os resultados obtidos podem representar estratégia para desenvolver a emancipação dos catadores e suas cooperativas atuantes em ambas as cidades.

Aspectos financeiros da estratégia de sensibilização

Os custos da estratégia se relacionam ao trabalho dos cooperados, aquisição e identificação das sacolas retornáveis com as informações da campanha para coleta seletiva e impressão dos panfletos utilizados na sensibilização. Houve ganho de escala entre a etapa 1 e 3 da pesquisa, e a abordagem em 500 residências custou, de maneira absoluta, 50,43% a menos em Naviraí-MS e 42,52% em Cajazeiras-PB que aquela focada em 50 residências na mesma cidade. Essa redução de custos se deriva do menor valor unitário obtido na confecção de material em maior quantidade na Etapa Três. O custo médio por residência atendida na Etapa Três foi de R$9,66/residência, sendo que 60,5% deste valor está relacionado com o material utilizado e 39,5% com a remuneração dos trabalhadores envolvidos considerando o disposto na legislação pertinente para o regime de trabalho em cooperativas (Brasil, 2012).

Apesar do custo por residência ter sido reduzido entre as etapas, não foi observado saldo positivo em vendas projetadas para a massa recuperada. Considerando os custos de desenvolvimento das campanhas, massa recuperada e o preço médio de comercialização de materiais recicláveis pelas cooperativas participantes na pesquisa, a estratégia apresenta déficit médio de R$236,60 nos dois municípios. Foram observadas diferenças no preço médio de comercialização dos materiais recicláveis entre as duas cooperativas. O valor superior na cooperativa de Naviraí-MS em comparação com o valor observado em Cajazeiras-PB pode refletir dificuldades regionais na comercialização de material reciclável existentes no Brasil. Segundo CEMPRE (2023), as retiradas dos cooperados localizados na região Nordeste são inferiores àquelas observadas na região Centro Oeste. Este perfil pode estar relacionado, entre outros fatores, aos menores valores de venda praticados entre as regiões. Apesar do maior valor monetário de comercialização médio e do maior quantitativo mássico de materiais recicláveis recuperados, os resultados de retorno de investimento em Naviraí-MS foram mais desfavoráveis que os observados para Cajazeiras-PB, refletindo os maiores valores associados a remuneração e aquisição de materiais para desenvolvimento da pesquisa observados na cidade sul matogrossense.

Este resultado deve ser interpretado tendo em consideração o número restrito de residências aderentes às campanhas e os valores de comercialização dos materiais recicláveis no Brasil. Estes resultados levantam a importância de discutir sobre a valorização dos materiais recicláveis. Sakamoto *et al.* (2021) destacam que a maior parte das receitas das cooperativas no Brasil deriva da venda de materiais recicláveis. Neste cenário, é observado baixa estruturação e retiradas inferiores a um salário mínimo devido a resultados financeiros limitados (Ribeiro-Siman *et al.*, 2020). Desta forma, os resultados do trabalho salientam a necessidade de busca por mecanismos de valorização dos materiais recicláveis recuperados para fortalecimento da classe de catadores e suas cooperativas. Não excluindo a necessidade da ampliação de contratos com as municipalidades para pagamento dos serviços prestados e outras formas de integração dos catadores (Castro *et al.,* 2025).

Cidade	Etapa	Custo integral da etapa		Custo material da etapa		Retorno por investimento	
		Custo por casa	Custo total	Custo por casa	Custo total	Projeção de vendas	Saldo
Cajazeiras-PB	1	R$ 12,97	R$ 272,46	R$ 11,08	R$ 232,74	R$ 117,79	R$ -154,67
Naviraí-MS	1	R$ 23,94	R$ 598,58	R$ 8,93	R$ 223,33	R$ 68,04	R$ -530,54
Valor Médio		R$ 18,46	R$ 435,52	R$ 10,01	R$ 228,04	R$ 92,92	R$ -342,61
Cajazeiras-PB	3	R$ 7,46	R$ 1.789,91	R$ 5,80	R$ 1.392,69	R$ 2.100,35	R$ 310,44
Naviraí-MS	3	R$ 11,87	R$ 3.714,77	R$ 5,87	R$ 1.838,50	R$ 2.931,14	R$ -783,63
Valor Médio		R$ 9,66	R$ 2.752,34	R$ 5,84	R$ 1.615,60	R$ 2.515,75	R$ -236,60

Tabela 03: Aspectos financeiros da cessão de sacolas retornáveis na sensibilização para a reciclagem
Fonte: Os autores (2026)

Considerações Finais

A partir dos resultados obtidos, considera-se que a estratégia foi eficaz em aumentar a adesão dos participantes nas campanhas de coleta seletiva para a reciclagem e consequente incremento do quantitativo de materiais recuperados. Apesar de ter sido notado aumento na adesão, esta permanece baixa nos territórios avaliados, este comportamento pode encontrar reflexo no cenário nacional de reciclagem. O contexto brasileiro também pode apresentar influência no déficit financeiro apresentado pela estratégia de sensibilização, baixas taxas de adesão e valores desfavoráveis de comercialização de materiais implicam dificuldades na eficiência financeira de estratégias de reciclagem no país, sendo este perfil compartilhado com o presente trabalho.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo apoio financeiro concedido. O presente trabalho foi desenvolvido a partir do acordo de cooperação científica entre a Universidade de São Paulo e o Instituto Recicleiros, aos quais os autores agradecem pela colaboração.

Referências Bibliográficas

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE RESÍDUOS E MEIO AMBIENTE (ABREMA). *Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2025*. [S.l.]: ABREMA, 2025. Disponível em: https://www.abrema.org.br/panorama/. Acesso em: 1 maio 2026.

BRASIL. Lei nº 12.690, de 19 de julho de 2012. **Dispõe sobre as cooperativas de trabalho.** *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 20 de jul. 2012.

BRASIL. Ministério das Cidades. Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico (SINISA). **Relatório SINISA: Resíduos Sólidos 2025**. Brasília: Ministério das Cidades, 2025.

CASTRO, A. M. R. C.; MARTINS, A. M.; GONÇALVES, A. P.; GUTBELERT, J.; RIBEIRO-SIMAN, R.; SCHALCH, V. Integration of waste pickers in waste management systems worldwide: A review of approaches and outcomes. Waste Management & Research, [S. l.], p. 1-22, ago. 2025.

CEMPRE – COMPROMISSO EMPRESARIAL PARA A RECICLAGEM. Panorama da Coleta Seletiva no Brasil 2023. São Paulo: CEMPRE, 2023. Disponível em:https://ciclosoft.cempre.org.br/resumo-executivo. Acesso em: 17 abr. 2026

DUTRA, R. M. de S.; YAMANE, L. H.; RIBEIRO-SIMAN, R. Influence of the expansion of the selective collection in the sorting infrastructure of waste pickers' organizations: A case study of 16 Brazilian cities. Waste Management, v. 77, p. 50-58, jul. 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.05.009. Disponível em:https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.05.009

ERICEIRA, J. D. P. B. *et al.* Environmental Education and the Importance of Organizing the Recyclable Collectors Cooperative. **Revista de Gestão Social e Ambiental**, [*s. l.*], v. 18, n. 10, p. e08802, 2024.

IBGE. Panorama do Censo 2022: Naviraí-MS. 2022a. Disponível em: https://censo2022.ibge.gov.br/panorama/?localidade=2503704. Acesso em: 10 abr. 2026

IBGE. Panorama do Censo 2022: Cajazeiras-PB. 2022b. Disponível em: https://censo2022.ibge.gov.br/panorama/?localidade=5005707. Acesso em: 10 abr. 2026

IBGE. **Naviraí: panorama.** 2023a. Disponível em: https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ms/navirai/panorama. Acesso em: 30 mar. 2026

IBGE. **Cajazeiras: panorama.** 2023b. Disponível em: https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pb/cajazeiras/panorama. Acesso em: 30 mar. 2026

Instituto Recicleiros. Recicleiros Cidades. 2024. Disponível em: https://recicleiros.org.br/cidades/. Acesso em: 30 mar. 2026

MACHADO, R. R.; MIRANDA, W. J. B. D.; PENNA, L. F. D. R. IMPORTÂNCIA DA CONSCIENTIZAÇÃO AMBIENTAL PARA SEPARAÇÃO DOS RESÍDUOS RECICLÁVEIS NA FONTE GERADORA. **Revista ft**, [*s. l.*], v. 29, n. 145, p. 49–50, 2025.

MENESES, R. O. et al. Análise estatística da caracterização gravimétrica de resíduos sólidos domiciliares: estudo de caso do município de Juiz de Fora, Minas Gerais. Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, v. 24, n. 2, p. 271-282, 2019.

RIBEIRO SIMAN, R.; YAMANE, L. H.; BALDAM, R. L.; TACKLA, J. P.; LESSA, S. F. A.; BRITTO, P. M. Governance tools: Improving the circular economy through the promotion of the economic sustainability of waste picker organizations. Waste Management, v. 105, p. 148-169, 2020.

SAKAMOTO, J. L.; CANO, N. S. S. L.; OLIVEIRA, J. F. D.; RUTKOWSKI, E. W. How much for an inclusive and solidary selective waste collection? A Brazilian study case. Local Environment, v. 26, n. 8, p. 985-1007, 2021. DOI: 10.1080/13549839.2021.1952965.

SANTOS, O.; BERGANO, S.; OLIVEIRA, M. Educação e desenvolvimento na Ilha do Príncipe: A cooperativa de valorização de resíduos e o seu potencial educativo. *In*: CASTRO, P. A. *et al.* **New Trends in Qualitative Research**. [*S. l.*]: Ludomedia, 2021. p. 450–460. Disponível em: https://publi.ludomedia.org/index.php/ntqr/article/view/358. Acesso em: 25 abr. 2026.

SILVA, P. C. D. *et al.* Linking cleaner production practices to environmental education in line with social life cycle assessment: a systematic literature review. **Gestão & Produção**, [*s. l.*], v. 32, p. e10424, 2025.

SINISA - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento Básico. 2025. **Relatório dos Serviços de Limpeza Urbana e Manejo de Resíduos Sólidos.** Disponível em: https://www.gov.br/cidades/pt-br/acesso-a-informacao/acoes-e-programas/saneamento/sinisa/resultados-sinisa/resultados-sinisa-2025. Acesso em: 16 abr. 2026.

SOUSA, A. T. R.; et al. Relação entre os motivadores para adesão à campanhas de coleta seletiva e características socioeconômicas em contexto brasileiro. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 33., 2025, São Paulo. Anais eletrônicos. São Paulo: ABES, 2025. Disponível em: https://abes-dn.org.br/anaiseletronicos/33cbesa/76_tema_iii.pdf. Acesso em: 10 abr. 2026.

DIAGNÓSTICO ESTRUTURAL E PROPOSTA DE ADEQUAÇÃO DA COOPERATIVA DE CATADORES DE MATERIAIS RECICLÁVEIS COOPERBEN

1 Marcello Amaral de Oliveira, 2 Maria Eduarda da Silva Barreto, 3 Maria Luisa Pinheiro da Rocha, 4 Simone Maria Ribas Vendramel, 5 Thamires Tássila Fernandes da Silva, 6 Antônio Carlos de Souza, 7 André Rodrigues Pereira, 8 Diego Macedo Veneu

1 Universidade Estadual do Rio de Janeiro, e-mail: marcelloamaraloliveira@gmail.com; 2 Universidade Estadual do Rio de Janeiro, e-mail: barretoeduarda03@gmail.com; 3 Universidade Estadual do Rio de Janeiro, e-mail: malludantas12@gmail.com; 4 Instituto de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio de Janeiro, e-mail: simone.vendramel@ifrj.edu.br; 5 COOPERBEN, e-mail: cooperbencabofrio@gmail.com; 6 COOPERBEN, e-mail: cooperbencabofrio@gmail.com; 7 Universidade Estadual do Rio de Janeiro, e-mail: andrerpereir@yahoo.com.br; 8 Universidade Estadual do Rio de Janeiro, e-mail: diegomveneu@yahoo.com.br

Palavras-chave: cooperativas de catadores; reciclagem de resíduos sólidos urbanos; infraestrutura de galpão de triagem.

Resumo

Este trabalho apresenta uma avaliação técnica da Cooperativa de Catadores COOPERBEN, localizada no município de Cabo Frio (RJ), que tem por objetivo diagnosticar sua situação estrutural e operacional e propor melhorias para otimização das atividades de triagem e comercialização de materiais recicláveis. O trabalho é contextualizado pela Política Nacional de Resíduos Sólidos que reconhece o papel das cooperativas na coleta seletiva e na promoção da economia circular, embora o país ainda apresente baixa taxa de reciclagem e elevada disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos. A pesquisa adotou abordagem descritiva e qualitativa, baseada em estudo de caso com visita técnica ao galpão cedido à cooperativa, observação direta da infraestrutura, registros fotográficos e análise comparativa com recomendações técnicas para unidades de triagem. A COOPERBEN conta com aproximadamente 34 cooperados, majoritariamente mulheres em situação de vulnerabilidade socioeconômica, cuja renda depende da comercialização dos recicláveis. A avaliação revelou deficiências estruturais no galpão, como deterioração da cobertura e ausência de equipamentos essenciais, incluindo prensa e mesas de triagem, havendo apenas uma balança disponível. Essas limitações resultam na comercialização de materiais não prensados, reduzindo o valor agregado e a produtividade da cooperativa. Como proposta, o estudo apresenta a reorganização do galpão em três zonas funcionais — triagem, prensagem e armazenagem — e recomenda a aquisição de equipamentos básicos para melhoria do fluxo operacional. Conclui-se que a adequação da infraestrutura e o apoio institucional são fundamentais para aumentar a eficiência produtiva, melhorar as condições de trabalho e fortalecer o papel da cooperativa na gestão sustentável dos resíduos sólidos urbanos.

Introdução

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) (Lei nº 12.305 de 2010) estabelece diretrizes para a gestão e gerenciamento dos resíduos sólidos no Brasil que devem respeitar uma ordem de prioridade: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos (Brasil, 2010). Essa hierarquia no tratamento de resíduos prioriza as práticas menos nocivas ao meio ambiente e contribui para o estabelecimento de uma economia mais circular.

Na PNRS, determina-se a erradicação dos lixões a céu aberto e sua substituição por aterros sanitários, que devem receber apenas rejeitos. A meta inicial era encerrar todos os lixões até 2014, acabando assim, com boa parte da disposição final inadequada de resíduos sólidos, mas já estamos em 2026 e dados recentes da Associação Brasileira de Resíduos e Meio Ambiente indicam que no Brasil, cerca de 40,3% de todo resíduo coletado em 2024, ainda foi disposto de maneira inadequada, o que corresponde a mais de 28,1 mil toneladas (ABREMA, 2025).

Nesse contexto, o Brasil ainda está em fase de transição: saindo de um sistema exclusivo de disposição inadequada de resíduos no solo e caminhando para um modelo mais sustentável de gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos (RSU), incorporando outras formas de tratamento e aproveitamento desse material. Segundo a ABREMA (2025) cerca de 7,1 milhões de toneladas de material seco foram enviadas para reciclagem no Brasil em 2024, o que corresponde somente a 8,7% dos RSU gerados no mesmo ano. Os resíduos enviados à reciclagem têm duas origens principais: a coleta via serviços públicos e a coleta informal. Cerca de 6,7% do total de RSU coletados via serviços públicos, ou 4,8 milhões de toneladas, foram encaminhados para centrais de triagem em 2024. Aproximadamente 52% desse material, ou 2,5 milhões de toneladas, foi recuperado e o restante foi considerado rejeito e encaminhado para disposição final após a triagem. Já a coleta informal, feita por catadores autônomos, foi responsável por coletar cerca de 4,6 milhões de toneladas de RSU.

Como catadores autônomos focam a coleta somente em materiais que tenham valor para a cadeia de reciclagem, assume-se que 100% do material coletado por esses trabalhadores tenha sido recuperado. A região sudeste, onde está inserido o município de Cabo Frio, continua sendo a maior geradora de RSU do Brasil, tanto em valores per capita quanto em valores totais. Em 2024, foi observada uma geração média de 453 kg de RSU gerados por habitante, ou 1,241 kg por habitante por dia (ABREMA, 2025). Mundialmente milhões de catadores na sua maioria desorganizados trabalham catando materiais recicláveis em lixões, aterros

ou nas ruas, recuperando-os para a reciclagem. São estigmatizados e explorados, vendendo para intermediários que pagam pouco, além de trabalharem muitas das vezes em condições precárias (Gonçalves-Dias et al., 2020). Segundo Lima et al. (2022) os catadores(as) enfrentam diversas dificuldades como a obrigação de arcar com os custos operacionais da coleta sem pagamento pela prestação de serviços, falta de equipamentos e EPIs apropriados e outros problemas de produção que impedem uma maior produtividade.

A Lei nº 12.305 de 2010 (Brasil, 2010) incentiva a reciclagem e a logística reversa, ou seja, o conceito de economia circular reduzindo a extração de novos recursos naturais. A PNRS reconhece a importância das cooperativas e associações de catadores de recicláveis estimulando sua participação na coleta seletiva e no processamento de materiais recicláveis. Municípios são incentivados a firmar parcerias com essas cooperativas, promovendo inclusão social e geração de renda para os trabalhadores. A COOPERBEN instalada no município de Cabo Frio desde 2023 atua na coleta e comercialização de resíduos não perigosos mesmo enfrentando diferentes desafios. Tendo a certeza do papel essencial que os catadores têm na sociedade, este trabalho tem por objetivo mostrar a atual situação da única Cooperativa localizada no município de Cabo Frio e propor possíveis melhorias em termos de infraestrutura e maquinário para garantir condições de trabalho minimamente adequadas e com segurança para a integridade física dos catadores(as) cooperados(as).

Materiais e Métodos

O presente estudo foi conduzido por meio de uma abordagem descritiva e qualitativa baseada em estudo de caso aplicado à Cooperativa de Catadores COOPERBEN, localizada no município de Cabo Frio (RJ). A pesquisa foi desenvolvida a partir de levantamento documental, observação *in loco* da infraestrutura disponível e análise comparativa com as recomendações técnicas descritas na literatura especializada sobre galpões de triagem de resíduos recicláveis (Fuão, 2015).

A etapa de campo consistiu em visita técnica realizada em 24 de outubro de 2025 ao galpão cedido pela Prefeitura Municipal de Cabo Frio para as atividades da Cooperativa. Durante a visita foram realizadas observações diretas das condições estruturais do galpão, do fluxo operacional adotado pelos cooperados(as), dos equipamentos disponíveis para triagem, acondicionamento e comercialização dos materiais recicláveis. Também foram efetuados registros fotográficos para documentação das condições físicas da instalação incluindo cobertura, estrutura metálica, áreas de circulação, armazenamento e recepção dos resíduos.

Foram levantadas informações relativas à área física do galpão, estimada em aproximadamente 500 m², composta por pátio principal, sanitários e área de apoio bem como a forma de disposição dos materiais recicláveis e a logística interna utilizada pelos cooperados. Adicionalmente foi realizada avaliação da necessidade de adequação estrutural e operacional, considerando a presença ou ausência de equipamentos básicos como prensa, balança e mesas de triagem.

A partir dos dados coletados em campo foi elaborada uma proposta de organização espacial do galpão, considerando o fluxo operacional recomendado na literatura técnica com divisão em três zonas funcionais: (i) zona de triagem, destinada à recepção e separação dos resíduos; (ii) zona de prensagem, para compactação e enfardamento dos materiais; (iii) zona de armazenagem, destinada ao estoque temporário dos fardos até sua comercialização. A definição dessas áreas foi baseada em diretrizes técnicas para unidades de triagem de recicláveis e manuais de implantação de galpões de reciclagem.

Por fim os resultados obtidos foram analisados de forma comparativa com dados disponíveis na literatura e relatórios técnicos nacionais sobre cooperativas de catadores, infraestrutura mínima necessária e produtividade associada à disponibilidade de equipamentos, permitindo a identificação das principais limitações estruturais e operacionais da COOPERBEN e a proposição de melhorias.

Resultados e Discussão

Localização e Perfil dos Cooperados(as)

As associações/cooperativas (ACs) se organizam em torno de instalações de recuperação e triagem de resíduos, os chamados galpões, onde os processos de pré-beneficiamento dos resíduos são realizados de forma coletiva. A princípio deixar a rua e passar a trabalhar em galpões teria como consequência a melhoria das condições de trabalho e renda dos catadores(as) em função do aumento da produtividade por catador(a) (ANCAT, 2024). Em reunião no dia 24/10/2025 realizada em um dos galpões cedidos pela Prefeitura de Cabo Frio para a instalação da COOPERBEN, localizado na Rua Luiz Feliciano Cardoso, S/N – Praia do Siqueira, Cabo Frio – RJ, no local conhecido como “Morada do Samba” (Figura 1A) foi possível avaliar o espaço em relação à infraestrutura. Na Figura 1B pode-se observar a entrada do galpão e o veículo utilizado pela COOPERBEN para realizar a coleta e transporte dos resíduos a serem triados.

Em relação ao ano de 2025 a Cooperativa contava com cerca de 34 catadores(as) cooperados atuando no município de Cabo Frio. Sendo deste total cerca de 70% mulheres que possuem baixa escolaridade média, com origem em grupos socialmente vulneráveis, renda mensal variável e geralmente inferior à média nacional, mostrando uma forte dependência da comercialização direta de materiais recicláveis como principal fonte de renda. De acordo com ANCAT (2024) a média de membros por ACs aumentou de 24 em 2022 para 34 catadores(as) em 2023, sendo que em 2024 em torno de 50% das cooperativas possuiam até 18 catadores(as). De acordo com dados do Atlas Brasileiro da Reciclagem o perfil predominante dos catadores de materiais recicláveis no Brasil apresenta características socioeconômicas marcadas por vulnerabilidade social e forte participação feminina, representando aproximadamente 56% dos mais de 75 mil catadores(as) registrados, sendo que cerca de 61% ocupam funções de liderança e gestão dentro das cooperativas (ANCAT, 2024).



Figura 01: Localização (A) e detalhe da entrada e veículo (B) da COOPERBEN.

Estrutura Física e Disposição dos Materiais no Galpão

Durante a reunião foi possível constatar algumas necessidades de reforma na estrutura do galpão o qual apresenta ferragens enferrujadas e corroídas como vigas, canaletas e telhas, além da necessidade de reposição de algumas telhas no teto e nas laterais (Figura 2). Estas reformas são urgentes pois além da necessidade de um melhor acondicionamento dos materiais recicláveis, garantiriam melhorias na segurança do ambiente de trabalho, visto que o local nas condições atuais torna-se também mais vulnerável a eventuais furtos.

De acordo com a ANCAT (2024) uma infraestrutura adequada nas associações/cooperativas (ACs), bem como um kit básico de equipamentos e o acesso a material proveniente da coleta seletiva impactam positivamente na produção e na produtividade das ACs e, consequentemente, na renda dos catadores e catadoras. As ACs com o "kit básico" de equipamentos possuem em média uma produtividade de 2,2 t/trabalhador/mês, já as sem o "kit básico" o valor diminui para cerca de 1 t/trabalhador/mês. O "kit básico" consiste em pelo menos uma prensa, uma balança e uma mesa ou esteira para triagem dos materiais recicláveis que adentram os galpões. Segundo a ANCAT (2024) para cerca de 1259 ACs que fizeram parte do universo amostral da pesquisa realizada no último "Atlas Brasil de Reciclagem", apenas 3,6% deste total possuem galpão próprio e os equipamentos básicos para trabalhar. Portanto, também foi discutido na reunião de 24/10/2025 a necessidade da aquisição de equipamentos pela COOPERBEN, uma vez que a cooperativa conta apenas com uma balança para pesagem dos materiais recicláveis.



Figura 02: Detalhes da estrutura do galpão com necessidade de reforma.

De acordo com ANCAT (2024) esta é a realidade detectada em muitos galpões improvisados, poucos possuem a infraestrutura necessária para a realização das atividades como a triagem fina dos diferentes níveis de separação dos resíduos. A triagem pode ser realizada por diversas formas, únicas ou combinadas, em esteiras transportadoras, caixas, silos, mesas, bancadas, tambores e até no piso. Os materiais segregados podem ser prensados e enfardados para fácil estocagem e transporte ou comercializados soltos, dependendo da capacidade de armazenamento, da disponibilidade de equipamentos e da necessidade do comprador (Lima et al., 2022). De fato na Figura 3 pode-se perceber que a COOPERBEN acaba comercializando os recicláveis de maneira "solta", ou seja, não prensado o que diminui o valor quando comercializado.



Figura 03: Materiais separados em bags e dispostos de maneira solta no galpão.

Proposta de Organização Espacial do Galpão

A Figura 4 mostra a disposição proposta para o galpão, que conta com uma área interna total de 500 m^2 dividida em um pátio (490,4 m^2) com dois banheiros (cerca de 9,0 m^2) e uma pia (0,6 m^2). De acordo com Brasil (2008) para projetar um galpão de triagem é fundamental definir previamente o processo de trabalho que será adotado e portanto, o fluxo dos materiais que serão processados.

Os galpões de reciclagem variam em forma, estrutura, usos e condições de trabalho, entretanto, uma coisa parece comum a todos eles: a produção e a divisão das tarefas em três áreas bem definidas: zona de triagem, prensagem e de armazenagem. Embora muitos galpões não tenham esses espaços adequadamente definidos, em sua essência eles apresentam esses três momentos, cada um com seu respectivo espaço. De acordo com Fuão (2015) na Zona de Triagem o material chega ao galpão por meio dos caminhões da Prefeitura ou pelos carrinheiros, sendo despejado numa gaiola para posteriormente ser separado em mesas, bancadas ou esteiras. Na Zona de Prensagem o material, após ter sido selecionado por categorias é prensado e amarrado em fardos para serem vendidos. Já na Zona de Armazenagem são colocados os fardos prontos que ficam à espera de serem comercializados. A Figura 4 propõe as diversas atividades e a sequência em que as mesmas podem ser realizadas no galpão da COOPERBEN.

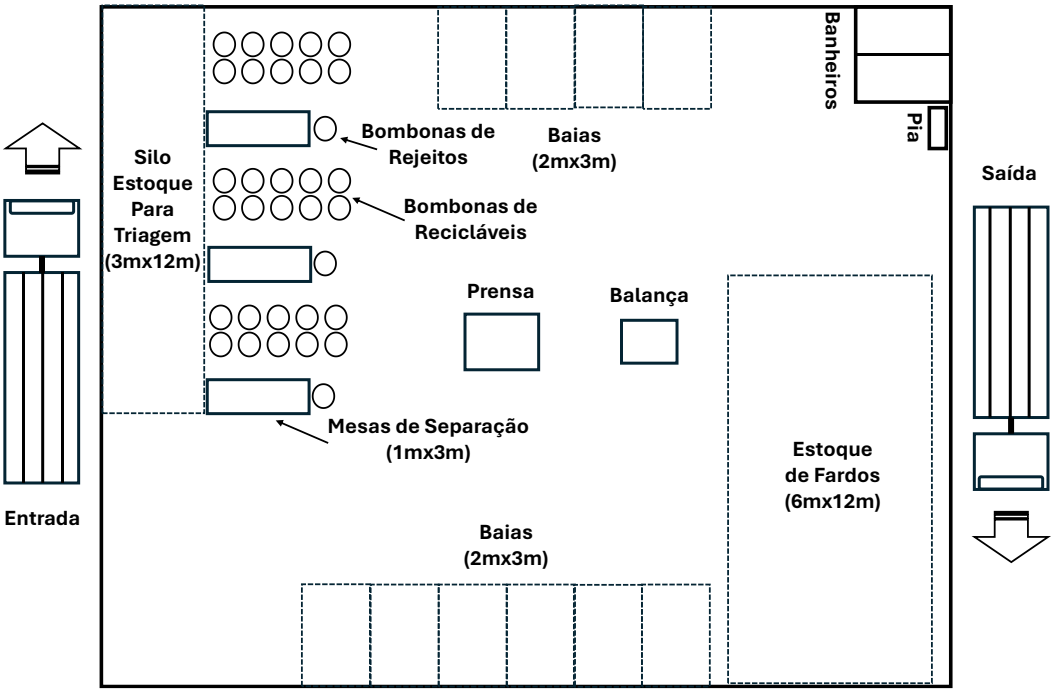


Figura 04: Proposta de disposição do espaço do galpão da COOPERBEN.

Os espaços e equipamentos referentes à Zona de Triagem são: (i) o espaço externo para o caminhão da prefeitura, (ii) o silo estoque ou gaiola, (iii) as mesas de separação, (iv) as bombonas e/ou bags e (v) a faixa de circulação dos bomboneiros. O local onde são prensados os diversos tipos de materiais já triados compreende dois espaços: (i) as baias/bags e (ii) o local onde ficam a prensa e a balança. Depois de retirados os fardos da prensa estes são levados para a Zona de Armazenagem onde ficam à venda. Esses fardos, dependendo do espaço disponível, podem ser colocados lado a lado ou empilhados um em cima do outro. Dependendo da logística da associação e da partilha os fardos podem permanecer estocados de uma semana a um mês até serem vendidos (Fuão, 2015). Na hora da venda são checados a especificação e o peso dos fardos sendo anotados em uma planilha para controle da associação e, na sequência são colocados no caminhão do comprador com auxílio de uma empilhadeira elétrica. A Tabela 1 mostra alguns dos equipamentos e especificações que devem ser levados em consideração para aquisição e posterior utilização no galpão de triagem na COOPERBEN.

Tabela 01: Equipamentos internos para utilização no galpão de triagem.

Equipamento	Especificações	Exemplo
Prensa Enfardadeira	Hidráulica Vertical Compactação 20 t	
Balança	Digital Capacidade 1,0 t	
Carrinho Plataforma	Roda Pneumática Capacidade 600 kg	
Carrinho Manual para Transporte	Manual Capacidade 200 kg	
Empilhadeira Elétrica	Manual Capacidade 1,0 t Elevação 3,4 m	

Como pode-se observar, a COOPERBEN não é uma exceção, o Atlas Brasileiro da Reciclagem (ANCAT, 2024) descreve que os principais problemas e desafios das cooperativas de recicláveis no Brasil estão diretamente relacionados à

infraestrutura insuficiente e à falta de equipamentos básicos, o que compromete a produtividade e a renda dos catadores(as). Os dados do relatório indicam que as condições de trabalho nos galpões são bastante desiguais e, em muitos casos, precárias. O estudo aponta que a infraestrutura adequada do galpão e o kit básico de equipamentos impacta positivamente na produção e na renda, porém essa condição ainda é rara entre as cooperativas.

Essas cooperativas, desde que devidamente organizadas, poderiam passar a receber o apoio da administração pública, incluindo galpões de triagem, equipamentos de proteção individual (uniformes, botas, bonés, luvas e máscaras) e outros equipamentos (máquina de prensa, esteira, caminhão etc.), com a finalidade de dar melhor tratamento ao material coletado, valorizando o produto para ser vendido (Nunes e Nascimento, 2022). Segundo ANCAT (2024) cerca de 44% das associações e cooperativas mantêm algum tipo de relação formal com as prefeituras, enquanto 28,8% atuam sem qualquer vínculo com o poder público municipal. Além disso, 45,1% das organizações recebem algum tipo de apoio das prefeituras, porém sem repasse financeiro direto. Sendo assim muitos desses apoios não envolvem pagamento direto, sendo frequentemente limitados à cessão de espaço físico, apoio operacional ou custeio de despesas básicas, o que evidencia a necessidade de maior institucionalização e remuneração pelos serviços prestados por estes prestadores de serviço. Devemos lembrar que cerca de 90% dos materiais coletados que chegam às indústrias de reciclagem advêm do trabalho dos catadores que possuem habilidades para identificar, coletar e separar o material desprezado pela sociedade (Silva e Joia, 2008).

Considerações Finais

O estudo demonstra que a COOPERBEN pode desempenhar papel relevante na gestão de resíduos sólidos e na inclusão socioeconômica de catadores(as) no município de Cabo Frio, porém enfrenta limitações estruturais e operacionais que comprometem sua produtividade e sustentabilidade econômica. A ausência de infraestrutura adequada e de equipamentos básicos reduz a eficiência da triagem e a valorização dos materiais recicláveis. A reorganização espacial do galpão associada à aquisição de prensa, mesas de triagem e melhorias estruturais, apresenta potencial para aumentar a produtividade, a renda dos cooperados(as) e a qualidade das condições de trabalho. Dessa forma, o fortalecimento institucional da cooperativa aliado ao apoio do poder público e à implementação das melhorias propostas constitui estratégia fundamental para ampliar a reciclagem local e promover a gestão sustentável dos resíduos sólidos urbanos do município de Cabo Frio-RJ, além de diminuir a vulnerabilidade socioeconómica de várias pessoas, principalmente mulheres.

Agradecimentos

Os autores gostariam de agradecer a Cooperativa de Trabalho e Beneficiamento de Materiais Recicláveis & Educação Ambiental – COOPERBEN e a Universidade Estadual do Rio de Janeiro - UERJ pelo apoio recebido.

Referências Bibliográficas

ABREMA – Associação Brasileira de Resíduos e Meio Ambiente. Panorama de Resíduos Sólidos no Brasil. 82 p., 2025.

Brasil. Lei 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. 2010.

Gonçalves-Dias, S. L. F.; Sakurai, T.; Ziglio, L. Catadores e espaços de (in)visibilidades, São Paulo: Blucher, 292 p., 2020.

Brasil. Elementos para a Organização da Coleta Seletiva e Projeto dos Galpões de Triagem. 57 p., 2008.

Fuão, F. F. Manual Construir e Reformar um Galpão de Reciclagem. 1ª Edição, Porto Alegre, 152 p., 2015.

Nunes, F. H. O.; Nascimento, A. S. Catadores de materiais recicláveis. In: Engenharia de Materiais e Meio Ambiente: Reciclagem, Sustentabilidade, Novos Processos e Desafios, p. 36-61, 2022.

Silva, M. S. F; Joia, P. R. Situação socioeconômica dos catadores de materiais recicláveis na cidade de Aquidauana/MS. Revista Terra Plural, v. 2, p. 25-39, 2008.

ANCAT – Associação Nacional dos Catadores e Catadoras de Materiais Recicláveis. Atlas Brasileiro da Reciclagem – Ano 2, 100 p., 2024.

Lima, F.P.A.; Gonçalves, J.T.; Campos, L.S.; Silva, D.T.A.; Souza, M.A. Elementos Operacionais de Modelos de Coleta Seletiva. In: Gonçalves-Dias, S. et al (org.) Coleta Seletiva de resíduos sólidos urbanos: experiências internacionais e nacionais. São Paulo: Blucher, 218 p., 2022.

ESTUDO PRELIMINAR DA INFLUÊNCIA DA TEMPERATURA E DA UMIDADE NA ADERÊNCIA POLÍMERO-ALUMÍNIO EM LÂMPADAS LED NA PERSPECTIVA DA RECICLAGEM

1 Luiz Eduardo Caldas Kramer, 2 Samuel Minuzzo Pereira, 3 Matheus Deodato Cadamuro, 4 Christian Roberto Becker Esteves, 5 Carlos Alberto Mendes Moraes, 6 Josimar Souza Rosa

1, 2, 3, 6 Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: luizkramer@alunos.utfpr.edu.br; samuelpereira@alunos.utfpr.edu.br; matheuscadamuro@alunos.utfpr.edu.br; 5, 6 Universidade do Vale do Rio dos Sinos, e-mail: christian.becker04@gmail.com; cmoraes@unisinos.br; js-rosa@hotmail.com

Palavras-chave: Reciclagem de lâmpadas LED; termólise; hidrólise.

Resumo

A crescente geração de resíduos de equipamentos eletroeletrônicos (REEE) tem impulsionado a busca por estratégias mais eficientes de reutilização ou reciclagem de materiais, especialmente no contexto da economia circular. Entre esses resíduos, as lâmpadas LED apresentam desafios específicos devido à sua composição multimaterial e ao design pouco favorável à desmontagem. Este estudo investiga as causas da aderência entre a capa polimérica e a base de alumínio em lâmpadas LED pós-consumo, fenômeno observado durante processos de desmontagem manual e que compromete a separação eficiente dos materiais, reduzindo seu valor agregado para reciclagem. A hipótese central da pesquisa considera que as condições de operação das lâmpadas, particularmente a exposição a temperaturas elevadas e ambientes com alta umidade relativa, podem promover alterações físico-químicas nos polímeros, favorecendo a adesão ao substrato metálico. Para avaliar essa hipótese, foi desenvolvida uma metodologia experimental composta por duas etapas principais: (i) monitoramento da temperatura em diferentes regiões da lâmpada durante sua operação e (ii) análise termogravimétrica dos materiais poliméricos utilizados na capa da base. As medições térmicas foram realizadas em uma lâmpada LED de 12 W, utilizando sensores NTC posicionados internamente e na superfície externa do dispositivo. Os dados indicaram que, após um regime transiente inicial de aproximadamente 12 minutos, a temperatura interna estabiliza em torno de 83,72 °C, enquanto a superfície externa atinge cerca de 58,71 °C, sem variações significativas entre tensões de alimentação de 127 V e 220 V. Esses resultados evidenciam que as lâmpadas operam em condições térmicas relativamente elevadas durante seu funcionamento normal. Complementarmente, as análises termogravimétricas (TGA-DTA-DSC) realizadas em amostras de polímeros indicaram que a degradação térmica significativa ocorre apenas em temperaturas superiores a 150 °C, acima das condições reais de operação das lâmpadas. Isso sugere que a temperatura, isoladamente, não é suficiente para provocar degradação direta do material polimérico. No entanto, considerando a literatura e as condições ambientais típicas de regiões com alta umidade relativa do ar, propõe-se que a ação combinada de temperatura moderada, umidade e possíveis mecanismos de hidrólise possa contribuir para a fragilização do polímero e para alterações na interface polímero–metal. Os resultados indicam que o fenômeno de aderência observado provavelmente não está associado à degradação térmica clássica, mas sim a processos mais complexos envolvendo envelhecimento físico-químico do material. Além disso, fatores adicionais como ciclos térmicos (liga/desliga) e exposição à radiação UV podem atuar de forma sinérgica nesse processo.

Introdução

O modelo atual de economia linear, amplamente adotado pelas indústrias, baseia-se na produção e no descarte contínuos, o que está associado ao aumento dos impactos ambientais do setor. Para contribuir com soluções para esses problemas, surgiu um modelo de economia circular (EC), que enfatiza os princípios de "reduzir, reutilizar e reciclar" para estender o ciclo de vida dos produtos e transformar resíduos em recursos valiosos (DAS et al., 2024). A EC é vista como uma estratégia para dissociar o crescimento econômico da degradação ambiental e do esgotamento de recursos, promovendo sistemas regenerativos, em que os recursos circulam pelo maior tempo possível na cadeia produtiva, reduzindo o uso de recursos virgens e a geração de resíduos (KIRCHHERR et al., 2017).

Na indústria de equipamentos eletroeletrônicos novos produtos são lançados rapidamente e os modelos antigos tornam-se obsoletos em pouco tempo. Por isso, cada vez mais são realizados estudos abordando a reciclagem dos Resíduos de Equipamentos Eletro Eletrônicos (REEE). Em especial, as lâmpadas de LED, objeto de estudo desta pesquisa, têm recebido a atenção de pesquisadores em diferentes regiões do planeta. Elas são eletroeletrônicos compostos por diferentes materiais, o que incluiu metais semicondutores, metais comuns como alumínio e aço, materiais cerâmicos e os polímeros. A Figura 01 mostra as partes de uma lâmpada de LED do tipo bulbo.

As partes mostradas na Figura 01 são: (a) pino de conato; (b) isolador; (c) soquete; (d) capa polimérica da base; (e) estrutura da base em alumínio; (f) placa de circuito impresso; (g) *chip* de LEDs; (h) bulbo. Algumas lâmpadas mais modernas, especialmente aquelas comercializadas nos últimos anos, já possuem uma nova configuração onde a placa de circuito impresso (f) deixa de existir, e os componentes eletrônicos como capacitores eletrolíticos e circuitos integrados passam a integrar fisicamente o *chip* de LEDs, componente (g).

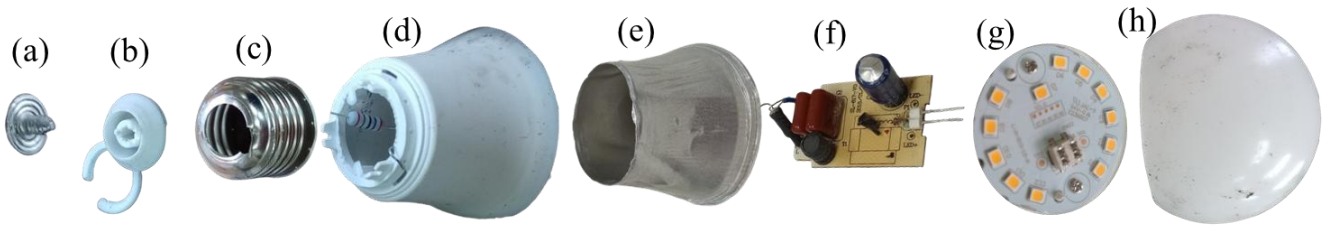


Figura 01: As partes de uma lâmpada de LED tipo bulbo.
Fonte: os autores

Cenci et al. (2020, 2021) e Martins et al. (2020) descrevem que, no processamento industrial de lâmpadas devidamente encaminhadas para reciclagem, é comum a realização de um processo de trituração, seguido por uma separação inicial dos materiais em metálicos e não metálicos, além de magnéticos e não magnéticos. Em etapas posteriores, os materiais são refinados para possibilitar uma separação mais precisa. Entretanto, Santos et al. (2022) mencionam ainda que as lâmpadas podem ser desmontadas, o que permitiria a venda de suas peças e inserção destes materiais no ciclo técnico da economia circular por meio da reciclagem. No entanto, essas estratégias podem não ser as únicas, nem necessariamente as principais alternativas para o descarte de lâmpadas.

Martins et al. (2020) descreve que o material da capa polimérica do corpo é composto por Polibutileno Tereftalato (PBT), que é um polímero muito utilizado nas indústrias elétrica e eletrônica principalmente como isolante. Após análise termogravimétrica (TGA) os autores sugerem que provavelmente há uma mistura de PBT com polietileno (PE). Estes dois polímeros são termoplásticos que podem ser reciclados se chegarem em condições adequadas ao fluxo produtivo.

A qualidade dos materiais oriundos de fluxos secundários é um ponto chave para que eles possam ser reinseridos na cadeia circular. Com relação aos polímeros, a literatura evidencia que os efeitos de temperatura aliados à altas umidades do ar podem contribuir significativamente para degradação deste tipo de material.

Em especial a fragilização causada pela quebra de cadeias poliméricas é um fenômeno amplamente conhecido que tem sido estudado de forma extensiva. Em termos de diferentes processos físicos e químicos que promovem a fragilização dos polímeros, a incidência de UV, a oxidação e a termólise foram amplamente investigadas (LOYER et al., 2021). A termólise refere-se à decomposição química por ação do calor, o que é o fato suposto como hipótese para justificativa desta pesquisa.

Em particular o PBT trata-se de um poliéster termoplástico que possui boas propriedades dielétricas combinadas com boa estabilidade dimensional e resistência mecânica. Possui cristalização rápida e é de fácil processamento, o que o torna adequado para processamento por injeção, abrangendo diferentes aplicações, em especial peças para isolamento térmico. Uma das principais desvantagens está na instabilidade em relação à hidrólise e alta temperatura, resultando em uma faixa de temperatura para processamento estreita (entre 250 e 260 °C) (LOYER et al., 2020).

Problema de pesquisa

Esta pesquisa surgiu de uma constatação experimental relacionada à dificuldade da separação de materiais em um processo de desmontagem manual de lâmpadas LED. Após o processamento de lotes com centenas de unidades de lâmpadas oriundas dos fluxos de descarte da cidade de Porto Alegre, constatou-se que a separação dos componentes (d) e (e), mostrados na Figura 01, era facilmente realizada por meio de um processo simples de esmagamento/quebra, como ilustra a Figura 02 nas suas subfiguras “a” e “b” . Entretanto, em muitas unidades de lâmpadas constatava-se também que pedaços do componente (d), a capa polimérica da base (constituída em polímero), ficavam aderidos à superfície da estrutura da base (e), constituído em alumínio, como mostra no detalhe a Figura 02 em sua subfigura “c”.

Esta ocorrência frequente intrigou os pesquisadores e levou a formulação de um problema de pesquisa: *quais seriam as causas raízes da aderência do polímero na superfícies de alumínio visto que no caso da maioria das lâmpadas capa polimérica da base quebrava-se com um comportamento frágil?* A dificuldade de separação dos materiais poderia se tornar um problema de valor agregado aos materiais, desvalorizando o alumínio separado e tornando-o um alumínio considerando “sujo” pelos comerciantes/compradores.

A partir da realização de testes de funcionamento em unidades de lâmpadas descartadas que ainda funcionavam, descritos em Rosa et al. (2025), a equipe de pesquisa também constatou que durante o funcionamento as lâmpadas chegavam a temperaturas elevadas, que poderiam ser próximas a 100 °C. Assim, a elevada temperatura atingida durante a operação tornou-se a principal hipótese para responder o problema de pesquisa. Além disso, contribui ainda para o agravamento da condição de operação da lâmpada o fato de que a cidade de Porto Alegre, onde as lâmpadas foram coletadas pós-consumo, possui média anual elevada de umidade relativa do ar.

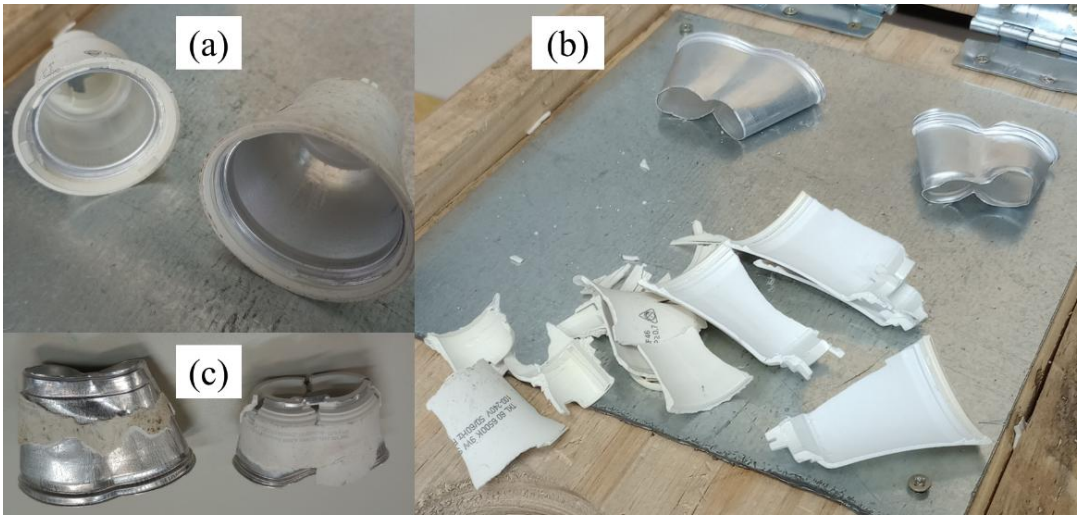


Figura 02: Processo de separação do polímero e alumínio do corpo da lâmpada.
Fonte: os autores

Materiais e Métodos

O experimento de medição de temperatura foi realizado em uma lâmpada com potência de 12 W. Uma montagem experimental envolvendo sensores de temperatura e um microcontrolador para aquisição de dados foi criada, como mostra a Figura 03.

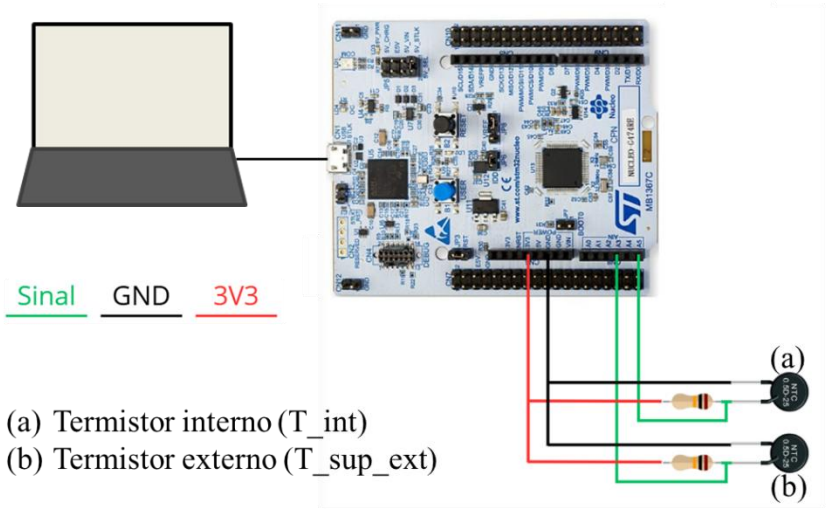


Figura 03: Diagrama da montagem experimental.
Fonte: os autores

Para as medições de temperatura foram utilizados sensores do tipo NTC (*Negative Temperature Coefficient*) de 10 kΩ, com diâmetro de 3 mm, cuja resistência elétrica varia de forma inversamente proporcional à temperatura. Eles foram posicionados estrategicamente na parte interna (T_int) e na superfícies externa (T_sup_ext) do corpo da lâmpada, permitindo o monitoramento da temperatura nestes locais estratégicos com o passar do tempo. O furo realizado no corpo para instalação do NTC interno foi posicionado aproximadamente equidistante das extremidades da base. O fechamento do furo e a vedação foram realizados com manta asfáltica aluminizada, com objetivo de evitar que o ar aquecido de dentro do corpo da lâmpada escapasse e promovesse o resfriamento interno. A manta também teve como função realizar a fixação do termistor. O NTC da superfície externa foi instalado com contato direto, aplicando-se pasta térmica entre as superfícies da lâmpadas e do termistor com objetivo de diminuir a resistência térmica de contato. A fixação do NTC na superfície externa também foi realizada com manta asfáltica aluminizada.

Cada resistor NTC foi conectado em série com um resistor comercial de aproximadamente 10 kΩ, formando um divisor de tensão. Para cada NTC, o valor real do resistor em série foi previamente medido com auxílio de um multímetro digital, o qual foi utilizado no modelo matemático de conversão resistência-temperatura, a fim de reduzir erros decorrentes da tolerância do componente e aumentar a precisão das medições. Essa configuração permite converter a variação de resistência do NTC em uma variação proporcional de tensão, possibilitando a leitura do sinal analógico por um microcontrolador.

O microcontrolador utilizado para a aquisição de dados foi o modelo STM32G4F4RE, por meio da placa de desenvolvimento Núcleo-G4. Dessa forma, a tensão no ponto médio de cada divisor foi aplicada a duas entradas analógicas do ADC1 via DMA, permitindo a aquisição simultânea dos sinais correspondentes aos diferentes pontos de medição térmica. Adicionalmente, foi implementado um filtro digital do tipo FIR, utilizando uma média móvel simples com janela de 50 amostras, caracterizada por coeficientes constantes e resposta ao impulso finita, com o objetivo de atenuar ruídos de alta frequência e estabilizar os sinais medidos. Os dados foram adquiridos a uma frequência de 10 Hz e transmitidos via comunicação serial para um computador. Para o processamento e análise das informações, foi desenvolvido um script em Python, responsável pela geração dos gráficos em tempo real e pelo armazenamento dos dados no formato CSV, possibilitando análises posteriores e rastreabilidade experimental.

O experimento foi conduzido em duas condições de alimentação elétrica (127 V e 220 V), com objetivo de observar se a diferença de tensão de alimentação ocasionaria efeito na temperatura da lâmpada.

Análise Termogravimétrica

Para investigar os efeitos da temperatura no polímero da capa foram realizados ensaio com um analisador termogravimétrico (TGA-DTA-DSC) (modelo *SDT Q600*, TA Instruments) da Central da Análise da UTFPR campus Pato Branco. A análise foi conduzida em atmosfera inerte, para a faixa de temperatura entre 30 °C e 550 °C, com taxa de aquecimento de 10 °C/min. As amostras (em torno de 20 mg cada) foram removidas diretamente das capas poliméricas de 3 unidades novas de lâmpadas de diferentes fabricantes, adquiridas no comércio local.

Resultados e Discussão

Os resultados das medições de temperatura em função do tempo são mostrados na Figura 04.

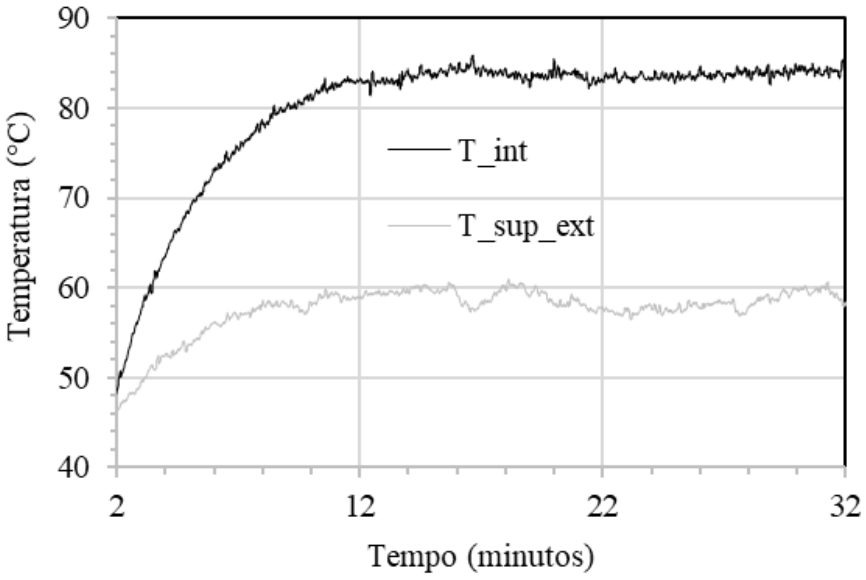


Figura 04: Curvas de temperatura em função do tempo.
Fonte: os autores

O transiente de elevação de temperatura ocorreu até aproximadamente 12 minutos. Após este tempo as temperaturas mantinham-se aproximadamente estáveis. A temperatura interna (T_int) média foi de 83,72 °C com desvio padrão de ±0,54 °C. Os valores mínimo e máximo foram, respectivamente, 81,36 °C e 85,90 °C. A temperatura da superfície externa (T_sup_ext) média foi de 58,71 °C com desvio padrão de ±0,99 °C. Os valores mínimo e máximo foram, respectivamente, 56,43 °C e 60,96 °C. Estes resultados estatísticos são baseados nos valores entre 12 e 32 minutos de operação, após o regime transiente inicial de acendimento. Não foram observadas variações de temperatura significativas entre as condições de ensaio nas tensões de 127 V e 220 V.

É possível notar na Figura 04 que a curva da T_int é mais estável do que a curva da T_sup_ext e isso se deve ao fato de que a superfície externa está sujeita a eventos de convecção intermitentes, que modificam constantemente o fluxo térmico na superfície, enquanto o ambiente interno da lâmpada está sujeito a condições mais estáveis de interação energética. É natural esperar que a T_int seja maior pois dentro da lâmpada estão instalados os componentes eletrônicos que fazem a conversão de corrente alternada para corrente contínua, gerando as mais relevantes perdas de energia da lâmpada, e que acabam sendo dissipadas por meio de calor.

Os resultados da análise de termogravimetria (TGA-DTA-DSC) realizadas nas amostras de polímero da capa polimérica da base são mostrados na Figura 05.

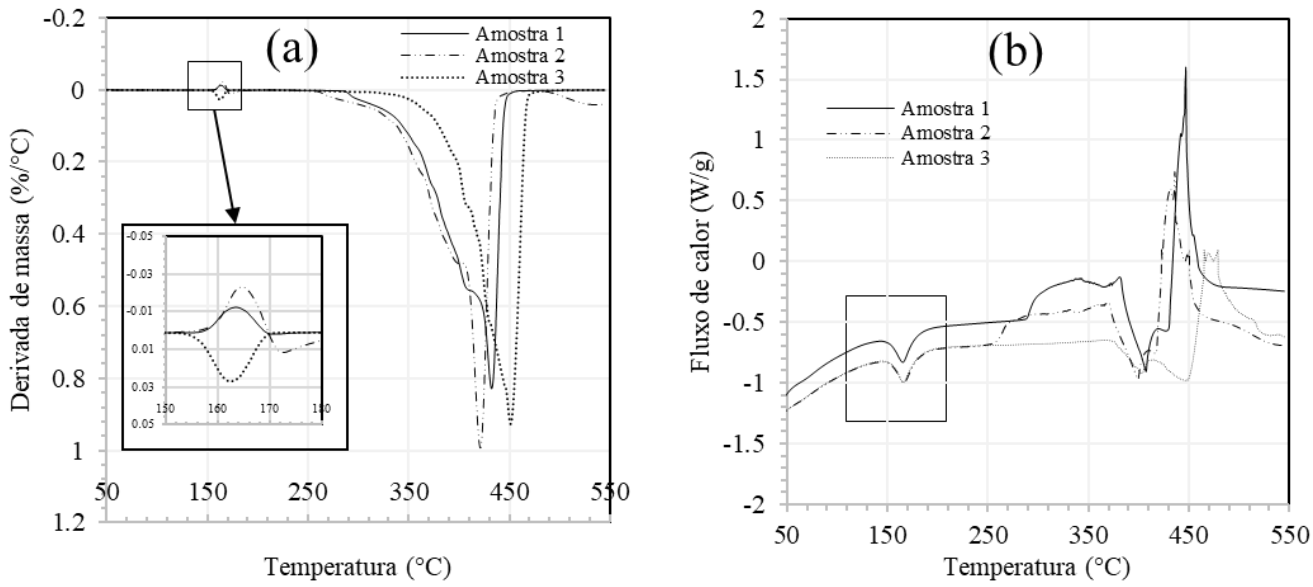


Figura 05: Resultados do ensaio de termogravimetria.
Fonte: os autores

Com base nas curvas da Figura 05 e nos dados experimentais da análise termogravimétrica, observa-se que a massa das amostras permanece praticamente constante até temperaturas significativamente superiores àquelas atingidas durante a operação da lâmpada. A estabilidade inicial, com variações desprezíveis de massa até aproximadamente 140-160 °C, confirma que não há ocorrência de volatilização ou decomposição relevante na faixa de temperatura operacional (~80-90 °C).

A análise da derivada da massa (DTG) reforça essa interpretação, uma vez que os primeiros picos relevantes (associados ao início efetivo da degradação térmica) ocorrem apenas em temperaturas mais elevadas. Esse comportamento é característico de polímeros como o PBT, cuja degradação envolve mecanismos de cisão de cadeia e formação de produtos voláteis, processos que exigem níveis energéticos não atingidos durante o funcionamento normal das lâmpadas.

Outro aspecto importante evidenciado pelos dados é a presença de uma única etapa principal de degradação (ou etapas sobrepostas), o que sugere um material relativamente homogêneo ou uma mistura polimérica com comportamento térmico semelhante (como PBT/PE). A ausência de múltiplos eventos de degradação bem definidos na faixa inferior de temperatura indica que não há componentes de baixa estabilidade térmica que possam justificar alterações diretas na estrutura do material durante o uso.

Além disso, os dados de fluxo de calor (DSC acoplado) indicam que, na faixa de operação da lâmpada, não ocorrem eventos endotérmicos ou exotérmicos significativos associados à transição de fase relevante (como fusão ou degradação). Isso sugere que o material permanece estruturalmente estável do ponto de vista térmico, ainda que possam ocorrer rearranjos físicos sutis, como relaxação de tensões internas ou reorganização da fração cristalina.

Dessa forma, os resultados experimentais corroboram que a temperatura de operação das lâmpadas não é suficiente para induzir degradação térmica com perda de massa detectável. No entanto, é importante destacar que a TGA, por sua natureza, não é sensível a mecanismos de degradação que não envolvam perda de massa, como a redução da massa molar por hidrólise ou oxidação em estágio inicial.

Nesse sentido, a combinação de temperaturas moderadas (na ordem de 80 °C), elevada umidade relativa do ar e longos períodos de exposição pode favorecer processos de envelhecimento hidrolítico do PBT, levando à quebra de cadeias poliméricas e consequente fragilização do material. Esse tipo de degradação não se manifesta como perda de massa significativa na TGA, mas pode alterar propriedades mecânicas e interfaciais de forma relevante.

Adicionalmente, a repetição de ciclos térmicos (liga/desliga) pode induzir tensões térmicas e microfissuras, aumentando a área de contato efetiva entre o polímero e o alumínio. Em conjunto com possíveis alterações químicas superficiais, isso pode favorecer mecanismos de adesão mecânica (ancoragem) ou até interações físico-químicas mais fortes na interface.

Portanto, a análise integrada dos dados de TGA indica que a degradação térmica clássica não é o mecanismo responsável pela aderência observada. Em vez disso, os resultados apontam para a atuação de mecanismos de envelhecimento físico-químico de longo prazo, não detectáveis diretamente pela perda de massa, mas suficientemente relevantes para comprometer a separação dos materiais no fim de vida do produto.

Salienta-se ainda que há possibilidade que a interface metal/polímero atinja temperaturas próximas de 150 °C, especialmente em lâmpadas defeituosas, mesmo que o polímero como um todo não alcance essa temperatura. Esse efeito localizado pode contribuir para alterações na adesão e no comportamento estrutural do material na região interfacial. Além disso a umidade pode ajudar na oxidação da superfície do metal (mesmo que não seja visível), alterando a energia de superfície na interface com polímero fundido.

Observando as recomendações dos fabricantes, verifica-se que as lâmpadas LED são projetadas para operar dentro de faixas específicas de umidade relativa do ar, geralmente associadas a condições típicas de ambientes internos controlados. No entanto, tais condições nem sempre refletem a realidade de uso em diversas regiões do Brasil. Em particular, níveis de umidade relativa elevados são frequentemente registrados ao longo do ano, podendo ultrapassar com facilidade valores de 70-80%, especialmente em regiões litorâneas ou durante períodos chuvosos. Além disso, mesmo em ambientes internos, atividades cotidianas como o preparo de alimentos, uso de água quente e ventilação limitada podem elevar significativamente a umidade do ar, criando condições mais severas do que aquelas previstas em projeto.

Essa discrepância entre condições reais de uso e condições ideais de operação também pode ser analisada à luz dos ensaios normativos. O Regulamento Técnico da Qualidade do INMETRO, que estabelece os requisitos para avaliação de lâmpadas LED, define condições padronizadas para ensaios de desempenho, incluindo controle de temperatura e umidade relativa do ar. Tipicamente, esses ensaios são conduzidos em ambientes com umidade relativa moderada (frequentemente na faixa de 50%± 10%), de modo a garantir reprodutibilidade e comparabilidade dos resultados. Embora adequadas do ponto de vista metrológico, essas condições não necessariamente representam os cenários mais críticos encontrados em campo.

Nesse contexto, é plausível considerar que lâmpadas LED em uso real estejam expostas a níveis de umidade superiores àqueles empregados nos ensaios normativos, o que pode influenciar diretamente os mecanismos de degradação dos materiais. No caso específico do PBT, amplamente utilizado como material da capa polimérica, a literatura aponta sua suscetibilidade à hidrólise, especialmente quando submetido simultaneamente à umidade e temperaturas elevadas, ainda que moderadas. Esse processo pode levar à redução da massa molar, perda de propriedades mecânicas e aumento da fragilidade do material ao longo do tempo.

Além disso, a presença de umidade pode afetar a interface entre o polímero e o alumínio, favorecendo processos de difusão de água ao longo da interface e possíveis alterações nas forças de adesão. Em condições cíclicas de aquecimento e resfriamento, a expansão térmica diferencial entre os materiais, combinada com a presença de umidade, pode intensificar a formação de microdefeitos e promover maior ancoragem mecânica entre as superfícies. Esse efeito pode explicar, ao menos parcialmente, a aderência observada experimentalmente após o descarte das lâmpadas.

Portanto, a análise conjunta sugere que a umidade relativa do ar desempenha um papel relevante como agente de degradação indireta, potencializando mecanismos que não são capturados em ensaios térmicos convencionais nem plenamente representados nas condições normativas de laboratório. Esse cenário reforça a importância de considerar condições reais de uso no desenvolvimento de produtos e na definição de protocolos de ensaio mais representativos, especialmente em países com características climáticas como o Brasil.

Considerações Finais

Os resultados obtidos neste estudo permitiram avançar na compreensão dos mecanismos envolvidos na dificuldade de separação entre a capa polimérica e a base de alumínio em lâmpadas LED pós-consumo. A análise térmica demonstrou que as temperaturas atingidas durante a operação normal das lâmpadas, embora elevadas, permanecem significativamente abaixo daquelas necessárias para desencadear processos de degradação térmica com perda de massa detectável. Dessa forma, a hipótese de termólise como mecanismo dominante para a degradação do polímero não foi corroborada pelos resultados experimentais.

Por outro lado, a investigação indicou que a ausência de degradação térmica macroscópica não implica na estabilidade completa do material. Processos de envelhecimento físico-químico, particularmente aqueles associados à hidrólise de polímeros do tipo poliéster, mostram-se mais plausíveis nas condições reais de uso. A combinação de temperaturas moderadas, exposição prolongada e elevada umidade relativa do ar, característica comum em diversas regiões do Brasil e em ambientes internos domésticos, pode promover a redução da massa molar do polímero e sua consequente fragilização.

Além disso, fatores como ciclos térmicos (liga/desliga), possíveis exposições à radiação UV e tensões mecânicas ao longo da vida útil do produto podem atuar de forma sinérgica, contribuindo para alterações na interface entre polímero e metal. Esses efeitos podem favorecer tanto a aderência residual observada após a fratura do polímero quanto a dificuldade de separação eficiente dos materiais durante processos de desmontagem, impactando negativamente o valor agregado das frações recicláveis.

Outro aspecto relevante refere-se à limitação dos ensaios normativos, que, embora essenciais para padronização e certificação, são conduzidos sob condições controladas que nem sempre representam os cenários mais severos de uso real. Nesse sentido, destaca-se a importância de considerar variáveis ambientais, como a umidade relativa do ar, no desenvolvimento de metodologias de avaliação mais representativas do ciclo de vida dos produtos.

O envelhecimento (*aging*) dos polímeros pode ser intensificado por diferentes fatores ambientais, especialmente pela temperatura. O aumento da temperatura fornece energia às cadeias poliméricas, favorecendo sua mobilidade molecular e promovendo rearranjos estruturais. Em materiais poliméricos semicristalinos, observa-se que a cristalização não ocorre de forma completa, permanecendo um determinado percentual de regiões amorfas. Nessas regiões, algumas cadeias podem permanecer sob tensão residual. Quando submetidas a temperaturas adequadas, essas cadeias adquirem mobilidade suficiente para relaxarem em direção a estados termodinamicamente mais favoráveis, associados a maior estabilidade entrópica. Dessa forma, o envelhecimento térmico pode provocar alterações significativas na estrutura e na dinâmica molecular do polímero, influenciando diretamente suas propriedades mecânicas e adesivas. Além disso, é importante considerar que, embora o volume total do polímero não atinja temperaturas elevadas, a interface entre o alumínio e o polímero pode apresentar aquecimento localizado significativo.

Do ponto de vista da economia circular, os achados deste trabalho reforçam a necessidade de incorporar princípios de projeto orientado à desmontagem (*design for disassembly*) no desenvolvimento de lâmpadas LED, priorizando soluções construtivas que minimizem a aderência entre materiais distintos e facilitem sua separação ao final da vida útil. Estratégias como

seleção adequada de materiais, uso de interfaces desmontáveis e redução de junções permanentes podem contribuir significativamente para a melhoria da reciclabilidade desses produtos.

Por fim, recomenda-se que estudos futuros aprofundem a investigação dos mecanismos de degradação interfacial sob condições combinadas de temperatura, umidade e ciclos térmicos, bem como avaliem o impacto dessas variáveis em diferentes formulações poliméricas. Tais avanços são fundamentais para o desenvolvimento de produtos mais sustentáveis e para o fortalecimento de cadeias produtivas alinhadas aos princípios da economia circular.

Referências Bibliográficas

CENCI, Marcelo Pilotto; DAL BERTO, Frederico Christ; SCHNEIDER, Eduardo Luis; VEIT, Hugo Marcelo. **Assessment of LED lamps components and materials for a recycling perspective**. *Waste Management*, v. 107, p. 285–293, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.04.028

CENCI, Marcelo Pilotto; DAL BERTO, Frederico Christ; CAMARGO, Priscila Silva Silveira; VEIT, Hugo Marcelo. **Separation and concentration of valuable and critical materials from wasted LEDs by physical processes**. *Waste Management*, v. 120, p. 136–145, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.11.023.

DAS, Anik Kumar; HOSSAIN, Md. Farhad; KHAN, Borhan Uddin; RAHMAN, Md. Mahfuzur; ASAD, M. A. Z.; AKTER, Mahmuda. **Circular economy: a sustainable model for waste reduction and wealth creation in the textile supply chain**. *SPE Polymers*, v. 6, p. e10171, 2025. DOI: https://doi.org/10.1002/pls2.10171

KIRCHHERR, Julian; REIKE, Denise; HEKKERT, Marko. **Conceptualizing the circular economy: an analysis of 114 definitions**. *Resources, Conservation & Recycling*, v. 127, p. 221–232, 2017. DOI: https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.09.005

LOYER, Cédric; RÉGNIER, Gilles; DUVAL, Vincent; RICHAUD, Emmanuel. **Multiscale study of poly(butylene terephthalate) hydrolysis**. *Polymer Degradation and Stability*, v. 192, e109690, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2021.109690

LOYER, Cédric; RÉGNIER, Gilles; DUVAL, Vincent; OULD, Yacine; RICHAUD, Emmanuel. **PBT plasticity loss induced by oxidative and hydrolysis ageing**. *Polymer Degradation and Stability*, v. 181, e109368, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2020.109368

MARTINS, Thiago R.; TANABE, Eduardo H.; BERTUOL, Daniel A. **Innovative method for the recycling of end-of-life LED bulbs by mechanical processing**. *Resources, Conservation & Recycling*, [*s. l.*], v. 161, p. 104875, out. 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104875

ROSA, Josimar Souza; ESCHTILER, Emanuele Caroline Araujo; DEITOS, Aline; BREHM, Feliciane Andrade; MORAES, Carlos Alberto Mendes. **Reuse of LED Lamps: Exploring the durability of functional units discarded as WEEE**. *Journal of Cleaner Production*, [*s. l.*], v. 519, p. 146040, 2025. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2025.146040

SANTOS, Emanuele Caroline Araujo dos; SILVA, José Luís Cardoso da; EVALDT, Daiane Calheiro; MORAES, Carlos Alberto Mendes. **Beneficiamento de lâmpadas LED inservíveis em uma cooperativa de reciclagem de resíduos eletroeletrônicos**. *Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental*, Florianópolis, v. 10, n. 2, p. 195-214, abr./jun. 2021. DOI: https://doi.org/10.19177/rgsa.v10e22021195-214.

AVALIAÇÃO DA FUNCIONALIDADE DE COMPONENTES DE LÂMPADAS LED PÓS-CONSUMO PARA FINS DE REUTILIZAÇÃO

1 Samuel Minuzzo Pereira, 2 Ramon Felipe Vogel, 3 Matheus Deodato Cadamuro, 4 Luiz Eduardo Caldas Kramer, 5 Christian Roberto Becker Esteves, 6 Carlos Alberto Mendes Moraes, 7 Josimar Souza Rosa

1, 3, 4, 7 Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: samuelpereira@alunos.utfpr.edu.br; matheuscadamuro@alunos.utfpr.edu.br; luizkramer@alunos.utfpr.edu.br; js-rosa@hotmail.com; 2, 5 e 6 Universidade do Vale do Rio dos Sinos, e-mail: ramonvogel2005@gmail.com; christian.becker04@gmail.com; cmoraes@unisinos.br

Palavras-chave: Lâmpadas LED; Reutilização de componentes; Economia circular.

Resumo

Este trabalho investiga o potencial de reutilização de componentes de lâmpadas LED descartadas pós-consumo, com foco na avaliação funcional de chips de LEDs, fontes de alimentação (placas de circuito impresso - PCI) e LEDs individuais. A amostra analisada foi composta por 105 lâmpadas LED não funcionais de 9 W, selecionadas a partir de um lote maior coletado em uma unidade de triagem de resíduos no sul do Brasil. Inicialmente, as lâmpadas foram desmontadas de forma controlada, visando preservar a integridade dos componentes. Em seguida, foram realizados ensaios experimentais para verificação da funcionalidade dos chips de LEDs por meio da aplicação de tensão contínua, bem como testes das fontes em condições próximas às de operação real. Adicionalmente, os LEDs foram avaliados individualmente com o uso de fonte de bancada. Os resultados indicaram que 34,28% das fontes ainda estavam operacionais, apresentando tensões de saída compatíveis com o funcionamento dos chips. No caso dos LEDs individuais, 68,91% das unidades testadas demonstraram funcionamento adequado. Observou-se também que, em diversos módulos, a maioria dos LEDs permanecia funcional, mesmo quando a lâmpada era considerada inoperante como um todo. Esses achados evidenciam que a falha de lâmpadas LED nem sempre implica na inutilização completa de seus componentes. Dessa forma, os resultados reforçam o potencial de estratégias baseadas na reutilização, recuperação e remanufatura de componentes, contribuindo para a redução da geração de resíduos de equipamentos eletroeletrônicos (REEE) e corroborando com o ciclo técnico da economia circular. O estudo fornece subsídios técnicos para o desenvolvimento de práticas mais sustentáveis no gerenciamento de lâmpadas LED ao final de sua vida útil.

Introdução

Baldé et al. (2024) indicam que, em 2022, o volume global de lâmpadas descartadas como Resíduos de Equipamentos Elétricos e Eletrônicos (REEE) alcançou 1,9 bilhão de kg. De acordo com os autores, as lâmpadas (incluindo, as fluorescentes, de descarga de alta intensidade e as LEDs) constituem a categoria de REEE com a menor taxa de reciclagem em nível mundial, sendo que apenas 5% do material coletado é, de fato, reciclado. Esse cenário ocorre apesar da presença de recursos valiosos, como elementos de terras raras, metais e vidro, além de substâncias perigosas, a exemplo do mercúrio. Em estudo anterior, Adrian et al. (2020) reportaram que o volume de lâmpadas descartadas em 2019 foi de 0,9 bilhão de kg, o que evidencia o crescimento expressivo desse tipo de resíduo nos últimos anos e reforça a necessidade urgente de soluções técnicas que assegurem um descarte adequado.

Cenci et al. (2020, 2021) e Martins et al. (2020) relatam que, no processamento industrial de lâmpadas corretamente destinadas à reciclagem, é usual a realização de uma etapa de trituração, seguida por uma separação preliminar dos materiais em frações metálicas e não metálicas, bem como magnéticas e não magnéticas. Em etapas subsequentes, esses materiais passam por processos de refino, visando a uma separação mais precisa. Por outro lado, Santos et al. (2022) destacam que as lâmpadas também podem ser desmontadas, o que possibilitaria a comercialização de seus componentes e a reinserção desses materiais na cadeia da economia circular por meio da reciclagem. Ainda assim, tais estratégias podem não ser as únicas, nem necessariamente as principais alternativas para o descarte de lâmpadas.

Rosa et al. (2023, 2025) avaliaram um lote composto por 618 lâmpadas LED (formato pera) descartadas e verificaram que 17,8% ainda se encontravam em funcionamento. O estudo indicou, ainda, que a maior parte das lâmpadas possuía potência de 9 W, correspondendo a aproximadamente 54,2% do total, além de evidenciar que uma fração relevante apresentava intensidade luminosa semelhante à de lâmpadas novas de mesma potência. Diante desses resultados, os autores sugerem que a simples destruição desses REEE pode não constituir a única alternativa de descarte, especialmente ao se considerar a possibilidade de extensão da vida útil de lâmpadas ainda operacionais.

Rahman et al. (2021) conduziram uma revisão sistemática da literatura com o objetivo de investigar soluções de caráter circular aplicadas ao gerenciamento do descarte de lâmpadas LED ao final de sua vida útil. Ao analisarem as abordagens relacionadas às dez estratégias R (recusar, repensar, reutilizar, reparar, recondicionar, remanufaturar, reaproveitar, reciclar e recuperar), os autores verificaram que a reciclagem é a prática mais difundida. Contudo, também ressaltaram o potencial de estratégias de maior valor agregado dentro da hierarquia dos R, como a reutilização, o reparo e a remanufatura, as quais podem contribuir para a extensão da vida útil das lâmpadas LED ou de seus componentes.

Na União Europeia, a diretiva 2012/19 do parlamento, publicada em 2012, já previa que processos envolvendo o reuso de componentes ou de utensílios eletroeletrônicos deveria ser preferido em relação à reciclagem. Desde então, alguns

países conseguiram implantar sistemas próprios que apoiam este tipo de prática. Boldoczki et al. (2020) descrevem que a reutilização é benéfica se os impactos que surgem durante um determinado período de utilização de um produto reutilizado forem menores do que os impactos de um produto novo. Se este não for o caso, a reutilização não é benéfica em comparação com a reciclagem.

Wehbie e Semetey (2022) avaliaram a funcionalidade de 285 lâmpadas LED ao final de sua vida útil, contemplando diferentes tipos de base, como E27, GU10, GU5.3, entre outras. Os autores constataram que aproximadamente 30,8% das lâmpadas ainda estavam em funcionamento, o que sugere a possibilidade de reutilização ou comercialização, desde que haja viabilidade econômica. Adicionalmente, observaram que, mesmo entre as lâmpadas classificadas como não funcionais, uma parcela expressiva ainda possuía módulos ou chips de LED em operação, indicando potencial para reutilização a partir de reparo e remanufatura.

As partes que compõem as lâmpadas LED tipo pera são mostradas na Figura 01. A fonte (PCI) e a placa LED (ou *chip* LED) foram os objetos desta pesquisa. A fonte é o dispositivo responsável por converter a corrente alternada da rede residencial em corrente contínua requerida para funcionamento dos LEDs. Além disso, ela adequa o nível de tensão. Trata-se de uma placa de circuito impresso dotada de componentes eletrônicos. A placa de LED é o suporte onde os LEDs estão fixos. É formada por uma base de alumínio.

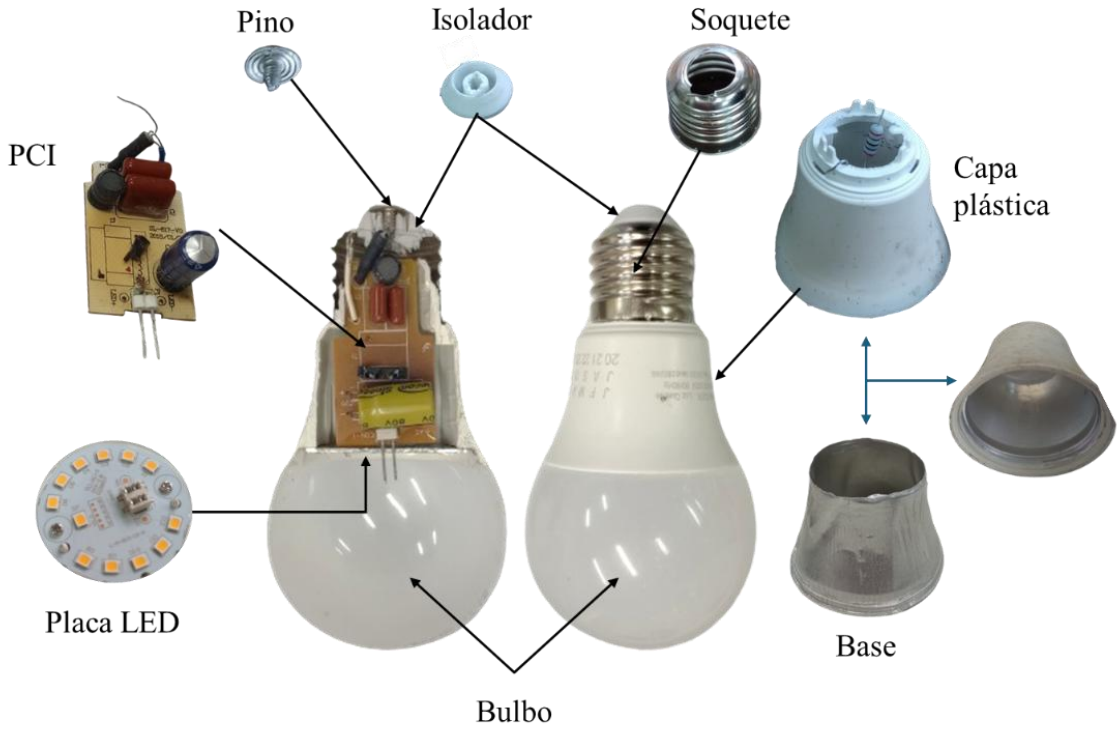


Figura 01: As partes de uma lâmpada LED tipo bulbo.
Fonte: Os autores

Neste contexto, o objetivo geral desta pesquisa foi avaliar a funcionalidade individual dos componentes de lâmpadas LED descartadas pós-consumo, com foco específico nos chips de LEDs, nas fontes de alimentação (placas de circuito impresso - PCI) e nos LEDs, a fim de identificar o potencial de reutilização desses elementos. Busca-se, com isso, fornecer subsídios para estratégias de economia circular, prolongamento da vida útil dos materiais e desenvolvimento de práticas mais sustentáveis para o gerenciamento de resíduos de equipamentos elétricos e eletrônicos (REEE).

Materiais e Métodos

As etapas da metodologia adotada neste trabalho estão representadas na Figura 02. Para uma melhor compreensão, algumas dessas etapas serão detalhadas nas subseções seguintes, com a apresentação dos procedimentos, critérios e fundamentos teóricos que nortearam a condução do estudo.

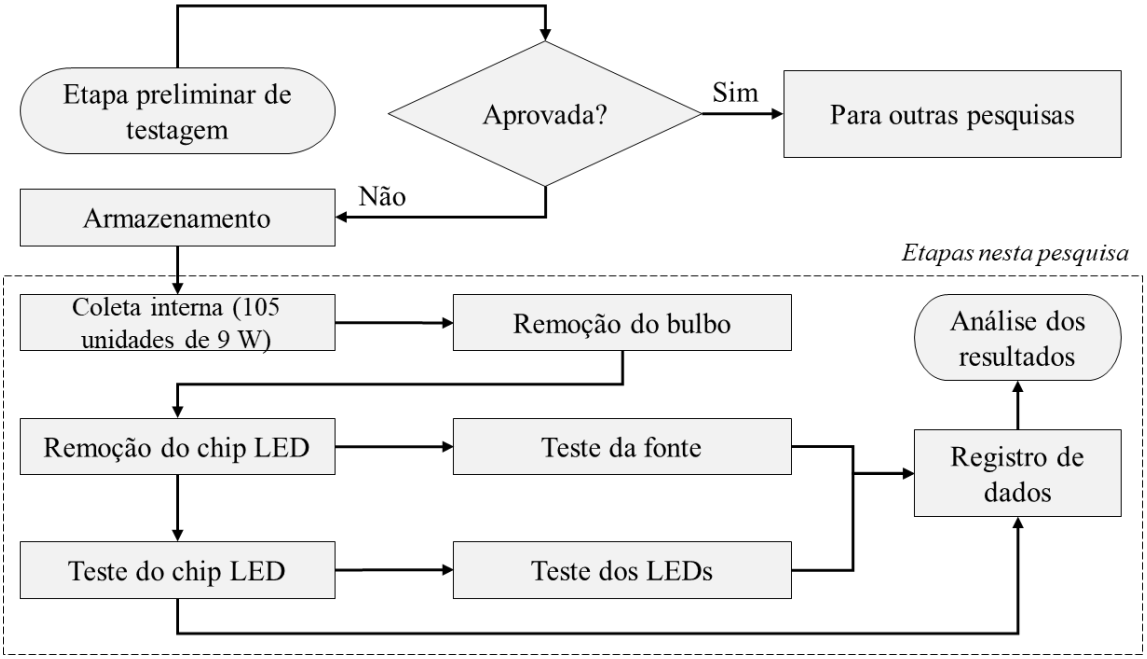


Figura 02: Etapas metodológicas.
Fonte: Os autores

Amostragem

O lote de lâmpadas de onde foi retirada a amostra para esta pesquisa foi coletado em dezembro de 2023 na Associação de Catadores e Recicladores da Vila Chocolatão (ACRVC), cidade de Porto Alegre, Brasil. O total era de 3,490 unidades. Cada lâmpada do grande lote passou por avaliações preliminares e testes de funcionamento. 2907 unidades não estavam funcionando. Em um segundo momento, as lâmpadas que não funcionavam foram classificadas e separadas por potência. Nossas pesquisas prévias com outros lotes de lâmpadas mostraram que a potência de 9 W é a mais comum entre as lâmpadas descartadas (53,2% em Rosa et al., 2023). Nossa experiência prévia também mostrou que as lâmpadas de 9 W possuem design mais padronizado, e por isso optamos por analisar apenas uma amostra desta potência. Das 2907 unidades de lâmpadas não funcionais nós encontramos 704 unidades de 9 W. Então nós coletamos uma amostra de 105 unidades para teste das partes, que nos fornece uma margem de erro de ±8,83% com um intervalo de confiança de 95%.

Processo de desmontagem

A desmontagem foi realizada de forma cuidadosa com o objetivo de minimizar os danos aos componentes das lâmpadas. Para tanto, quando necessário, foram utilizadas ferramentas adequadas, como morsa, chave de fenda cruzada, espátula e soldador de estanho. O procedimento de desmontagem concentrou-se na remoção dos três componentes de interesse. Observou-se na amostra analisada uma ampla variedade de tipos de encaixes e fixações empregados para os mesmos componentes.

Para acessar a parte interna da lâmpada, a primeira etapa do processo de desmontagem foi a remoção do bulbo. Na maior parte das lâmpadas o bulbo foi separado do corpo manualmente. No entanto, em algumas lâmpadas a remoção foi mais difícil, aparentemente devido ao excesso de cola, sendo necessário o uso de ferramentas.

A etapa seguinte à remoção do bulbo foi a remoção do *chip* de LEDs. Em algumas lâmpadas a remoção foi possível apenas com o auxílio de uma espátula enquanto em outras unidades o *chip* de LEDs estava fixado ao corpo da lâmpada por meio de parafusos, sendo necessário primeiramente removê-los. Encontrou-se também, na amostra, algumas unidades de lâmpadas cujo *chip* de LEDs estava soldado à fonte PCI, sendo necessário uso de um soldador de estanho para realizar a desconexão. Uma vez separado o *chip* de LEDs do corpo da lâmpada, a remoção das demais partes não era necessária, exceto quando identificados defeitos visíveis na estrutura, como fios quebrados ou danos no soquete E27, que poderiam facilitar ou dificultar um teste subsequente.

Teste do *chip* de LEDs

O teste dos chips de LEDs foi realizado aplicando-se tensão de corrente contínua diretamente no circuito. Iniciou-se cada teste com a tensão de 100 V, valor identificado em ensaios prévios como mínimo para que as lâmpadas funcionassem. Ao aplicar esta tensão, caso os LEDs não acendessem plenamente, mas dessem algum sinal de funcionamento brilhante fraco ou intermitente (piscante), então era realizado o incremento da tensão da fonte de forma gradual, até o limite de 300 V. Para realizar estes testes dos chips de LED foram utilizadas fontes de outras lâmpadas que ainda estavam funcionando e cabos com conectores adequados. Alguns detalhes são mostrados na Figura 03.

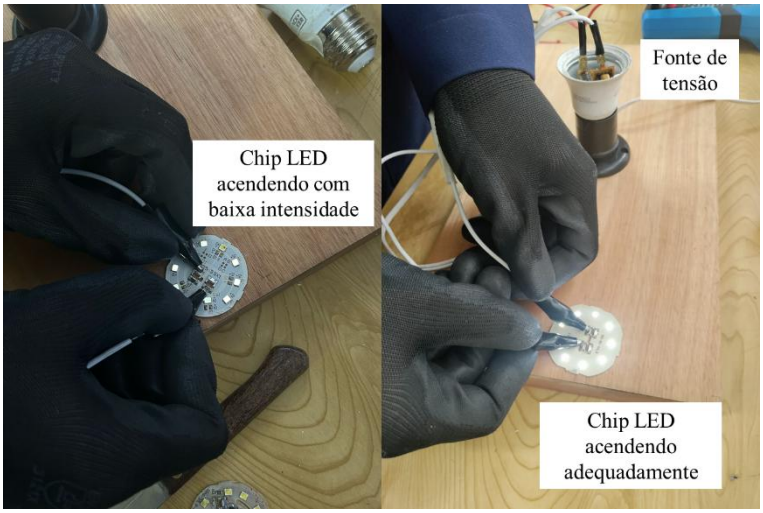


Figura 03: Testagem do *chip* de LEDs.
Fonte: Os autores

Teste de fonte

O ensaio da fonte de alimentação de cada lâmpada foi conduzido de modo a reproduzir, o mais fielmente possível, as condições normais de operação do dispositivo. Para isso, utilizou-se um suporte convencional compatível com lâmpadas de soquete E27, mantendo a configuração elétrica original da fonte, porém sem a presença do chip de LEDs, a fim de permitir a análise isolada do seu comportamento. A medição da tensão de saída foi realizada diretamente nos terminais da fonte, garantindo maior precisão na aquisição dos dados e evitando interferências associadas a outros componentes do circuito. Para tal, foi empregado um multímetro digital modelo ET-2042F, da marca Minipa, devidamente configurado para a faixa de medição adequada. Durante os ensaios, buscou-se assegurar condições estáveis de alimentação, minimizando variações que pudessem comprometer a confiabilidade dos resultados obtidos. A Figura 04 mostra no detalhe o processo de medição da tensão de saída de uma fonte.



Figura 04: Teste da fonte (PCI).
Fonte: Os autores

Teste individual de LEDs

Para a verificação individual do funcionamento dos LEDs, utilizou-se uma fonte de alimentação de bancada modelo Minipa MPL-3305M, a qual permite o ajuste fino e estável da tensão de saída, garantindo maior controle durante os ensaios. Com o objetivo de viabilizar o contato elétrico nos terminais dos LEDs, que apresentam dimensões reduzidas, foram adaptadas agulhas metálicas nas extremidades das ponteiras da fonte, possibilitando maior precisão e repetibilidade na aplicação da tensão.

Durante os testes, aplicou-se uma tensão contínua de 8 Vcc diretamente aos terminais de cada LED, de forma individual, a fim de verificar seu funcionamento. A escolha desse valor de tensão foi baseada em ensaios preliminares, nos quais se buscou um nível adequado para ativação dos LEDs sem comprometer sua integridade. Esse procedimento permitiu uma avaliação direta e rápida da condição operacional de cada componente, contribuindo para a identificação de unidades potencialmente reutilizáveis.

Resultados e Discussão

Na amostra de 105 unidades foram encontradas 20 diferentes fabricantes. Apenas 13 unidades de lâmpadas possuíam identificação do local de fabricação, sendo 9 fabricadas na China e 4 no Paraguai. As outras 92 unidades não apresentavam esta

informação. Com relação ao ano de fabricação foram registradas as seguintes informações: (a) 31 unidades sem esta informação; (b) 12 unidades de 2017; (c) 9 unidades de 2018; (d) 27 unidades de 2019; (e) 23 unidades de 2020; (f) 3 unidades de 2021. Os resultados relativos às fontes (PCIs) são mostrados na Figura 05.

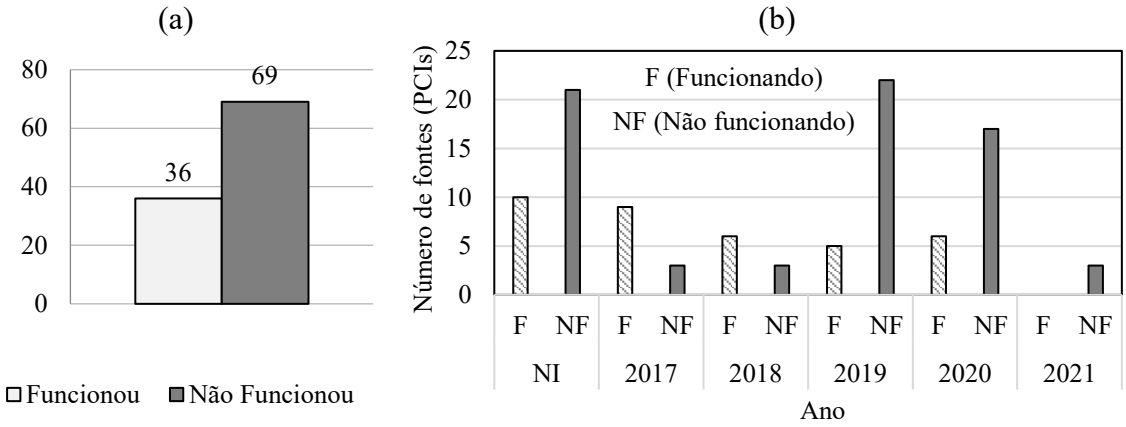


Figura 05: Resultados quantitativos dos testes das fontes.
Fonte: Os autores

Da amostra analisada, 36 unidades (34,28%) de fontes (PCIs) ainda funcionavam de forma adequada com boa intensidade luminosa e acendendo todos os LEDs. Com relação ao ano, observa-se na amostra analisada a existência de unidades de lâmpadas mais antigas cujas fontes ainda funcionavam, como por exemplo, referente ao ano de 2017. Isto evidencia uma boa durabilidade destes componentes, quando comparado, por exemplo, com as amostras de 2019 e 2020, cujo número de amostras não funcionais foi maior do que o número de amostras funcionais.

34 unidades de fontes funcionais apresentaram tensão medida entre 90 e 135 V. As outras 2 unidades de fontes funcionais resultaram em tensões de 260 V e 300 V. Houve 15 unidades de fontes (classificadas como não funcionais) cujas tensões de saída eram valores baixos (<50 V) não conseguindo realizar o acendimento dos *chip* LEDs. Observa-se, portanto, que há um potencial para reutilização destas fontes, seja para suprimento em uma nova lâmpada ou em novas aplicações.

Com relação aos testes dos *chips* LED, os resultados são mostrados na Figura 06.

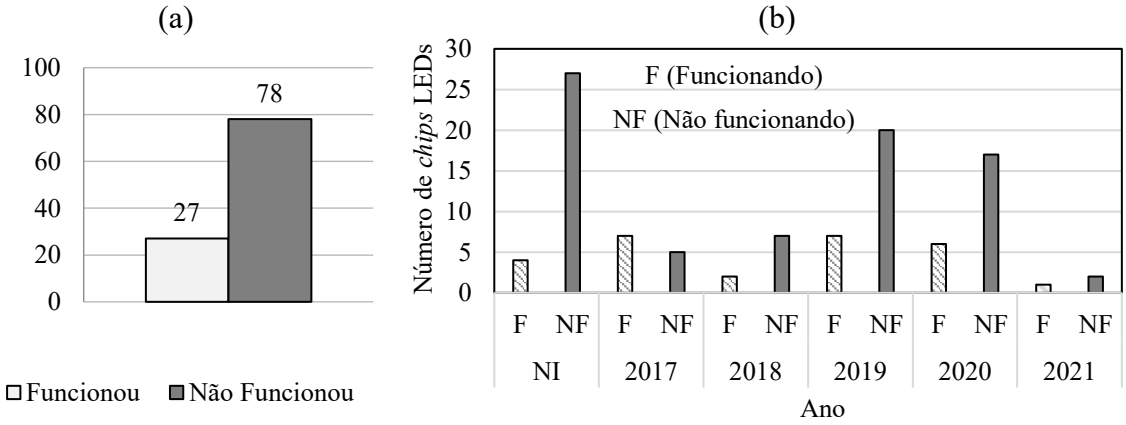


Figura 06: Resultados quantitativos dos testes dos *chips* LEDs.
Fonte: Os autores

Os resultados obtidos para os *chips* de LEDs evidenciam que uma parcela significativa de 74,3% deste tipo de componente ainda se mantém em funcionamento mesmo após descarte. Esse comportamento reforça a hipótese de que o fim da vida útil da lâmpada LED, sob a perspectiva do usuário final, não coincide necessariamente com o fim da vida útil de seus componentes internos. Em particular, a elevada proporção de LEDs ainda funcionais sugere que os mecanismos de degradação dos emissores são mais lentos quando comparados aos de outros elementos do sistema, como capacitores eletrolíticos presentes nas fontes, que são amplamente reportados na literatura como pontos críticos de falha.

Quanto ao teste individual de cada LED, foi testado um total de 579 LEDs, distribuídos entre 65 diferentes *chips* de LEDs. Não foram testados os LEDs de todos os 105 *chips* em função da dificuldade em acessar os contatos elétricos em boa parte deles. A média de número de LEDs por cada *chip* foi de 8,9, sendo que algumas unidades possuem 8 LEDs (mínimo) e outras 12 LEDs (máximo).

O teste individual foi conduzido por meio da aplicação de uma tensão contínua de 8 V nos terminais de cada elemento, procedimento previamente definido em testes exploratórios. Como resultado, constatou-se que 399 unidades (68,91%) apresentaram resposta operacional, enquanto 180 (31,09%) não responderam ao estímulo elétrico aplicado. Além disso, em 49 dos módulos avaliados, a quantidade de emissores em funcionamento superou a de componentes inoperantes, indicando uma predominância de desempenho positivo nesses conjuntos.

De forma geral, os resultados evidenciam um potencial significativo de aproveitamento dos componentes analisados, uma vez que mais de dois terços dos elementos ainda se encontram funcionais, mesmo após o descarte. Esse cenário reforça a viabilidade de estratégias voltadas à reutilização parcial ou recuperação de módulos, especialmente quando se considera que, em muitos casos, a falha do conjunto não implica necessariamente a inutilização de todos os seus constituintes. Assim, iniciativas que priorizem a triagem e o reaproveitamento seletivo podem contribuir tanto para a redução de resíduos quanto para a agregação de valor dentro de uma perspectiva de economia circular.

Considerações Finais

Os resultados obtidos neste estudo demonstram que uma parcela significativa dos componentes de lâmpadas LED descartadas pós-consumo mantém sua funcionalidade, mesmo após o fim da vida útil percebido pelo usuário. Em especial, verificou-se que 34,28% das fontes de alimentação ainda operam adequadamente e que uma fração expressiva dos chips e LEDs individuais permanece funcional, evidenciando que a falha do conjunto não implica necessariamente a inutilização de todos os seus constituintes.

A análise em diferentes níveis, módulo (*chip*) e componente (LED individual), permitiu identificar um potencial relevante para estratégias de reaproveitamento seletivo, nas quais componentes ainda operacionais podem ser reinseridos em novos ciclos de uso. Esse cenário reforça a viabilidade técnica de abordagens baseadas na reutilização, reparo e remanufatura, em consonância com princípios da economia circular, que priorizam a maximização do valor dos materiais ao longo do seu ciclo de vida.

Além disso, os resultados indicam que as falhas mais recorrentes tendem a estar associadas a elementos do sistema eletrônico de alimentação, e não necessariamente aos dispositivos emissores de luz, os quais apresentaram maior taxa de sobrevivência funcional. Tal constatação sugere oportunidades para o desenvolvimento de soluções de projeto mais robustas, bem como para a implementação de processos de triagem e recuperação mais eficientes.

Do ponto de vista prático, os resultados deste trabalho contribuem para a discussão sobre alternativas ao modelo convencional de reciclagem por trituração, indicando que estratégias baseadas em desmontagem e avaliação funcional podem agregar maior valor aos resíduos de equipamentos eletroeletrônicos. Como perspectivas futuras, recomenda-se a investigação da confiabilidade e da vida útil residual dos componentes reutilizados, bem como a análise da viabilidade econômica e logística de sua aplicação em escala.

Agradecimentos

Associação de Catadores e Recicladores da Vila Chocolatão (ACRVC), cidade de Porto Alegre, Brasil, pelo fornecimento de unidades de lâmpadas pós-consumo para realização da pesquisa.

CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico), pelo financiamento de bolsas e fomento a projeto de pesquisa.

Referências Bibliográficas

BALDÉ, Cornelis P. et al. **The Global E-waste Monitor 2024**. Geneva/Bonn: International Telecommunication Union (ITU): United Nations Institute for Training and Research (UNITAR), 2024. Disponível em: https://ewastemonitor.info/wp-content/uploads/2024/03/GEM_2024_18-03_web_page_per_page_web.pdf. Acesso em: 28 abr. 2026.

BOLDOCZKI, Sandra; THORENZ, Andrea; TUMA, Axel. **The environmental impacts of preparation for reuse: A case study of WEEE reuse in Germany**. *Journal of Cleaner Production*, [s. l.], v. 252, p. 119736, abr. 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119736

CENCI, Marcelo Pilotto; DAL BERTO, Frederico Christ; SCHNEIDER, Eduardo Luis; VEIT, Hugo Marcelo. **Assessment of LED lamps components and materials for a recycling perspective**. *Waste Management*, v. 107, p. 285–293, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.04.028

CENCI, Marcelo Pilotto; DAL BERTO, Frederico Christ; CAMARGO, Priscila Silva Silveira; VEIT, Hugo Marcelo. **Separation and concentration of valuable and critical materials from wasted LEDs by physical processes**. *Waste Management*, v. 120, p. 136–145, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.11.023.

FORTI, Vanessa; BALDÉ, Cornelis P.; KUEHR, Ruediger; BEL, Garam. **The Global E-waste Monitor 2020**: Quantities, flows and the circular economy potential. Bonn/Geneva/Rotterdam: United Nations University (UNU)/United Nations Institute for Training and Research (UNITAR) – co-hosted Sustainable Cycles (SCYCLE) Programme, International

Telecommunication Union (ITU) & International Solid Waste Association (ISWA), 2020. Disponível em: https://ewastemonitor.info/wp-content/uploads/2020/11/GEM_2020_def_july1_low.pdf. Acesso em: 28 abr. 2026.

MARTINS, Thiago R.; TANABE, Eduardo H.; BERTUOL, Daniel A. **Innovative method for the recycling of end-of-life LED bulbs by mechanical processing**. *Resources, Conservation & Recycling*, [s. l.], v. 161, p. 104875, out. 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104875

RAHMAN, SM Mizanur; POMPIDOU, Stéphane; ALIX, Thècle; LARATTE, Bertrand. **A review of LED lamp recycling process from the 10 R strategy perspective**. *Sustainable Production and Consumption*, [s. l.], v. 28, p. 1178-1191, out. 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.spc.2021.07.025

ROSA, Josimar Souza; SANTOS, Emanuele Caroline Araujo; FERNANDES, W.; BREHM, Feliciane Andrade; MORAES, Carlos Alberto Mendes. **Avaliação do funcionamento e intensidade luminosa de lâmpadas recebidas para reciclagem em cooperativas de coleta seletiva da cidade de Porto Alegre**. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE RESÍDUOS DE EQUIPAMENTOS ELETROELETRÔNICOS, 6., 2023, Rio de Janeiro. Anais [...]. Rio de Janeiro: CETEM, 2023. Disponível em: http://mineralis.cetem.gov.br/handle/cetem/2768. Acesso em: 28 abr. 2026.

ROSA, Josimar Souza; ESCHTILER, Emanuele Caroline Araujo; MESQUITA, William Fernandes de; BREHM, Feliciane Andrade; MORAES, Carlos Alberto Mendes. **Evaluation of the operation and luminous intensity of lamps received for recycling in selective waste collection cooperatives in the city of Porto Alegre - Brazil**. *Revista de Gestão Social e Ambiental*, Miami, v. 19, n. 12, p. 1-18, 2025. DOI: https://doi.org/10.24857/rgsa.v19n12-057

SANTOS, Emanuele Caroline Araujo dos; SILVA, José Luís Cardoso da; EVALDT, Daiane Calheiro; MORAES, Carlos Alberto Mendes. **Beneficiamento de lâmpadas LED inservíveis em uma cooperativa de reciclagem de resíduos eletroeletrônicos**. *Revista Mix Sustentável*, Florianópolis, v. 8, n. 4, p. 63-73, set. 2022. DOI: https://doi.org/10.29183/2447-3073.MIX2022.v8.n4.63-76

WEHBIE, Moheddine; SEMETEY, Vincent. **Characterization of end-of-life LED lamps: Evaluation of reuse, repair and recycling potential**. *Waste Management*, [s. l.], v. 141, p. 202-207, mar. 2022. DOI: https://doi.org/10.1016/j.wasman.2022.01.033.

PADRÕES DE CONSUMO EM COMUNIDADES ISOLADAS E SEUS IMPACTOS NA GERAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS: ESTUDO DE CASO NA RDS IGAPÓ-AÇU

1 Stefany Caroline De Padua Mathias, 2 Luana Mattos De Oliveira Cruz

1 Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo - Unicamp, e-mail:s244383@dac.unicamp.br; 2 Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo - Unicamp, e-mail: luanamoc@unicamp.br.

Palavras-chave: Amazônia; Gestão de resíduos; BR-319.

Resumo

O avanço dos padrões de consumo urbano em comunidades isoladas tem promovido transformações significativas nos modos de vida e nas dinâmicas socioambientais desses territórios. Nesse contexto, o presente estudo tem como objetivo analisar os padrões de consumo em uma comunidade amazônica e sua relação com a geração de resíduos sólidos, a partir do estudo de caso da comunidade São Sebastião do Igapó-Açu, localizada na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Igapó-Açu (AM). A metodologia adotada possui abordagem qualitativa, baseada em revisão bibliográfica e pesquisa de campo, realizada por meio de observação direta, escuta ativa e registros em diário de campo, sem a aplicação de questionários estruturados. Os resultados evidenciam que a presença da rodovia BR-319 atua como principal vetor de inserção de produtos industrializados, influenciando a reconfiguração das atividades econômicas locais e ampliando o consumo desses produtos pela população. Como consequência, observa-se o aumento da geração de resíduos sólidos, com predominância de materiais plásticos e metálicos, associados principalmente ao consumo de bebidas e produtos industrializados. A ausência de infraestrutura adequada para o manejo desses resíduos resulta em práticas como descarte a céu aberto, queima e armazenamento inadequado, agravadas pela dinâmica sazonal da região, que durante o período de cheia favorece a dispersão dos resíduos pelos corpos hídricos. Além dos impactos ambientais, destacam-se implicações sociais e econômicas, como riscos à saúde pública e custos associados ao acesso a serviços em centros urbanos. Conclui-se que a ampliação do consumo, dissociada de políticas públicas e infraestrutura de saneamento, intensifica vulnerabilidades socioambientais, evidenciando a necessidade de estratégias de gestão de resíduos adaptadas às especificidades do contexto amazônico.

Introdução

O processo de industrialização e o consequente avanço da urbanização têm promovido transformações significativas no estilo de vida e nos hábitos de consumo da sociedade contemporânea, sendo a busca pela praticidade e facilidade na alimentação um dos principais fatores associados ao estilo de vida urbano moderno (Reinaldo *et al.*, 2015). Esse fenômeno não se restringe aos grandes centros urbanos, alcançando também comunidades rurais e isoladas que, impulsionadas pela globalização econômica, passam a apresentar uma crescente dependência de produtos industrializados adquiridos em estabelecimentos comerciais, em detrimento da produção voltada à subsistência (Reinaldo *et al.*, 2015). Estudos indicam que comunidades isoladas, inclusive na região amazônica, vêm incorporando padrões de consumo semelhantes aos observados em contextos urbanos, resultando em um processo de homogeneização dos hábitos de consumo (Reinaldo *et al.*, 2015).

Nas últimas décadas, esse processo tem se intensificado, evidenciando uma transição significativa nos padrões de consumo em comunidades tradicionalmente caracterizadas pela produção local e pelo consumo de alimentos in natura ou minimamente processados (Gama *et al.*, 2022). Dados das Pesquisas de Orçamentos Familiares (POF) demonstram um aumento expressivo no consumo de alimentos ultraprocessados entre populações rurais, especialmente em contextos de maior vulnerabilidade socioeconômica (Louzada *et al.*, 2023). Esse movimento reflete não apenas mudanças alimentares, mas transformações mais amplas nas dinâmicas sociais, econômicas e culturais dessas populações.

Em diferentes regiões do país, observa-se a substituição progressiva de práticas tradicionais por padrões de consumo dependentes de mercados externos. Em comunidades do semiárido nordestino, por exemplo, a aquisição de produtos industrializados em centros urbanos evidencia uma crescente dependência de cadeias de abastecimento externas, contribuindo para a descaracterização de culturas alimentares locais e para a redução da autonomia produtiva (Reinaldo *et al*., 2015). No Sul do Brasil, a transição nutricional encontra-se mais consolidada, com elevada participação de alimentos ultraprocessados na dieta, frequentemente associada à busca por pertencimento a padrões culturais considerados modernos (Oliveira; Peter; Muniz, 2021).

Na região amazônica, essa dinâmica é mediada por fatores como isolamento geográfico, acesso à renda e proximidade com centros urbanos. Comunidades mais isoladas tendem a manter padrões alimentares baseados em recursos locais. Enquanto isso, aquelas com maior acesso a centros urbanos apresentam maior incorporação de produtos industrializados. Isso é impulsionado por deslocamentos periódicos para aquisição de bens e pela inserção em programas de transferência de renda (Gama *et al.*, 2022).

Essa mudança de comportamento, entretanto, gera impactos ambientais diretos, especialmente no que se refere ao aumento na produção de resíduos sólidos. A introdução de produtos industrializados implica a ampliação do descarte de embalagens plásticas, metálicas e de outros materiais de difícil decomposição, alterando significativamente a dinâmica de geração de resíduos em comunidades rurais e isoladas (Guimarães *et al.*, 2024; CEUC, 2014). O grande desafio reside no fato

de que, embora os padrões de consumo urbano tenham sido incorporados, a infraestrutura de saneamento básico e os sistemas de gestão de resíduos não acompanharam essa transformação (Andrade; Rezende, 2023; Sousa *et al.*, 2025). Como consequência, práticas como queima, enterramento e descarte em corpos hídricos tornam-se recorrentes, ampliando os impactos ambientais e os riscos à saúde pública.

No contexto amazônico, a Reserva de Desenvolvimento Sustentável Igapó-Açu exemplifica essa problemática. Cortada pela rodovia BR-319, a unidade de conservação vivencia a dualidade entre a ampliação do acesso a bens de consumo e o aumento das pressões socioambientais decorrentes da introdução de padrões de consumo exógenos (Rezende *et al.*, 2017; Carlos; Meirelles, 2018; FGVces, 2021). Nesse cenário, a gestão de resíduos sólidos apresenta-se como um desafio central, sendo frequentemente marcada por práticas inadequadas de descarte, que comprometem a integridade ambiental e a qualidade de vida das populações locais.

Diante desse contexto, evidencia-se que o fenômeno do consumo urbano ultrapassa os limites das cidades, promovendo transformações profundas em territórios tradicionalmente autossuficientes e gerando novas demandas para a gestão ambiental. Nesse sentido, a incorporação de padrões de consumo urbano em comunidades isoladas tem contribuído para o aumento da geração de resíduos sólidos, ao mesmo tempo em que evidencia limitações estruturais e institucionais relacionadas à sua gestão em contextos de baixa infraestrutura.

Dessa forma, o objetivo deste trabalho é analisar os padrões de consumo em uma comunidade isolada da Amazônia e sua relação com a geração de resíduos sólidos, a partir do estudo de caso da RDS Igapó-Açu, buscando compreender os impactos socioambientais desse processo e suas implicações para a gestão local de resíduos.

Materiais e Métodos

O presente estudo possui abordagem qualitativa, de caráter exploratório e descritivo, estruturado a partir de revisão bibliográfica e estudo de caso. Inicialmente, foi realizada uma revisão da literatura com o objetivo de contextualizar o fenômeno da incorporação de padrões de consumo urbano em comunidades rurais e isoladas, bem como suas implicações socioambientais, com ênfase na geração de resíduos sólidos. Para tanto, foram utilizados artigos científicos, relatórios técnicos e documentos institucionais que abordam a transição dos padrões de consumo, a inserção de produtos industrializados em territórios tradicionais e os desafios relacionados à gestão de resíduos em contextos com limitações de infraestrutura.

Como recorte empírico, adotou-se a comunidade São Sebastião do Igapó-Açu, inserida na Reserva de Desenvolvimento Sustentável (RDS) Igapó-Açu, localizada no estado do Amazonas, como estudo de caso. A comunidade encontra-se distribuída ao longo da rodovia BR-319, o que favorece o acesso a bens de consumo provenientes de centros urbanos. Apesar dessa conexão, o território apresenta especificidades ambientais relevantes, especialmente associadas à dinâmica hidrológica da região amazônica. As variações sazonais do nível dos rios, caracterizadas por períodos de cheia e vazante, influenciam as condições locais de mobilidade, uso do espaço e organização das atividades cotidianas na comunidade. A localização da comunidade São Sebastião do Igapó-Açu no contexto da RDS Igapó-Açu e sua relação com a rodovia BR-319 podem ser observadas nas Figuras 01 e 02.

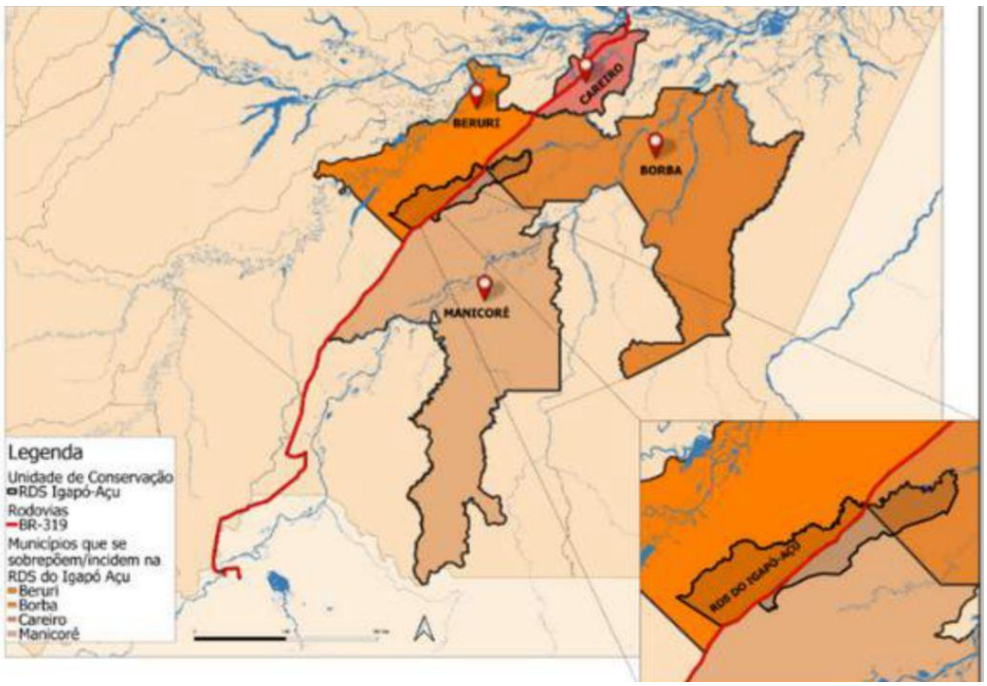


Figura 01: Mapa de localização da RDS em relação a Rodovia BR-319 e sua delimitação territorial nos municípios de Borba, Manicoré e Beruri (AM).
Fonte: FGVces (2024)

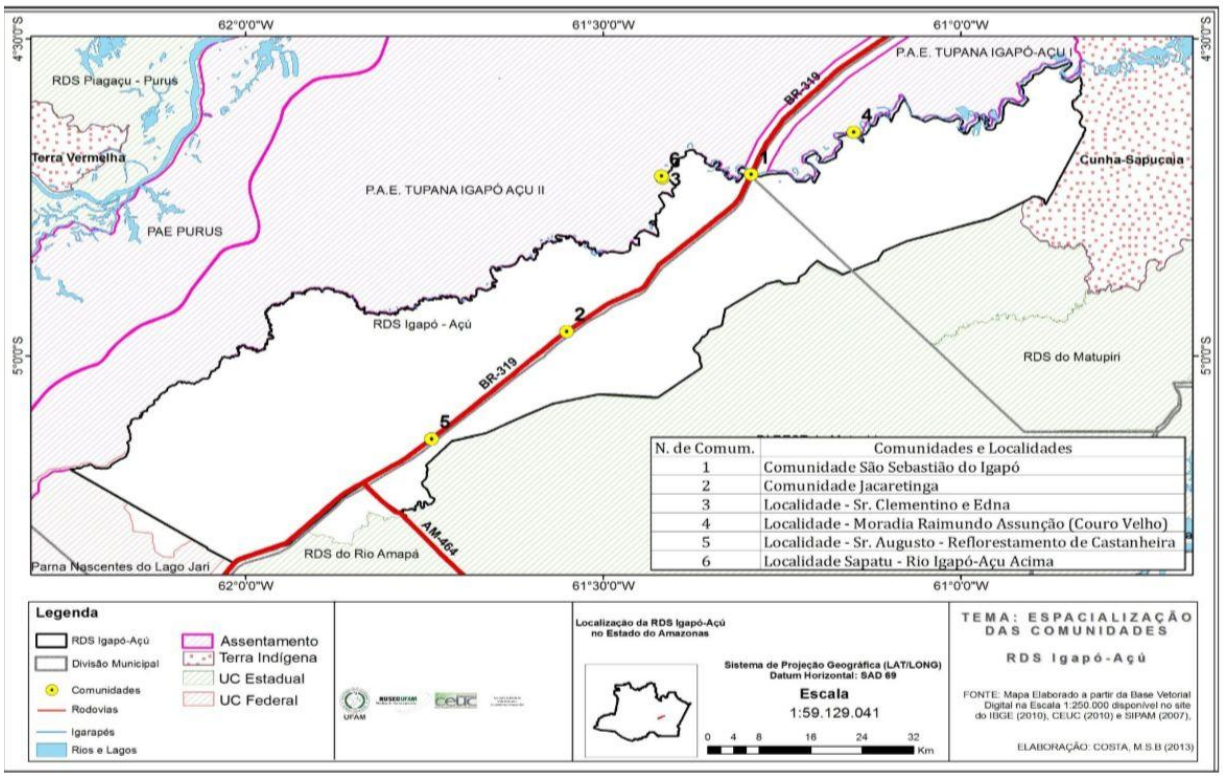


Figura 02: Mapa de localização da comunidade São Sebastião do Igapó-açu dentro da RDS, ponto 1. Fonte: CEUC (2014)

A pesquisa de campo foi realizada por meio de visitas à comunidade, fundamentadas em uma abordagem participativa, com inspiração em práticas de pesquisa-ação articuladas à extensão universitária. Essa aproximação possibilitou maior inserção no contexto local e favoreceu a construção de relações de confiança com os moradores. A coleta de dados ocorreu por meio de observação direta, escuta ativa e registros em diário de campo, não sendo aplicados questionários formais ou instrumentos estruturados. As informações foram obtidas a partir de conversas informais e da observação das práticas cotidianas relacionadas ao consumo e ao manejo de resíduos sólidos.

Essa estratégia metodológica permitiu captar percepções, práticas e dinâmicas locais de forma sensível às especificidades socioculturais e ambientais da comunidade, sem a rigidez de instrumentos padronizados, o que se mostrou adequado ao contexto investigado.

A análise dos dados foi realizada de forma interpretativa, articulando as evidências empíricas observadas em campo com o referencial teórico levantado na revisão bibliográfica, buscando compreender as relações entre os padrões de consumo e as dinâmicas de geração e manejo de resíduos sólidos no contexto estudado.

Resultados e Discussão

A análise dos dados evidencia que as transformações nos padrões de consumo observadas em comunidades isoladas no Brasil também se manifestam de forma expressiva na comunidade São Sebastião do Igapó-Açu, inserida na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Igapó-Açu, ainda que mediadas por especificidades territoriais e infraestruturais próprias do contexto amazônico. Conforme apontado pela literatura, a incorporação de produtos industrializados em territórios tradicionalmente baseados na subsistência está associada à crescente influência de dinâmicas urbanas (Gama *et al.*, 2022; Louzada *et al.*, 2023), fenômeno que, no caso estudado, apresenta particularidades relacionadas à presença da rodovia BR-319.

Embora localizada a aproximadamente 250 km de Manaus, São Sebastião do Igapó-Açu mantém conexões frequentes com esse centro urbano, que exerce papel relevante na provisão de serviços de saúde, comércio e vínculos familiares. Parte dos moradores relata deslocamentos periódicos até a capital, além da existência de redes de transporte e frete que conectam Manaus ao interior ao longo da rodovia. Nesse contexto, o município de Careiro Castanho se destaca como principal ponto de apoio urbano mais próximo, sendo referência para abastecimento de insumos, combustível e acesso a serviços. Essas conexões evidenciam que, apesar de inserida em área de floresta, a comunidade está integrada a fluxos regionais de circulação de pessoas, mercadorias e práticas de consumo. A configuração espacial da comunidade, composta por residências distribuídas ao longo da rodovia e em proximidade com corpos d'água, pode ser observada nas Figuras 03 e 04, que ilustram aspectos das moradias locais e da paisagem natural.



Figura 03: Moradia típica da comunidade São Sebastião do Igapó-Açu, construída em palafita como adaptação às variações sazonais do nível do rio.
Fonte: Autora (2025)

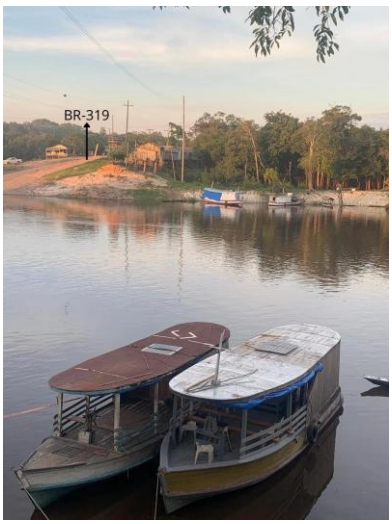


Figura 04: Relação entre a comunidade São Sebastião do Igapó-Açu, o corpo hídrico adjacente e a rodovia BR-319, evidenciando a proximidade entre moradias, vias de acesso e o ambiente fluvial.
Fonte: Autora (2025)

Diferentemente de outras realidades descritas na literatura, na comunidade São Sebastião do Igapó-Açu a inserção de produtos industrializados está fortemente associada à dinâmica da rodovia BR-319. Observou-se uma reconfiguração das atividades econômicas locais, com a migração de práticas extrativistas para o setor de serviços voltados ao atendimento de viajantes e caminhoneiros, como restaurantes, pousadas, comercialização de combustíveis e serviços de travessia. Essa dinâmica estabelece uma relação de dependência em relação ao fluxo de veículos, contribuindo diretamente para a ampliação da oferta e circulação de produtos industrializados na comunidade.

Nesse contexto, observa-se uma assimetria estrutural relevante, enquanto a rodovia BR-319 atua como vetor eficiente para a entrada de produtos industrializados na comunidade, não há uma estrutura equivalente que assegure o escoamento e a destinação adequada dos resíduos gerados por esse consumo. Essa condição evidencia uma desconexão entre a expansão do acesso a bens de consumo e a implementação de sistemas de gestão de resíduos, resultando na internalização dos impactos ambientais no próprio território.

Como consequência, verifica-se não apenas o aumento da disponibilidade desses produtos, mas também sua incorporação aos hábitos de consumo da população local, reforçando o processo de homogeneização dos padrões de consumo (Reinaldo *et al.*, 2015). Esse fenômeno se reflete diretamente na geração de resíduos sólidos, que apresenta crescimento associado ao consumo de produtos industrializados.

Observou-se predominância de resíduos plásticos, especialmente garrafas PET, além de grande quantidade de latas metálicas, majoritariamente relacionadas ao consumo de bebidas. Também foram identificadas embalagens plásticas diversas e garrafas de vidro, evidenciando um padrão de consumo fortemente baseado em produtos industrializados.

O aumento desses resíduos implica impactos ambientais significativos. A disposição inadequada no solo pode contribuir para a contaminação ambiental e degradação da paisagem, enquanto a queima a céu aberto libera poluentes atmosféricos potencialmente nocivos à saúde humana. Durante o período de cheia, a mobilização desses resíduos pelas águas favorece a poluição dos corpos hídricos, afetando a qualidade da água e podendo impactar a fauna aquática. Do ponto de vista social, o

acúmulo de resíduos contribui para a proliferação de vetores, como insetos e roedores, associados à transmissão de doenças, agravando riscos à saúde pública em um contexto em que o acesso a serviços de saúde é limitado.

Nesse sentido, destaca-se que o atendimento em saúde não ocorre de forma contínua na comunidade, sendo frequentemente necessário o deslocamento até municípios como Careiro ou Manaus. Essa condição implica custos adicionais com transporte e estadia, gerando impactos econômicos diretos para os moradores. Assim, os efeitos do manejo inadequado de resíduos extrapolam a dimensão ambiental, refletindo também em vulnerabilidades sociais e econômicas.

As práticas de descarte inadequado foram observadas de forma recorrente em grande parte das residências, sendo mais intensas naquelas que também desenvolvem atividades comerciais, como pousadas e restaurantes. Durante o período de seca, verificou-se o descarte de resíduos em frente às casas. Essas práticas podem ser visualizadas na Figura 05, que apresenta a disposição de resíduos no entorno das residências, e na Figura 06, que exemplifica o uso de estruturas improvisadas, como lixeiras de madeira, utilizadas para armazenamento temporário dos resíduos. Ressalta-se que essas observações foram realizadas nesse período específico, enquanto para o período de cheia as análises baseiam-se nos relatos dos moradores.



Figura 05: Disposição de resíduos sólidos no entorno das residências na comunidade São Sebastião do Igapó-Açu, evidenciando o acúmulo de materiais descartados em áreas domiciliares.
Fonte: Autora (2025)



Figura 06: Estruturas improvisadas para armazenamento de resíduos sólidos na comunidade São Sebastião do Igapó-Açu, com destaque para o uso de lixeiras de madeira.
Fonte: Autora (2025)

A dinâmica sazonal da região intensifica os desafios relacionados ao manejo dos resíduos. Durante a cheia, conforme relatado por moradores, os resíduos descartados são transportados pelo fluxo das águas, podendo se deslocar entre diferentes áreas da comunidade. Um dos relatos destaca que resíduos provenientes de outras residências são levados pela água até a frente de sua casa, evidenciando a circulação difusa desses materiais no território.

Embora não tenham sido registrados visualmente resíduos nos corpos hídricos durante o período de campo, as imagens da paisagem local (Figuras 03 e 04) evidenciam a proximidade entre áreas de moradia e cursos d'água, o que reforça a vulnerabilidade desses ambientes à contaminação, especialmente no período de cheia, conforme relatado pelos moradores.

Apesar da percepção do problema por parte dos moradores, observa-se um processo de naturalização dessas práticas, associado à ausência de soluções efetivas. Muitos relatam aguardar a coleta de resíduos, que ocorre de forma irregular e, por vezes, com longos intervalos. Quando realizada, a coleta está associada ao transporte dos resíduos para áreas externas à comunidade, sendo mencionado o encaminhamento para um lixão a céu aberto no município de Careiro Castanho, conforme ilustrado na Figura 07.



Figura 07: Lixão a céu aberto no município de Careiro Castanho, destino final dos resíduos coletados na comunidade São Sebastião do Igapó-Açu.
Fonte: Autora (2025)

Ainda que alguns moradores demonstrem incômodo com a situação, outros afirmam não perceber o problema de forma significativa, o que pode estar relacionado tanto à localização das residências em relação aos cursos d'água quanto à própria normalização da presença de resíduos no cotidiano. Além disso, nota-se que nem sempre há uma associação direta entre a presença de resíduos e seus impactos, como a proliferação de vetores e riscos à saúde.

Do ponto de vista institucional, a gestão de resíduos sólidos na comunidade São Sebastião do Igapó-Açu apresenta entraves significativos. Embora inserida na RDS Igapó-Açu, a comunidade está localizada em uma área que abrange três municípios distintos, Manicoré, Borba e Beruri, o que dificulta a definição de responsabilidades e a implementação de políticas públicas integradas. Esse cenário reflete não apenas limitações logísticas, mas também a ausência de políticas públicas efetivas e contínuas voltadas à gestão de resíduos em comunidades rurais e amazônicas, evidenciando lacunas na atuação do poder público na articulação entre infraestrutura de transporte e serviços de saneamento. Soma-se a isso a existência de percepções divergentes sobre a responsabilidade pela coleta de resíduos, sendo mencionada por moradores a atuação de empresas vinculadas à rodovia. No entanto, documentos indicam que tais serviços estão relacionados à manutenção da BR-319, não abrangendo necessariamente a coleta de resíduos domiciliares, o que evidencia lacunas na prestação de serviços públicos essenciais.

Adicionalmente, as condições de trafegabilidade da rodovia, especialmente durante o período chuvoso, com presença de lamaçais, buracos e estruturas precárias, dificultam a logística de transporte e impactam tanto o abastecimento quanto a gestão dos resíduos, elevando custos e limitando a regularidade dos serviços.

Dessa forma, os resultados demonstram que a incorporação de padrões de consumo urbano em Igapó-Açu ocorre de maneira dissociada da implementação de infraestrutura e políticas adequadas para a gestão de resíduos sólidos. Evidencia-se, portanto, que a ampliação do acesso a bens industrializados, quando não acompanhada por planejamento e investimentos em saneamento, tende a intensificar vulnerabilidades socioambientais, especialmente em territórios marcados por dinâmicas ambientais complexas e fragilidades institucionais.

Considerações Finais

Os resultados deste estudo evidenciam que a incorporação de padrões de consumo urbano na comunidade São Sebastião do Igapó-Açu ocorre de forma intensificada e está diretamente associada à dinâmica da rodovia BR-319, que atua como principal vetor de acesso a bens industrializados e de reconfiguração das atividades econômicas locais. A transição de práticas tradicionais de subsistência para atividades voltadas ao setor de serviços, especialmente relacionadas ao atendimento de viajantes, contribui para o aumento da circulação e do consumo de produtos industrializados na comunidade.

Esse processo reflete-se diretamente na geração de resíduos sólidos, com predominância de materiais não orgânicos, como plásticos e metais, associados principalmente ao consumo de bebidas e produtos industrializados. No entanto, a ampliação

do consumo não foi acompanhada pela implementação de infraestrutura adequada para o manejo desses resíduos, resultando na adoção de práticas como descarte a céu aberto, queima e armazenamento inadequado no entorno das residências.

A dinâmica ambiental da região amazônica, marcada pela sazonalidade dos rios, agrava esse cenário, especialmente durante o período de cheia, quando os resíduos passam a ser mobilizados pelas águas, ampliando os impactos ambientais e dificultando ainda mais seu controle. Esse processo evidencia a vulnerabilidade dos corpos hídricos e reforça a complexidade da gestão de resíduos em contextos sujeitos a variações hidrológicas.

Além dos impactos ambientais, observam-se também implicações sociais e econômicas relevantes, como a exposição a riscos à saúde pública, associados à proliferação de vetores, e a necessidade de deslocamento para centros urbanos em busca de atendimento, gerando custos adicionais para a população. A percepção do problema por parte dos moradores, ainda que presente, encontra-se frequentemente associada à naturalização das práticas de descarte, em função da ausência de alternativas viáveis e da irregularidade dos serviços de coleta.

Do ponto de vista institucional, a gestão de resíduos sólidos na comunidade é marcada por fragilidades estruturais, agravadas pela indefinição de responsabilidades decorrente da sobreposição entre diferentes municípios e pela ausência de políticas públicas efetivas e contínuas.

Dessa forma, conclui-se que a expansão do consumo de produtos industrializados em comunidades isoladas, quando dissociada de planejamento e investimentos em infraestrutura de saneamento, tende a intensificar vulnerabilidades socioambientais. No caso da comunidade São Sebastião do Igapó-Açu, a articulação entre fatores territoriais, econômicos, ambientais e institucionais evidencia a necessidade de abordagens integradas que considerem as especificidades locais, especialmente no que se refere à dinâmica sazonal e à dependência de eixos de circulação como a BR-319.

Por fim, destaca-se a importância de iniciativas que promovam soluções adaptadas ao contexto amazônico, incluindo estratégias de gestão de resíduos que incorporem a participação comunitária, alternativas sustentáveis para o tratamento de resíduos e maior articulação entre os entes responsáveis, visando à mitigação dos impactos ambientais e à melhoria das condições de vida das populações locais.

Agradecimentos

Os autores agradecem à comunidade São Sebastião do Igapó-Açu pela receptividade, colaboração e compartilhamento de conhecimentos fundamentais para a realização desta pesquisa. Agradecem também à Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP) e ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo (FECFAU) pelo suporte acadêmico e institucional. À Pró-Reitoria de Extensão, Esporte e Cultura da Universidade Estadual de Campinas (ProEEC), pelo apoio ao desenvolvimento do projeto de extensão que subsidiou parte das atividades realizadas em campo. Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo apoio ao projeto de pesquisa. E à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro.

Referências Bibliográficas

Andrade, I. C. M.; Rezende, S. R. Manejo dos resíduos sólidos no Brasil: desafios para a implementação do Programa Nacional de Saneamento Rural. *Revista Perspectivas em Políticas Públicas*, v. 16, n. 31, p. 32-60, 2023.

Carlos, Henrique Santiago Alberto; Meirelles, Fernanda de Almeida (org.). *Análise da implementação de unidades de conservação no contexto da rodovia BR-319*. Manaus: IDESAM, 2018.

CENTRO DE ESTUDOS EM SUSTENTABILIDADE DA FUNDAÇÃO GETULIO VARGAS (FGVces). *Agenda de desenvolvimento territorial para a região da BR-319: fortalecendo territórios de bem viver*. São Paulo: FGVces, 2021.

CENTRO DE ESTUDOS EM SUSTENTABILIDADE DA FUNDAÇÃO GETULIO VARGAS (FGVces). *Cooperação intermunicipal para oferta de políticas sociais no Igapó-Açu: informativo do projeto governança e transparência na região da BR-319*. São Paulo: FGVces, 2024.

CEUC – CENTRO ESTADUAL DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO. *Plano de gestão da RDS Igapó-Açu: volume I – diagnóstico socioambiental participativo*. Manaus: CEUC/SDS, 2014.

Gama, Abel Santiago Muri et al. Padrões de consumo alimentar nas comunidades ribeirinhas da região do médio rio Solimões – Amazonas – Brasil. *Ciência & Saúde Coletiva*, Rio de Janeiro, v. 27, n. 7, p. 2609-2620, jul. 2022.

Guimarães, Gabriel dos Anjos *et al*. Características e manejo dos resíduos sólidos urbanos em distritos rurais no interior do Amazonas. *Revista Brasileira de Geografia Física*, Recife, v. 17, n. 3, p. 1658-1671, 2024.

Louzada, Maria Laura da Costa *et al*. Consumo de alimentos ultraprocessados no Brasil: distribuição e evolução temporal 2008–2018. *Revista de Saúde Pública*, São Paulo, v. 57, 2023. DOI: https://doi.org/10.11606/s1518-8787.2023057004744.

Oliveira, Riceli Rodeghiero; Peter, Nathalia Brandão; Muniz, Ludmila Correa. Consumo alimentar segundo grau de processamento entre adolescentes da zona rural de um município do sul do Brasil. *Ciência & Saúde Coletiva*, v. 26, n. 3, p. 1105-1114, 2021.

Reinaldo, Emanoella Delfino Figueirêdo *et al*. Mudanças de hábitos alimentares em comunidades rurais do semiárido da região nordeste do Brasil. *Interciencia*, Caracas, v. 40, n. 5, p. 330-336, maio 2015.

Rezende, M. G. G. *et al*. Gestão territorial e governança ambiental na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Igapó-Açu – Amazonas. *Areté – Revista Amazônica de Ensino de Ciências*, Manaus, v. 10, n. 21, p. 38–49, 2017.

Sousa, Mauricio Dumont Ferreira *et al*. Educação ambiental e gestão de resíduos sólidos: uma experiência de extensão em uma escola pública no município de Santarém, Pará, Amazônia, Brasil. *Revista ELO – Diálogos em Extensão*, v. 14, p. 1-19, 2025.

A IDENTIDADE DOS CATADORES DE MATERIAIS RECICLÁVEIS ASSOCIADOS DE CHAPECÓ/SC

1Rosane Villanova Borges, 2Mirian Carbonera, 3Larissa de Lima Trindade

1 Universidade Comunitária de Região de Chapecó - Unochapecó, e-mail: rosanevb@gmail.com; 2 Universidade Comunitária de Região de Chapecó - Unochapecó, e-mail: mirian@unochapeco.edu.br; 3 Universidade Federal da Fronteira Sul - UFFS, e-mail: larissa.trindade@uffs.edu.br

Palavras-chave: Catadores; Coleta Seletiva; Resíduos.

Resumo

Este artigo teve como objetivo identificar se o catador de material reciclável inserido em associações em Chapecó/SC, tem conhecimento de seus direitos e do papel que desenvolve em prol do meio ambiente. A metodologia segue a orientação quali-quantitativa, sendo aplicados questionários semiestruturados aos 120 catadores pertencentes as 12 associações. Utilizou-se o software Statistical Package for Social Sciences (SPSS) – Versão 28.0, além da análise de conteúdo dos dados levantados. O estudo demonstrou que uma parte significativa dos catadores não conhece seus direitos e não se identifica como trabalhador do setor da reciclagem. Constatou-se que 100% dos catadores reconhecem a importância da atividade da catação para o meio ambiente e a comunidade, porém, sofrem o estigma por trabalharem com o lixo. Nesse sentido, 55,9% do grupo afirmou que não queriam que os filhos seguissem a profissão. A partir dos resultados se conclui que o trabalho desenvolvido pelo catador ocupa um espaço de contradição na cadeia da reciclagem, pois, apesar da inclusão econômica através do trabalho, ele é produzido em condições precárias e sem reconhecimento social.

Introdução

No país, há mais de cinquenta anos, muitos trabalhadores encontraram na atividade da catação de materiais descartados pela população uma forma singular de trabalho e sobrevivência (Borges et al., 2023). O vínculo dos catadores de materiais recicláveis (CMR) com a comunidade se baseia no espaço onde atuam: nas ruas ou lixões. Esses profissionais sofrem com o preconceito por trabalharem com aquilo que é descartado pela sociedade, o lixo, ou seja, seu ofício é poluído, assim como os resíduos sólidos (RS) por eles trabalhados (Colombijn, 2020). Desenvolvem uma atividade que tem grande importância socioambiental para as cidades (Parra, 2020; Borges et al., 2023), entretanto, o trabalho é realizado a partir de relações informais, dificultando seu reconhecimento pelos órgãos da administração pública e pela sociedade civil (Ipea, 2017; Parra, 2020).

Para Moura et al. (2020, p. 250), ser catador é um exemplo do "excluído da inclusão", ou seja, o indivíduo é "incluído pelo trabalho, mas excluído pela atividade que desempenha". Esses profissionais, por trabalharem com aquilo que é descartado pela sociedade e por sua aparência suja e malvestida, vivem sob o estigma da sujeira e da impureza (Medina, 2017; Ruiz, 2022; Borges et al, 2023). Douglas (2001) traz a ideia de que a impureza e a contaminação representam tudo aquilo que é necessário separar-se, exilar da sociedade para, assim, reafirmar sua ordem. Dessa forma, a sujeira, a impureza são identificados com os profissionais que trabalham com esses materiais.

Embora a profissão de CMR ser reconhecida pela Classificação Brasileira de Ocupações – CBO (Borges et al., 2023), a informalidade acompanha a trajetória de trabalho desses indivíduos, sem acesso a uma série de direitos trabalhistas ou seguro social que os ampare em caso de acidente. Embora constituam a parte mais frágil da cadeia da reciclagem, os CMR são os atores-chave de todo o processo, sendo responsáveis por cerca de 90% do material reciclável que chega à indústria (Ipea, 2017; Gutberlet e Carenzo, 2020). Esses profissionais enfrentam a dureza do trabalho nas ruas, a falta de reconhecimento da sociedade e a visão higienista das prefeituras (Medina, 2017; Parra, 2020; Borges et al., 2023; Chikarmane e Narayanan, 2024) e sofrem com a falta de apoio da população em separar corretamente o material reciclável do rejeito (Ruiz et al. 2022; Borges et al., 2023).

No final da década de 1990, os CMR iniciaram uma trajetória de mobilização coletiva, permitindo apontá-los como uma categoria com algum grau de organização social (Ipea, 2017). A criação do Movimento Nacional dos Catadores de Materiais Recicláveis (MNCR) foi crucial no processo de fortalecimento e reconhecimento do trabalho e de uma identidade coletiva, passando esses profissionais a se autodenominar catadores de materiais recicláveis, em detrimento aos termos depreciativos e de senso comum como "catadores de lixo" ou sucateiros (Ipea, 2017). Para Cardoso (2021, p. 172): "A categoria tem uma forte identidade, se assumindo como catadoras(es) de materiais recicláveis e não recicladores. Esta identidade é composta justamente para separar trabalhadores e patrões. Chamar a(o) catadora(or) de reciclador é o mesmo que chamar a bancária(o) de banqueiro, a(o) sem-terra de latifundiário, trabalhadora(or) de patrão."

Com intuito de equacionar a questão socioambiental do descarte dos resíduos sólidos no país, foi instituída, em 2010, a Política Nacional de Resíduos Sólidos – PNRS. A PNRS aponta os CMR parceiros prioritários da coleta seletiva, como forma de enfrentamento das desigualdades sociais (Brasil, 2010). O reconhecimento dos CMR enquanto categoria de trabalho pela CBO e no texto da Lei é fruto de anos de mobilização da categoria (Severo e Guimarães, 2020; Gutberlet e Carenzo, 2020; Borges et al., 2024). Entretanto, Baptista (2015) afirma que os avanços trazidos não são percebidos pelos atores envolvidos e, consequentemente, a não utilização plena das vantagens induzidas pela política.

A temática dos catadores é comumente associada ao trabalhador masculino. No entanto, dados apontam que essa categoria social é majoritariamente feminina (Niño e Hernández, 2012; Parra, 2020, Borges et al., 2023). Pesquisas apontam que

existem aproximadamente 50% de mulheres no setor (Borges et al., 2023). Já para o Movimento Nacional dos Catadores de Materiais Recicláveis (MNCR, 2014), esse número pode chegar a 70% do contingente de trabalhadores na área. Com desses dados, constata-se o segmento da reciclagem como espaços mistos de trabalho, mas predominantemente femininos (Niño e Hernández, 2012; Gutberlet e Carenzo,2020; Rodero et al., 2021; Borges et al., 2023). A presença feminina em atividades organizadas em cooperativas e associações é uma constante, pois a atividade permite a conciliação do cuidado com a família e o trabalho (Niño e Hernández, 2012; Borges et al., 2023).

Dessa forma, este artigo investiga as seguintes questões: Os CMR inseridos em associações no município de Chapecó/SC têm conhecimento de seus direitos e papel que desenvolvem em prol do meio ambiente? Como o catador se reconhece e qual a sua percepção de como ele é reconhecido pela comunidade? Como hipóteses, procurou-se investigar: (H1) os CMR possuem conhecimento de seus direitos e se reconhecem como trabalhadores do setor da reciclagem; (H2) os CMR têm conhecimento do papel que desenvolvem em prol do meio ambiente. Todas as hipóteses foram testadas com a questão do gênero.

Buscou-se analisar os discursos que permeiam a atividade desses profissionais, abordando o trabalho que desenvolvem em prol do meio ambiente, suas conquistas, seus desafios e limitações que contribuem para sua invisibilidade e exclusão social. Vale ressaltar que o estudo visa apresentar novas perspectivas sobre a identidade desses trabalhadores, incluindo seu conhecimento acerca das acerca das políticas e movimentos que apoiaram sua atividade, evidenciando, assim, as demandas e lacunas para a emancipação desses profissionais da reciclagem.

Esta pesquisa justifica-se pela relevância da atividade da catação, especialmente no contexto da PNRS, pela importância da atuação desses profissionais para a indústria da reciclagem (Borges et al, 2023), na preservação dos recursos naturais, pela redução da quantidade de resíduos sólidos aterrada e pelo seu papel na geração de emprego e renda (Ruiz et al., 2022; Parra, 2023). Vale ressaltar que este artigo em sua integra, encontra-se publicado na Revista Brasileira de Ciências Ambientais, vol. 60, e2351, nov. 2025.

Materiais e Métodos

A área de estudo é o município de Chapecó, localizado no Oeste Catarinense, na região Sul do Brasil. Criado em 25 de agosto de 1917, teve seu crescimento econômico e populacional intensificado a partir de 1950, influência direta do setor agroindustrial, tendo uma população de 254.785 mil habitantes (IBGE, 2023), sendo que 91,6% estão na área urbana (Borges et al., 2024).

A administração pública de Chapecó, para atender aos objetivos da PNRS, disponibiliza para as associações de CMR a coleta seletiva, realizada em caminhões compactadores e caminhões-baú. Porém, o material que chega nos caminhões compactadores é de baixa qualidade, atingindo um índice de rejeito de aproximadamente 80%. O material dos caminhões-baú possui um índice de rejeito que gira em torno de 30% (Borges et al., 2024). Foi utilizada nesta pesquisa a abordagem quali-quantitativa. Para tanto, foi aplicado questionário semiestruturado, com perguntas abertas e fechadas, que possibilitou organizar as informações de forma quantitativa e qualitativa. O estudo se desenvolveu em duas etapas.

Na primeira etapa, as 15 associações foram visitadas. Posteriormente, foi realizado o cadastro do projeto de pesquisa na Plataforma Brasil e no Comitê de Ética em Pesquisa (CEP) da Universidade Comunitária da Região de Chapecó (Unochapecó), tendo sido aprovado segundo parecer nº 121967/2021, atendendo a Resolução nº 466/2012 do Conselho Nacional de Saúde. Das 15 associações de CMR existentes no município de Chapecó/SC, duas não aceitaram participar da pesquisa e a outra passou a se constituir como cooperativa. Nesse sentido, fizeram parte desse estudo 12 associações de CMR.

Na segunda etapa, foram aplicados questionários semiestruturados nas 12 associações participantes, sendo os dados levantados de fevereiro a junho de 2022. Salienta-se que 120 associados responderam ao instrumento de pesquisa, tendo como critérios para delimitar a participação dos respondentes: membros que tinham seis meses ou mais na instituição e serem maiores de 18 anos. Na Tabela 1, apresentam-se o nome da associação, ano de fundação e número de associados que atenderam os requisitos para a pesquisa.

Associação/Nome	Ano de fundação	Número de associados
Bormann – Associação de Catadores de Materiais Recicláveis Bormann Limpo	01/09/2016	8
Parque das Palmeiras – Associação de Catadores Parque das Palmeiras	12/03/2017	9
Esplanada – Associação de Catadores Esplanada	17/05/2017	14
Asmac – Associação de Catadores de Materiais Recicláveis de Chapecó	05/05/2015	7
Lider – Associação dos Catadores de Materiais Recicláveis Lider	20/03/2019	6
Vila Betinho – Associação de Catadores de Materiais Recicláveis	02/10/2017	24
Asmavi – Associação de Catadores de Materiais Recicláveis Nova Vida	07/09/2011	5
Armarluz – Associação de Catadores de Materiais Recicláveis Raio de Luz	05/10/2009	6
Acran – Associação de Catadores de Materiais Recicláveis Amigos da Natureza	20/02/2015	14
Esperança – Associação de Catadores de Materiais Recicláveis Esperança	05/02/2019	10

Arsol – Associação de Catadores de Materiais Recicláveis Solidário de Chapecó	14/06/2014	8
Rota na Reciclagem – Associação de Catadores de Materiais Recicláveis na Rota da Reciclagem	17/05/2016	9
* Ecovida – Associação de Reciclagem Ambiental	----	---
** Acmar – Associação dos Catadores de Chapecó	---	---
Total de associados		120

Tabela 1: Nome das associações, ano de fundação e número de associados com mais de seis meses de instituição. * O presidente da ECOVIDA resolveu não participar da pesquisa. ** A presidente da Associação dos Catadores de Chapecó (ACMARC), após o iniciada a pesquisa, decidiu não participar. Fonte: Elaboração própria, com base em Borges et al. (2024).

O questionário foi dividido em duas partes: a primeira delas, contendo questionamentos sobre o conhecimento dos sujeitos investigados sobre a PNRS, MNCR e direitos trabalhistas; na segunda, abordaram-se questões sobre a discriminação no trabalho, no bairro onde moravam e a importância da catação para o meio ambiente. Já na terceira parte, foi questionada a importância desses trabalhadores com a profissão de CMR, utilizando-se a escala do tipo Likert. A escala varia em cinco pontos, de "muito importante" a "não é importante", respectivamente.

Para os dados qualitativos da fala dos catadores, utilizou-se análise de conteúdo. Esse método busca os sentidos e significados do que foi comunicado, considerando as condições do entrevistado, como também, os efeitos que ela produz no entrevistador, com o intuito de compreender e interpretar a realidade estudada (Cardoso et al., 2021).

Para a análise dos dados quantitativos coletados na pesquisa, utilizou-se o software Statistical Package for Social Sciences (SPSS) – Versão 28.0. Para avaliar a associação entre as variáveis categóricas com o gênero, os Testes Qui-quadrado em conjunto com a análise dos resíduos ajustados ou exato de Fisher foram aplicados. Para comparar médias, o teste T-student foi utilizado sendo o nível de significância adotado de 5% ($p < 0,05$).

Vale ressaltar que foi realizada a validação do instrumento de pesquisa antes da aplicação dos questionários nas associações de CMR, com intuito de ajustar o instrumento aos objetivos da pesquisa e garantir a replicabilidade do estudo. Participaram desse processo a Cooperativa São Francisco e a Associação de Reciclagem Ambiental (ECOVIDA). A ECOVIDA, apesar de não ter concordado em participar da pesquisa, aceitou fazer parte da validação do instrumento, sendo realizado 16 entrevistas. O instrumento de validação permitiu ao entrevistador se familiarizar com o grupo estudado e, nesse sentido, optou-se por utilizá-lo em CMR associados/cooperados. O CMR autônomo não segue as mesmas regras de trabalho das instituições, como horários, separação dos materiais recicláveis, vendas, dentre outras atribuições do trabalho dos CMR associados/cooperados. Isso permitiu o ajuste do instrumento para esse CMR associado.

Resultados e Discussão

Conhecimento dos catadores associados sobre a PNRS, MNCR e direitos trabalhistas

Os resultados do conhecimento dos CRM sobre a PNRS, MNCR, sua identidade como trabalhador do setor da reciclagem, seus direitos trabalhistas, tempo na atividade e na associação, sendo estas variáveis associadas ao gênero, estão apresentados a Tabela 2.

Variáveis	Total	Gênero		P
		Masculino	Feminino	
Conhece PNRS – n (%)				0,200[b]
Sim	28 (23,3%)	17 (29,3%)	11 (17,7%)	
Não	92 (76,7%)	41 (70,7%)	51 (82,3%)	
Conhece MNCR – n (%)				0,106[b]
Sim	54 (45,0%)	31 (53,4%)	23 (37,1%)	
Não	66 (55,0%)	27 (46,6%)	39 (62,9%)	
Como se identifica – n (%)				<0,001[b]
Catador	25 (20,8%)	13 (22,4%)	12 (19,4%)	
CMR	26 (21,7%)	22 (37,9%) *	4 (6,5%)	
Reciclador	65 (54,2%)	21 (36,2%)	44 (71,0%) *	
Trabalho na reciclagem	4 (3,3%)	2 (3,4%)	2 (3,2%)	
Considera importante a carteira assinada – n (%)				0,829[b]
Sim	89 (74,2%)	42 (72,4%)	47 (75,8%)	
Não	31 (25,8%)	16 (27,6%)	15 (24,2%)	
Contribuição para INSS – n (%)				0,269a
Sim	23 (19,2%)	14 (24,1%)	9 (14,5%)	
Não	97 (80,8%)	44 (75,9%)	53 (85,5%)	
Idade de quem contribui para o	43,3 ± 14,5	44,3 ± 15,7	41,8 ± 13,3	0,696[a]

INSS – média ± DP				
Considera Importante INSS – n (%)				0,352[c]
Sim	116 (96,7%)	55 (94,8%)	61 (98,4%)	
Não	4 (3,3%)	3 (5,2%)	1 (1,6%)	
Total	120 (100%)	58 (48,3%)	62 (51,7%)	

Tabela 2: Conhecimento dos catadores associados sobre a PNRS, MNCR e direitos trabalhistas
Nota: [a] Teste T-student; [b] Teste Qui-quadrado; [c] Teste exato de Fisher; * associação estatisticamente significativa pelo teste dos resíduos ajustados a 5% de significância.
Fonte: Elaboração própria, com base em Borges et al. (2025).

Verifica-se que a porcentagem de mulheres atuando nas associações é superior à dos homens, corroborando com os dados apresentados por Niño e Hernández, (2012), MNCR (2014), Parra (2020) e Borges et al. (2023), que confirmam a feminilização do setor da reciclagem. Pode-se também constatar que 76,7% dos CMR associados não conhecem a PNRS. Conhecer a legislação é importante para todos os cidadãos, pois permite que eles exerçam seus direitos e deveres de forma consciente e responsável. Esse dado sinaliza que existe uma parte significativa de catadores associados com total desconhecimento dos avanços trazidos pela PNRS e dos benefícios que foram alcançados pela categoria na referida Lei, o que é confirmado nos estudos de Baptista (2015).

A falta de articulação do grupo se confirma, já que mais de 55% deles não conhecem o MNCR. A entidade foi responsável pela mobilização coletiva da categoria, que resultou no reconhecimento da profissão do catador pela CBO, em 2002, com a denominação "catador de material reciclável". Questionados como se identificam, 54,2% se autodenominam recicladores, enquanto somente 21,7% como CMR, divergindo com o MNCR e Cardoso (2021, p. 172), que afirmam que a categoria "tem uma forte identidade, se assumindo como catadoras(es) de materiais recicláveis e não recicladores". Para Cardoso (2021), reciclador é o patrão, o dono da empresa de reciclagem. O resultado constatou que grande parte do grupo entrevistado não se reconhece como "catadores de materiais recicláveis", pois mais de 50% deles se autointitulam "recicladores".

Nesse aspecto, tem-se uma associação estatisticamente significativa com o gênero, pois do grupo que declarou ser CMR, 37,9% eram homens e somente 6,5% eram mulheres. Provavelmente, esse dado deve estar relacionado ao fato de que a maioria dos líderes dessas organizações coletivas serem homens, que participaram do processo de constituição dessas associações, inclusive com cursos de capacitação. Dessa forma, reconhecem-se como profissionais da base do setor da reciclagem, ou seja, "catadores de materiais recicláveis".

Outro aspecto estatisticamente significativo em relação aos entrevistados em Chapecó que se identificam como recicladores, é que 36,2% são homens e 71% são mulheres. Isso reforça mais uma vez que os grupos, tanto masculino quanto o feminino, não se reconhecem como CMR. Portanto, é importante ressaltar que 93,5% do público feminino dessas associações não se reconhecem como CMR, exercendo somente uma ocupação para aferir renda para suas famílias. Por outro lado, no universo masculino, essa proporção é menor, atingindo 63,8% do total. Provavelmente, essa disparidade deve-se à impossibilidade dessas mulheres participarem de cursos de capacitação, já que lhes são atribuídos o cuidado com a família e o trabalho na associação, inviabilizando disponibilidade de tempo para uma atividade extra.

Para 74,2% dos participantes, é importante ter a carteira de trabalho assinada. Além disso, 96,7% do grupo considera importante a contribuição do Instituto Nacional de Seguro Social (INSS). Como uma parcela significativa do grupo não se identificam enquanto categoria do setor da reciclagem, ou seja, CMR, como observado, fica remota a possibilidade de articulação para a adequação dos direitos trabalhistas. Nesse sentido, MNCR tem pressionado a Comissão de Seguridade e Família da Câmara dos Deputados Federais na aprovação do PL do Senado nº 399/12, para que inclua os CMR entre os segurados especiais da Previdência Social (MNCR, 2013). Apenas 19,2% do grupo contribui para o INSS como autônomos, composta por CMR com idade mais avançada (acima de 43,3 anos), tendo como objetivo a aposentadoria. Esse dado está compatível com o cenário nacional, pois, segundo dados do MNCR (2013), 80% dos CMR não têm acesso à seguridade social.

Os resultados demonstram a vulnerabilidade do grupo estudado, pois expõe a falta de cobertura não somente no caso da aposentadoria, mas em caso de doenças e acidente de trabalho, que impossibilitam o CMR exercer suas atividades laborais, dados esses confirmados por Borges et al., (2024). Considerando as contribuições ambientais e sociais que os CMR prestam a comunidade, muitas vezes não são reconhecidos como trabalhadores, sofrem com precárias condições de trabalho e carecem de proteção social (Rodero et al., 2021; Ruiz et al., 2022; Borges et al., 2023). Essa realidade é também encontrada em países latino-americanos como Argentina, Chile, Colômbia, Costa Rica, Equador, México e Peru (Niño e Hernández, 2012; Ruiz et al., 2022; Espinosa-Aquino et al., 2023).

Grau de importância do conhecimento da PNRS e seguridade social

Quanto ao grau de importância em se conhecer a PNRS e se ter a seguridade social, as repostas do grupo analisado foram relacionadas com o gênero, os resultados são apresentados na Tabela 3.

Variáveis	Total	Gênero		P
		Masculino	Feminino	
Importância do conhecimento da PNRS n (%)				0,857[b]
Pouco importante	2 (1,7%)	1 (1,7%)	1 (1,6%)	

Neutro	29 (24,2%)	16 (27,6%)	13 (21,0%)	
Importante	62 (51,7%)	29 (50,0%)	33 (53,2%)	
Muito importante	27 (22,5%)	12 (20,7%)	15 (24,2%)	
Importância da seguridade social n (%)				0,361[b]
Neutro	2 (1,7%)	1 (1,7%)	1 (1,6%)	
Importante	44 (36,7%)	25 (43,1%)	19 (30,6%)	
Muito importante	74 (61,7%)	32 (55,2%)	42 (67,7%)	
Total	120 (100%)	58 (48,3%)	62 (51,7%)	

Tabela 3: Grau de importância em se conhecer a PNRS e ter seguridade social
Nota: [b] Teste Qui-quadrado.
Fonte: Elaboração própria, com base em Borges et al. (2025).

Conforme apresentado anteriormente (Tabela 3), embora 76,7% do grupo desconhecendo a PNRS, 74,2% dos CMR associados avaliam muito importante ou importante inteirar-se sobre a referida Lei. Esse resultado ressalta a necessidade de capacitação continuada desses catadores, representando melhorias no trabalho, na gestão participativa do empreendimento e na possibilidade de transformação desses coletivos em cooperativas de reciclagem. Esse avanço permitiria a conquista de alguns direitos trabalhista, como a contribuição ao INSS.

Em relação à seguridade social, observa-se que o grupo de CMR associados considera importante o amparo da seguridade social, já que 98,4% responderam muito importante e importante. Isso reforça a urgência da adequação de direitos trabalhistas para esses CMR associados. Embora a atividade esteja regulamentada pela CBO, o MNCR reivindica uma série de benefícios previdenciários como: catador como segurado especial, contribuição de 2% da renda para o INSS, aposentadoria por tempo de serviço sem contribuição (MNCR, 2013). Essa é uma das lutas do MNCR, que busca a aprovação da PL nº 399/2012 no Congresso Nacional (MNCR, 2013).

Pelo exposto, percebe-se que a (H1) não foi confirmada, pois uma parcela significativa do grupo de CMR inseridos em associações na cidade de Chapecó não têm conhecimento dos seus direitos, sendo que 76,7% do grupo não conhece a PNRS. Somente 21,7% se intitulam CMR e que 55% do grupo não conhece o MNCR, dessa forma, não se reconhecem enquanto categoria do setor da reciclagem, ou seja, CMR. A atividade da reciclagem para esse grupo de trabalhadores representa uma alternativa de trabalho e sobrevivência, são pessoas excluídas do mercado do trabalho devido à baixa escolaridade, doença e idade (Niño e Hernández, 2012; Medina, 2017; Crocco et al., 2020; Ruiz et al. 2022; Borges et al., 2023). Na fala desses catadores: “Estava sem trabalho e sem estudo [...]” (CMR 110, 2022, Chapecó/SC); ou ainda, “[...] na idade que se tem, não pega mais firma” (CMR 88, 2022, Chapecó/SC).

Finalizando, a associação entre os dados “conhecimento dos catadores associados sobre a PNRS, MNCR e direitos trabalhistas” (Tabela 2), “grau de importância em se conhecer a PNRS e se ter a seguridade social” (Tabela 3) comparados com o gênero, não foram observadas associações estatisticamente significativas ($p > 0,05$).

A importância da catação para o meio ambiente e os estigmas

Para avaliar a discriminação sofrida pelo CMR associado, preconceito no bairro e importância da atividade para o meio ambiente, as respostas do grupo estudado foram associadas com o gênero. Para essa etapa da pesquisa foi aplicado questionário semiestruturado e os resultados são apresentados na Tabela 4.

Variáveis	Total	Gênero		P
		Masculino	Feminino	
Sente discriminação com o trabalho n (%)				0,995[b]
Sim	61 (50,8%)	30 (51,7%)	31 (50,0%)	
Não	59 (49,2%)	28 (48,3%)	31 (50,0%)	
Preconceito no bairro onde residem n (%)				0,793[b]
Sim	25 (20,8%)	11 (19,0%)	14 (22,6%)	
Não	95 (79,2%)	47 (81,0%)	48 (77,4%)	
Conhece a importância da catação para o meio ambiente n (%)				0,441[c]
Sim	113 (94,2%)	56 (96,6%)	57 (91,9%)	
Não	7 (5,8%)	2 (3,4%)	5 (8,1%)	
Total	120 (100%)	58 (48,3%)	62 (51,7%)	

Tabela 4: Discriminação com a atividade da catação, preconceito no bairro e importância da atividade para o meio ambiente.
Nota: [b] Teste Qui-quadrado; [c] Teste exato de Fisher.
Fonte: Elaboração própria, com base em Borges et al. (2025).

Quanto a sentirem discriminação com a atividade da catação, 50,8% do grupo declarou que sim, enquanto 49,2% declararam que não. As associações de CMR em Chapecó apresentam algumas particularidades que devem ser destacadas: como recebem coleta seletiva da prefeitura, parte do grupo trabalha nos galpões fazendo a triagem dos materiais e alguns catadores do

grupo coletam pelas ruas da cidade com veículos próprios autorizados pela prefeitura. Essa coleta é feita nos bairros e não é permitido retirar materiais recicláveis (MR) dos contêineres (Borges et al., 2024). Dessa forma, apenas uma parcela dos CMR se desloca pela cidade com seus veículos à procura de MR e enfrentam o preconceito da população, conforme evidenciado na entrevista: "Na verdade, no olhar, mexer no lixo é como você fosse lixo, você é como se fosse parte da lixeira (CMR 9, 2022, Chapecó/SC); Às vezes na rua sim, chamam catador de lixeiro, esmoleiro (CMR 88, 2022, Chapecó/SC); Tem pessoas que tem preconceito, da roupa suja, da sujeira (CMR 30, 2022, Chapecó/SC)."

O estigma vivido pelo catador, ao trabalhar com o material que é descartado pela comunidade, passa a ser confundido com a matéria-prima de seu sustento, confirmando que a impureza e a sujeira são identitárias (Douglas, 2001; Parra, 2020; Dimarco, 2021; Ruiz et al., 2022; Borges et al., 2023). O estigma por trabalharem com o rejeito da sociedade é um fato marcante na vida desses trabalhadores e se estende a esfera familiar. O preconceito sofrido por filhos dos catadores no ambiente escolar, por exemplo, é tratado por Silva et al. (2020). No grupo estudado, fica evidente na entrevista dessa catadora: [...] "Na escola minha filha ouvia: 'olha a filha da lixeira', depois minha filha disse que viu a mãe dessa menina pegar reciclagem na rua" (CMR 82, 2022, Chapecó/SC).

A discriminação por trabalharem com o "lixo" aparece em pesquisas de países latino-americanos como: Colômbia, Peru, Chile, México, Argentina e Paraguai (Favela Ávila et al., 2013; Rateau e Tovar, 2019; Parra, 2020; Crocco et al., 2020; Dimarco, 2021; Ruiz et al., 2022; Tucker, 2024). Apesar do preconceito sofrido por trabalharem com aquilo que é descartado pela comunidade, os CMR associados perceberam uma mudança na comunidade, após as campanhas de educação ambiental realizadas pela prefeitura do município de Chapecó, que começaram a enxergá-los como trabalhadores, e nessas entrevistas: "No começo chamavam a gente de lixeiro, de uns anos para frente começaram a enxergar a gente como trabalhador. Eles reconheceram a gente melhor, a gente estava na reciclagem para salvar as águas (CMR 13, 2022, Chapecó/SC); Quem fez mudar a visão do catador em Chapecó foi a V, começou a dar visibilidade ao catador [...] começou a ser mais valorizado (CMR 25, 2022, Chapecó/SC)."

Isso foi confirmado nas pesquisas de Borges et al. (2023). Segundo as autoras o reconhecimento social do trabalho desenvolvido pelo catador de material reciclável é um processo em construção, ligado, principalmente, às campanhas de conscientização quanto a importância da catação para a sociedade e o meio ambiente.

Em relação ao preconceito por trabalharem como CMR no bairro onde residem, 79,2% declararam não sofrerem discriminação, uma vez que, de acordo com os entrevistados, muitos vizinhos exerceram ou exercem a atividade da catação, conforme afirma esse catador: "Muita gente no meu bairro trabalha com isso (catação) (CMR 33, 2022, Chapecó/SC). Esse dado reflete uma característica local, pois, pelos depoimentos dos entrevistados, as associações se localizam perto de suas residências e a população local trabalha ou trabalhou com a atividade da catação.

Além disso, quando questionados se conhecem a importância da atividade para o meio ambiente, 94,2% do grupo respondeu positivamente. Isso pode ser confirmado na entrevista desses catadores: "Limpa o planeta, se nois não limpa, fica tudo espalhado, sacolinhas, poluindo tudo e nois que tamo catando e levando para o lugar certo (CMR 08, 2022, Chapecó/SC); Se nós reciclamos e mandamos para o lugar certo, evita de ir para os rios e contaminar a natureza" (CMR 12, 2022, Chapecó/SC)."

Percebe-se que os CMR associados reconhecem a importância da atividade da catação como a destinação correta dos materiais recicláveis, evitando a contaminação do meio ambiente, confirmando a hipótese (H2). Esse resultado corrobora com os encontrados por Parra (2020), Espinosa-Aquino et al. (2023) e Borges et al. (2023), em que a questão ambiental é percebida como um aspecto muito importante do trabalho desenvolvido pelo CMR. Concluindo, acerca da discriminação com a atividade da catação, do preconceito no bairro e da importância da atividade para o meio ambiente, ao comparar as repostas de acordo com o gênero, não foram observadas associações estatisticamente significativas ($p > 0,05$).

Considerações Finais

O estudo revelou que a (H1) não foi confirmada, visto que 76,7% dos CMR associados desconhecem a PNRS e somente 21,7% se intitulam CMR. Consequentemente, desconhecem seus direitos e não se reconhecem como trabalhadores do setor da reciclagem. Para esses indivíduos, a catação representa uma forma de sobrevivência. Entretanto, a (H2) foi confirmada, pois 94,2% do grupo afirmou que conhece a importância da atividade da catação para o meio ambiente. Contudo, sofrem com estigma por trabalharem com o "lixo", com o rejeito da comunidade. Constatou-se que não existem diferenças com as variáveis estudadas na comparação com o gênero, pois todas apresentam nível de significância $p > 0,05$.

Em síntese, constatou-se que o trabalho desenvolvido pelo CMR ocupa um espaço ambíguo na cadeia da reciclagem, pois se de um lado tem-se uma inclusão econômica através do trabalho, de outro, ele é produzido em locais insalubres e sem reconhecimento social. Dessa forma, esses catadores buscam compreender sua identidade, enquanto trabalhadores, que se traduz na ressignificação do "lixo" e da própria vida, através do seu sustento, da importância da atividade para a comunidade e o meio ambiente.

Como contribuição, o estudo permitiu destacar a condição socioprodutiva dessa categoria do setor da reciclagem. Embora as diretrizes estabelecidas pela PNRS, que estabelecem parâmetros para a inclusão econômica e social dos CMR inseridos em associações e cooperativas, o estudo revelou as limitações encontradas por essas organizações e as dificuldades enfrentadas por esses trabalhadores. Demonstrou que PNRS traz instrumentos que não são percebidos pelos atores envolvidos e, consequentemente, perde sua capacidade de inclusão.

Como limitação da pesquisa, tem-se a população estudada, que entra e sai da atividade, podendo gerar resultados diferentes aos encontrados. Como sugestão para pesquisas futuras, a ampliação do estudo em outras regiões do Estado de Santa Catariana e Brasil, possibilitando trazer à tona as lacunas das relações entre as organizações de CMR com a comunidade e o

poder municipal, buscando soluções para a melhoria das condições de trabalho, traduzidas na melhoria da qualidade da coleta seletiva e reconhecimento social.

Por fim, ressalta-se que, apesar dessa classe de trabalhadores carregar o estigma por trabalhar com o "lixo", esses catadores conseguem ressignificar seu trabalho e a própria vida. Nesse sentido, o "lixo" é percebido como mercadoria que gera o seu sustento e de suas famílias. Essa realidade foi observada entre os CMR associados em Chapecó, que apesar das singularidades que as diferenciavam do cenário nacional, dependem de políticas públicas e sociais, para alcançar o reconhecimento por parte do poder público e da sociedade, que se traduziria na melhoria das condições laborais e adequação de direitos trabalhistas.

Agradecimentos

Aos CMR associados de Chapecó/SC que participaram dessa pesquisa, nosso sincero agradecimento pela colaboração por compartilhar conosco suas histórias, tornando possível através de suas vozes e vivências dar visibilidade e importância ao trabalho que desenvolvem para a sociedade e o meio ambiente.

Referências Bibliográficas

Baptista, V. F. As políticas públicas de coleta seletiva no município do Rio de Janeiro: onde e como estão as cooperativas de catadores de materiais recicláveis? **Revista de Administração Pública**, v. 49, (1), 141-164, 2015. http://dx.doi.org/10.1590/0034-76121603.

Brasil. Lei n. 12.305, de 2 de agosto de 2010. Instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos e dá Providências. **Diário Oficial da União**: Brasília, DF, Casa Civil.

Borges, R. V.; Carbonera, M.; Trindade, L. de L. Catadores de materiais recicláveis: uma revisão integrativa. **Desenvolvimento em Questão**, v. 21, (59), 1-23, 2023. https://doi.org/10.21527/2237-6453.2023.59.14271

Borges, R. V.; Carbonera, M.; Trindade, L. de L. Políticas públicas e a constituição das associações de catadores de materiais recicláveis: um estudo de caso do município de Chapecó/SC (1999/ 2022). **Revista Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 63, 155-176, 2024. http://dx.doi.org/10.5380/dma.v63i0.90066

Borges, R. V.; Carbonera, M.; Trindade, L. de L. Identity of recyclable material collectors associated with Chapecó (SC), Brazil. **Revista Brasileira De Ciências Ambientais,** 60, e2351, 2025. https://doi.org/10.5327/Z2176-94782351

Cardoso, A. A luta dos (in)visíveis que (r)existem. In: Besen, G. R.; Jacobi, P. R.; Silva, C. L. (Org.), **10 anos da Política Nacional de Resíduos Sólidos:** caminhos e agendas para um futuro sustentável, São Paulo, SP, IEE-USP, 2021, pp 166-179.

Cardoso, M. R. G.; Oliveira, G. S.de; Ghelli, K. G. M. Análise de conteúdo: uma metodologia de pesquisa qualitativa. **Cadernos da Fucamp**, v.20, (43), 98-111, 2021. https://revistas.fucamp.edu.br/index.php/cadernos/article/view/2347

Chikarmane, P.; Narayanan, L. Statistics on Waste Pickers: A Case Studies Guide. **WIEGO,** 2024. https://www.wiego.org/sites/default/files/publications/file/wiego-statistical-brief-no-39_0.pdf

Colombijn, F. Secrecy at the End of the Recycling Chain: The Recycling of Plastic Waste in Surabaya, Indonesia. Worldwide Waste: **Journal of Interdisciplinary Studies**, 3(1): 2, 1–10, 2020. https://doi.org/10.5334/wwwj.43

Crocco, F.G.; Alenda, S.; Angelcos, N. Satisfaction and recognition in precarious occupations: the case of waste collectors in Chile. **Esquerda**, v. 49 (45), 848-865, 2020. http://dx.doi.org/10.4067/s0718-50492020000100245.

Dimarco, S. "Rebuscadores de residuos" a fines del siglo XIX: historia de uma profesionalización inconclusa (Buenos Aires, 1870-1911). **Revista Latino-Americana de Trabalho e Trabalhadores**, v. 2, p. 59-92, 2021. https://doi.org/10.48038/revlatt.n2.34

Douglas, M. **Purity and Danger**: An Analysis of Concept of Pollution and Taboo. London and New York: Routledge, published in the Taylor & Francis e-Library, 2001/ 1966, 203 p, 2001.

Espinosa-Aquino, B; Gabarrell Durany, X.; Quirós Vargas, R. The Role of Informal Waste Management in Urban Metabolism: A Review of Eight Latin American Countries. **Sustainability**, v. 15, 1826, p. 1-19, 2023. https://doi.org/10.3390/ su15031826

Favela Ávila, h.; Ojeda-Benítez, S.; E. Cruz-Sotelo, S.; Taboada-GonzáleZ, P.; Aguilar-Virgen, Q. Los pepenadores en la recuperación de reciclables en sitios de disposición final en Baja California, México. **Rev. Ambiente**. v. 29 (3), 59-65, 2013. https://www.redalyc.org/pdf/370/37029665007.pdf

Gutberlet, J.; Carenzo, S. Waste Pickers at the Heart of the Circular Economy: A Perspective of Inclusive Recycling from the Global South. **Worldwide Waste**, v. 3(1), 6, 1-14, 2020. https://doi.org/10.5334/wwwj.50

IPEA – Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. **A Organização Coletiva de Catadores de Material Reciclável no Brasil:** dilemas e potencialidades sob a ótica da Economia Solidária**.** Brasília, DF: IPEA, 2017.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística: estatísticas sociais e populações.** Rio de Janeiro, RJ: IBGE, 2023.

Medina, M. Reciclaje de desechos sólidos en América Latina. **Frontera Norte**, v. 11(21), 7–31, 2017. https://doi.org/10.17428/rfn.v11i21.1411

Moura, R.R.de; Szul, K.D.; Sene, T.S. O catador de materiais recicláveis no município de Ponta Grossa, Paraná: perspectivas e necessidade de intervenção numa sociedade desigual. **Revista Desenvolvimento Social**, v. 26, (2), 238-234, 20202. https://doi.org/10.46551/issn2179-6807v26n2p238-264

Movimento Nacional dos Catadores de Materiais Recicláveis – MNCR. **Luta pela aposentadoria especial para catadores continua, 2013.** https://www.mncr.org.br/noticias/noticias-regionais/luta-pela-aposentadoria-especial-para-catadores-continua.

Movimento Nacional dos Catadores de Materiais Recicláveis – MNCR. **Mulheres são a maioria entre os catadores de materiais recicláveis, 2014** https://www.mncr.org.br/noticias/noticias-regionais/mulheres-sao-maioria-entre-catadores-organizados-em-cooperativas.

Niño, J.J.C.; Hernández, L.P. El trabajo en la pepena informal en México: nuevas realidades, nuevas desigualdades. **Estudios Demográficos y Urbanos**, v. 27 (1), (79), 95-117, 2012. https://doi.org/10.24201/edu.v27i1.1406

Parra, F. The Struggle of Waste Pickers in Colombia: From being considered trash, to being recognised as workers. Anti-Trafficking **Review**, v. 15, p. 122–136, 2020. https://doi.org/10.14197/atr.201220157

Rateau, M.; Tovar, L. La formalisation des récupérateurs à Bogota et Lima: reconnaître, réguler puis intégrer? **EchoGéo**, v. 47, p. 1-14, 2019. https://doi.org/10.4000/echogeo.

Rodero, P.; Merino, I; Fernàndez, P. Condiciones de trabajo y salud en población recicladora de un asentamiento precario de Asunción (Paraguay). Un estudio desde el análisis de prevalencias dermatológicas. **Revista Facultad Nacional de Salud Pública**, 39(3):e342738, 2021. doi: https:// doi.org/10.17533/udea.rfnsp.e342738

Ruíz, S.S.R.; Rocha, C.J.M.; Perdomo, S.M.M.; Cortés, L.F. T. Análisis contextual del oficio de recicladores en el municipio de Ubaté: logros y limitaciones Organizacionales. **Pensamento Udecino**, v.6, (1), p. 66-90, 2022. https://doi.org/10.36436/23824905.433

Severo, A.L.F.; Guimarães, P.B.V. As dimensões da atividade do catador de material reciclável na política brasileira socioambiental. **Revista Jurídica Luso – Brasileira**, Ano 6, nº 5, 171-196, 2020. https://www.cidp.pt/revistas/rjlb/2020/5/2020_05_0171_0196.pdf

Tucker, J.L. Barriers to Inclusive Recycling in Asunción, Paraguay: A Just Transition? **Development and Change, International Institute of Social Studies**, v. 55(2), p. 276–301, 2024. 10.1111/dech.12819.

ANÁLISE DOS RESÍDUOS DOMÉSTICOS E PADRÕES DE CONSUMO DE FAMÍLIAS DA RMR: UM ESTUDO DE CASO

1 Natalha dos Santos Silva, 2 Rossanna Barbosa Pragana, 3 Helloá Patrícia Alves Moreira

1 Universidade Federal Rural de Pernambuco, e-mail: natalha.santos@ufrpe.br; 2 Universidade Federal Rural de Pernambuco, e-mail:rossanna.barbosa@ufrpe.br; 3 Universidade Federal Rural de Pernambuco, e-mail: helloa.moreira@ufrpe.br

Palavras-chave: Educação sustentável; gestão de resíduos sólidos; coleta seletiva.

Resumo

O estudo investiga a gestão de resíduos sólidos domésticos na Região Metropolitana do Recife (RMR), onde o descarte inadequado compromete o escoamento urbano e a saúde pública. O objetivo foi quantificar materiais recicláveis, analisar padrões de consumo e avaliar a influência do conhecimento sobre práticas sustentáveis. A metodologia fundamentou-se em revisão bibliográfica (2009-2024), análise quantitativa (gravimetria) dos resíduos de famílias em cinco municípios da RMR, entrevistas estruturadas e registros fotográficos. Os resultados projetam que a população local (3,727 milhões de habitantes) possui potencial para gerar 122 mil toneladas de recicláveis anualmente. Identificou-se que a escassez de infraestrutura de coleta seletiva é o principal entrave aos hábitos sustentáveis, enquanto a educação ambiental demonstrou ser uma ferramenta eficaz na mudança comportamental. Conclui-se que a gestão integrada, aliada ao fortalecimento da economia circular, é essencial para mitigar os impactos ambientais e otimizar a valorização dos resíduos na região.

Introdução

A gestão inadequada de resíduos sólidos é um desafio crítico em áreas densas como a Região Metropolitana do Recife (RMR) (XIAO, 2015). O descarte incorreto compromete a saúde pública e o escoamento urbano, sendo agravado pela infraestrutura deficitária e carência de conscientização (SACRAMENTO, 2014; SILVA, Georgia; ALMEIDA, 2023). Em áreas rurais, a queima de resíduos eleva a emissão de gases estufa (ROHRICH; PEREIRA, 2020), evidenciando a necessidade de ações educativas para consolidar hábitos sustentáveis (GOUVEIA, 2012).

Embora a coleta seja um serviço essencial (MACHADO; HENKES, 2016), o Nordeste apresenta índices de eficiência inferiores às demais regiões (VIEIRA, 2012). A RMR produz anualmente 122 mil toneladas de recicláveis, mas a ausência de uma cultura de reaproveitamento dificulta a aplicação da Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010; DAOUD et al., 2025). Contudo, o potencial econômico desses materiais é alto: o IPEA (2012) estima que 30% dos resíduos urbanos têm valor de mercado (BRITO, 2009). A economia circular surge como alternativa para gerar renda e resiliência territorial (ELLEN MACARTHUR FOUNDATION, 2015; COSTA, Ana; MENDES; NASCIMENTO, 2022; BONGERS; CASAS, 2022).

Engajamento e descarte são influenciados por escolaridade, renda e gênero (OLAYUNGBO; FADARE, 2014; FEITOSA; BARDEN; KONRAD, 2018). A desigualdade social limita o acesso à coleta seletiva (GIL, 2017), tornando a educação ambiental e tecnologias como a compostagem fundamentais para a recuperação de materiais (LOPES et al., 2025; DEUS; BATTISTELLE; SILVA, Gustavo, 2017). Legalmente, a Constituição Federal e o Marco Legal do Saneamento balizam o dever de proteção ambiental (BRASIL, 1988, 2020), alinhando-se aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ONU, 2015). Com o fomento ao empreendedorismo verde (WIRANI; EITIVENI; SUCAHYO, 2024), este estudo objetiva quantificar os resíduos de cinco famílias na RMR, analisando o impacto de fatores socioeconômicos para subsidiar políticas públicas eficazes.

Material e Métodos

Estudo de caso

A Região Metropolitana do Recife (RMR), situada no Nordeste do Brasil, compreende 14 municípios e abriga mais de 3,7 milhões de habitantes, incluindo a capital pernambucana. Segundo o Censo do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (SDEC, 2022; IBGE, 2022), a maioria da população está na faixa etária entre 20 e 64 anos e vive em grupos familiares. No entanto, grande parte desses grupos reside em áreas periféricas, onde o acesso à educação ambiental é escasso. Esse cenário dificulta a formação de uma cultura de descarte sustentável, resultando em impactos negativos para o meio ambiente e para a qualidade de vida urbana.

Ferramentas de Pesquisa

Foi realizado o monitoramento de resíduos sólidos de cinco famílias em diferentes municípios (Jaboatão dos Guararapes, Paulista, Ilha de Itamaracá e Camaragibe) durante 31 dias. Os participantes separaram os materiais recicláveis, garantindo limpeza e armazenamento adequado para coleta semanal, permitindo analisar diferenças na geração de resíduos em distintos contextos urbanos.

Após o período, os resíduos foram quantificados por medição gravimétrica e classificados como recicláveis ou não, considerando plásticos, metais, papel/papelão, borracha, têxteis e vidro, excluindo os orgânicos. Também foram feitos registros fotográficos para observar hábitos de descarte e impactos urbanos.

Além disso, foram aplicados questionários com mais de 50 voluntários para traçar o perfil socioeconômico e analisar padrões de consumo e conscientização ambiental. As perguntas abordaram descarte de resíduos, acesso à coleta seletiva, uso de delivery, composição familiar, renda, rotina, ocupação e hábitos de consumo, além de verificar se a participação na pesquisa influenciou a consciência ambiental dos entrevistados.

Resultados e Discussão

A análise gravimétrica (Tabela 01) revelou tendências de consumo e o descumprimento parcial das normas de higiene. Identificou-se a presença de materiais contaminados ou armazenados indevidamente na coleta semanal.

Amostras Coletadas	Endereço (simplificado)	Número de Moradores	Renda Familiar	Faixa Etária
Família 1	Iputinga, Recife - PE / Brasil	3 pessoas	2 salários mínimos	22 - 58 anos
Família 2	Forno da Cal - Bom Jesus, Ilha de Itamaracá - PE / Brasil	6 pessoas	4,5 salários mínimos	10 - 48 anos
Família 3	Muribeca, Jaboatão dos Guararapes - PE / Brasil	3 pessoas	2 salários mínimos	18 - 48 anos
Família 4	Arthur Lundgren 1, Paulista - PE / Brasil	4 pessoas	3,5 salários mínimos	13 - 48 anos
Família 5	Timbi, Camaragibe - PE / Brasil	3 pessoas	3 salários mínimos	19 - 55 anos

Tabela 01: Informações do local de residência das famílias, número de residentes, faixa etária e renda bruta.
Fonte: Silva, N.; Moreira & Pragana (2024)

Na Tabela 02 pode ser observada a quantidade de resíduos coletados pelas famílias, por semana.

Família	Semana 1	Semana 2	Semana 3	Semana 4	Semana 5*	Total Durante 31 Dias De Coleta (kg)
Família 1	0,690 kg	0,515 kg	0,950 kg	0,550 kg	0,150 kg	2,855
Família 2	0,700 kg	0,720 kg	1,390 kg	1,190 kg	0,310 kg	4,310
Família 3	0,245 kg	0,285 kg	0,445 kg	0,375 kg	0,120 kg	1,470
Família 4	0,875 kg	0,915 kg	0,715 kg	0,940 kg	0,395 kg	3,840
Família 5	0,295 kg	0,560 kg	0,655 kg	0,765 kg	0,075 kg	2,350
						14,825

*Semana com menos de sete dias para completar o ciclo de 31 dias (*), Unidade de medida (kg).

Tabela 02 : Resíduos coletados (kg)
Fonte: Silva, N.; Moreira & Pragana (2024)

Os dados das Tabelas 01 e 02 evidenciaram diferenças na geração de resíduos entre as famílias, influenciadas por fatores como número de moradores, renda, tempo de permanência em casa e hábitos de consumo. Famílias maiores geraram maior volume total (Família 2), mas menor produção per capita, enquanto famílias com menor permanência no domicílio (Família 5) produziram menos resíduos. A presença de crianças e adolescentes esteve associada à maior geração (Família 2 e 3), ao contrário de famílias compostas por adultos e idosos (Famílias 1 e 5). Também foi observado que a predominância de mulheres pode ter contribuído para maior produção de resíduos plásticos, especialmente de produtos de cuidado pessoal (Família 1 e 4).

O tempo de permanência em casa influenciou diretamente a geração de resíduos, com aumento proporcional ao tempo no domicílio. A análise ao longo das cinco semanas confirmou esses padrões, além de indicar que famílias com renda entre dois e três salários mínimos tendem a consumir mais produtos com maior potencial poluente, devido ao menor custo.

Durante os 31 dias, foram gerados 14,825 kg de resíduos recicláveis, resultando em uma média de cerca de 3 kg por pessoa ao mês. A partir dessa média, estimou-se uma produção anual de aproximadamente 122 mil toneladas de resíduos recicláveis na Região Metropolitana do Recife (RMR) (Figura 01), evidenciando impactos ambientais relevantes e possíveis prejuízos à infraestrutura urbana e à qualidade de vida (Schmitz, 2012).



Figura 01 - Gravimetria dos resíduos coletados.
Fonte: Silva, N.; Moreira & Pragana (2024)

Entrevista aos moradores

Os resultados indicaram que as mulheres possuem maior conhecimento e engajamento em práticas ambientais, embora enfrentem barreiras operacionais. Em contraste, os homens apresentaram menor envolvimento, realizando a separação de resíduos de forma ocasional. Quanto à renda, famílias com até dois salários mínimos relataram dificuldades de acesso à coleta seletiva e menor frequência na separação; já aquelas com renda superior a três salários mínimos demonstraram maior acesso à informação e maior consistência nas práticas de descarte. Tais dados evidenciam que a infraestrutura e o nível socioeconômico são determinantes no comportamento sustentável.A participação na etapa inicial da pesquisa também influenciou o desempenho dos entrevistados: 90% dos participantes relataram aumento na consciência ambiental e 15% adotaram melhores práticas de descarte. Em oposição, o grupo que não participou da fase anterior apresentou menor engajamento e dificuldade na aplicação prática dos conhecimentos sobre coleta seletiva (Tabela 03).

RESUMO DAS ENTREVISTAS		
Critério	**Padrões Identificados**	**Impacto na Educação Ambiental**
Gênero	**F:** Maior conhecimento e participação em práticas ambientais, porém barreiras para ações práticas.	Maior conscientização ambiental em GF. GM demanda intervenções específicas.
	M: Menor engajamento e práticas "às vezes" relacionadas à separação de resíduos.	
Faixa Salarial	≤ **2 SM:** Dificuldade de acesso à coleta seletiva, menor frequência de separação de resíduos.	Desafios estruturais impactam práticas sustentáveis em faixas salariais mais baixas.
	≥ **3 SM:** Maior acesso à informação, práticas consistentes de separação de resíduos.	As famílias de maior renda têm mais infraestrutura e conscientização ambiental.
Participação na 1ª Fase	**Participantes:** 90% relataram aumento de consciência ambiental; 15% adotaram práticas melhores de descarte.	A educação ambiental direta tem impacto positivo no comportamento sustentável.
	Não participantes: Menor engajamento e aplicação prática do conhecimento sobre coleta seletiva.	

*Gênero masculino (GM), gênero feminino (GF), feminino (F), masculino(M), salário mínimo (SM).

Tabela 03 - 2° Fase:resultado das entrevistas.
Fonte: Silva, N.; Moreira & Pragana (2024)

A permanência prolongada em instituições de ensino ou trabalho sugere uma redução na geração de resíduos domiciliares, enquanto a presença de animais domésticos atua como fator de incremento no volume descartado. As famílias, compostas majoritariamente por duas a seis pessoas, realizam compras de uma a duas vezes por semana, com um terço dos entrevistados utilizando serviços de delivery de duas a quatro vezes no mesmo período.A análise integrada entre gravimetria e entrevistas revelou que a produção de resíduos é influenciada pelo tamanho, composição familiar e hábitos de consumo, não apresentando correlação direta com profissão ou renda per capita.Quanto à gestão de resíduos, 98% dos entrevistados conhecem

o funcionamento da coleta seletiva, mas apenas 10% realizam a separação regular, sendo que 31% declararam ausência de acesso ao serviço. Cerca de metade da amostra não possui coleta regular de resíduos domésticos. Sobre a segregação de orgânicos, 41% não a realizam e 41% fazem-na ocasionalmente. Por fim, 17% dos entrevistados relataram inexistência total de coleta de lixo em seus bairros (Figuras 02 e 03).

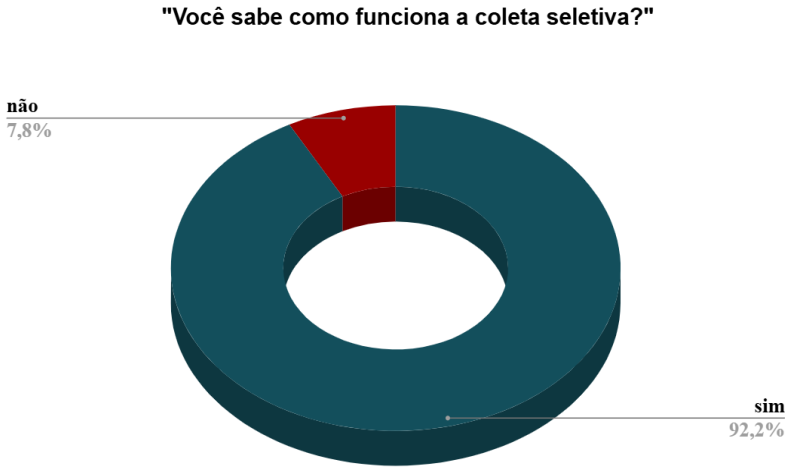


Figura 02 - Respostas dos entrevistados sobre coleta seletiva.
Fonte: Silva, N.; Moreira & Pragana (2024)



Figura 03 - Respostas dos entrevistados sobre a separação dos resíduos domésticos em suas casas.
Fonte: Silva, N.; Moreira & Pragana (2024)

Os resultados reforçam a necessidade de ampliar a educação ambiental e a infraestrutura de coleta seletiva na RMR, evidenciando o abismo entre o conhecimento teórico e a prática das famílias. Tais dados apontam a urgência de políticas públicas que fomentem a acessibilidade e o incentivo ao descarte sustentável. Essa carência institucional é ratificada visualmente pelas Figuras 04, 05 e 06, capturadas durante as entrevistas para documentar e monitorar o comportamento de descarte nos bairros analisados.



*Bom Jesus, Forno da Cal- Itamaracá/PE,Brasil. 15/11/2024. Figura 04 registrada por Natalha S. Silva.
Figura 04 - Uso da queima como destino final dos resíduos.
Fonte: Silva, N.; Moreira & Pragana (2024)



*Sítio Bom Jesus, Forno da Cal- Itamaracá/PE,Brasil. 15/11/2024. Figura 05 registrada por Natalha S. Silva.

Figura 05 - Descarte dentro do bueiro.
Fonte: Silva, N.; Moreira & Pragana (2024)



*Timbi-Camaragibe/PE,Brasil. 15/11/2024. Registrado por João Vitor Oliveira.

Figura 06 - Descarte indevido em meio a rua com resíduos expostos.
Fonte: Silva, N.; Moreira & Pragana (2024)

Para as áreas de captura fotográfica, os critérios de seleção foram a recorrência de descarte nos cinco municípios monitorados e a acessibilidade para a equipe de campo (Tabela 01). Dentre os registros, as Figuras 04, 05 e 06 foram selecionadas por representarem o padrão observado de descarte irregular.

Potencial Econômico

A análise dos resíduos revela um potencial econômico ainda pouco aproveitado. Cerca de 64,2% correspondem a plásticos, 22,6% a papel/papelão, 8,3% a metais, 1,9% a vidro e pequenas quantidades de têxteis e borracha — materiais com valor comercial e potencial de reciclagem (COSTA *et al*., 2019). Entretanto, 2,1% foram descartados de forma contaminada, inviabilizando o reaproveitamento e evidenciando falhas na separação na origem e desconhecimento sobre o ciclo de vida dos materiais.



Figura 08 - Porcentagem dos resíduos potencialmente recicláveis
Fonte: Silva, N.; Moreira & Pragana (2024)

Diante desse panorama, propõe-se uma intervenção escalonada, iniciando por ações domiciliares e comunitárias (KOTYAL, 2024; SACRAMENTO, 2014). A primeira medida consiste no fortalecimento de campanhas educativas contínuas sobre separação correta, valorização de recicláveis e prevenção da contaminação, utilizando escolas, unidades de saúde e mídias comunitárias como canais de conscientização.

Em seguida, recomenda-se a ampliação dos pontos de entrega voluntária em articulação com cooperativas (IPEA, 2015), bem como a criação de núcleos comunitários de economia circular voltados ao reaproveitamento e geração de renda (ELLEN MACARTHUR FOUNDATION, 2020).No âmbito institucional, propõe-se a implementação de políticas públicas com incentivos financeiros, como benefícios fiscais e estímulo à compostagem e logística reversa (BRASIL, 2021; BRASIL, 2022). Além disso, legislações municipais podem estabelecer metas de reciclagem e responsabilidade compartilhada (BRASIL, 2010). Experiências internacionais, como o modelo sueco, reforçam a eficácia dessas medidas (CAMACHO, 2011; CATRACA LIVRE; QSOCIAL, 2018).

Considerações Finais

A análise evidenciou desafios na gestão de resíduos sólidos urbanos na Região Metropolitana do Recife, como descarte inadequado, baixa adesão à coleta seletiva e desigualdades no acesso à infraestrutura. Apesar do conhecimento declarado pelas famílias, a separação efetiva ainda é limitada, indicando a necessidade de estratégias mais eficazes de conscientização.

A composição dos resíduos revelou elevado potencial econômico, com mais de 95% dos materiais passíveis de reaproveitamento, reforçando a importância de políticas públicas que promovam sua valorização e reintegração em cadeias produtivas.

As entrevistas apontaram entraves como falta de incentivo, infraestrutura precária e invisibilidade dos catadores, mas também indicaram caminhos viáveis, como educação ambiental contínua, inclusão social e responsabilidade compartilhada. Conclui-se que a gestão de resíduos sólidos deve ser vista não apenas como um problema ambiental, mas como uma oportunidade para promover cidadania, reduzir desigualdades, fortalecer a economia circular e construir cidades mais sustentáveis.

Agradecimentos

Os autores gostariam de agradecer à Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE) e, em específico, à professora Rossanna Pragana, pelo apoio à pesquisa e por sua atuação como orientadora. Agradecem a Nadja Lyrio pelo auxílio técnico e incentivo ao estudo, e aos colegas que colaboraram na coleta, transporte e armazenamento dos resíduos durante os 31 dias de campo. Um agradecimento especial às famílias participantes, que armazenaram seus resíduos recicláveis, cumpriram rigorosamente as orientações e apoiaram a realização desta pesquisa. Por fim, agradecem ao 5° Congresso Internacional de Engenharia Ambiental (5° CIEA) pela oportunidade de submissão deste trabalho.

Referências Bibliográficas

BONGERS, A.; CASAS, P. The circular economy and the optimal recycling rate: A macroeconomic approach. Ecological Economics, V. 199, 107504, 2022. DOI: https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2022.107504 . Acesso em: 9 abr. 2025.

BRASIL. Constituição da República Federativa do Brasil de 1988. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm. Acesso em: 8 abr. 2025.

BRASIL. Instituto de pesquisa econômica aplicada – Ipea. Boas práticas de gestão de resíduos sólidos urbanos e de logística reversa com a inclusão de catadoras e de catadores de materiais recicláveis: relatório de pesquisa. Brasília: Ipea, 2015. Disponível em: https://www.ipea.gov.br/portal/images/stories/PDFs/relatoriopesquisa/150903_relatorio_boas_praticas.pdf . Acesso em: 9 abr. 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. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9605.htm. Acesso em: 8 abr. 2025.

BRASIL. Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/l11445.htm. Acesso em: 8 abr. 2025.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm. Acesso em: 8 abr. 2025.

BRASIL. Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020. Atualiza o marco legal do saneamento básico. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2020/lei/l14026.htm. Acesso em: 8 abr. 2025.

BRASIL. Lei nº 14.260, de 8 de dezembro de 2021. Estabelece incentivos à indústria da reciclagem; e cria o Fundo de Apoio para Ações Voltadas à Reciclagem (Favorecicle) e Fundos de Investimentos para Projetos de Reciclagem (ProRecicle). Disponível em:https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2021/lei/L14260.htm. Acesso em: 9 abr. 2025.

BRITO, Telma Alves Ferreira. Resíduos sólidos domésticos em Vianópolis – GO: um estudo baseado na percepção da dona de casa. 2009. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Produção Sustentável) – Pontifícia Universidade Católica de Goiás, Goiânia, 2009.

CAMACHO, E. F. Estudo comparativo da eficácia dos modelos regulatórios de resíduos sólidos sueco, indiano e brasileiro. 2011. Monografia (Graduação em Economia) – Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Departamento de Economia, Rio de Janeiro, 2011. Disponível em: https://www.econ.puc-rio.br/uploads/adm/trabalhos/files/Eduardo_Ferreira_Camacho.pdf. Acesso em: 9 abr. 2025.

CATRACA LIVRE & QSOCIAL. As melhores soluções sustentáveis. Catraca Livre, 2018. Disponível em:https://catracalivre.com.br/cidadania/suecia-da-incentivo-fiscal-para-quem-conserta-roupas-e-objetos/ . Acesso em: 9 abr. 2025.

COSTA, A. C.; MENDES, R.; NASCIMENTO, I. O potencial da economia circular para criação de novos modelos de negócio e de produção. Banco nacional de desenvolvimento econômico e social (BNDES). Disponível em: https://agenciadenoticias.bndes.gov.br/blogdodesenvolvimento/detalhe/O-potencial-da-economia-circular-para-criacao-de-novos-modelos-de-negocio-e-de-producao/. Acesso em: 9 abr. 2025.

COSTA, D. E. S. et al. Gestão ambiental, planejamento e sustentabilidade: a gestão de resíduos sólidos urbanos da construção civil. Anais do CONEPA, Revista Valore, Volta Redonda, 4 (Edição Especial): 251-258, 2019.

CUSTÓDIO, M. M.; JUNQUEIRA J. C.; MANRINQUE J. I. T. Resíduo zero à economia circular: a importância dos municípios e de suas políticas públicas de economia circular. Veredas do Direito, v. 21, 2024. DOI: https://doi.org/10.18623/rvd.v21.2656-ptbr. Acesso em: 9 abr. 2025.

DAOUD O. W., AHMED V., ALZAATREH A., ANANE C. The impact of socio-economic factors on recycling behavior and waste generation: Insights from a diverse university population in the UAE. Cleaner Waste Systems, v. 11, 2025. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2772912525000648. Acesso em: 9 abr. 2025.

DEUS, R. M.; BATTISTELLE, R. A. G.; SILVA, G. H. R. Current and future environmental impact of household solid waste management scenarios for a region of Brazil: carbon dioxide and energy analysis. Journal of Cleaner Production, V. 155, Pt 1, p. 218-228, 2017. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.05.158 . Acesso em: 9 abr. 2025.

ELLEN MACARTHUR FOUNDATION. Introdução à economia circular. 2020. Disponível em: https://www.ellenmacarthurfoundation.org/pt/temas/economia-circular-introducao/visao-geral. Acesso em: 9 abr. 2025.

FEITOSA, A. K.; BARDEN, J. E.; KONRAD, O. A Relação entre a Geração de Resíduos Sólidos Domiciliares e os Estratos Socioeconômicos. Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais, v. 9, n. 4, p. 379-392, 2018.

GIL, M. D. M.. Relações entre fatores socioeconômicos e a geração de resíduos sólidos domiciliares - Vacaria. Universidade de Caxias do Sul. Repositório internacional, 2017. Disponível em: https://repositorio.ucs.br/handle/11338/1793 . Acesso em: 9 abr. 2025.

GOUVEIA, N. Resíduos sólidos urbanos: impactos socioambientais e perspectiva de manejo sustentável com inclusão social. Ciência & Saúde Coletiva, v. 17, n. 6, 2012. DOI: https://doi.org/10.1590/S1413-81232012000600014 . Acesso em: 9 abr. 2025.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Panorama do município de Recife. 2022. Disponível em: https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pe/recife/panorama. Acesso em: 8 abr. 2025.

KOTYAL, K. Sustainable waste management in the circular economy: Challenges and opportunities. Environmental Reports, 2024. Disponível em: https://er.researchfloor.org/sustainable-waste-management-in-the-circular-economy-challenges-and-opportunities/. Acesso em: 9 abr. 2025.

LOPES, A. A. et al. Environmental education and waste management: sustainable practices to minimize environmental degradation. Lumen et virtus, Vol. 16 N. 45, ISSN 2177- 2789, 2025. DOI: https://doi.org/10.56238/levv16n45-022 . Acesso em: 8 abr. 2025.

MACHADO, Luiz C.; HENKES, Jairo A. Separação e Descarte dos Resíduos Sólidos Urbanos de Modo Adequado com Foco nos Resíduos Sólidos Domésticos. Revista de Gestão Sustentável Ambiental, Florianópolis, v. 5, n. 1, p. 489-515, abr./set. 2016.

OLAYUNGBO, Adenike Anike; FADARE, Olawale S. Socio-economic factors affecting household solid waste generation in selected wards in Ife central Local Government area, Nigeria. Herald Journal of Geography and Regional Planning, v. 3, n. 4, p. 158-167, ago. 2014. Disponível em: Herald Journals. Acesso em: 7 nov. 2024.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS (ONU). Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS). 2015. Disponível em: https://brasil.un.org/pt-br/sdgs. Acesso em: 9 abr. 2025.

ROHRICH, Sandra Simm (coordenadora); PEREIRA, Juliane Borges (vice-coordenadora). Gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares. Matinhos, PR: UFPR Litoral Sustentável, 2020. 20 p.: il. ISBN 978-65-86233-59-9.

SACRAMENTO, Soraia dos Santos. Projeto de Proteção Ambiental: Descarte de Lixo Doméstico nas Vias Públicas do Bairro de Nova Dias D'Ávila, Cidade de Dias D'Ávila-BA. 2013. 25 f. Monografia (Especialização em Gestão Ambiental em Municípios) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, 2014.

SCHMITZ, Michele. Gerenciamento de Resíduos Sólidos Domésticos: Estudo de Caso na Central de Triagem, Tratamento e Destinação Final dos Resíduos Sólidos Domésticos do Município de Estrela/RS. Monografia (Graduação) – Centro Universitário Univates, Lajeado, 2012.

SECRETARIA DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO DO RECIFE. Censo 2022. Secretaria de desenvolvimento econômico (SDEC). Disponível em: http://desenvolvimentoeconomico.recife.pe.gov.br/censo-2022. Acesso em: 8 abr. 2025.

SILVA, G. F. M.; ALMEIDA, Josimar Ribeiro de. Descarte de Resíduos Domésticos na Comunidade Morro da Lagartixa. Revista Internacional de Ciências, Rio de Janeiro, v. 13, n. 1, p. 41-52, jan./abr. 2023.

VIEIRA, Adriana Carvalho P. A Gestão de Resíduos Sólidos Domésticos no Brasil a Par da Experiência Internacional. Revista Economia & Tecnologia, v. 8, n. 4, p. 57-66, 2012.

WIRANI, Y, EITIVENI I., SUCAHYO Y. G. Framework of Smart and Integrated Household Waste Management System: A Systematic Literature Review Using PRISMA. Sustainability, v. 16, n. 12, p. 4898, 2024. Disponível em: https://www.mdpi.com/2071-1050/16/12/4898. Acesso em: 9 abr. 2025.

XIAO, L.; LIN, T.; CHEN, S.; ZHANG, G.; YE, Z.; YU, Z. Characterizing Urban Household Waste Generation and Metabolism Considering Community Stratification in a Rapid Urbanizing Area of China. PLOS ONE, v. 10, n. 12, e0145405, 2015. doi:10.1371/journal.pone.0145405.

AVALIAÇÃO DA IMPLEMENTAÇÃO DE COLETA SELETIVA E CARACTERIZAÇÃO GRAVIMÉTRICA EM INSTITUIÇÃO DE ENSINO SUPERIOR: ESTUDO DE CASO NO DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL/UFMT

1 Anderson de Souza Franca, 2 Fernanda Facundes da Silva, 3 Gisely Oliveira da Silva, 4 Leonardo da Silva Mendes, 5 Rhaniely Félix Vasconcelos.

1 Universidade Federal de Mato Grosso, e - mail: anderson.franca@sou.ufmt.br; 2 Universidade Federal de Mato Grosso, e-mail: fernanda.silva14@sou.ufmt.br; Universidade Federal de Mato Grosso, e-mail: gisely.silva@sou.ufmt.br; 4 Universidade Federal de Mato Grosso, e-mail: leonardo.mendes@sou.ufmt.br; 5 Universidade Federal de Mato Grosso, e-mail: rhaniely.vasconcelos@sou.ufmt.br;

Palavras-chave: Coleta Seletiva; Caracterização Gravimétrica; Gestão de Resíduos.

Resumo

A gestão eficiente de resíduos sólidos em Instituições de Ensino Superior (IES) configura-se como um desafio estratégico para a promoção da sustentabilidade urbana, conforme preconizado pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei nº 12.305/2010). Este estudo realizou uma análise quali-quantitativa e avaliou a implementação da coleta seletiva no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA/UFMT), fundamentada nas diretrizes das normas ABNT NBR 10004 e NBR 10007. A metodologia compreendeu um diagnóstico preliminar de caracterização gravimétrica (semana de controle), seguido de uma fase de intervenção, com a instalação de coletores sinalizados e o uso experimental de sacos biodegradáveis para a fração orgânica. Os resultados da fase inicial indicaram uma geração média de 0,51 kg/dia, com predominância de papel (43%) e de plástico (30%). Após a implementação, observou-se uma redução da média de resíduos mistos para 0,44 kg/dia, o que demonstra a eficácia da segregação na fonte. Contudo, a análise qualitativa revelou erros persistentes de descarte, como a presença de rejeitos em lixeiras de recicláveis, o que corrobora a tese de Martins et al. (2020) sobre a necessidade imperativa de ações de educação ambiental que transcendam a mera oferta de infraestrutura técnica. Conclui-se que a adoção de práticas alinhadas à Resolução CONAMA nº 275/2001 e ao Decreto nº 5.940/2006 potencializa a valorização dos resíduos no campus, embora o sucesso da gestão dependa da superação de barreiras comportamentais, inclusive em ambientes de formação especializada.

Introdução

A gestão eficiente de resíduos sólidos em Instituições de Ensino Superior (IES) constitui um desafio estratégico fundamental para a promoção da sustentabilidade urbana, conforme preconizado pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei nº 12.305/2010). As responsabilidades pelo gerenciamento integrado dos resíduos abrangem a população, seja ela de poder físico ou jurídico. No Brasil, a geração de resíduos sólidos é estimada em 1,04 kg/dia por indivíduo, segundo o último Censo Demográfico (2022), equivale a 77,1 milhões de toneladas de RSU geradas no país, correspondendo a mais de 211 mil toneladas de resíduos gerados por dia (ABREMA, 2023). O Decreto Federal nº 10.936, de 12 de janeiro de 2022, institui o Programa Coleta Seletiva Cidadã, estabelecendo que órgãos e entidades da administração pública federal devem separar e destinar prioritariamente os resíduos reutilizáveis e recicláveis às associações e cooperativas de catadores de materiais recicláveis (Brasil, 2022). Segundo Albuquerque *et al.* (2010), a universidade deve constituir uma comunidade universitária com ampla atuação social, política, econômica e cultural na vida humana; contudo, as universidades enfrentam desafios quanto à segregação e ao engajamento da comunidade acadêmica. O Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA) da Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), Campus Cuiabá, assume um papel de protagonismo ao buscar a conformidade com os requisitos regulamentares e promover a saúde pública em seu espaço de vivência acadêmica.

Este estudo concentra-se na caracterização gravimétrica e na implementação da recolha seletiva nos corredores do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA), fundamentando-se rigorosamente nas diretrizes da norma ABNT NBR 10004. A pesquisa investigou a eficácia da instalação de coletores dedicados e do uso experimental de sacos biodegradáveis para a fração orgânica, visando não apenas ao descarte ambientalmente adequado, mas também à viabilização de processos de compostagem e à valorização dos materiais recicláveis. A introdução desta estratégia integrada permitiu estudar o comportamento da comunidade académica, incluindo docentes, discentes e técnicos, sinalizando a viabilidade técnica da segregação de resíduos orgânicos em relação aos demais materiais gerados. O presente trabalho tem como objetivo central aprimorar a Gestão de Resíduos Sólidos no bloco do DESA, por meio da separação entre frações secas e húmidas, estabelecendo um sistema que evite a contaminação cruzada e beneficie diretamente as cooperativas de catadores e as empresas de reciclagem. Por meio de uma análise qualitativa e quantitativa detalhada, procura-se fornecer subsídios técnicos para a formulação de diretrizes eficazes, incentivando a adoção de práticas sustentáveis e a sensibilização para a relevância da destinação adequada dos resíduos no contexto do ensino superior.

Área de estudo

O estudo foi desenvolvido no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA), localizado no Campus Cuiabá (15º 36' 51" S , 56º 04' 08" O). O local abriga quatro laboratórios de pesquisa, dez salas de professores e salas de aula, operando em turnos matutino, vespertino e noturno. Os pontos de amostragem foram delimitados nos corredores de maior fluxo, onde se concentram as 12 lixeiras utilizadas pela comunidade acadêmica, o qual pode ser observado na figura 1 abaixo.



Figura 01: Layout do DESA/UFMT com a distribuição espacial dos pontos de descarte.
Fonte: Coordenação do DESA/UFMT (2024).

Materiais e Métodos

O estudo abordado se propõe a partir de uma análise quali-quantitativa dos resíduos gerados no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA) da UFMT - Campus Cuiabá. O fluxograma abaixo simplifica o trabalho executado.

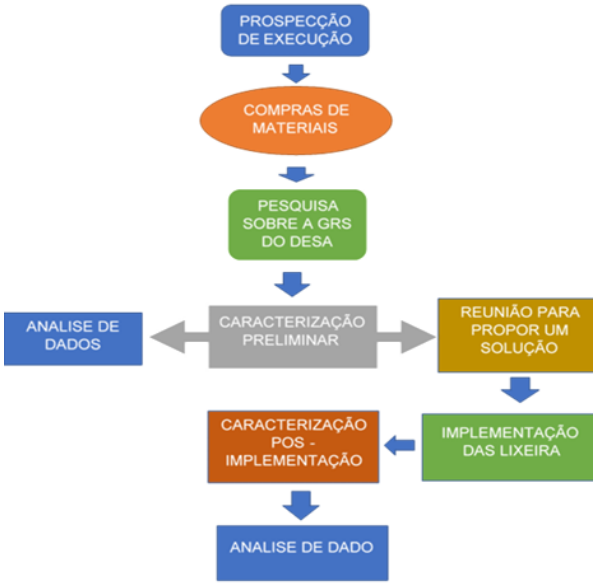


Figura 02: Fluxograma da análise quali - quantitativa da caracterização dos Resíduos Sólidos
Fonte: Autoria Própria.

Os materiais utilizados para determinar as composições gravimétricas foram: balança de precisão Marte Ad5002 - 5010 g x 0,01 g, Equipamentos de proteção individual (EPIs), sacos de lixo recicláveis na coloração esverdeada (biodegradáveis) e não recicláveis, pretos. A amostragem está fundamentada na descentralização, com o princípio da heterogeneidade quantitativa e qualitativa na produção espacial de resíduos sólidos, justificando a imprescindível amostragem em todos os corredores analisados, visando identificar os resíduos com potencial para a reciclagem, considerando que não há pontos de coleta seletiva. A setorização teve como objetivo a divisão das lixeiras de seco e de úmido em regiões estratégicas dos corredores da DESA, a fim de minimizar os impactos ambientais e proporcionar segurança aos coletores de resíduos.

A caracterização gravimétrica preliminar ocorreu por meio de comunicação à chefia da SINFRA de que, nos dias em que o trabalho fosse realizado, os colaboradores não precisariam retirar os resíduos gerados no bloco. A caracterização quali-quantitativa dos resíduos foi realizada em duas etapas. A primeira etapa iniciou-se ao final do dia 30 de setembro de 2024, quando os resíduos presentes nas lixeiras existentes foram retirados e acondicionados em sacolas, diferenciando a tipologia dos resíduos a serem impostos e contabilizando os acumulados no dia seguinte. O levantamento preliminar ocorreu em cinco dias, sendo eles 01, 02, 03, 04, e 05 de outubro de 2024. Logo após o levantamento preliminar, foram impressos símbolos da coleta seletiva para a identificação de lixeiras destinadas a resíduos secos (recicláveis) e úmidos (orgânicos) e distribuídos no bloco, conforme pode ser visualizado na Figura 3 abaixo.



Figura 03: Identificação das lixeiras
Fonte: Autoria Própria

A segunda etapa foi iniciada no dia 16 de outubro de 2024, de modo que os resíduos recicláveis e não recicláveis fossem caracterizados individualmente, nos demais dias, tais como 17, 18, 21 e 22 de outubro de 2024. Os dias de análise foram escolhidos para coincidir com os de maior frequência da comunidade acadêmica, o que, consequentemente, gera maior quantidade de resíduos. Ambas as etapas foram realizadas nos corredores da DESA, onde alunos e professores circulam. A caracterização foi realizada ao final de cada dia, após o fim do expediente, de modo que todo o lixo gerado no dia fosse quantificado, permitindo compará-lo à primeira coleta e, assim, avaliar de forma eficaz a geração no DESA. OS materiais com características semelhantes foram unidos e quantificados de modo que a união definisse e a soma dos materiais, como nos exemplos papel branco, papel misto e papelão, seria denominada papel, enquanto a soma dos materiais PEBD cristal, PEBD colorido, PVC, PP, PS, PET, PEAD teria a nomenclatura de plástico. Considerou-se metal a junção de alumínio, peças de latinhas, ferro e cobre; o isopor foi denominado outro. Bota enquadrou-se na categoria individual.

Subsequentemente à caracterização dos resíduos no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMT, no dia 22 de outubro, a equipe responsável pela implantação do sistema de coleta seletiva instalou os coletores (sacolas biodegradáveis verdes) nos locais previamente definidos e preparados. Essa ação foi importante para aprimorar o processo de coleta e destinação adequada dos resíduos gerados no departamento. Os coletores foram distribuídos nos pontos previamente definidos, a fim de facilitar a separação correta dos materiais. Foram disponibilizadas duas opções de coletores: uma para resíduos recicláveis e outra para resíduos não recicláveis. Dessa forma, os usuários poderiam identificar qual coletor utilizar para cada tipo de resíduo, contribuindo para a separação adequada dos materiais.

Resultados e Discussão

A iniciativa de implementar a coleta seletiva no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMT permitiu uma avaliação comparativa não apenas do volume gerado, mas também do comportamento de descarte da comunidade acadêmica diante da nova infraestrutura. Os resultados foram consolidados por meio de análises qualitativas e quantitativas antes e após a intervenção.

A análise qualitativa foi realizada na fase preliminar, na qual se observou que os resíduos eram descartados de forma indiscriminada nas lixeiras comuns, misturando frações secas e úmidas. Com a implementação dos coletores sinalizados (orgânicos e recicláveis) e a introdução dos sacos biodegradáveis verdes, esperava-se uma melhora na segregação na fonte. Contudo, a análise qualitativa revelou que, logo no primeiro dia e ao longo de toda a semana pós-implementação, erros primários de descarte persistiram de forma significativa.

Conforme registrado fotograficamente durante as triagens, foram frequentemente encontrados resíduos orgânicos, como restos de açaí, nas lixeiras destinadas a recicláveis, bem como materiais não recicláveis e rejeitos, assim como luvas de borracha de laboratório e copos de isopor sujos) misturados às frações secas.

Os dados consolidados indicaram que cerca de 73% dos resíduos ainda apresentaram algum grau de mistura incorreta entre as frações secas e úmidas. Este cenário evidencia que a mera disponibilização de infraestrutura física e rotulagem não é suficiente para alterar hábitos enraizados, reforçando que o sucesso da coleta seletiva depende de ações contínuas de educação ambiental.

A análise quantitativa anterior à implementação determinou a caracterização gravimétrica antes da intervenção (semana de 30/09 a 04/10/2024), que apontou uma geração total de 18,35 kg de resíduos no período, com picos de até 5,2 kg em um único dia (30/09). As Tabelas 1 e 2 detalham esses quantitativos preliminares.

Resíduos S. Máximo e Mínimo (Antes da implementação)	30/09/24	01/10/24	02/10/24	03/10/24	04/10/24
Orgânicos	0,60	0,30	0,40	0,60	0,65
Plástico	1,45	2,95	0,35	0,55	0,35
Papel	2,80	0,55	1,75	1,80	1,45
Metal	0,15	0,1	0,05	0,1	0,20
Luvas	0,00	0,00	0,1	0,05	0,00
Outros	0,20	0,25	0,10	0,30	0,20
Somatória:	**5,20**	**4,15**	**2,75**	**3,40**	**2,85**
Máximo:	**5,20**				
Mínimo:	**2,75**				

Tabela 01. Antes da implementação.
Fonte: Autoria Própria.

Resíduos	NBR 10.004	Lei 12305	Kg/dia	Kg/mês	Kg/ano	Porcentagem	Acondicionamento
Matéria Orgânica	A 001	2 A	0,332	9,96	121,18	8,71	Saco de Lixo.
Plásticos Insufilme, PET, Embalagem.	A 007	Não inerte – 2 A	1,13	33,9	412,45	29,64	Caixa, prateleiras, sala de acondicionamento para reciclagem.
Papel Toalha, Papelão, Papel sufite	A 006	Não inerte – 2 A	1,65	49,5	602,25	43,28	Caixa, prateleiras, sala de acondicionamento para reciclagem.
Luvas	A 004	Inerte – 2B	0,06	0,1	8,97	1,57	Sacos de lixo.
Aluminio lata	A 005	Inerte – 2B	0,1	3,0	36,5	2,62	Caixa, prateleiras.
Isopor	A 007	Não inerte – 2B	0,03	0,9	10,95	0,79	Sacos de lixo.
Outros	A 004	Inerte – 2B	0,51	15,3	186,15	13,38	Sacos de lixo.
	-	-	3,812	112,66	1378,45	100,00	

Tabela 02. Relação de resíduos coletados antes da implementação.
Fonte: Autoria Própria.

A composição gravimétrica demonstrou um perfil típico de ambientes administrativos e educacionais. O material mais abundante foi o papel, representando 43% do total gerado (papel toalha, papel sulfite e papelão), seguido pelo plástico, com 30% (copos, embalagens, PET, etc.) como pode-se verificado pelo gráfico abaixo.

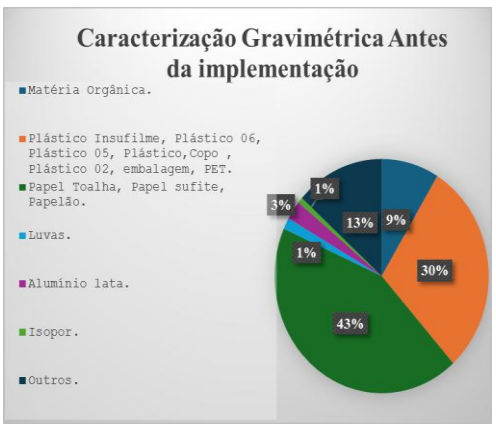


Gráfico 01: Caracterização gravimétrica anterior à implementação.
Fonte: Autoria Própria.

Na análise quantitativa posterior à implementação, referente à semana de 16/10 a 22/10/2024, observou-se uma variação na massa coletada, com o volume total reduzido para aproximadamente 9,41 kg. A média de resíduos mistos caiu para 0,44 kg/dia, o que indica que, embora haja falhas qualitativas, iniciou-se a segregação na fonte, tal como nos exemplos da Tabelas 3 e 4.

Resíduos sólidos (Depois da implementação)	**16/10/24**	**17/10/2**	**4 18/10/24**	**21/10/24**	**22/10/24**
Orgânicos	0,70	0,60	0,65	0,10	0,15
Plástico	0,97	0,07	0,89	0,15	0,30
Papel	0,51	0,52	0,51	0,00	0,10
Metal	0,70	0,60	0,65	0,00	0,00
Luvas	0,00	0,00	0,00	0,15	0,10
Outros	0,30	0,25	0,28	0,10	0,05
Somatória:	**3,18**	**2,04**	**2,98**	**0,50**	**0,70**
Máximo:	**3,18**				
Mínimo:	**0,50**				

Tabela 03. Depois da implementação.
Fonte: Autoria Própria.

Resíduos	**NBR 10.004**	**Lei 12305**	**Kg/dia**	**Kg/mês**	**Kg/ano**	**Porcentagem**	**Acondicionamento**
Matéria Orgânica	A 001	Não inerte - 2 A	0,44	13,2	160,6	21,04	Saco de Lixo.
Plásticos Insufilme, PET, Embalagem.	A 007	Não inerte – 2 A	0,6326	18,978	230,899	30,24	Caixa, prateleiras, sala de acondicionamento para reciclagem.
Papel Toalha, Papelão, Papel sufite	A 006	Não inerte – 2 A	0,329	9,87	120,085	15,73	Caixa, prateleiras, sala de acondicionamento para reciclagem.
Luvas	A 004	Inerte – 2B	0,05	1,5	18,25	2,39	Sacos de lixo.
Aluminio lata	A 005	Inerte – 2B	0,37	11,1	135,05	17,69	Caixa, prateleiras.
Isopor	A 007	Não inerte – 2 A	0,27	8,1	98,55	12,91	Sacos de lixo.
	-	-	2,0916	62,75	763,43	100,00	

Tabela 04. Relação de resíduos coletados depois da implementação.
Fonte: Autoria Própria.

A distribuição gravimétrica sofreu alterações em suas proporções. Na segunda etapa, o plástico assumiu a liderança com 30%, seguido pela fração orgânica (21%) e metal (18%), conforme o gráfico abaixo.

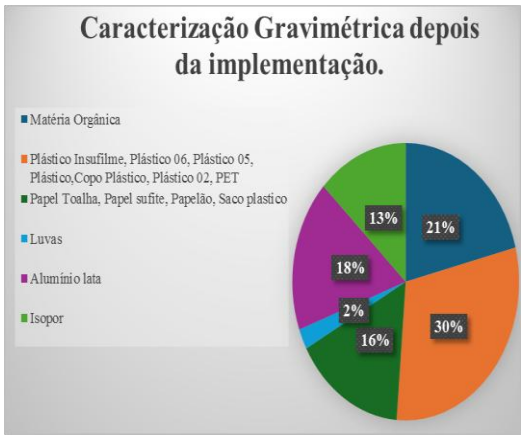


Gráfico 02: Caracterização gravimétrica após a implementação.
Fonte: Autoria Própria.

Apesar da redução do volume total, atribuível a dinâmicas do calendário acadêmico ou ao fluxo de pessoas, os dados confirmam a geração contínua e expressiva de materiais com alto potencial e valor de reciclabilidade (plásticos, papéis e metais). Isso justifica plenamente a manutenção do sistema de coleta seletiva no bloco, visando ao desvio estruturado desses materiais do aterro sanitário e o fomento à sustentabilidade.

Considerações finais

O estudo demonstrou que a implementação da coleta seletiva no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA/UFMT) é uma medida tecnicamente viável e ambientalmente urgente, considerando o expressivo percentual de resíduos recicláveis (especialmente plásticos e papéis) gerados na rotina acadêmica. A introdução de lixeiras dedicadas e o uso de sacos biodegradáveis representam um avanço estrutural significativo para a sustentabilidade no campus. No entanto, as análises evidenciaram baixa adesão qualitativa por parte da comunidade acadêmica, com episódios frequentes de contaminação cruzada entre resíduos orgânicos, rejeitos (como isopor e luvas) e materiais recicláveis. Esse resultado indica que o principal gargalo à eficiência da gestão de resíduos no ensino superior reside na barreira comportamental, comprovando que a infraestrutura deve ser acompanhada, obrigatoriamente, de estratégias contínuas de conscientização.

Para que o DESA cumpra as diretrizes da Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei nº 12.305/2010) e atue como um modelo de extensão universitária em gestão sustentável, recomendam-se as seguintes ações: (I) implementação de programas e parcerias locais de educação ambiental para discentes, docentes e técnicos; (II) engajamento ativo do corpo docente para consolidar o descarte correto como um hábito monitorado dentro e fora dos laboratórios; (III) padronização do uso de sacos adequados (como os biodegradáveis) para garantir o descarte seguro e proteger a saúde dos profissionais da limpeza e catadores; e (IV) estabelecimento de um cronograma e espaço de armazenamento temporário adequados para viabilizar a coleta periódica por cooperativas de reciclagem parceiras.

Agradecimentos

Agradecemos à Universidade Federal de Mato Grosso e ao Departamento de Engenharia Sanitária pelo apoio.

Referências

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, Brasília, DF, 3 ago. 2010. Seção 1, p. 1-5. Disponível em: . Acesso em: 17 abr. 2023

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima. **Resíduos sólidos urbanos**. Disponível em: https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/meio-ambiente-urbano-recursos-hidricos-qualidade-ambiental/residuos-solidos-urbanos.

BRASIL. **Decreto nº 10.936, de 12 de janeiro de 2022**. Regulamenta a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2022/decreto/d10936.htm.

SILVA, Elisângela Maria da; ALBUQUERQUE, Walker Gomes de; SOBRINHO, Luiz Gualberto de Andrade; MEDEIROS, Amanda Nogueira. **Estimativa da geração e composição gravimétrica dos resíduos sólidos da Universidade Federal de Campina Grande, Pombal, Paraíba**. *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*, Pombal, v. 13, n. 1, p. 66–73, 2018. Disponível em: http://www.gvaa.com.br/revista/index.php/RVADS.

IMPLANTAÇÃO DE COLETA SELETIVA NO DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO (CAMPUS CUIABÁ)

1 Jenniffer Lorena de Souza Alvarez, 2 Joao Vitor da Silva Freitas, 3 João Victor Silva dos Reis, 4 Leandro Krebs da Conceição, 5 Leonardo Mendes Rios e 6 Mariane Vitoria de Lima Taborda, 7 Pedro Cardoso Ofugi e 8 Thiago Handrey Camargo Graciano

1 Universidade Federal de Mato Grosso, lorennasouza312@gmail.com; 2 Universidade Federal de Mato Grosso, joaovitor.silva.freitas@gmail.com; 3 Universidade Federal de Mato Grosso, joaovsreis00@gmail.com; 4 Universidade Federal de Mato Grosso, luzpropriadeodin@gmail.com; 5 Universidade Federal de Mato Grosso, leandrokrebs99@gmail.com; 6 Universidade Federal de Mato Grosso, marianetabordacontato@gmail.com; 7 Universidade Federal de Mato Grosso, pedroofugi13@gmail.com; 8 Universidade Federal de Mato Grosso, Pereira/thiagohandrey12@gmail.com.

Palavras-chave: Resíduos sólidos; Coleta seletiva; Educação ambiental.

Resumo

A geração de resíduos sólidos em ambientes universitários, aliada à baixa eficiência na segregação, compromete o reaproveitamento de materiais recicláveis e evidencia a necessidade de práticas mais sustentáveis. Neste contexto, este estudo avaliou a implantação da coleta seletiva simplificada no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Mato Grosso, campus Cuiabá, com foco na qualidade da segregação e na participação da comunidade acadêmica. Foram realizadas análises quali-quantitativas dos resíduos antes e após a implantação do sistema, identificando a predominância de materiais recicláveis, especialmente papel e plástico, com geração variando entre 433,48 g e 1344,62 g. Após a implementação, observou-se a persistência de falhas na segregação, com descarte inadequado de recicláveis, indicando baixa adesão dos usuários. Os resultados evidenciam que a efetividade da coleta seletiva está diretamente relacionada ao comportamento dos usuários, reforçando a importância da educação ambiental como ferramenta fundamental para promover a correta segregação na fonte. Conclui-se que a integração entre infraestrutura adequada e ações contínuas de sensibilização é essencial para o aprimoramento da gestão de resíduos em ambientes acadêmicos.

Introdução

A geração de resíduos sólidos em ambientes universitários é intensa e diretamente influenciada pela circulação de pessoas, o que torna a gestão desses resíduos um desafio recorrente. No Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Mato Grosso, campus Cuiabá, observa-se a presença significativa de materiais potencialmente recicláveis, como papel e plástico, que, quando não segregados corretamente, comprometem seu reaproveitamento e aumentam os impactos ambientais associados (BRASIL, 2010; TCHOBANOGLOUS et al., 1993).

Diante desse cenário, a coleta seletiva surge como uma alternativa para melhorar o gerenciamento dos resíduos gerados, permitindo a separação na fonte e a valorização dos materiais recicláveis. No entanto, a efetividade desse tipo de sistema não depende apenas da sua implantação, mas também da forma como os usuários interagem com ele, sendo influenciada por fatores como conhecimento, hábitos e condições estruturais disponíveis (BESEN et al., 2010; GOUVEIA, 2012).

Neste contexto, o presente estudo teve como foco a implantação de um sistema de coleta seletiva simplificada no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, com o objetivo de avaliar sua eficiência a partir da análise da qualidade da segregação dos resíduos e do nível de participação da comunidade acadêmica. Inicialmente, foi realizada uma caracterização quali-quantitativa dos resíduos gerados ao longo de três dias, permitindo identificar o potencial de valorização dos materiais presentes.

Após essa etapa, procedeu-se à implantação do sistema de coleta seletiva, seguida de uma nova análise dos resíduos, desta vez com a classificação em recicláveis e não recicláveis. A comparação entre os dados obtidos antes e após a implantação permitiu avaliar o desempenho do sistema, identificar falhas no processo de segregação e analisar a influência do comportamento dos usuários na sua efetividade.

Assim, este estudo busca contribuir para a compreensão dos desafios associados à implementação da coleta seletiva em ambientes universitários, fornecendo subsídios para o aprimoramento de sistemas semelhantes e reforçando a importância da integração entre infraestrutura adequada e ações de educação ambiental.

Materiais e Métodos

O presente estudo tem como objetivo realizar uma análise quali-quantitativa dos resíduos sólidos gerados no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA) da Universidade Federal de Mato Grosso, campus Cuiabá. O fluxograma a seguir apresenta, de forma simplificada, as etapas do trabalho desenvolvido.

O fluxograma das etapas do trabalho encontra-se apresentado na Figura 1, que ilustra, de forma resumida, a sequência metodológica adotada no estudo.

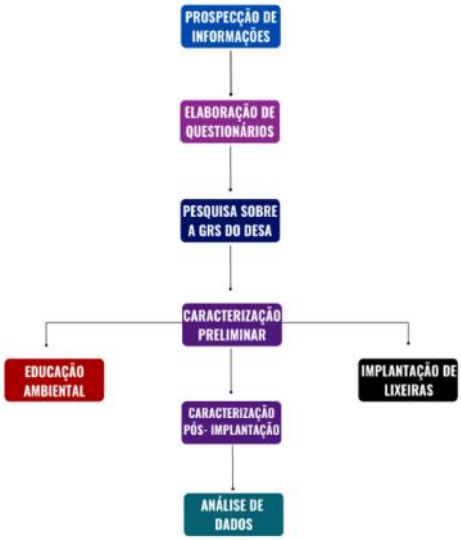
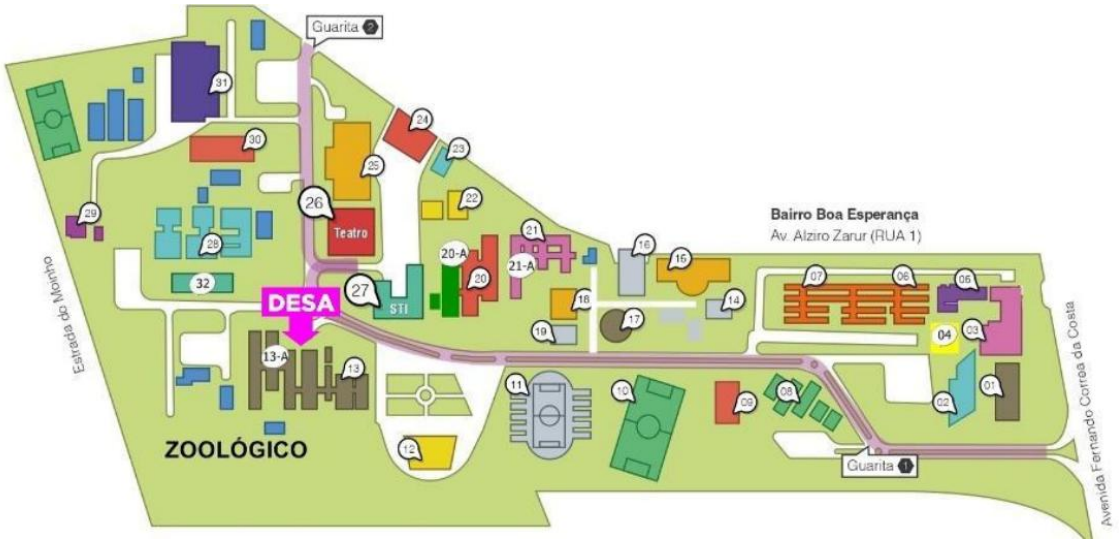


Figura 1 – Fluxograma das etapas metodológicas adotadas para a análise quali-quantitativa dos resíduos sólidos no DESA/UFMT.
Fonte: Autoria própria.

O estudo foi realizado no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA) da Universidade Federal de Mato Grosso, localizado no campus Cuiabá, no município de Cuiabá. O local apresenta significativa circulação de estudantes, docentes e técnicos administrativos, caracterizando-se como um ambiente com geração relevante de resíduos sólidos, o que o torna adequado para a análise da implantação da coleta seletiva simplificada.

A área de estudo encontra-se apresentada na Figura 2, que ilustra a localização do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA) da Universidade Federal de Mato Grosso no campus Cuiabá.



Legenda:

01 – Museu Rondon
02 – Parque Aquático
03 – IL (Instituto de Linguagens)
04 – SPA (Serviço de Psicologia Aplicada)
05 – IE (Instituto de Educação)
06 – FACC (Faculdade de Administração e Ciências Contábeis)
07 – ICHS (Instituto de Ciências Humanas e Sociais)
08 – Quadras Externas
09 – Coordenação de Segurança
10 – COT (Campo Oficial de Treinamento)
11 – Ginásio de Esportes
12 – RU (Restaurante Universitário)
13 – DESA
14 – PROCEV / PRAE
15 – Centro Cultural
16 – Bancos
17 – ADUFMAT
18 – CAE (Coordenação de Administração Escolar)
19 – Bloco Didático V
20 – FAAZ (Faculdade de Agronomia e Zootecnia)
20A – FENF (Faculdade de Enfermagem)
21A – FAET
21 – Hospital Veterinário
22 – CABES
23 – Polícia Comunitária
24 – SINTUF
25 – Biblioteca, Reitoria e SECOMM
26 – Teatro da UFMT
27 – STI / SETEC
28 – IB (Instituto de Biociências)
29 – Prefeitura do Campus
30 – Faculdade de Direito
31 – Casarão
32 – IC (Instituto de Computação)

Figura 02 – Mapa da Universidade Federal de Mato Grosso, com destaque para o Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA), identificado pelo número 13.
Fonte: Autoria própria.

No Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA) são desenvolvidas atividades de ensino, pesquisa e extensão, com ênfase no ensino, e seu funcionamento ocorre de segunda a sexta-feira, das 7h30 às 22h00, e aos sábados, das 7h30 às 11h30. A área de estudo conta com infraestrutura composta por cinco laboratórios voltados a essas atividades, sendo eles o Laboratório de Microbiologia, o Laboratório de Hidrobiologia, o Laboratório de Análises Físicas e Químicas de Água e Resíduos, o Laboratório de Hidrossedimentologia e o Laboratório de Hidráulica, além de dez salas de professores, uma sala de técnicos, uma sala de estudos, uma sala de extensão, uma sala de secretaria e quatro salas de aula.

Para compreender o funcionamento do gerenciamento de resíduos sólidos no local, foram realizadas duas pesquisas, sendo a primeira conduzida com o responsável pela Secretaria de Infraestrutura (SINFRA) do campus Cuiabá, responsável pela organização dos prestadores de serviço que realizam a coleta. A partir dessa entrevista, foram levantadas informações sobre a dinâmica da coleta, conforme apresentado na Tabela 1.

ORDEM	PERGUNTAS	RESPOSTAS
1	Como funciona a limpeza do bloco?	A limpeza é feita diariamente nos corredores. O banheiro é limpo 2 vezes ao dia. O laboratório dia sim, dia não. Os resíduos do laboratório são levados para um contêiner específico.
2	Qual a frequência de coleta de resíduos no dia?	Recolhimento diário. E todo o material é acondicionado para um contêiner que fica próximo da Sinfra.
3	Quem coleta os resíduos?	Uma empresa externa da prefeitura recolhe esse material nas terças e quintas. E encaminha para o aterro sanitário municipal.
4	Quantas pessoas trabalham na limpeza do bloco?	Duas pessoas.
5	Como funciona a compra dos sacos de armazenamento?	Os sacos de lixo, assim como todo o restante de material de limpeza, como papel higiênico, água sanitária… são adquiridos via licitação e a empresa vencedora, fica responsável pelo fornecimento desse material por contrato, assim como a contratação de pessoal.
6	Houve planejamento na distribuição das lixeiras?	Não. A distribuição de lixeiras é conforme a necessidade.
7	Já tiveram relatos de mal odor?	Como a limpeza é diária, e, o recolhimento dos sacos também. Não é comum nos corredores esse mau odor. Mas já houve relatos de animais mortos dentro das lixeiras como roedores, filhotes de gatos.

Tabela 01 – Questionário aplicado ao responsável pela Secretaria de Infraestrutura (SINFRA).
Fonte: Autoria própria.

De acordo com a lista de empresas terceirizadas da Universidade Federal de Mato Grosso, o serviço de limpeza do departamento é realizado pela empresa Centrallimp Limpeza e Serviços Ltda. A partir das informações obtidas junto à chefia da Secretaria de Infraestrutura (SINFRA), verificou-se que dois funcionários são responsáveis pela manutenção do ambiente, incluindo as atividades relacionadas ao gerenciamento dos resíduos sólidos no próprio local de geração.

Os resíduos produzidos são recolhidos diariamente no início da jornada de trabalho, no período da manhã, sendo que, ao longo do dia, também são realizadas coletas e limpezas adicionais conforme a necessidade. Após a coleta, os resíduos comuns são acondicionados em contêineres localizados na área posterior do campus, nas proximidades da Secretaria de Infraestrutura (SINFRA), situada na Prefeitura do Campus (29), conforme indicado na Figura 2, ponto em que também são destinados resíduos provenientes de outros setores da universidade.

A segunda pesquisa foi conduzida junto à chefia do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA), com o objetivo de obter informações sobre as atividades desenvolvidas no bloco. Nessa etapa, foram realizadas pergu
ntas relacionadas ao gerenciamento de resíduos sólidos, cujos principais pontos estão apresentados na Tabela 2, a seguir.

ORDEM	PERGUNTAS	RESPOSTAS
1	Quantidade de Docentes Ativos?	17
2	Quantidade de Docentes Afastado?	1
3	Quantidade de Técnicos?	8
4	Quantidade de Discentes?	240

Tabela 2 – Questionário aplicado à chefia do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA).
Fonte: Autoria própria.

Após a etapa de diagnóstico e levantamento de informações sobre o gerenciamento de resíduos sólidos no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA), foi realizada a implantação da coleta seletiva simplificada no bloco, com a disponibilização de recipientes específicos para segregação dos resíduos. Esses recipientes foram distribuídos em pontos estratégicos, considerando a circulação de usuários e os locais de maior geração de resíduos, com o objetivo de facilitar o descarte correto e incentivar a adesão da comunidade acadêmica.

Paralelamente, foram realizadas orientações aos usuários quanto à separação adequada dos resíduos, buscando promover maior conscientização ambiental no ambiente estudado. A organização dos pontos de coleta e a identificação dos recipientes seguiram critérios básicos de segregação, permitindo a distinção entre resíduos recicláveis e não recicláveis, conforme apresentado na figura 03.



Figura 03 – Material educativo utilizado para orientação da comunidade acadêmica sobre a coleta seletiva simplificada. Fonte: Autoria própria.

Após a implantação do sistema, foi realizada a etapa de caracterização dos resíduos sólidos gerados no DESA, por meio de análises quali-quantitativas, para a realização das atividades, foram utilizados os seguintes materiais: balança de precisão modelo Marte AD5002 (capacidade de 5010 g e resolução de 0,01 g), equipamentos de proteção individual (EPI), incluindo sapato fechado, calça, jaleco e luvas, álcool 70% para higienização, lona para apoio na separação dos resíduos e planilhas de campo para registro dos dados coletados.

A análise quantitativa consistiu na pesagem dos resíduos por categoria, permitindo identificar os tipos predominantes e sua contribuição relativa na geração total. Já a análise qualitativa possibilitou avaliar a eficiência da segregação realizada pelos usuários, identificando a presença de materiais dispostos incorretamente nos recipientes. A análise quantitativa foi realizada por meio da pesagem dos resíduos segregados, com o auxílio de balança de precisão, enquanto a análise qualitativa consistiu na classificação dos materiais conforme suas características. Os dados obtidos foram registrados em planilhas de campo e posteriormente organizados para sistematização das informações.

Resultados e Discussões

Com base nos dados obtidos nas análises quali-quantitativas iniciais, realizadas ao longo de três dias (Tabelas 3, 4 e 5), verificou-se o quantitativo de materiais passíveis de segregação antes da implantação da coleta seletiva simplificada. Os resultados evidenciaram a presença significativa de resíduos com potencial de valorização, especialmente plástico e papel, o que justificou a implementação do sistema. No entanto, após a implantação e a realização de uma nova análise quali-quantitativa, observou-se que a segregação não ocorreu de forma adequada, apresentando resultados aquém do esperado e indicando baixa adesão da comunidade ao processo. Para garantir maior representatividade dos dados, foram realizadas três amostragens ao longo da semana, sendo apresentada neste estudo a síntese dos resultados obtidos.

Componentes	Setor A	A %	Setor B	B %	Setor C	C %	Setor D	D%	Setor E	E%
Matéria Orgânica	18,8	16,24	57,50	79,53			6,90	6,20	157,70	15,5
Metal			0,8	1,11	0,40	1,44				
Papel	11,8	10,20	3,30	4,56	2,70	9,73	3,40	3,05	592,20	58,2
Plástico	51,7	44,67	7,50	10,37	10,10	36,40	81,12	72,87	170,40	16,7
Tretapac	13,2	11,40								
Rejeitos	20,24	17,49	3,20	4,43	14,55	52,43	19,90	17,88	97,21	9,6
Total	**115,74**	**100**	**72,3**	**100**	**27,75**	**100,00**	**111,32**	**100**	**1017,51**	**100**

Tabela 03 – Caracterização gravimétrica dos residos gerados no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental no 1° dia de coleta. (g/dia).
Fonte: Autoria própria.

Componentes	Setor A	A %	Setor B	B %	Setor C	C %	Setor D	D%	Setor E	E%
Matéria Orgânica	4	5,79	71	57	113	50			158	19,15
Metal									50	6,06
Papel	10	14,49	34	27	19	8,41			143	17,33
Plástico	44	63,76	17	14	94	41,59	8	17,39	230	27,88
Rejeitos	11	15,94	3,001	2			14	30,43	233	28,24
Tretapac							24	52,17	11	1,33
Total	**69**	**100**	**125,001**	**100**	**226**	**100**	**46**	**100**	**825**	**100**

Tabela 04 – Caracterização gravimétrica dos residos gerados no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental no 2° dia de coleta. (g/dia).
Fonte: Autoria própria.

Componentes	Setor A	A %	Setor B	B %	Setor C	C %	Setor D	D%	Setor E	E%
Matéria Orgânica			0,257	0,65	113	67,66	0,16	0,28	75,2	48,5
Metal			7,518	19,04						
Papel	7,9	39,70	2,7	6,84	26	15,57			23	14,8
Plástico	12	60,30	29	73,46	5	2,99	43,4	76,26	47	30,3
Rejeitos					23	13,77	13,35	23,46	10	6,4

Tabela 05 – Caracterização gravimétrica dos residos gerados no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental no 3° dia de coleta. (g/dia).
Fonte: Autoria própria.

Na Tabela 3, observa-se a variação dos componentes por setor, com destaque para o setor E, correspondente à área de maior circulação de discentes, que apresentou predominância de papel, representando 58,2% dos resíduos gerados no dia. Nesse período, foi registrada uma geração total de 1344,62 g de resíduos. Ao comparar os dados da Tabela 3 com os da Tabela 4, evidencia-se a importância da realização de amostragens em dias distintos, uma vez que os valores obtidos no primeiro dia mostraram-se significativamente superiores aos do dia seguinte, indicando a ocorrência de um comportamento atípico. Na Tabela 4, a geração total registrada foi de 1291 g de resíduos. Já na comparação entre as Tabelas 4 e 5, verifica-se uma redução expressiva na quantidade de resíduos gerados no setor E, com valores aproximadamente cinco vezes menores em relação ao dia anterior. Essa variação pode ser atribuída à diminuição da circulação de discentes no bloco, o que impacta diretamente na geração de resíduos. Nesse dia, a quantidade total registrada foi de 433,48 g.

Na etapa seguinte do estudo, foi realizada uma nova amostragem ao longo de três dias, com o objetivo de avaliar a geração de resíduos após a implantação da coleta seletiva. Nessa fase, os resíduos foram classificados em recicláveis e não recicláveis, conforme apresentado nas Tabelas 6, 7, 8, 9, 10 e 11, permitindo analisar de forma mais direta a eficiência da segregação na fonte e o nível de participação dos usuários no sistema.

Componentes	Setor A	A %	Setor B	B %	Setor C	C %	Setor D	D%	Setor E	E%
Papel	30,1	91,96	3,5	8,50	35,7	29,32	0,8	6,25	189,8	54,81
Plástico	2,63	8,04	6,3	15,29	29,7	24,39	8,8	68,75	101,5	29,31
Metal	0	0,00	11,4	27,67	0	0,00	0	0,00	20	5,78
Matéria Organica	0	0,00	4,3	10,44	12,97	10,65	0	0,00	10	2,89
Rejeitos	0	0,00	15,7	38,11	43,38	35,63	3,2	25,00	25	7,22
Total	32,73	100,00	41,2	100,00	121,75	100,00	12,8	100,00	346,3	100,00

Tabela 06 – Caracterização gravimétrica dos residos recicláveis gerados no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental no 1° dia de coleta após a implementação da campanha de coleta seletiva. (g/dia).
Fonte: Autoria própria.

Componentes	Setor A	A %	Setor B	B %	Setor C	C %	Setor D	D%	Setor E	E%
Matéria Orgânica	51	84,23	67	82,34	59	47,43			275	79,48
Metal							0,25	0,13	18	5,20
Papel			3	3,69			55	28,75	24	6,94
Plástico	2,6	4,29	11,36	13,96	1,4	1,13	63	32,93	15	4,34
Rejeitos	6,95	11,48	0,01	0,01	64	51,45	73,06	38,19	14	4,05
Total	**60,55**	**100**	**81,37**	**100**	**124,4**	**100**	**191,31**	**100**	**346**	**100**

Tabela 07 – Caracterização gravimétrica dos residos não recicláveis gerados no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental no 1° dia de coleta após a implementação da campanha de coleta seletiva. (g/dia).
Fonte: Autoria própria.

Componentes	Setor A	A %	Setor B	B %	Setor C	C %	Setor D	D%	Setor E	E%
Metal	0,75	1,55					3,8	5,25	35,03	1,34
Papel	28,7	59,24	21,06	42,07	36	47,37	0,3	0,41	36,7	1,41
Plástico	19	39,22	2	4,00	22	28,95	67	92,54	0,057	0,00
Tretapac			20	39,95	13	17,11				
Resíduo			7	13,98	5	6,58	1,3	1,80	2534,7	97,25
Total	**48,45**	**100**	**50,06**	**100**	**76**	**100**	**72,4**	**100**	**2606,487**	100

Tabela 08 – Caracterização gravimétrica dos residos recicláveis gerados no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental no 2° dia de coleta após a implementação da campanha de coleta seletiva. (g/dia).
Fonte: Autoria própria.

Componentes	Setor A	A %	Setor B	B %	Setor C	C %	Setor D	D%	Setor E	E%
Matéria Orgânica	51	84,23	67	82,34	59	47,43			275	79,48
Metal							0,25	0,13	18	5,20
Papel			3	3,69			55	28,75	24	6,94
Plástico	2,6	4,29	11,36	13,96	1,4	1,13	63	32,93	15	4,34
Rejeitos	6,95	11,48	0,01	0,01	64	51,45	73,06	38,19	14	4,05
Total	**60,55**	**100**	**81,37**	**100**	**124,4**	**100**	**191,31**	**100**	**346**	**100**

Tabela 09 – Caracterização gravimétrica dos residos não recicláveis gerados no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental no 2° dia de coleta após a implementação da campanha de coleta seletiva. (g/dia).
Fonte: Autoria própria.

Componentes	Setor A	A %	Setor B	B %	Setor C	C %	Setor D	D%	Setor E	E%
Matéria Orgânica			257	90,51					80	28,57
Metal			18,97	6,68			32	89,49	20	7,14
Papel			1,07	0,38	1,1	0,23			160	57,14
Plástico	0,14	87,5	3,6	1,27			0,3	0,84	10	3,57
Tretapac									10	3,57
Rejeitos	0,02	12,5	3,31	1,17	475	99,77	3,46	9,68		
Total	**0,16**	**100**	**283,95**	**100**	**476,1**	**100**	**35,76**	**100**	**280**	**100**

Tabela 10 – Caracterização gravimétrica dos residos recicláveis gerados no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental no 3° dia de coleta após a implementação da campanha de coleta seletiva. (g/dia).
Fonte: Autoria própria.

Componentes	Setor A	A %	Setor B	B %	Setor C	C %	Setor D	D%	Setor E	E%
Matéria Orgânica	33	62,03	20,6	20,17	38,9	50,25	11,9	16,09	169	81,20
Metal					0,52	0,67	3,5	4,73	1,05	0,50
Papel	7,8	14,66	0,32	0,31	0,39	0,50			8,17	3,93
Plástico			6,4	6,27	32	41,34	13,7	18,52	22	10,57
Rejeitos	12,4	23,31	74,8	73,25	5,6	7,23	44,86	60,65	7,92	3,81
TOTAL	**53,2**	**100**	**102,12**	**100**	**77,41**	**100**	**73,96**	**100**	**208,14**	**100**

Tabela 11 – Caracterização gravimétrica dos residos não recicláveis gerados no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental no 3° dia de coleta após a implementação da campanha de coleta seletiva. (g/dia).
Fonte: Autoria própria.

A análise dos resíduos após a implantação da coleta seletiva, apresentada nas Tabelas 6 a 11, indica que a eficiência do sistema ainda é limitada. Observa-se a presença de materiais recicláveis misturados aos não recicláveis, evidenciando falhas na segregação na fonte. Comparando os dias analisados, verifica-se variação significativa na quantidade de resíduos gerados, com valores que vão de aproximadamente 433,48 g a 1344,62 g, demonstrando a influência direta do fluxo de pessoas no ambiente. Além disso, mesmo com a separação proposta, parte considerável dos resíduos recicláveis ainda foi destinada incorretamente, comprometendo a qualidade do material e seu potencial de reaproveitamento. Os resultados indicam que a implantação da coleta seletiva não foi suficiente para garantir a adesão adequada dos usuários, sendo necessário o fortalecimento de ações de educação ambiental e melhorias na sinalização e organização do sistema. Esses achados corroboram estudos que apontam a dependência do comportamento dos usuários para a efetividade da coleta seletiva (BESEN et al., 2010; GOUVEIA, 2012).

Considerações Finais

A implantação da coleta seletiva no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Mato Grosso permitiu identificar o potencial de valorização dos resíduos gerados, especialmente de frações como papel e plástico, que se mostraram predominantes nas análises iniciais. No entanto, os resultados obtidos após a implementação evidenciam que a eficiência do sistema ainda é limitada, com falhas significativas na segregação dos resíduos e baixa adesão da comunidade acadêmica.

A variação na geração de resíduos, com valores entre aproximadamente 433,48 g e 1344,62 g ao longo dos dias analisados, demonstra a influência direta do fluxo de usuários no desempenho do sistema. Além disso, a presença recorrente de materiais

recicláveis dispostos incorretamente junto aos resíduos não recicláveis indica que a implantação da infraestrutura, por si só, não é suficiente para garantir a efetividade da coleta seletiva.

Nesse sentido, os resultados reforçam que o sucesso de sistemas de gestão de resíduos em ambientes universitários está diretamente associado ao comportamento dos usuários e à continuidade de ações de educação ambiental. A ausência de sinalização adequada, o uso de coletores provisórios e a limitação de estratégias de sensibilização contribuem para os baixos índices de segregação observados.

Dessa forma, o aprimoramento do sistema implantado requer a adoção de medidas integradas, que envolvam tanto melhorias estruturais quanto ações contínuas de conscientização. A substituição dos coletores provisórios por equipamentos adequados, associada à implementação de programas de educação ambiental e ao monitoramento periódico da qualidade da segregação, configura-se como etapa fundamental para o aumento da eficiência do sistema.

Por fim, destaca-se que a coleta seletiva, quando bem estruturada e acompanhada, pode atuar não apenas como ferramenta de gestão ambiental, mas também como instrumento de formação de consciência crítica no ambiente acadêmico, contribuindo para a consolidação de práticas mais sustentáveis e para a redução dos impactos associados à geração de resíduos sólidos.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Universidade Federal de Mato Grosso, ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental e à disciplina de Disposição e Valorização de Resíduos Sólidos pelo apoio e pela realização deste estudo.

Referencias Bibliográficas

ABRELPE. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2023. São Paulo, 2023.

BESEN, G. R. et al. Coleta seletiva com inclusão de catadores: construção participativa de indicadores e índices de sustentabilidade. São Paulo: Instituto Pólis, 2010.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Diário Oficial da União: Brasília, DF, 3 ago. 2010.

COSTA, R. C.; SANTOS, S. M. S. A importância da coleta seletiva de resíduos sólidos: um estudo de caso no município de Guarapuava-PR. Revista Eletrônica de Engenharia Civil, v. 7, n. 1, 2013.

DIAS, G. F. Educação ambiental: princípios e práticas. São Paulo: Gaia, 2004.

GOUVEIA, N. Resíduos sólidos urbanos: impactos socioambientais e perspectiva de manejo sustentável. Ciência & Saúde Coletiva, v. 17, n. 6, p. 1503-1510, 2012.

JACOBI, P. Educação ambiental, cidadania e sustentabilidade. Cadernos de Pesquisa, n. 118, p. 189-205, 2003.

JACOBI, P.; BESEN, G. Gestão de resíduos sólidos em São Paulo: desafios da sustentabilidade. Estudos Avançados, v. 25, n. 71, p. 135-158, 2011.

MARTINS, F. M.; FERREIRA, F. C.; FIGUEIREDO, F. O. Implantação da coleta seletiva em uma instituição de ensino superior: uma proposta de intervenção. Revista Brasileira de Engenharia Ambiental, v. 24, n. 9, p. 625-632, 2020.

MONTEIRO, J. H. P. et al. Manual de gerenciamento integrado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro: IBAM, 2001.

MOURA, L. A. S. et al. A importância da coleta seletiva na gestão ambiental em instituições de ensino superior. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL, 10., 2017. Anais [...]. 2017.

NORMA BRASILEIRA ABNT NBR 5891. Regra de arredondamento. Rio de Janeiro: ABNT, 2008.

NORMA BRASILEIRA ABNT NBR 10004. Resíduos sólidos – Classificação. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.

NORMA BRASILEIRA ABNT NBR 10007. Amostragem de resíduos sólidos. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.

TCHOBANOGLOUS, G. et al. Integrated solid waste management: engineering principles and management issues. New York: McGraw-Hill, 1993.

ZHOU, C. et al. Characterization and evaluation of municipal solid waste in China: a review. Journal of Cleaner Production, v. 112, p. 521-534, 2016.

REVERSE LOGISTICS AND SUSTAINABILITY: UTILIZING PAPER WASTE FOR THE PRODUCTION OF BIODEGRADABLE PACKAGING

1 Letícia Faria Teixeira; 2 Mércia Mendonça da Silva; 3 Juliana de Vilhena Rodrigues; 4 Dra. Núbia Suely Silva Santos; 5 Dr. Hélio Raymundo Ferreira Filho; 6 Dra. Fábia Maria de Souza; 7 Me. Mayane Taissa Trindade Rodrigues; 8 Esp. Letícia Dos Santos Silva

1 Universidade do Estado do Pará, e-mail: leticia.f.teixeira@uepa.br; 2 Universidade do Estado do Pará, e-mail: merciasilva212@gmail.com; 3 Universidade do Estado do Pará, e-mail: julianadevilhena99@gmail.com; 4 Universidade do Estado do Pará, e-mail: nubia@uepa.br; 5 Universidade do Estado do Pará, helio.ferreira@uepa.br; 6 Universidade do Estado do Pará, e-mail: fabia@uepa.br; 7 Universidade do Estado do Pará, mayanetaissa@gmail.com; 8 Universidade do Estado do Pará, e-mail: leticiadssilva27@gmail.com

Keywords: Biodegradable; Production cycle; Reverse Logistics;

Abstract

Packaging has become a symbol of industrial progress, enabling the safer storage, transport, and distribution of products. However, rising consumption and mass production have made packaging a sustainability concern, particularly regarding disposal, as it generates large amounts of environmentally harmful waste when improperly disposed of. The circular economy and reverse logistics emerge as sustainable alternatives in the packaging life cycle, enabling materials to return to industry after consumption and extending their useful life. The creation of plastics, bioplastics, and biodegradable polymers also offers an alternative to traditional packaging, enabling faster degradation. Based on this, in this study, through a literature review on the circular economy, reverse logistics, and sustainable design, paper waste is collected for recycling. These are used as a matrix in a new bioplastic material for environmentally friendly packaging, developed using the Material-Driven Design (MDD) method. As a result, through the application of the MDD methodology, samples of the material composed of starch and cellulosic waste were obtained, and packaging concepts were developed as applications for the generated material. It is thus possible to conclude the importance of applying new alternatives to promote the circular economy and reverse logistics, as well as sustainable design for the creation of new options and products using waste in the manufacture of innovative items.

Introduction

Packaging has been part of human history for thousands of years, when parts of plants and animals—such as leather—were used to transport goods; however, as it has evolved and taken on new functions, packaging in its current form has become a hallmark of rapid consumption and disposal (PEREIRA; SILVA, 2010). With economic and population growth, as well as changes in human behavior, packaging became an icon of mass culture following the emergence of the supermarket (ALBACH; RAZERA; ALVES, 2016).

With the increase in production and consumption of material goods (PEREIRA & SILVA, 2010), environmental issues have gained prominence. This is especially true for waste management in urban centers, efforts to reduce waste, and concern for the fate of packaging after use (GONÇALVES-DIAS, 2006). Packaging has, therefore, become a research focus, aiming to improve industrial processes and materials sustainably and to encourage changes in habits (ZAVADIL; SILVA, 2013). Actions are needed to extend product life, reprocess materials, and return waste to the production chain by developing new products (OLIVEIRA; FRANÇA; RANGEL, 2019). Reverse logistics and the circular economy are strategies to generate sustainable products and reintegrate waste into production.

This research aims to develop sustainable packaging by reintegrating cellulosic paper waste into the production cycle. The specific objectives are to design and produce eco-friendly packaging using biodegradable materials derived from cellulosic waste and cassava starch, and to assess the potential for reusing waste through circular economy practices to support environmental sustainability.

Circular economy and reverse logistics

Rapid population growth, poverty, social inequality, and environmental issues—like climate change, water scarcity, biodiversity loss, and diminishing resources—are society's main challenges. The linear economic model has not solved these problems.

The circular economy has emerged as a strategy to address current challenges; it is defined as an economic model focused on the efficient use of resources, the minimization of waste, the creation of long-term value, the reduction of primary resource use, and closed-loop product cycles (MORSELETTO, 2020). Also defined as an industrial model, the circular economy (CE) acts as a restorer and regenerator, replacing “end-of-life” with repair through actions such as reuse, recycling, and material recovery within the production cycle (KIRCHHERR et al., 2017). Thus, the CE fosters new approaches to the current consumption behavior model, proposing changes in product design and consumption patterns (COSENZA et al., 2020).

In the design process, the circular economy’s value chain depends on material flow. Refurbishment and design enable the remanufacturing of products and materials (KALMYKOVA et al., 2018). Product design is one of four building blocks of the circular economy, requiring distinct approaches to remanufacturing (WEETMAN, 2019). In design practice, material

selection and study are key to maintaining utility and value. According to the Ellen MacArthur Foundation (EMF) (2015), products should be durable and easy to restore at the end of life, allowing for reuse and recycling of waste.

Among the measures outlined in the National Solid Waste Policy (PNRS), reverse logistics (RL) stands out as key to proper waste disposal (COSTA et al., 2019) and to achieving Environmental Code (EC) objectives for waste recovery. RL is defined as a system designed to collect and return waste to the business sector. It aims to reuse waste within a production cycle (SPERANZA; MORETTI, 2014). The goal is to recover products after consumption, add value to them, or ensure their proper disposal (DEMAJOROVIC; MASSOTE, 2017).

The circular economy and reverse logistics offer an alternative to the large amount of packaging produced and discarded daily. In 2020, the Brazilian Packaging Association (ABRE) reported a 0.5% increase in packaging production over the previous year. Plastics made up 39.6% of production, paper/cardboard 31.6%, and corrugated cardboard followed.

The large volume of waste generated daily creates a serious urban problem, leading to an environmental, social, and economic crisis. Among municipal solid waste (MSW), packaging accounts for the largest share of total waste generated and collected in Brazil, second only to organic matter (LANDIM et al., 2016). Brazil, with a population of over 200 million, ranks among the countries that generate the most waste. In 2018, Brazilian cities generated an average of 79 million tons of municipal solid waste (SZIGETHY; ANTENOR, 2020).

With population growth and urbanization, solid waste is increasing in both quantity and diversity (GOUVEIA, 2012) and ends up in landfills (GONÇALVES-DIAS, 2006). In packaging, mechanisms such as reverse logistics (RL) are vital for finding new uses for waste. Although RL and CE involve material recovery, such as recycling, strategies that develop new materials and biodegradable products from reused waste also promise advances in green product development and waste recovery.

Recycling reduces solid waste and extends the lifespan of landfills (FRANCHETTI & MARCONATO, 2006). However, it is not the only waste recovery method. Making biodegradable products and materials from household, industrial, and agribusiness waste provides a partial alternative for disposal.

Biodegradable materials

To reduce environmental impact, use short-lived products made from renewable sources. Bioplastics, biodegradable plastics, and polymers are increasingly used in sustainable product development (MEI, 2016). Biodegradable polymers break down through the action of microorganisms such as algae, fungi, and bacteria. Under favorable conditions, these polymers decompose within weeks or months (BRITO et al, 2011).

The accumulation of non-biodegradable waste and growing concerns about environmental quality have sparked increased interest in the production of biodegradable packaging from renewable sources, such as starch, which is a key raw material for its production (OLIVATO et al., 2006). Given its low cost and abundance, the polymer is being considered to produce new materials (ORTIZ, 2012). It is found in various plant sources, such as cereals, roots, and tubers (MALI et al., 2010).

Materials composed exclusively of starch are not viable due to characteristics such as high-water affinity and low mechanical strength at high humidity levels (DEBIAGI et al., 2012); therefore, plant fibers are used to reinforce the starch in the manufacture of products and packaging, as well as residual fibers from agro-industrial processes (MARENGO et al., 2013). However, the application of starch and products derived from biodegradable polymers is of great interest to industry due to their nature and biodegradability, abundance in the environment, and cost, making them viable for industrial-scale use, particularly in the packaging sector (DEBIAGI, 2010).

Given this, the use of industrial paper waste as a reinforcing material for starch-based composites offers an alternative disposal method for this waste. Print production generates a large amount of cellulosic paper waste, most of which is still not utilized when discarded, with recycling and reuse of this material remaining limited, since only 37% of the waste is reused (PORTO et al., 2019).

Eco-design and sustainable packaging

Design is a process that involves the use of methodology and creativity to solve a problem and, consequently, to conceive a product. It has its roots in the Industrial Revolution and the Bauhaus (HSUAN-AN, 2017). Thus, design, in its current sense, is a product of modernization and industrialization. This process, previously linked to productive and industrial logic and tied to the idea of growth and modernization, is undergoing fundamental shifts in its foundations and concepts in light of new environmental impacts resulting from human activities (DA SILVA, 2021). However, in recent decades, as the role of design in addressing environmental, social, and economic issues has been questioned, sustainability-oriented design has emerged as a new approach to solving sustainability-related problems in product/service system design.

Within the field of sustainable design, eco-design is an approach aimed at minimizing environmental impacts in the development of new products (DE MORAES, 2021). This is based on the strategy of eco-efficiency, which involves using fewer raw materials and less energy, and generating less waste and pollution than the current production model. In addition, there are other alternatives, such as maximizing the useful life of products and using renewable and biodegradable raw materials (DA SILVA, 2021), as well as the reuse, recycling, and recovery of components and materials (LUCIO; DOS SANTOS, 2018).

Packaging plays a crucial role in ensuring a product's integrity during transportation, storage, and distribution. As such, it prevents damage and extends the product's shelf life. However, it generates excessive waste, especially in polymer packaging. For this reason, packaging should also be considered a product with its own life cycle; it is necessary to avoid excess packaging and to design it as an integral part of the product (MANZINI, VEZZOLI; 2018).

Among other strategies in sustainability-oriented packaging design is the use of materials and processes with low environmental impact. The use of compatible components and fewer components in the same product (DE MORAES, 2021) contributes to reducing resource use and developing more sustainable packaging. Thus, packaging sustainability extends beyond the use of renewable, low-impact raw materials. This is because, in its design, the packaging configuration—in terms of shape, aesthetics, and functionality—must be geared toward extending its useful life and minimizing unnecessary resources and components.

The strategies of eco-design and eco-efficiency also converge toward green supply chain management (GSCM), which addresses environmental issues in the supply chain, encompassing product design, supplier and material selection, delivery of the final product, and end-of-life management (LUCIO; DOS SANTOS, 2018). Thus, GSCM aims to manage the supply chain by incorporating environmental considerations regarding all actors and processes involved in product development. In line with ecodesign, as well as Life Cycle Design (LCD), which aims to reduce the environmental impact associated with the entire life cycle, so that, in product design, all phases must be considered, from production, distribution, use, disposal, and end-of-life management (MANZINI, VEZZOLI; 2018). Thus, ecodesign emerges as a fundamental concept for guiding the creation of more sustainable products, given the need to develop products with lower environmental impact.

Materials and Methods

In accordance with its purpose, this study is classified as exploratory, as per Gil (2019), since, through an examination of the circular economy, reverse logistics, and biodegradable materials, it seeks to integrate these topics and propose sustainable packaging alternatives, while also highlighting the importance of this issue considering environmental challenges. This qualitative study employs a literature review, drawing on books and scientific journals to understand the proposed topic, as well as tools to assist in packaging development. For the first methodological stage, the study focuses on material development, using cellulosic paper waste combined with cassava starch to manufacture a biodegradable composite biomaterial, which will serve as the raw material for packaging production.

For the creative methodology of packaging development, concepts and stages related to the Material-Driven Design (MDD) approach are used—Figure 1—a method focused on studying the characteristics of the material, which makes it possible to determine and select potential applications for the material, and is also used to identify the opportunities and limitations of the developed material (KARANA et al., 2015).

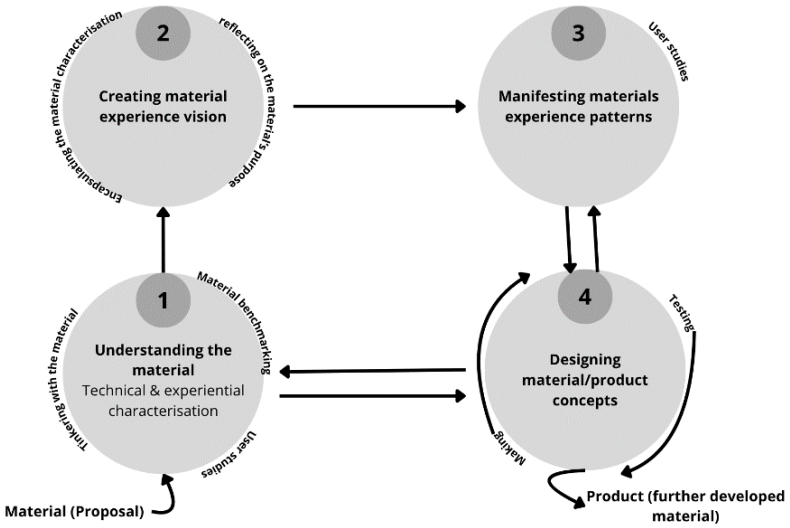


Figure 1: MDD stage. Source: Authors (2025).

The MDD approach aims to create unique material experiences, in which the design process is guided by the material in question, in line with standard product design stages. According to Karana et al. (2015), the method is divided into four steps: Understanding the material: technical and experiential characterization; Creating a vision of the material experience; Manifesting patterns of material experience; and Developing material/product concepts. In this study, we will address an alternative outlined in the method: using the first and last steps, skipping some stages reported in the literature and previous studies due to time constraints and general adaptations.

Thus, for this study, the first stage of the MDD process—material characterization—is used, starting with Scenario 3, as per Karana et al. (2015). In this context, the work involves material proposals in which samples are semi-developed or still under exploration, such as the use of waste materials.

Since the proposal is a material under development, its properties will be defined after the design process for the specific application area selected for the material. So, the first step is "working with the material," which involves technical characterization for new materials or a literature search for existing ones. Experiential analysis of the material is also necessary, as well as benchmarking and experimentation.

Material manufacturing test

The process begins with the preparation of samples of the material, consisting of cassava starch and cellulosic waste. The first stage of the process involves collecting and separating the materials. The cellulosic waste was collected and separated from the selected materials. Inside the cardboard box were rolls of kraft paper and paper waste discarded after printing errors. Next comes the starch-refining process, which uses cassava starch. It is sieved, then dried in a drying oven at 60 °C to remove moisture.

After collecting the waste and refining the starch to form paper pulp, the cellulosic waste is pulped in water. The powdered starch is processed with water and glycerol for plasticization, as glycerin acts as a plasticizer, imparting flexibility and malleability. After this addition, the starch is heated and agitated continuously to form thermoplastic starch (TPS). After starch processing, the pulp is added to form the composite material, which is also subjected to constant heat and agitation, followed by deposition into aluminum molds. During the material's curing process, it is heated to 100°C for an average of 3 to 4 hours, after which it can be removed from the mold.

Understanding the material: technical and experimental characterization

After understanding the challenges to be addressed by the packaging project, as well as its limitations and boundaries, the Material Driven Design (MDD) methodology focuses on the material as the starting point for the design process. Studying the material allows us to understand its qualities and limitations and to design the product based on the experiences the material offers (KARANA et al., 2015). This study employs the first stage of the material understanding methodology, in which the material's limitations and opportunities are identified, enabling an examination of the material's behavior when applied to packaging.

Following sensory analysis and observations, the material was subjected to manipulations, such as cutting, crushing, and burning tests, to technical characterization and to understand its behavior. These observations about the material's behavior serve as a basis for understanding its application in packaging, helping clarify its potential uses, particularly the type of packaging to be employed.

Among the types of packaging, these are used for the protection and transport of non-durable goods, durable goods, and services, classified by function into primary (direct contact with the product), secondary (contains primary packaging), tertiary (envelops primary and secondary packaging), and quaternary (transport of products in large quantities). Based on this, Table 1 presents the limitations and opportunities of packaging types according to the material's characteristics.

Packaging type	Limitations	Characteristics
Primary Secondary Terciary Quaternary	Not recommended for primary packaging of non-durable and perishable consumer goods due to direct contact—e.g., food and hygiene products—as it contains residues in its composition. Sensitive to moisture; do not store products with high moisture content; Low mechanical strength when in contact with water; Short shelf life.	Fire-resistant; Malleable and flexible, similar to plastic bags; Translucent surface similar to plastic bags. Biodegradable (shows signs of fungal and insect activity one month after manufacture); Resistant to creases and dents; Lightweight.

Table 1: Limitations and opportunities of the material as applied to packaging. Source: Authors (2025).

Given its limitations and opportunities, the material is initially suitable for use in secondary, tertiary, and quaternary packaging—that is, packaging designed to protect the container and limit direct contact with the product—because it contains residues. This is because packaging is subject to standards and guidelines regarding the materials used, such as those for food and other perishable products. Thus, among the existing types and in accordance with the limitations and opportunities, the material presents itself as a viable alternative for use as a protective support for existing packaging—that is, the container for such packaging—in durable goods.

After analyzing the material's behavior, the aim is to assess existing materials through material benchmarking, in which similar products and materials are analyzed to map how they are used in the market (KARANA et al., 2015). Competitive analysis, according to Baxter (2011), also enables the determination of where products succeeded and where they failed. Based on these findings, biodegradable packaging made from waste that is already established in the market is analyzed.

Name	Pinyapel	BOWL 430 ml
Manufacturer	Design Center of the Philippines	OKA Biotechnology
Application	Food packaging	Packaging for dry foods or beverages and ready-to-eat cold foods
Composition	Made from pineapple leaves.	100% cassava starch, or with added babassu flour, natural colorings, and water
Benefits	Biodegradable, compostable, mass production, and free of microplastics.	Recyclable, compostable, edible, customizable, smooth surface, neutral taste, 24-month shelf life
Key features	Suitable for mass production; safe for food contact	Food-safe, smooth surface, various shapes
Disadvantages	Limitations of application	Limited to food applications, requires extra packaging as it is edible

Table 2: Benchmarking of materials and products. Source: Authors (2025).

Based on a review of packaging currently available on the market, it is evident that these products use renewable, biodegradable raw materials; however, they do not incorporate recycled materials into their composition. They are classified as primary packaging, meaning they come into direct contact with the product, which are non-durable consumer goods, such as cosmetics and food.

However, as previously mentioned in the text, due to the use of waste from paper recycling in its composition, as well as the fact that it is a material currently in the development and refinement phase, it was decided not to use it in primary packaging, which primarily contains non-durable and perishable consumer goods. Thus, this study focuses on the development of secondary packaging. This study is being conducted to test the feasibility of applying the material to packaging, which is still in its initial research stages, to propose solutions for the use of waste in packaging. The focus is on developing alternatives without selecting any specific product for the intended packaging.

Possible alternatives

Based on a study of potential packaging applications for the material, along with its limitations and opportunities, alternatives and concepts addressing the issue were developed. For the phase of generating alternatives and ideas, creative stages of Baxter's methodology (2011) were used, in which, based on the study of the problem, its limitations, and opportunities, various concepts were generated for packaging, with the selection of concepts grounded both in Table 1 of limitations and opportunities and in Table 2 of existing products.

The generated drafts are based on the concept of a container that protects other packaged products, such as plastic bags. The objective of the alternatives is to store and transport these items, with container designs intended for one or more products. The developed concepts are also based on bags—short-lived packaging used to store and transport various products, ranging from durable to non-durable consumer goods across various sectors, such as clothing, food, and others.

Therefore, given the biodegradability of the material used in this study, the packaging should not have a long shelf life either. Consequently, designs were selected for production that serve a similar function to plastic bags, so that biodegradable packaging can become a viable alternative to plastic bags, which have a significant environmental impact due to their plastic composition.

Results and Discussion

New alternatives for the solid waste generated daily are needed, using design as a tool to achieve the GSCM, reverse logistics, and the circular economy, as well as to implement more sustainable practices in the manufacturing sector—such as the disposal of discarded waste and finding new uses for it through recovery, based on studies of these materials and their application in the design of new products. Thus, this study aims to develop new materials from paper and starch waste and to explore their potential applications in packaging.

As a result of the material fabrication test, samples were developed with a composition of 70% starch and 30% cellulosic waste, by weight. Based on the sensory test conducted using the MDD methodology in the first stage, it was observed that the samples of the obtained material have both smooth, glossy surfaces and rough surfaces; the section with the smooth, glossy surface had direct contact with aluminum during the heating process.

The samples also exhibit translucency and a brown color due to the use of kraft waste; among other material characteristics are malleability and flexibility. However, the material has low moisture resistance and a short shelf life, as fungi and insects can develop on its surface after 1 to 2 months. Thus, regarding biodegradability in polymers, a material is considered biodegradable when its degradation results from the action of microorganisms such as bacteria, algae, and fungi (BRITO et al., 2011). As previously noted, the material consists of two biodegradable polymers of renewable origin: starch and cellulose.



Figure 2: Packaging design developed. Source: Authors (2025).

Based on the alternatives generated for the application of the material in packaging, the selected alternative focuses on plastic bags because they serve as both containers and packaging, protecting and transporting various types of products, as mentioned earlier. The selected alternative (Figure 4) for testing the material in packaging presents itself as a potential application solution for products made from recycled waste materials; however, it is necessary to test and validate this potential alternative,

since the research is in a preliminary stage compared to other studies and to the alternatives and products already available on the market, such as those presented in the material benchmarking, where biodegradable materials are already used in commercially available packaging.

Conclusion

Reverse logistics, circular economy, and recycling are economically and environmentally viable, making them vital for sustainable packaging supply chains. Likewise, the creation and development of new materials from industrial and consumer waste help reduce MSW disposal in landfills.

The creation of packaging made from biodegradable bioplastics as raw materials enables a more sustainable production chain. This helps improve the company's image and increase profits by reducing environmental damage, as it allows rapid degradation of the material, given that packaging is a short-lived product.

Given the above, design is a key aspect in the development of environmentally friendly products, as it influences material selection and packaging design, enabling reductions in material use and the selection of the best alternatives in accordance with environmental requirements. The packaging alternative presented here constitutes a solution—created through design and recycling—for disposal via reverse logistics and the circular economy. Thus, the aim is to encourage and promote the use of packaging in line with the current environmental landscape, where long-term thinking is essential for packaging development and waste generation.

Bibliography

ABRE. ESTUDO ABRE MACROECONÔMICO DA EMBALAGEM E CADEIA DE CONSUMO. **Apresentação março de 2021: retrospecto de 2020 e perspectivas para o ano de 2021**.Disponível em: <https://www.abre.org.br/dados-do-setor/2020-2/>. Acesso em: 26/03/2026.

ALBACH, D. M.; RAZERA, D. L.; ALVES, J. L. Design para a sustentabilidade e a relação histórica das embalagens com questões ambientais**. Mix sustentável**, n. 1, v. 2, p. 45-52, 2016.

BAXTER, M. **Projeto de produto**: guia prático para o design de novos produtos. Editora Blucher, 2011.

BRITO, G. F. et al. Biopolímeros, Polímeros Biodegradáveis e Polímeros Verdes. **Revista Eletrônica de Materiais e Processos**, Campinas, v. 62, p. 127 -139, 2011.

CONFEDERAÇÃO NACIONAL DA INDÚSTRIA. Economia circular: oportunidades e desafios para a indústria brasileira. Brasília: **CNI**, 2018.

COSENZA, J. P. et al. A circular economy as an alternative for Brazil´s sustainable growth: analysis of the National Solid Waste Policy. **Rev. Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, [*s.l*], v. 9, n. 1, p. 1 – 28, 2020.

COSTA, J. F. et al. Logística reversa de embalagens de agrotóxicos no Brasil. **Atas da Saúde** [online], São Paulo, v. 7, p.92-112, jan/dez. 2019.

DA SILVA, J. T. O bem viver e perspectivas para o design sustentável. **DatJournal**, v. 6., n. 1, p. 142- 156, 2021.

DE AZEVÊDO, L. C. et al. Propriedades do amido e suas aplicações em biopolímeros. **Caderno de Prospecção**, Salvador, v. 11, edição especial, p. 350-358, abr. / jun., 2018.

DE MORAES. D. **Escritos de design: Um percurso narrativo. São Paulo: Editora Blucher, 2021.**

DE SOUZA, D. T.; CARVALHO, L.A.; VALADARES, L.F. Celulose: pontos de vista. **Embrapa Agroenergia**, Brasília, 2015.

DEBIAGI, F. et al. Efeito de fibras vegetais nas propriedades de compósitos biodegradáveis de amido de mandioca produzidos via extrusão. **Ciência e Agrotecnologia** [online], Lavras, v. 34, n. 6, p. 1522-1529, nov. / dez., 2010.

DEBIAGI, F. et al. Embalagens Biodegradáveis de amido reforçadas com fibras lignocelulósicas provenientes de resíduos agroindustriais. **BBR – Biochemistry and Biotechnology Reports**, [s.l], v. 1, n. 2, p. 57 – 67, mar. 2012.

DEMAJOROVIC, J.; MASSOTE, B. Acordo setorial de embalagens: avaliação à luz da responsabilidade estendida do produtor. **Revista de Administração de Empresas**, São Paulo, v. 57, n. 5, p. 470 – 482, set/out. 2017.

ELLEN MACARTHUR FOUNDATION. **Rumo à economia circular**: O racional de negócios para acelerar a transição. 2015. Disponível em: https://www.ellenmacarthurfoundation.org/assets/downloads/Rumo-a%CC%80economia-

circular_Updated_08-12-15.pdf. Acesso em: 08 nov. 2021.

FRANCHETTI, S. M. M.; MARCONATO, J. C. Polímeros biodegradáveis: uma solução parcial para diminuir a quantidade de resíduos plásticos. **Revista Química Nova**, v. 29, n. 4, p. 811 – 816, 2006.

GIL, A. C. **Métodos e Técnicas de Pesquisa Social**. 7. ed. São Paulo: Atlas, 2019.

GONÇALVES-DIAS, S. L. F. Reflexões, dilemas e responsabilidades relativas ao fim da vida de embalagens. **Revista gestão USP**, São Paulo, v. 13, n. especial, p. 63-75, 2006.

GOUVEIA, N. Resíduos sólidos urbanos: impactos socioambientais e perspectiva de manejo sustentável com inclusão social. **Ciência e Saúde Coletiva**, v. 17, n. 6, p. 1503-1510, 2012.

HSUAN-AN, T. Design: conceitos e métodos. São Paulo: Blucher, 2017.

KALMYKOVA, Y. et al. Circular economy – from review of theories and practices to development of implementations tools. Elsevier: **Resources, Conservation and Recycling**, [*s.l*], v.27, p. 190-201, 2018.

KARANA, et al. Material Driven Design (MDD): A Method to Design for Material Experiences. **International Journal of Design** [Online], v. 9, n. 2, p. 35-54, 2015.

KIRCHHERR, J. et al. Conceptualizing the circular economy: an analysis of 114 definitions. Elsevier: **Resources, Conservation and Recycling**, v. 27, p. 221-232, 2017.

LANDIM, A. P. M; BERNARDO, C. O.; MARTINS, I. B. A; FRANCISCO, M. R.; SANTOS, M. B.; MELO, N. R. Sustentabilidade quanto às embalagens de alimentos no Brasil. **Revista Polímeros: Ciência e tecnologia**, Rio de Janeiro, n. 23, p. 82 - 86, 2016.

LUCIO; M. A., DOS SANTOS, L. Adoção de práticas de Green Supply Chain Management: estudo de caso do cluster de cerâmica de Criciúma. **Revista Metropolitana de sustentabilidade**, São Paulo, v.8, n.1, p. 5 – 27, jan./abr. 2018.

MALI, S. et al. Filmes de amido: produção, propriedades e potencial de utilização. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 31, n. 1, p. 137-156, 2010.

MANZINI, E.; VEZZOLI, C. O desenvolvimento de produtos sustentáveis: os requisitos ambientais dos produtos industriais. São Paulo: **Editora da Universidade de São Paulo**, 2018.

MARENGO, V. E. et al. Compósitos biodegradáveis de amido de mandioca e resíduos da agroindústria. **Química Nova,** São Paulo, v.36, n.5, p. 680 – 686, 2013.

MEI, L. H. I. Plásticos e Bioplásticos: definições, matérias-primas e sustentabilidade. In: _____. **Bioplásticos: Biodegradáveis & Biobased** - definições, fontes e aplicações. SP, Campinas: Editora da Unicamp, 2016, p. 21-47

MORSELETTO, P. Targets for a circular economy. **Resources, Conservation & Recycling**,v. 153, p. 1-12, 2020.

OLIVATO, J. B. et al. Efeito de embalagem biodegradável de amido no armazenamento de queijo processado. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v.27, n.1, p. 81-88, jan./mar. 2006.

OLIVEIRA, F. B.; FRANÇA, S. L. B.; RANGEL, L. A. D. Princípios da economia circular para o desenvolvimento de produtos em arranjos produtivos locais. **Interações**, Campo Grande, v. 20, n. 4, p. 1179-1193, out/dez. 2019.

ORTIZ, J. A. R. Propriedades Mecânicas de bioplástico extrudados termo prensados de amido de milho e de mandioca. In: VI Workshop da rede de Nanotecnologia Aplicada ao Agronegócio, 6, 2012. **Embrapa Agroindustrial Tropical,** Fortaleza, 2012.

PEREIRA, P. Z.; DA SILVA, R. P. Design de embalagens e sustentabilidade: uma análise sobre os métodos projetuais. **Design e tecnologia**, v. 1, n. 2, p. 29-43, 31 dez. 2010.

PORTO, J. S. et al. Material sustentável: características Intangíveis do compósito constituído de resíduos de papéis com amido. **Projética**, Londrina, v.10, n.3, p.197-212, jul./dez. 2019.

SPERANZA, L. G.; MORETTI, R. S. Logística Reversa: análise de processos. **Oculum ensaios**, Campinas, v.11, n.2, p. 287-299, Jul/Dez, 2014.

SZIGETHY, L.; ANTENOR, S. Resíduos sólidos urbanos no Brasil: desafios tecnológicos, políticos e econômicos. IPEA – Centro de Pesquisa em Ciências, Tecnologia e Sociedade, 2020.

WEETMAN, C. Economia circular: conceitos e estratégias para fazer um negócio de forma mais inteligente, sustentável e lucrativa. 1 ed. São Paulo: **Autêntica Business**, 2019.

ZAVALDI, P.; SILVA, R. P. da. Identificação e sistematização de diretrizes para o design de embalagens sustentáveis**. Design e Tecnologia**, [*s.l*], v. 3, n. 5, p.35-47, 2013.

MATRIZ INDICADORA PARA DIAGNÓSTICO DA COLETA SELETIVA EM PMGIRS

1 Camile Costa Galvan, 2 Helena Bueno Ribeiro, 3 Mariana Machado de Andrade, 4 Humberto Coelho de Melo 5 Germano de Oliveira Mattosinho

1 IFMG Campus Piumhi, e-mail: camilegalvan16@gmail.com; 2 IFMG Campus Piumhi, e-mail: hbuenor14@gmail.com; 3 IFMG Campus Piumhi, e-mail: mmandrade07@gmail.com; 4 IFMG Campus Piumhi, e-mail: humberto.melo@ifmg.edu.br 5 IFMG Campus Piumhi, e-mail: germano.mattosinho@ifmg.edu.br

Palavras-chave: PMGIRS; Indicadores de Desempenho; Gestão de Resíduos.

Resumo

Embora a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), consolidada pela Lei nº 12.305/2010, tenha estabelecido um arcabouço regulatório de vanguarda para o saneamento brasileiro, a operacionalização dos Planos Municipais de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PMGIRS) ainda esbarra em obstáculos severos durante a conversão do planejamento em ação prática. Nota-se a persistência de um hiato estrutural entre o rigor das diretrizes normativas e a complexidade da realidade urbana, o que culmina em índices de recuperação de recicláveis aquém do potencial, severos gargalos logísticos e na contínua marginalização socioeconômica das organizações de catadores. Frente a tal conjuntura, o presente estudo introduz uma proposta de avaliação diagnóstica alicerçada em uma matriz composta por doze indicadores integrados, concebida para substituir o caráter meramente burocrático do planejamento atual por uma sistemática de gestão estritamente balizada por evidências. A pesquisa apresenta um modelo quantitativo e descritivo, valendo-se da triangulação de dados nacionais extraídos do SNIS e do SINIR com uma investigação qualitativa de campo, que incluiu a realização de entrevistas junto a gestores municipais e frentes de cooperativas. Os indicadores delineados estruturam-se em cinco pilares fundamentais — operacional, logístico, econômico, social e ambiental — permitindo aferir variáveis que variam do nível de engajamento comunitário e eficiência técnica nos processos de triagem até a estabilidade do aporte financeiro destinado às organizações formais de catadores. A metodologia aqui desenvolvida fornece o suporte técnico necessário para a detecção de "pontos cegos" na administração municipal, oferecendo subsídios para emendas estratégicas aos PMGIRS que busquem alinhar os municípios aos preceitos da economia circular e da justiça social. As análises indicam que a padronização destas métricas é um passo imprescindível para transmutar documentos estáticos em resultados sustentáveis e mensuráveis, assegurando que o manejo de resíduos resulte em impacto ambiental concreto e na promoção da dignidade laboral. Conclui-se, portanto, que a proposta se configura como um recurso estratégico vital para a otimização da alocação de recursos públicos e para o enfrentamento do déficit histórico de reciclagem no cenário nacional.

Introdução

A gestão de resíduos sólidos urbanos (RSU) constitui um dos principais desafios contemporâneos para os municípios brasileiros, intensificado pelo crescimento exponencial da geração de resíduos nos centros urbanos, que sobrecarrega sistemas de coleta frequentemente inadequados e expõe os limites operacionais dos aterros sanitários. Nesse contexto, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída pela Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, estabelece um marco regulatório avançado ao definir diretrizes para a gestão integrada e o gerenciamento ambientalmente adequado dos resíduos.

Entre seus principais instrumentos, destacam-se a obrigatoriedade da elaboração dos Planos Municipais de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PMGIRS), conforme disposto no art. 9º, e a definição de uma hierarquia de prioridades no art. 7º, estruturada na não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento e disposição final ambientalmente adequada. Adicionalmente, o art. 18 reforça a necessidade de monitoramento contínuo por meio de indicadores, enquanto o art. 54 institui a logística reversa como mecanismo de responsabilidade compartilhada entre poder público, setor produtivo e sociedade civil.

Apesar da robustez desse arcabouço normativo, observa-se um descompasso persistente entre o planejamento institucional e a execução prática das políticas públicas. Dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento indicam que as taxas de reciclagem no Brasil permanecem reduzidas, situando-se em patamares médios entre 3% e 5%, evidenciando a baixa efetividade dos sistemas de coleta seletiva implementados.

Esse cenário reflete uma gestão predominantemente reativa, caracterizada por falhas no planejamento logístico, baixa eficiência operacional, elevada contaminação de materiais recicláveis e limitada integração entre os órgãos públicos e as cooperativas de catadores. Como consequência, observa-se a marginalização socioeconômica desses trabalhadores, bem como a ineficiência na recuperação de materiais com potencial de reinserção produtiva.

Os indicadores de gestão configuram-se como instrumentos técnicos essenciais para transformar dados operacionais em informações estratégicas voltadas à tomada de decisão. Na gestão de resíduos sólidos urbanos, esses indicadores permitem mensurar, monitorar e avaliar o desempenho dos sistemas de coleta seletiva, possibilitando identificar falhas estruturais, acompanhar metas e orientar intervenções corretivas baseadas em evidências. Segundo Chaves *et al. (*2020a), a utilização de indicadores possibilita a construção de diagnósticos mais precisos sobre a eficiência operacional, financeira e ambiental dos sistemas municipais, enquanto Chaves *et al.* (2020b) destacam que indicadores de sustentabilidade ampliam a análise da coleta seletiva ao integrar dimensões sociais, econômicas e ambientais.

Nesse contexto, os indicadores deixam de atuar apenas como instrumentos estatísticos e passam a exercer função estratégica dentro da gestão pública. Sua aplicação permite avaliar desde a cobertura territorial dos serviços até aspectos relacionados à produtividade da triagem, qualidade da segregação dos resíduos, eficiência logística, estabilidade financeira das cooperativas e inclusão socioeconômica dos catadores. Dessa forma, os indicadores operam como mecanismos de controle contínuo, permitindo que os PMGIRS sejam constantemente revisados e ajustados conforme a realidade operacional observada nos municípios.

Além disso, Santiago *et al.* (2023) argumentam que a ausência de indicadores integrados compromete diretamente a efetividade dos PMGIRS, uma vez que planos sem métricas de acompanhamento tendem a permanecer como instrumentos declaratórios, incapazes de produzir monitoramento contínuo e avaliação de desempenho. Essa limitação dificulta tanto a identificação de gargalos operacionais quanto a mensuração dos impactos ambientais e sociais decorrentes das políticas públicas implementadas.

A literatura especializada aponta que a existência formal de um PMGIRS não é suficiente para assegurar a sustentabilidade do sistema de gestão de resíduos. Autores como Olivo e Dal Bello (2019) destacam que o sucesso das políticas municipais depende da capacidade administrativa de adaptar o planejamento às particularidades locais, superando a concepção do plano como um instrumento meramente burocrático. De forma complementar, Vasconcelos *et al.* (2017) e estudos conduzidos pela FGV Projetos (2015) evidenciam a lacuna entre o arcabouço normativo estabelecido pela PNRS e sua efetiva implementação nos municípios, reforçando a necessidade de instrumentos que permitam mensurar o desempenho das ações adotadas.

No campo científico, diferentes metodologias têm sido propostas com o objetivo de avaliar sistemas de coleta seletiva, porém ainda de forma fragmentada. Chaves *et al.* (2020a; 2020b), ao analisarem 54 PMGIRS, desenvolveram um sistema de avaliação baseado em pontuação, contemplando indicadores como cobertura da coleta e formalização de associações, mas sem incorporar métricas essenciais relacionadas à eficiência da triagem e ao desvio de resíduos dos aterros sanitários. Guabiroba *et al.* (2023), por sua vez, propuseram indicadores de sustentabilidade aplicados a sistemas municipais, incluindo a taxa de captura de recicláveis e a inclusão de catadores, porém sem considerar variáveis críticas como a taxa de rejeito na triagem, limitando a avaliação da eficiência técnica do processo. Já o estudo da FGV Projetos (2015), baseado em dados do SNIS, identificou gargalos estruturais na logística e na governança, mas não apresentou uma matriz operacional integrada aplicável à escala municipal.

Essas limitações evidenciam que tanto a produção científica quanto os instrumentos de planejamento adotados pelos municípios ainda operam de forma segmentada, incapazes de capturar a complexidade multidimensional da gestão de resíduos sólidos. Essa fragmentação torna-se ainda mais evidente na análise de PMGIRS considerados referência no cenário nacional. O plano do município de Goiânia (2016), por exemplo, apresenta forte enfoque na eficiência logística e no controle de custos operacionais, porém não contempla indicadores relacionados à qualidade da triagem e à inclusão socioeconômica dos catadores. Em contrapartida, o PMGIRS do Rio de Janeiro (2021) destaca-se pela integração institucional e pela formalização de cooperativas, mas carece de métricas que permitam avaliar a produtividade das unidades de triagem e o efetivo desvio de resíduos dos aterros. O município de Palmital (SP) evidencia avanços no engajamento comunitário e na adesão da população à coleta seletiva, contudo não apresenta instrumentos adequados para monitorar a eficiência econômica e logística do sistema.

Diante desse cenário, torna-se evidente a existência de uma lacuna metodológica na avaliação da gestão de resíduos sólidos urbanos, caracterizada pela ausência de uma matriz integrada de indicadores capaz de abranger simultaneamente as dimensões operacional, logística, econômica, social e ambiental. A inexistência dessa abordagem sistêmica resulta na geração de "pontos cegos" nos diagnósticos municipais, impedindo a identificação precisa das falhas estruturais e comprometendo a efetividade das ações propostas nos PMGIRS.

Nesse contexto, o presente trabalho propõe o desenvolvimento de uma matriz diagnóstica composta por doze indicadores integrados, estruturados de forma a permitir uma avaliação abrangente e aplicada dos sistemas de coleta seletiva. A proposta fundamenta-se na triangulação entre o arcabouço legal da PNRS, a literatura científica especializada e a análise empírica de planos municipais de referência, com o objetivo de transformar o planejamento declaratório em uma ferramenta de gestão baseada em evidências. Ao integrar diferentes dimensões da gestão de resíduos, a matriz proposta busca fornecer subsídios técnicos para a identificação de falhas operacionais, a otimização de recursos públicos e o fortalecimento da inclusão socioeconômica dos catadores, contribuindo para o alinhamento dos municípios brasileiros aos princípios da economia circular e da sustentabilidade socioambiental.

Metodologia

A proposta para a avaliação diagnóstica da coleta seletiva no contexto dos PMGIRS fundamenta-se em uma abordagem quantitativa e descritiva, podendo ser utilizada como uma estrutura abrangente e generalista, adaptável conforme a disponibilidade de dados e a complexidade de cada município. Nesse contexto, propõe-se uma linha metodológica baseada na construção de uma linha de base (*baseline*) para a avaliação do desempenho atual e a propositura de aprimoramentos de acordo com a situação específica encontrada.

Este processo se inicia pela compilação abrangente de dados secundários, que envolve a coleta e análise de documentos oficiais e a consulta de dados nacionais consolidados, como o Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PMGIRS), o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS, 2026) e o Sistema Nacional de Informações sobre a Gestão de Resíduos Sólidos (SINIR, 2023), além das leis e decretos municipais aplicáveis. Essa fase inicial identifica o planejamento declarativo versus fluxos de massa oficiais (SNIS, 2026; SINIR, 2023).

A etapa subsequente é constituída por atividades de campo de caráter exploratório, que visam complementar os dados quantitativos e obter informações qualitativas cruciais para o diagnóstico. Esse procedimento envolve a realização de entrevistas semiestruturadas com os atores-chave da gestão pública, operadores da coleta seletiva, e lideranças de cooperativas e associações

de resíduos sólidos. Adicionalmente, são realizadas visitas técnicas a unidades de triagem, pontos de entrega voluntária (PEVs) e ecopontos, além do acompanhamento presencial de rotas de coleta, quando viável. Essa imersão prática permite identificar entraves logísticos, como falhas na roteirização e precariedade na infraestrutura de triagem, que muitas vezes não são computados nos sistemas de informação federais.

A utilização de indicadores de gestão nesta pesquisa fundamenta-se na compreensão de que sistemas de resíduos sólidos urbanos possuem natureza multidimensional e, portanto, exigem ferramentas capazes de integrar variáveis operacionais, ambientais, econômicas e sociais em um único modelo analítico. Nesse sentido, os indicadores atuam como mecanismos de padronização metodológica, permitindo transformar diferentes conjuntos de dados em métricas comparáveis e operacionalmente interpretáveis.

Os indicadores selecionados foram estruturados de forma a cumprir três funções centrais dentro da matriz diagnóstica proposta: monitoramento contínuo do desempenho operacional, identificação de falhas sistêmicas e suporte técnico à tomada de decisão. Assim, cada indicador não apenas descreve uma condição do sistema, mas também permite inferir tendências de eficiência, vulnerabilidade operacional e sustentabilidade da gestão municipal.

Sob a perspectiva metodológica, os indicadores de gestão operam a partir da relação entre variáveis quantitativas previamente definidas, normalmente expressas por razões, percentuais ou coeficientes técnicos. Essa estrutura possibilita comparar diferentes municípios, períodos operacionais e modelos de gestão, promovendo maior objetividade na análise dos resultados. Conforme apontado por Vasconcelos *et al.* (2017), a utilização de indicadores quantitativos contribui significativamente para a avaliação do desempenho de sistemas de coleta seletiva, permitindo mensurar eficiência operacional e qualidade dos serviços prestados.

A partir desse banco de dados robusto, procede-se à seleção e aplicação de uma matriz de doze indicadores de desempenho específicos. Estes indicadores estabelecem o panorama quantitativo do sistema e formam um sistema integrado de avaliação, abrangendo dimensões operacionais, logísticas, econômicas, sociais e ambientais. Em conjunto, eles permitem avaliar desde a cobertura territorial do serviço até a eficiência da triagem, a inclusão de catadores e a sustentabilidade financeira do sistema. A dimensão de alcance e engajamento é mensurada pela Cobertura da Coleta Seletiva e pela Taxa de Adesão Estimada da população, permitindo avaliar o alcance territorial e o nível de participação dos usuários no processo de segregação na fonte (Quadro 1).

Quadro 1: Indicadores de Alcance e Engajamento Comunitário

Indicador	Definição Operacional	Fórmula de Cálculo
Cobertura da Coleta Seletiva (C_{cs})	Percentual de domicílios atendidos pela coleta seletiva em relação ao total de domicílios do município.	C_{cs}= (Nº de domicílios atendidos/ Nº total de domicílios) x 100
Taxa de Adesão Estimada (T_{ade})	Percentual de domicílios que efetivamente participam da coleta seletiva, estimado por volume coletado versus potencial.	T_{ade}= (Massa coletada seletivamente / Geração potencial de recicláveis) x 100

Fonte: Elaborado pelos autores (2026).

A efetividade na recuperação de materiais e na mitigação da disposição final é quantificada pela Taxa de Captura de Recicláveis e pela Taxa de Desvio de Aterro (Quadro 2).

No ambiente de triagem, a eficiência técnica e a qualidade do processo de separação são aferidas pela Taxa de Rejeito, pela Taxa de Recuperação Líquida e pela Produtividade da Triagem, que permite inferir o desempenho operacional das unidades sob diferentes condições de trabalho (Quadro 3).

Quadro 2: Indicadores de Efetividade e Recuperação de Materiais

Indicador	Definição Operacional	Fórmula de Cálculo
Taxa de Captura de Recicláveis (T_{cap})	Percentual de material reciclável efetivamente coletado em relação à quantidade estimada de recicláveis gerados no município	T_{cap}= (Massa de recicláveis coletados / Massa estimada de recicláveis gerados) x 100
Taxa de Desvio de Aterro (T_{desvio})	Percentual de resíduos que deixam de ser enviados para aterro sanitário devido à reciclagem, compostagem ou outras formas de tratamento.	T_{desvio} = (Massa de recicláveis desviados / Massa total de resíduos gerados) x 100

Fonte: Elaborado pelos autores (2026).

Quadro 3: Indicadores de Eficiência Técnica na Triagem

Indicador	Definição Operacional	Fórmula de Cálculo
Taxa de Rejeito na Triagem (T_{rej})	Percentual de material não-reciclável ou contaminado encontrado na triagem, em relação ao total de material recebido.	T_{rej}= (Massa de rejeito na triagem / Massa total recebida na triagem) x 100
Taxa de Recuperação Líquida (T_{rec})	Percentual de material reciclável que sai da triagem (após rejeição) e é comercializado, em relação ao total de material coletado seletivamente.	T_{rec}= (Massa triada e comercializada / Massa coletada seletivamente) x 100
Produtividade da Triagem (P_{tri})	Massa de material triado por trabalhador por período (ex: mês), refletindo a eficiência da unidade de triagem.	P_{tri}= (Massa triada / Nº de trabalhadores na triagem) x 100

Fonte: Elaborado pelos autores (2026).

Sob a perspectiva econômica e logística, a eficiência da frota e a saúde financeira do programa são avaliadas pelo Custo Operacional por Tonelada — indicador sintético que abrange mão de obra, combustível e manutenção — e pela Eficiência Logística da coleta, que relaciona a massa recolhida com a distância percorrida (Quadro 4).

Quadro 4: Indicadores de Viabilidade Econômica e Logística

Indicador	Definição Operacional	Fórmula de Cálculo
Custo Operacional por Tonelada (C_{ton})	Custo total da operação de coleta seletiva (incluindo pessoal, combustível, manutenção) dividido pela massa de material coletado.	C_{ton}= (Custo total da coleta seletiva / Massa coletada seletivamente) x 100
Eficiência Logística da Coleta (E_{log})	Massa de material coletado por quilômetro percorrido pela frota de coleta seletiva.	E_{log}= (Massa coletada / Quilômetros percorridos) x 100

Fonte: Elaborado pelos autores (2026).

No campo social e institucional, a regularidade do abastecimento e a valorização do trabalho são verificadas pela Taxa de Formalização de Catadores, pela Renda Média do Triador e pela Estabilidade de Fluxo para Cooperativas, sendo esta última essencial para a manutenção das operações e para o planejamento produtivo (Quadro 5).

Quadro 5: Indicadores de Sustentabilidade Social e Governança

Indicador	Definição Operacional	Fórmula de Cálculo
Taxa de Formalização de Catadores (T_{form})	Percentual de catadores de materiais recicláveis cadastrados e integrados em cooperativas ou associações formais.	T_{form}= (Nº de catadores formalizados / Nº total estimado de catadores) x 100
Renda Média de Triador (R_{med})	Renda mensal média obtida por trabalhador na atividade de triagem e comercialização de recicláveis.	R_{med}= (Renda total distribuída / Nº de triadores) x 100
Estabilidade de Fluxo para Cooperativas (E_{fluxo})	Percentual de dias em que a cooperativa recebe material de coleta seletiva conforme o cronograma estabelecido.	E_{fluxo} = (Nº de dias com entrega conforme cronograma / Nº total de dias operacionais) x 100

Fonte: Elaborado pelos autores (2026).

Por fim, os resultados obtidos são submetidos a uma análise comparativa, confrontando o desempenho atual com as metas estabelecidas nos Planos Municipais de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos considerados de referência ou que apresentem soluções inovadoras para os problemas recorrentes. Essa abordagem integrada permite uma compreensão profunda do cenário local, fornecendo o recurso técnico necessário para a tomada de decisões e a formulação de planos de ações eficazes voltados à otimização da gestão de resíduos sólidos municipais.

Resultados e Discussão

Os planos de referência municipais são analisados para extrair estratégias validadas pelos indicadores propostos. No PMGIRS de Goiânia (GO), a aplicação de indicadores operacionais e ambientais permite uma análise precisa da Taxa de Recuperação Líquida e do Custo Operacional por Tonelada, superando meras estimativas de quantidade coletada ao focar na eficiência da triagem e viabilidade econômica. Já o modelo do Rio de Janeiro (RJ) destaca que a formalização das cooperativas é urgente para a sustentabilidade, sendo que, através da Taxa de Formalização dos Catadores e do monitoramento da Estabilidade do Fluxo, a Coleta Seletiva Solidária garante qualidade laboral e regularidade do serviço.

A análise integrada demonstra que os indicadores de gestão exercem papel central na transformação dos PMGIRS em instrumentos efetivos de governança pública. Enquanto planos tradicionais frequentemente se limitam à descrição de metas genéricas, a incorporação de indicadores permite verificar, de forma objetiva, se os resultados planejados estão sendo alcançados, característica indispensável para reduzir a subjetividade na avaliação municipal e ampliar a capacidade técnica de monitoramento. Conforme as contribuições de Santiago *et al.* (2023), a ausência de métricas integradas é o fator preponderante que torna os planos obsoletos e meramente declaratórios. Complementarmente, estudos de 2024 da FGV Projetos reforçam que a gestão municipal deve migrar para o monitoramento de dados em tempo real para mitigar gargalos estruturais.

Observa-se ainda que indicadores isolados tendem a produzir interpretações parciais da realidade operacional, visto que um município pode apresentar elevada cobertura da coleta seletiva, mas simultaneamente registrar altas taxas de rejeito na triagem, revelando baixa eficiência na segregação. Da mesma forma, sistemas logisticamente eficientes podem apresentar fragilidade social caso não existam mecanismos de formalização e valorização econômica dos catadores. Essa abordagem integrada converge com os resultados de Guabiroba *et al.* (2023), que defendem avaliações multidimensionais para compreender o desempenho sustentável, e de Lima (2023), que destaca a identificação de inconsistências operacionais por meio de indicadores. Kim e Barros (2023) acrescentam que a importância técnica de obter esses resultados reside na capacidade de transição para a economia circular, transformando o resíduo em um ativo econômico.

A finalidade prática da matriz proposta transcende a simples coleta de dados, visando subsidiar a tomada de decisão baseada em evidências técnicas. Na interpretação da eficiência técnica, caso a Taxa de Rejeito na Triagem (Trej) apresente valores superiores a 20-25%, o resultado deve ser considerado inadequado, indicando que o material chega à unidade de triagem com alta carga de contaminantes orgânicos ou sanitários. O impacto direto desse cenário é o aumento desnecessário do custo logístico e a redução da vida útil dos aterros, exigindo que o gestor tome a decisão de redirecionar recursos para campanhas de educação ambiental focadas na segregação na fonte e revise a frequência da coleta para evitar a mistura de fluxos.

Quanto à viabilidade econômica, um Custo Operacional por Tonelada (C_{ton}) elevado e destoante da média regional indica ineficiência na gestão de ativos, significando que o município gasta excessivamente sem aproveitar as externalidades positivas. A decisão estratégica, nesse caso, deve envolver a implementação de roteirização inteligente para elevar a Eficiência Logística (E_{log}), otimizando o consumo de combustível e o tempo das equipes. No pilar social, resultados baixos na Estabilidade de Fluxo (E_{fluxo}) impactam a sobrevivência das cooperativas ao impedir o cumprimento de contratos com a indústria. Como resposta, o gestor deve estabelecer garantias contratuais de entrega e formalizar o pagamento por serviços ambientais (PSA) para assegurar a Renda Média (R_{med}) dos triadores e a estabilidade do sistema. A relevância técnica desta análise reside na capacidade de transformar o PMGIRS em um roteiro operacional dinâmico, permitindo que os municípios, conforme sugerido pelo SNIS (2024), identifiquem pontos cegos que comprometem a viabilidade financeira e ambiental da gestão.

Considerações Finais

A revisão conduzida neste estudo permitiu diagnosticar que a principal barreira para a efetividade da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) no território brasileiro não decorre da carência de dispositivos normativos, mas sim de uma falta de técnicas que separa o planejamento teórico (PMGIRS) da execução operacional cotidiana. Ao resgatar o objetivo central desta pesquisa, sendo a arquitetura de uma matriz diagnóstica composta por doze indicadores específicos, conclui-se que a padronização métrica constitui o vetor capaz de mudar planos estáticos em ferramentas de governança dinâmica e adaptativa. Essa transição é fundamental para superar o planejamento meramente burocrático, oferecendo aos gestores uma base sólida para a identificação de restrições sistêmicas e o alinhamento com as diretrizes de monitoramento atualizadas pelo SNIS (2024).

Os resultados obtidos demonstram que métricas como a Taxa de Rejeito na Triagem e a Estabilidade de Fluxo para Cooperativas atuam como verdadeiras sentinelas da integridade do sistema. Enquanto a primeira mostra o sucesso ou a obsolescência das estratégias de educação ambiental e engajamento social, a segunda expõe a vulnerabilidade das relações institucionais entre o poder público e as organizações de catadores. Por meio da análise comparativa, evidenciou-se que a negligência no monitoramento de dados sensíveis gera "pontos cegos" que comprometem a viabilidade financeira das associações e perpetuam a marginalização desses atores essenciais, corroborando a tese de Santiago *et al.* (2023) sobre a ineficácia de planos que carecem de métricas de acompanhamento contínuo.

A implementação da matriz proposta atende à demanda imediata por uma perspectiva multidimensional na gestão de resíduos. Demonstrou-se que a aferição isolada da massa total coletada é insuficiente; torna-se imperativo verificar a qualidade granulométrica do material e o custo real de sua recuperação líquida. Nesse contexto, a inclusão social foi aqui restabelecida como um pilar técnico fundamental, visto que a formalização laboral e a regularidade do aporte de materiais influenciam diretamente a economia de escala municipal e a mitigação do volume destinado a aterros. Conforme discutido por Guabiroba *et al.* (2023), a sustentabilidade da coleta seletiva depende dessa integração entre eficiência operacional e inclusão socioprodutiva para garantir a longevidade das infraestruturas urbanas.

Este estudo consolida a premissa de que o gerenciamento de detritos deve migrar de um paradigma de "limpeza urbana" para um modelo de logística reversa e economia circular, conforme as tendências de governança apontadas pela FGV Projetos (2024). A matriz indicadora oferece aos administradores municipais um arcabouço científico para a tomada de decisão baseada em evidências, possibilitando que os recursos públicos sejam direcionados de forma estratégica a gargalos específicos, como o aprimoramento de rotas, o reforço às unidades de triagem ou a ampliação da adesão comunitária. A conversão de dados em inteligência operacional é o que garante que os princípios de sustentabilidade e justiça social transcendam o texto legal e alcancem resultados práticos mensuráveis.

Como recomendações para o avanço da produção científica, sugere-se a transposição desta metodologia para o contexto de consórcios intermunicipais, avaliando como o ganho de escala regional interfere nos índices de eficiência logística e na autossustentação econômica, em consonância com as novas perspectivas de gestão integrada de Kim e Barros (2023). Almeja-se que esta proposta metodológica atue como um roteiro para a revisão dos instrumentos de planejamento em escala nacional, assegurando que o manejo de resíduos sólidos deixe de figurar como um passivo insolúvel para se converter em um motor de desenvolvimento resiliente e equidade social.

Referências Bibliográficas

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Diário Oficial da União: Brasília, DF, 3 ago. 2010.

CASTRO, A. M. R. C. Análise da integração de catadores à gestão de resíduos sólidos urbanos. 2025. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2025.

CHAVES, G. L. D. *et al.* Modelos de diagnóstico para a gestão de resíduos sólidos urbanos. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 25, n. 3, 2020a.

CHAVES, G. L. D. *et al.* Indicadores de sustentabilidade aplicados à coleta seletiva. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 25, n. 4, 2020b.

FGV PROJETOS. Política Nacional e Gestão Municipal de Resíduos Sólidos: Novos Indicadores de Monitoramento. Rio de Janeiro: Fundação Getulio Vargas, 2024.

FGV PROJETOS. Política Nacional e Gestão Municipal de Resíduos Sólidos. Rio de Janeiro: Fundação Getulio Vargas, 2015. Disponível em: https://projetos.fgv.br/sites/default/files/2024-03/miolo_residuos_solidos_site.pdf. Acesso em: 10 abr. 2026.

GOIÂNIA (Município). Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos. Goiânia, 2016.

GUABIROBA, R. C. da S. *et al.* Sustainability performance evaluation of municipal selective collection systems applied to a case study. Revista Brasileira de Ciências Ambientais, v. 58, n. 1, p. 1–10, 2023.

KIM, J.; BARROS, R. T. V. Gestão de resíduos sólidos e a Política Nacional de Resíduos Sólidos no Brasil. urbe. Revista Brasileira de Gestão Urbana, 2023. Disponível em: https://www.scielo.br/j/urbe/a/9G6LS3vyh9GxD5ZTycW8HCQ/?lang=pt. Acesso em: 10 abr. 2026.

LIMA, K. S. Plano municipal de gestão integrada de resíduos sólidos de Guarabira-PB: avaliação de indicadores e perspectivas de gestão. 2023. Trabalho de Conclusão de Curso – Universidade Federal da Paraíba, 2023. Disponível em: https://repositorio.ufpb.br/jspui/handle/123456789/34758. Acesso em: 10 abr. 2026.

OLIVO, V. E.; DAL BELLO, M. C. Boas práticas na gestão integrada de resíduos sólidos urbanos. Revista de Gestão Ambiental e Sustentabilidade, v. 8, n. 1, 2019.

PALMITAL (Município). Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos. Palmital, SP, 2019.

RIO DE JANEIRO (Município). Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos. Rio de Janeiro: COMLURB, 2021.

SANTIAGO, A. S. *et al.* Análise de indicadores em planos municipais de gestão de resíduos sólidos. Desenvolvimento e Meio Ambiente, v. 62, 2023. Disponível em: https://revistas.ufpr.br/made/article/view/81833. Acesso em: 10 abr. 2026.

SINIR. Sistema Nacional de Informações sobre a Gestão de Resíduos Sólidos. Ministério do Meio Ambiente, 2023.

SNIS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos. Brasília: Ministério das Cidades, 2023.

VASCONCELOS, G. R. *et al.* Avaliação de desempenho de sistemas de coleta seletiva municipal. Revista Brasileira de Ciências Ambientais, n. 44, 2017.

AVALIAÇÃO DO IMPACTO OPERACIONAL E AMBIENTAL DA INSTALAÇÃO DE UM SISTEMA DE COMPACTAÇÃO NO TRANSPORTE DE RESÍDUOS INDUSTRIAIS

Silmara Tchissola Antunes Da Silva, Nicole Gauziski Puentes, Joice Cristini Kuritza Denk Gonçalves
Universidade Federal Do Paraná, e-mail: silmaraantunes@ufpr.br; Universidade Federal Do Paraná, e-mail: nicolegauziski@ufpr.br; Universidade Federal do Paraná, e-mail: joicekuritza@ufpr.br

Palavras-chave: Compactação; Transporte de resíduos; Emissões de Gases de Efeito Estufa.

Resumo

Este estudo avaliou o impacto operacional e ambiental da implementação de um sistema de compactação no transporte de resíduos industriais, a partir de um estudo de caso com dados reais coletados em uma indústria localizada no estado do Paraná, comparando um cenário sem e outro com a implementação de um sistema de compactação, ao longo de 34 meses. A metodologia adotada para o estudo foi num contexto *gate-to-gate*, considerando exclusivamente a etapa de transporte e analisando parâmetros como quantidade de resíduos, número de viagens, distância percorrida, consumo de combustível e emissões de CO_2 resultantes do transporte. Os resultados evidenciaram ganhos significativos de eficiência operacional, com aumento expressivo na massa transportada e na média de resíduos por viagem, indicando melhor aproveitamento da capacidade volumétrica ocupada nos veículos. Apesar do aumento de número de viagens e do consumo de combustível, associados à maior escala operacional e ao transporte de cargas mais pesadas, as emissões de CO_2 permaneceram praticamente estáveis, sugerindo um ganho ambiental. Pode-se concluir com isto que a compactação de resíduos sólidos contribui para a otimização logística do transporte, reduzindo necessidade de deslocamento e mantendo a pegada de carbono equilibrada, mesmo diante do aumento da demanda, configurando-se como uma alternativa eficiente para a gestão sustentável de resíduos industriais.

Introdução

Com o desenvolvimento exponencial das atividades antrópicas e o crescimento populacional, tem-se notado uma preocupação também pelas questões ambientais, e junto desta preocupação, surge um impulso para os estudos na engenharia ambiental, especialmente aqueles relacionados a mitigação dos impactos ao meio ambiente e ao desenvolvimento das próximas gerações. A necessidade de se implementar estratégias eficazes para mitigar estes impactos e promover a sustentabilidade nesses ambientes tem sido amplamente discutida na literatura *(Kiana Rouhi, Majid Shafiepour Motlaghb, e Fatemeh Dalir, 2023; Poppy Jane Coleman e Long Duc Nghiem, 2020).*

No que diz respeito à gestão de resíduos sólidos, a urbanização acelerada e o crescimento industrial intensificam a geração de resíduos sólidos e a consequente necessidade por transporte, o que demanda soluções para mitigar emissões e otimizar logística *(Quintili e Castellani, 2020)*. Nesse contexto, o transporte de resíduos configura-se como uma etapa crítica da cadeia logística, uma vez que está diretamente associado a elevados custos operacionais, consumo significativo de combustível e impactos ambientais relevantes, especialmente em cenários de longas distâncias e baixa eficiência de carga por veículo *(Aryan, Y., Singh, D., & Dikshit, A. K, 2021).* A ausência de estratégias que aumentem a densidade do material transportado pode resultar em um maior número de viagens, ampliando as emissões de gases de efeito estufa e os impactos ambientais associados. Especificamente no cenário de resíduos industriais estratégias de compactação in loco podem resultar em um menor número de viagens, menores distâncias percorridas e menor consumo de combustível, o que consequentemente resulta na redução de emissões de gases de efeito estufa *(Chaerul, M and Tompubolon, G M H, 2019).*

Os compactadores de resíduo, portanto, se mostram como uma alternativa tecnológica com potencial para aumentar a eficiência do transporte, ao permitir maior densidade da carga e, consequentemente, a redução do número de viagens necessárias por cada tonelada transportada *(Lins et al., 2025).* Como o consumo de combustível está diretamente relacionado com a distância percorrida, a otimização pode refletir diretamente na diminuição do consumo de combustível e das emissões associadas ao transporte, contribuindo para práticas mais sustentáveis na gestão de resíduos industriais.

Neste contexto, apesar do avanço nas tecnologias de tratamento de resíduos, observa-se uma lacuna persistente na literatura científica no que diz respeito à integração entre o desempenho mecânico de equipamentos de compactação e a análise dinâmica de emissões no transporte. Grande parte dos estudos existentes concentra-se isoladamente na eficiência de compactação de materiais específicos (*Yash Aryan,Deval Singh,Anil Kumar Dikshit,* 2021) ou na otimização de rotas logísticas pré-estabelecidas (Silva; Contreras, 2020). No entanto, há uma escassez de investigações que correlacionem, de forma integral, como a implementação dessas tecnologias em unidades industriais altera efetivamente os indicadores de desempenho ambiental ao longo de vários ciclos. Assim, constata-se a necessidade de estudos aplicados que analisem de forma integrada os efeitos da compactação sobre indicadores logísticos e ambientais, especialmente com base em dados operacionais reais, permitindo uma compreensão mais abrangente das contribuições dessa tecnologia para a otimização dos sistemas de gestão de resíduos. Diante do exposto, o objetivo desta pesquisa foi, em um estudo de caso específico, comparar dois cenários de transporte de resíduos industriais, um anterior e outro posterior à instalação de um equipamento de compactação em uma indústria, de modo a avaliar o efeito do emprego desta tecnologia nas emissões de dióxido de carbono (CO_2).

Materiais e Métodos

Esta pesquisa trata-se de um estudo aplicado de cunho quantitativo, com abordagem comparativa de dois cenários de transporte de resíduos industriais, especificamente madeira, gerada em uma indústria de grande porte no Estado do Paraná e transportado por uma empresa terceirizada que presta o serviço de gerenciamento, a saber: acondicionamento, transporte, tratamento e disposição final, de todo resíduo da indústria. Nesse contexto, os dados operacionais utilizados na pesquisa foram fornecidos pela empresa que presta o serviço de gerenciamento para a indústria em dois cenários distintos: período sem a instalação do compactador (set-2022 a Jan-2023) e período com a instalação do compactador (Mar-2024 a Jul-2025). O modelo de compactador instalado na indústria é do tipo "Compactador Roll On/Off" com motor elétrico de 10 cv, capacidade volumétrica de 500 L por ciclo e taxa de compactação de até 3:1, conforme especificações do fabricante. Os dados levantados incluem informações diárias sobre a quantidade de resíduos transportados, número de viagens realizadas, distância percorrida, além de dados técnicos do equipamento utilizado.

Para o estudo, foi adotada a abordagem do tipo *gate-to-gate* (Figura 01), considerando exclusivamente a fase de transporte de resíduos, desde o ponto de coleta (indústria) até o destino final (empresa que presta o serviço de gerenciamento). Foram incluídas na análise o consumo de combustível, a distância percorrida e o número de viagens realizadas. Paralelamente a esta inclusão, foram excluídas as etapas de geração, tratamento e disposição dos resíduos, bem como a fabricação e manutenção dos veículos. O escopo do estudo foi definido de modo a garantir a comparabilidade entre os cenários analisados, estabelecendo uma unidade funcional comum e fronteiras de sistema equivalentes. A abordagem adotada permitiu avaliar de forma consistente os benefícios ambientais da compactação de resíduos.

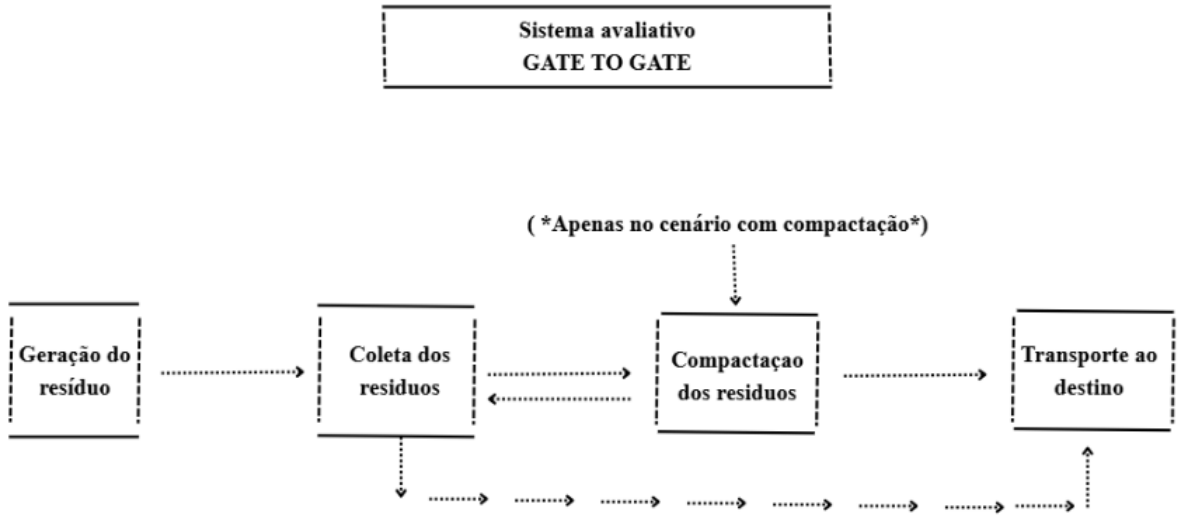


Figura 01: Representação do escopo do sistema avaliativo Gate to Gate para o gerenciamento de resíduos, destacando as etapas de geração, coleta, compactação e transporte final.
Fonte: Autoras (2026)

Diferente de uma análise "Berço ao Túmulo" (que avalia todo o ciclo de vida), o modelo adotado foca em uma parte específica da cadeia produtiva. Neste caso, o "portão" inicial é a geração do resíduo e o "portão" final é a entrega no destino de tratamento ou disposição. A unidade de funcionamento utilizada foi toneladas de CO_2 equivalentes por tonelada de resíduo transportado (tCO_2e), o que permitiu uma comparação mais clara.

As emissões de gases efeito estufa (GEE), foram estimadas por meio da utilização da planilha de inventário do IPCC (Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas), onde foram inseridos dados da atividade, especificamente a distância percorrida total para o respetivo cálculo de toneladas de CO_2 equivalentes.

É importante destacar que o estudo foi delimitado a uma única rota de transporte, compreendendo o trajeto entre a empresa de gestão de resíduos e um único cliente. Dessa forma, a distância percorrida total (ida e volta) foi considerada constante ao longo de todo o período analisado, 33Km do destinatário até ao Gerador (Ida), 42Km do gerador até ao Destinatário (volta).

Além disso, o material estudado foi exclusivamente o resíduo de madeira, garantindo maior uniformidade na análise dos dados. Após a coleta, os dados passaram por um processo de análise na qual foram agregados por mês e ano. Durante essa etapa, foram identificados e excluídos valores atípicos (*outliers*) que poderiam comprometer a análise. Especificamente, foram removidos o mês de agosto de 2022, por ser o primeiro mês da série de dados, e o mês de fevereiro de 2024, por corresponder ao período de transição, pois foi quando houve a instalação do compactador. Com a exclusão desses meses, o período de análise foi de 34 meses, 17 meses para cada cenário.

Com base nos registos diários fornecidos, que continham as datas e as quantidades de resíduos transportados, os dados foram organizados em tabelas sistematizadas (Tabela 01) com os seguintes parâmetros: Meses analisados, Período de análise,

Total de resíduo transportado (ton), Média de resíduo transportado (ton), Número de viagens total, Média mensal de viagens, Media de resíduos por viagens (ton), Distância percorrida total (Km), Distância percorrida mensal média. A partir destes dados, especificamente da distância percorrida mensal, obtiveram-se as emissões de dióxido de carbono (CO_2), expressas em toneladas de carbono equivalente (t CO_2e), utilizando-se as planilhas de cálculo de inventário do IPCC (Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas) para cada um dos anos de análise.

Esses parâmetros foram analisados separadamente para os cenários com e sem a instalação do compactador, possibilitando a avaliação dos impactos da implementação do equipamento sobre a eficiência logística e os aspetos ambientais do transporte de resíduos.

Parâmetros	Cenário sem compactação	Cenário com compactação	Variação %
Meses analisados	17	17	--
Periodo de análise	set-22 a jan-24	mar-24 a jun-25	--
Total de resíduo transportado (ton)	1808,061	3917,58	116,67%
Média mensal de resíduo transportado (ton)	106,01	217,64	105,30%
Número de viagens total	533	671	25,89%
Média mensal de viagens	31	37	19,35%
Media de resíduos por viagens (ton)	3,39	5,84	72,27%
Distância percorrida total (Km)	16.864	20.128	19,35%

Figura 01: Tabela1. Indicadores operacionais do transporte de resíduos por cenário.
Fonte: Autoras (2026)

Resultados e Discussão

A compactação de resíduos resulta em mudanças físicas como a redução do volume. O princípio de conservação de massa, estabelece que a massa de um sistema fechado permanece contaste durante transformações físicas, o que justifica a constância da massa dos resíduos durante o processo de compactação. Em um sistema de compactação percebe-se que a massa se mantém constante, o ar existente entre as partículas é expulso e, por isso, o volume que ela ocupa diminui.

A análise dos dados de entrada mostra mudanças importantes no desempenho operacional entre os dois cenários analisados. De forma geral, observa-se que houve um aumento na quantidade de resíduos gerada no cenário com compactação, com 116,67% de crescimento na quantidade total e 105,30% no valor médio mensal. Este resultado permite inferir que a indústria aumentou sua produção e, consequentemente a quantidade de resíduo gerado. A média de resíduo transportado por viagem também aumentou, passou de 3,39ton para 5,84ton, o que demonstra que o sistema de compactação elevou a capacidade de transporte, permitindo que mais resíduos fossem transportados no mesmo sistema logísticos. Este é um dos indicadores mais importantes do estudo e deixa claro o ganho direto de eficiência operacional, já que cada deslocamento passou a transportar uma quantidade maior de resíduo. Em termos práticos isso significa melhor aproveitamento da frota.

Apesar disso, o número de viagens aumentou 25,89%, assim como a média mensal de viagens que aumentou 19,35%. À primeira vista, o resultado destes parâmetros pode parecer contraditório ao que a pesquisa busca demonstrar, já que ao adotar o sistema de compactação sugerimos “menor número de viagens e consequentemente menos emissões”. Contudo esse aumento está relacionado ao fato de que o volume total de resíduos transportados também cresceu substancialmente, ou seja, mesmo com maior eficiência por viagem, houve a necessidade de mais viagens para atender a demanda maior da empresa ao longo dos meses.

O mesmo comportamento é observado para o parâmetro quilômetros percorridos, com aumento de 25,89% no total e 5,88% na média mensal. Isso reforça a ideia de que o sistema operou em maior escala no cenário com compactação, e não com menor eficiência.

A tabela 2 mostra a estimativa de consumo de combustível e de emissões de dióxido de carbono nos dois cenários estudados, a partir da ferramenta do GHG Protocol.

Parâmetros	Cenário sem compactação	Cenário com compactação	Variação %
Consumo de combustível (L)	6.388,95	8.299,46	19%
Emissão de CO_2 (t)	15,12	16,12	6,6%
Emissão de CO_2 por resíduo transportado (t_{CO2}/t_{res})	$7,65 \times 10^{-3}$	$4,11 \times 10^{-3}$	-46%

Figura 02: Tabela2. Estimativa de consumo de combustível e de emissões de dióxido de carbono por cenário.
Fonte: Autoras (2026)

A Tabela 2 apresenta a estimativa do consumo de combustível e das emissões de dióxido de carbono (CO_2) para os cenários com e sem compactação dos resíduos durante o transporte. Observa-se que o cenário com compactação resultou em aumento do consumo total de combustível, passando de 6.388,95 L para 8.299,46 L, o que representa acréscimo de 19%. De forma semelhante, as emissões totais de CO_2 aumentaram de 15,12t para 16,12t, correspondendo a uma variação positiva de 6,6%. Entretanto, ao analisar a emissão específica de CO_2 por tonelada de resíduo transportado, verifica-se redução expressiva de 46%, passando de $7{,}65 \times 10^{-3}$ tCO_2/t para $4{,}11 \times 10^{-3}$ tCO_2/t. Esses resultados indicam que, apesar de o número de viagens ter aumentado pela maior geração de resíduos na indústria, a eficiência operacional do transporte é significativamente ampliada em termos de emissões relativas por unidade de resíduo transportado, evidenciando ganhos ambientais associados ao aumento da capacidade de carga e à otimização logística do sistema.

No gráfico 01, observa-se o comportamento dos dados ao longo do tempo de forma conjunta. Permitindo melhor compreensão da evolução dos indicadores nos diferentes cenários, bem como a identificação de tendências, e possíveis oscilações.

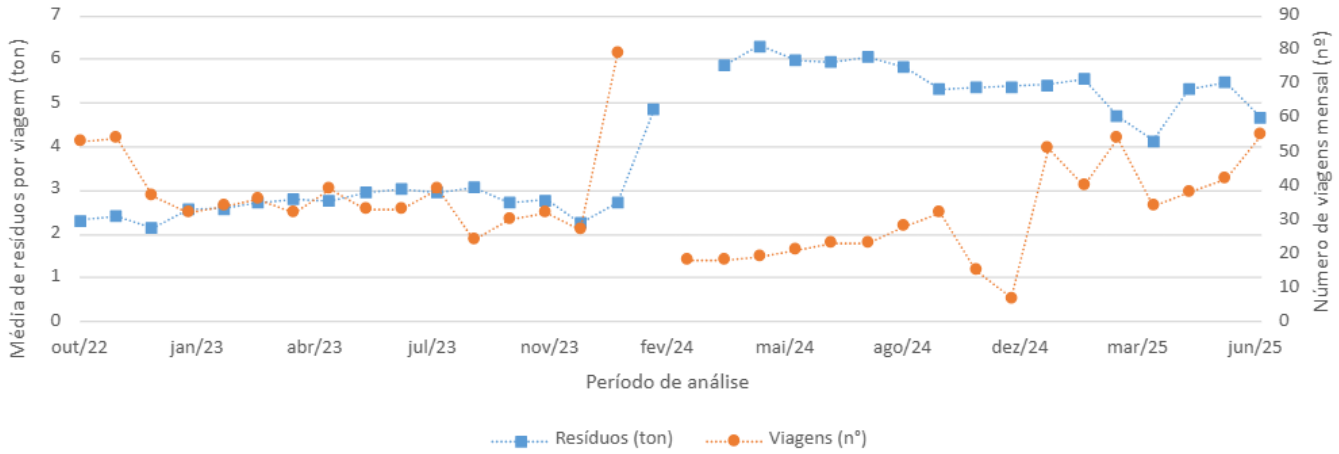


Gráfico 01: Evolução temporal da média de resíduos transportados por viagem (t) e do número de viagens mensais (nº), no período de setembro de 2022 a junho de 2025.
Fonte: Autor (2026)

A análise detalhada dos resultados expressos no gráfico revela algumas variações que merecem consideração, por exemplo, observa-se a presença de um pico imediatamente anterior ao período da instalação do compactador em ambos os parâmetros, sugerindo a necessidade de adoção da tecnologia. Verifica-se também uma queda acentuada no número de viagens no mês de dezembro de 2024, possivelmente associada a fatores sazonais ou operacionais específicos, como períodos festivos ou interrupções logísticas. Em conjunto, esses elementos reforçam a importância de se considerar fatores externos e dinâmicos na interpretação do desempenho do sistema.

Apesar dos resultados tornarem evidente os ganhos consistentes de eficiência operacional com a implementação do compactador, algumas limitações metodológicas devem ser consideradas como parte do escopo de estudo. A análise foi conduzida como base em períodos distintos, o que pode apresentar variações operacionais externas, como flutuações na geração de resíduos e condições logísticas. Além disso, adotaram-se premissas simplificas, não sendo exploradas variações mais específicas, como o desempenho detalhado do veículo e do equipamento instalado. Ressalta-se ainda que o foco do trabalho esteve centrado nos indicadores operacionais, não contemplando de forma aprofundada aspectos econômicos e análises ambientais mais abrangentes. Toda via, tais elementos não comprometem os resultados obtidos, mas indicam oportunidades de continuidade e aprofundamento. Nesse sentido, trabalhos futuros podem incorporar abordagens integradas, incluído análises econômicas e modelagens mais detalhadas, a fim de expandir e a compreensão dos impactos da compactação.

Comentários finais

Por fim, a análise entre os cenários tornou evidente que a implementação do compactador transformou de forma significativa a dinâmica operacional do transporte de resíduos, no qual o dado mais relevante é o crescimento de 72,27% na média de resíduos por viagem, subindo de 3,39 (ton) para 5,84 (ton), demostrando que a compactação cumpriu seu papel técnico primordial de otimizar o espaço útil dos veículos e permitir que cada viagem transportasse uma massa consideravelmente maior. Ao mesmo tempo em que na gestão de escala, embora o volume total de resíduos transportado tenha crescido 116,67% no segundo cenário, o número total de viagens aumentou apenas 25,89%, de modo que, sem a compactação, para transportar as 3.917,58 toneladas do segundo cenário mantendo a média de 3,39 ton/viagem, seriam necessárias aproximadamente 1.155 viagens, em vez das 671 realizadas, o que representa uma otimização teórica de 484 viagens. E junto disto, observa-se o paradoxo do consumo e emissões, no qual há um aumento expressivo no consumo total do combustível (174,10%). Toda via, as emissões de dióxido de carbono (tCO_2e) permaneceram praticamente estáveis, com uma variação de 1,26% (de 107,87 toneladas para109,23 toneladas), sugerindo que, embora o processo de compactação em si ou o transporte de uma maior carga exija mais

energia ou combustível por quilómetro, a eficiência logística caracterizada por menos viagens proporcionais à carga compensou o impacto ambiental, mantendo a pegada de carbono quase inalterada, mesmo com o dobro da quantidade de resíduo gerado.

Agradecimentos

Os Autores agradecem à Universidade Federal Do Paraná pelo apoio durante a condução da pesquisa e a Kapersul Waste Management (KWM) pelo fornecimento dos dados operacionais utilizados no estudo.

Referências Bibliográficas

Victor Alexsander Oliveira Silva, Francisco Contreras, 2020 DOI: 10.3895/rts.v16n41.11696

QUINTILI, Alessio; CASTELLANI, Beatrice. The energy and carbon footprint of an urban waste collection fleet: A case study in central Italy. Sustainability, v. 12, n. 19, 2020. DOI: 10.3390/su12197995

LINS, Eduardo Antonio Maia; STARCK, Keli; SILVA, Lilia Albuquerque da; GALINDO, Letícia Cavalcante de Lima; LUCENA, Adriano Antônio de. Avaliação da eficiência de compactadores e prensas na gestão de resíduos sólidos urbanos em edifício comercial. In: CONGRESSO SUL-AMERICANO DE RESÍDUOS SÓLIDOS E SUSTENTABILIDADE (CONRESOL), 8., 2025, Foz do Iguaçu. Anais [...]. Foz do Iguaçu: IBEAS, 2025.

SILVA, Alcimária Fernandes da; ALVES, Agassiel de Medeiros. Considerações acerca do processo de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos em Pau dos Ferros-RN. Revista Geotemas, Pau dos Ferros, v. 1, n. 2, 2011.

HALLIDAY, D.; RESNICK, R.; WALKER, J. Fundamentos de Física. 10. ed. Rio de Janeiro: LTC, 2016. v. 2.

HALLIDAY, D.; RESNICK, R.; WALKER, J. Fundamentos de Física. 10. ed. Rio de Janeiro: LTC, 2016. v. 1.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Cambridge: Cambridge University Press, 2021

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO). ISO 14040:2006 – Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework. Geneva: ISO, 2006.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO). ISO 14044:2006 – Environmental management — Life cycle assessment — Requirements and guidelines. Geneva: ISO, 2006.

GRIMALDI. Especificações técnicas do compactador roll on/roll off. Documento interno. 2022.

C.K. Chau, T.M. Leung, W.Y. Ng, A review on Life Cycle Assessment, Life Cycle Energy Assessment and Life Cycle Carbon Emissions Assessment on buildings,
Applied Energy,Volume 143,2015

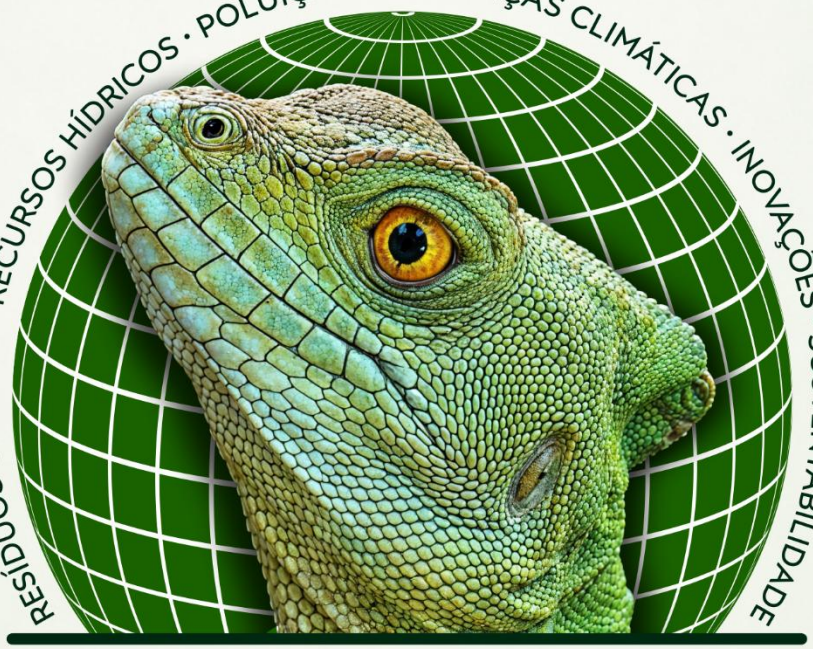
ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE RESÍDUOS E MEIO AMBIENTE (ABREMA). Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2024. São Paulo: ABREMA, 2024.

KHANAL, Bibek; MAHARJAN, Kishor Kumar. Estimation of Greenhouse Gas Emission from Municipal Solid Waste Management Techniques - A Case of Rampur Municipality, Palpa District, Nepal . Journal of Environment Sciences, [S. l.], v. 10, n. 1, p. 34–45, 2024. DOI: 10.3126/jes.v10i1.66965.

*T*hi Mai Thao Pham, Quantification of greenhouse gas emissions from different municipal solid waste treatment methods case study in Ha Noi, Vietnam, 2019.

ÁREA TEMÁTICA 29

RESÍDUOS SÓLIDOS: TRATAMENTO E DISPOSIÇÃO FINAL



5° CONGRESSO INTERNACIONAL DE

ENGENHARIA AMBIENTAL

REGIONALIZAÇÃO DA GESTÃO DE RCC NA RMR (PE) POR ANÁLISE MULTICRITÉRIO

1 Eduardo Antonio Maia Lins, 2 Micaella Raissa Falcão de Moura, 3 José Mário Torres Antonino, 4 Ewlly Neyde Gonçalves de Oliveira Araújo, 5 Alessandra Lee Barbosa Firmo, 6 Diogo Henrique Fernandes da Paz, 7 Deise Pereira Rodrigues, 8 Keli Starck

1 IFPE, eduardomaialins@gmail.com; 2 UPE, micaella.raissa@upe.br; 3 EMLURB, jmantonino@gmail.com; 4 UNICAP, ewllyoliveira01@gmail.com; 5 IFPE, alessandra.lee@gmail.com; 6 IFPE, diogo.henriquepaz@gmail.com; 7 CPRH, deise.rodrigues@cprh.pe.gov.br; 8 AFYA Centro Universitário de Pato Branco, kelistarck@gmail.com

Palavras Chave: economia circular; planejamento urbano; gestão de resíduos.

Resumo

A gestão de resíduos da construção civil (RCC) constitui um dos principais desafios ambientais associados à expansão urbana, especialmente em regiões metropolitanas caracterizadas por elevada densidade populacional e intensa atividade construtiva. Nesse contexto, o presente estudo tem como objetivo propor uma metodologia para a regionalização da gestão de RCC na Região Metropolitana do Recife (RMR), por meio da aplicação de análise multicritério. A abordagem metodológica fundamenta-se na construção do Índice Composto do Município (ICM), que integra cinco dimensões: demografia, logística, territorialidade, perfil econômico e governança institucional. Os critérios foram ponderados por meio do método *Analytic Hierarchy Process (AHP)*, permitindo a atribuição de pesos consistentes às variáveis consideradas. A partir do cálculo do ICM, os municípios foram classificados em polos, subpolos e dependentes, possibilitando a estruturação de arranjos regionais e a definição de diretrizes para implantação de infraestrutura de triagem, reciclagem e destinação de RCC. Os resultados evidenciaram forte concentração da centralidade em municípios como Recife, Jaboatão dos Guararapes e Cabo de Santo Agostinho, enquanto municípios periféricos apresentaram maior dependência funcional. A análise demonstrou que fatores logísticos e institucionais exercem influência significativa na viabilidade dos sistemas regionais, complementando a variável demográfica. Conclui-se que o ICM constitui ferramenta eficaz para o planejamento territorial da gestão de RCC, contribuindo para a otimização logística, redução de custos e promoção da economia circular. A metodologia proposta apresenta potencial de replicação em outras regiões metropolitanas brasileiras, podendo subsidiar políticas públicas voltadas à gestão integrada de resíduos.

Introdução

A gestão de Resíduos da Construção Civil (RCC) representa um dos principais desafios contemporâneos da sustentabilidade urbana. O crescimento populacional, a expansão das cidades e a intensificação das atividades de construção, reforma e demolição têm ampliado significativamente a geração desses resíduos em escala global. Estimativas recentes indicam que os resíduos associados ao setor da construção podem representar entre 30% e 40% de todos os resíduos sólidos gerados nas áreas urbanas, evidenciando sua relevância ambiental e econômica no contexto da gestão integrada de resíduos (KAZA *et al*., 2018; AKHTAR; SARMAH, 2021). Em países em desenvolvimento, onde o ritmo de urbanização é particularmente acelerado, a ausência de sistemas estruturados de triagem, reciclagem e disposição final frequentemente resulta em deposições irregulares, ocupação de áreas ambientalmente sensíveis e sobrecarga de aterros sanitários convencionais.

No Brasil, o avanço do arcabouço regulatório voltado à gestão de resíduos da construção civil foi consolidado inicialmente pela Resolução CONAMA nº 307, publicada em 2002 (BRASIL, 2002), que estabeleceu diretrizes para classificação, segregação, reutilização e reciclagem desses materiais. Posteriormente, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída pela Lei nº 12.305/2010, reforçou o princípio da responsabilidade compartilhada e incentivou a adoção de soluções integradas para a gestão de resíduos, incluindo a formação de arranjos intermunicipais e consórcios públicos. Mais recentemente, estudos têm destacado que a efetividade dessas políticas depende fortemente da capacidade institucional dos municípios e da existência de infraestrutura adequada para reciclagem e reaproveitamento de materiais, fatores que ainda apresentam grande heterogeneidade no território brasileiro e, por isso, exigem maiores esforços e coordenação para serem solucionados (JACOBI; BESEN, 2021; ABRELPE, 2023).

A regionalização dos sistemas de gestão de RCC tem sido apontada na literatura recente como uma estratégia capaz de superar limitações estruturais enfrentadas por municípios de pequeno e médio porte. Ao compartilhar infraestrutura e serviços especializados, arranjos intermunicipais permitem alcançar economias de escala, reduzir custos de transporte e viabilizar a implantação de instalações tecnicamente mais eficientes, como usinas de reciclagem e centrais de transbordo (WU *et al*., 2022; LI *et al*., 2023). Além disso, sistemas regionalizados favorecem maior controle sobre fluxos de resíduos e ampliam o potencial de recuperação de materiais recicláveis, contribuindo para a transição em direção a modelos de economia circular no setor da construção (GÁLVEZ-MARTOS; STYLES; SCHOENBERGER, 2018; KINOSHITA *et al*., 2022).

Apesar dessas vantagens, a definição de polos regionais de gestão de RCC envolve decisões complexas que dependem de múltiplos fatores territoriais, logísticos e institucionais. Municípios com maior porte populacional tendem a concentrar atividades econômicas e fluxos regionais, fenômeno descrito pela teoria da centralidade urbana proposta por Christaller (1966). Entretanto, estudos recentes demonstram que fatores como acessibilidade rodoviária, dinâmica econômica local e capacidade

administrativa também exercem papel determinante na viabilidade de instalações regionais de tratamento e reciclagem de resíduos (ZHANG *et al*., 2021; SILVA; BRITO; ANGULO, 2022). Dessa forma, abordagens baseadas exclusivamente em critérios demográficos podem produzir resultados limitados, sendo necessário incorporar múltiplas dimensões analíticas no processo de planejamento territorial.

Assim, métodos de análise de decisão multicritério (MCDA) têm sido amplamente utilizados em estudos de planejamento ambiental e gestão de resíduos para integrar variáveis heterogêneas em modelos quantitativos de apoio à decisão. Entre esses métodos, o Analytic Hierarchy Process (AHP), desenvolvido por Saaty (1980), destaca-se por permitir a comparação sistemática entre critérios e a atribuição de pesos relativos baseados em julgamentos estruturados. Pesquisas recentes têm aplicado esse método para identificar áreas prioritárias para implantação de infraestrutura de resíduos, seleção de locais para aterros sanitários e planejamento de sistemas de reciclagem em diferentes contextos territoriais (MALCZEWSKI; RINNER, 2019; TANG *et al*., 2021; ZHOU *et al*., 2023).

Diante desse cenário, o presente estudo propõe uma metodologia quantitativa para identificação de polos regionais de gestão de resíduos da construção civil baseada em análise multicritério espacial. A metodologia integra variáveis demográficas, logísticas, territoriais, econômicas e institucionais na construção de um Índice Composto do Município (ICM), utilizado para avaliar o potencial de centralidade de cada município na rede regional de gestão de RCC. A partir desse índice, os municípios são classificados em polos, subpolos e áreas dependentes, permitindo estruturar arranjos regionais capazes de orientar o planejamento da infraestrutura de triagem, reciclagem e disposição final.

Ao desenvolver um modelo analítico transparente e replicável, esta pesquisa busca contribuir para o aprimoramento das estratégias de planejamento territorial da gestão de resíduos da construção civil, oferecendo uma ferramenta de apoio à decisão que pode ser aplicada por gestores públicos, consórcios intermunicipais e órgãos de planejamento ambiental na implementação de sistemas integrados de manejo de RCC.

2. Metodologia

A estruturação de arranjos regionais para a gestão de RCC requer abordagem multiescalar, capaz de integrar dimensões territoriais, logísticas, econômicas e institucionais. Diferentemente dos resíduos sólidos urbanos, cuja geração apresenta forte correlação direta com a população, os RCC estão associados predominantemente à dinâmica da atividade construtiva, expansão urbana e ciclos econômicos.

Nesse contexto, adotou-se como base conceitual o princípio da centralidade urbana, proposto por Christaller (1966), segundo o qual cidades de maior porte e complexidade funcional desempenham papel estruturador na organização espacial de fluxos e serviços. Esse conceito foi adaptado para identificar municípios com maior capacidade de atrair, processar e redistribuir fluxos de RCC em escala regional.

A tomada de decisão foi estruturada com base na análise multicritério (MCDA), conforme Keeney e Raiffa (1976) e Saaty (1980), permitindo a integração de variáveis heterogêneas com pesos explicitamente definidos. Tal abordagem é particularmente adequada à gestão de RCC, uma vez que envolve simultaneamente fatores técnicos, econômicos, espaciais e institucionais.

Do ponto de vista normativo, a metodologia está fundamentada na Lei nº 12.305/2010 (Política Nacional de Resíduos Sólidos), na Lei nº 11.107/2005 (Lei de Consórcios Públicos) e, de forma específica, na Resolução CONAMA nº 307/2002 e suas atualizações, que estabelecem diretrizes para a gestão dos resíduos da construção civil. Complementarmente, foram consideradas as normas técnicas de 2024, a ABNT NBR 15112, 15113, 15114, 15115 e 15116, que tratam das áreas de transbordo e triagem, aterros de resíduos da construção civil e reciclagem de agregados.

2.1 Dados e variáveis utilizadas

A análise foi estruturada a partir de cinco dimensões principais, consideradas representativas do potencial de geração, atração e gestão de RCC em escala municipal.

A dimensão demográfica foi representada pela população municipal, com base no Censo Demográfico de 2022 (IBGE). Essa variável foi utilizada como proxy da intensidade construtiva, considerando que municípios de maior porte tendem a apresentar maior dinamismo imobiliário e expansão urbana.

A dimensão logística foi construída a partir da análise da acessibilidade à malha rodoviária, considerando a proximidade a rodovias federais e estaduais estruturantes. Esse fator é determinante na gestão de RCC, uma vez que os custos de transporte representam parcela significativa do custo total do sistema, especialmente devido à elevada massa específica dos resíduos.

A dimensão territorial considerou a contiguidade espacial entre municípios, sendo fundamental para garantir a viabilidade operacional dos arranjos e evitar descontinuidades geográficas que comprometam a eficiência logística.

A dimensão econômica foi definida a partir da vocação predominante dos municípios, classificados em turísticos, mineradores, agroindustriais ou de economia mista. Essa classificação reflete diferentes padrões de geração de RCC, associados à intensidade de obras e à tipologia das atividades econômicas.

Por fim, a dimensão de governança buscou captar a capacidade institucional dos municípios, considerando a existência de instrumentos de planejamento (Plano Municipal de Saneamento Básico – PMSB; Plano de Gerenciamento de Resíduos da Construção Civil - PGRCC), participação em consórcios públicos e estrutura administrativa voltada à gestão de resíduos. Municípios de maior porte, em regiões metropolitanas ou de entorno do Recife (PE), receberam valores mais altos, enquanto localidades pequenas e sem instrumentos de gestão foram avaliadas como baixa governança, conforme observado no Quadro 1.

Quadro 1 – Variáveis utilizadas para cálculo do ICM.

Variável	Fonte/Definição	Relevância
Demografia	População municipal (IBGE 2022)	Estima volume de resíduos e centralidade
Logística	Acesso a BRs/PEs	Define custos e viabilidade do transporte
Territorialidade	Contiguidade entre municípios	Garante coerência espacial
Econômico	Turismo, mineração, agro, mista	Diferencia perfil de geração
Governança	Planos, consórcios, estrutura	Capacidade de gestão compartilhada

2.2. Padronização dos critérios

Devido à heterogeneidade das variáveis, foi necessário aplicar procedimentos de padronização, de modo a permitir a comparabilidade entre os critérios. A variável demográfica foi normalizada por meio do método min–max, conforme Equação (1):

$$DEM_i = (Pop_i - Pop_{min}) / (Pop_{max} - Pop_{min}) \quad \text{(Eq. 1)}$$

em que DEMi representa o valor normalizado da população do município i, Popi corresponde à população do município, e Popmax e Popmin representam, respectivamente, os valores máximo e mínimo do conjunto analisado.

Os critérios logístico, territorial, econômico e de governança foram padronizados por meio de escalas ancoradas, variando entre 0,4 e 1,0, conforme níveis qualitativos predefinidos na Tabela 1. Essa abordagem é compatível com práticas de análise multicritério aplicadas a políticas públicas, permitindo a incorporação de variáveis qualitativas de forma sistemática (Munda, 2005).

Tabela 1 – Intervalos e valores atribuídos aos criterios.

Critério	Intervalos / Escala	Valor atribuído
Demográfico	Normalização min–max por arranjo	0 a 1
Logístico	BR primária / PE secundária / remoto	0,8 / 0,6 / 0,4
Territorial	Contíguo / periférico	1,0 / 0,6
Econômico	Turismo / mineração / agro / mista	0,8 / 0,7 / 0,6 / 0,5
Governança	Alta / média / baixa	0,8 / 0,6 / 0,4

2.3. Ponderação dos critérios

A atribuição de pesos aos critérios foi realizada por meio do método *Analytic Hierarchy Process (AHP)*, proposto por Saaty (1980), amplamente utilizado em problemas de decisão multicritério envolvendo variáveis heterogêneas e julgamentos qualitativos estruturados.

O procedimento consistiu na construção de uma matriz de comparação par-a-par entre os critérios considerados (demografia, logística, territorialidade, perfil econômico e governança), na qual cada elemento aij representa a importância relativa do critério i em relação ao critério j, conforme a escala fundamental de Saaty (1–9). Essa abordagem permite traduzir julgamentos técnicos em valores numéricos consistentes, refletindo a contribuição relativa de cada dimensão para a viabilidade da gestão regional de RCC. partir da matriz de comparação, foi determinado o vetor de prioridades (pesos) por meio do cálculo do autovetor principal associado ao maior autovalor da matriz (λ_{max}). Os pesos foram posteriormente normalizados, de modo que sua soma fosse igual a 1, garantindo coerência na aplicação da soma ponderada no cálculo do índice composto. Os resultados indicaram a seguinte distribuição de pesos:

Demografia: 0,30
Logística: 0,25
Territorialidade: 0,15
Econômico: 0,15
Governança: 0,15

A predominância do critério demográfico reflete seu papel como proxy da intensidade construtiva e da geração potencial de RCC, enquanto a logística assume elevada relevância devido ao impacto direto nos custos operacionais, especialmente no transporte de materiais de baixa relação valor/peso. Os critérios territorial, econômico e de governança apresentam importância equivalente, atuando como fatores condicionantes da viabilidade espacial, da pressão de geração e da capacidade institucional de implementação dos arranjos.

2.4. Cálculo do ICM (Índice Composto do Município)

O ICM foi calculado para cada município por meio de uma soma ponderada das variáveis padronizadas. A equação geral é dada por:

$$ICMi = 0{,}30 \cdot DEMi + 0{,}25 \cdot LOGi + 0{,}15 \cdot TERRi + 0{,}15 \cdot ECOi + 0{,}15 \cdot GOVi \quad \text{(Eq. 2)}$$

A equação 2 define, para cada município i, um índice composto adimensional no intervalo [0,1]. O subscrito i identifica o município avaliado e ICMi representa sua atratividade/centralidade para organizar o arranjo regional a partir de cinco dimensões normalizadas.

O termo DEMi corresponde à dimensão demográfica. Ele é calculado como uma medida normalizada do porte populacional do município, preferencialmente por min–max dentro do conjunto comparado (por exemplo, dentro de cada arranjo), conforme Equação 1. Com isso, o município mais populoso assume valor 1 e o menos populoso valor 0, evitando que números absolutos dominem as demais variáveis.

O componente LOGi representa a logística, isto é, a qualidade de acesso a eixos viários e a facilidade de deslocamento. Quando houver métricas contínuas, recomenda-se usar distância/tempo até BR/polo e normalizar (quanto menor a distância/tempo, maior LOGi. Na ausência dessas métricas, admite-se uma escala ancorada entre 0,4 e 0,8 (por exemplo, 0,8 para acesso direto a BR principal; 0,6 para ligação por rodovia estadual; 0,4 para situação remota).

A variável TERRi expressa a territorialidade, entendida como contiguidade e coerência espacial no bloco regional. Pode-se empregar uma ancoragem simples, atribuindo 1,0 aos municípios contíguos ao núcleo do arranjo e 0,6 aos periféricos ou "ilhas" espaciais. Alternativamente, é possível derivar TERRi de indicadores geográficos contínuos (p. ex., proporção de fronteiras compartilhadas), devidamente normalizados.

O termo ECOi capta a vocação econômica com potencial de pressionar a geração de resíduos e a complexidade dos serviços. Na forma ancorada, utiliza-se 0,8 para destinos turísticos consolidados, 0,7 para municípios com mineração relevante, 0,6 para agroindustrial intensivo e 0,5 para economias mistas/pequenas. Se existirem dados setoriais (PIB, empregos formais por setor), pode-se construir um indicador contínuo e normalizá-lo para [0,1].

Por fim, GOVi mede a governança local, refletindo a existência de planos específicos (PMSB/PGRS), participação em consórcios e estrutura administrativa. Na escala ancorada, adota-se 0,8 para alta capacidade (plano vigente e consórcio/estrutura operante), 0,6 para capacidade média (instrumentos parciais) e 0,4 para baixa capacidade. Também aqui, quando houver evidências quantitativas padronizadas, recomenda-se compor um índice contínuo e normalizado.

Os pesos associados a cada dimensão são, respectivamente, 0,300 para demografia, 0,250 para logística e 0,150 para territorialidade, economia e governança, de modo que a soma seja igual a 1. Esses pesos podem ser calibrados por métodos de decisão multicritério (como AHP ou swing weighting) e testados por análises de sensibilidade, variando-se cada peso em faixas como ±10–20% para verificar a robustez dos resultados.

Operacionalmente, recomenda-se explicitar o domínio da normalização (por arranjo ou estadual) e registrar as fontes/datas dos insumos aplicados a LOG, TERR, ECO e GOV, conforme observado no Quadro 3. Para interpretar o resultado, utilizam-se faixas de referência: ≥0,70 indica polo principal; 0,50–0,69 caracteriza subpolo; 0,30–0,49 denota município dependente; e <0,30 sinaliza caso crítico ou fora do arranjo, a ser tratado por solução consorciada específica. Essa leitura, combinada à documentação metodológica e aos testes de sensibilidade, assegura transparência e confiabilidade na definição dos arranjos.

Quadro 3 – Intervalos do ICM e interpretação.

Faixa ICM	Interpretação	Papel no arranjo
≥ 0,70	Polo principal	Lidera a rede regional
0,50 – 0,69	Subpolo	Apoio logístico ou setorial
0,30 – 0,49	Dependente	Vincula-se a um polo próximo
< 0,30	Fora do arranjo	Requer solução consorciada específica

2.5. Estimativa de geração de RCC

A estimativa de geração de RCC foi realizada com base em coeficientes per capita anuais, considerando a população como variável proxy da atividade construtiva, conforme Equação (3):

$$G_{RCC,i} = Pop_i \cdot \alpha \qquad \text{(Eq. 3)}$$

em que $GRCC_i$ representa a geração anual de RCC no município i, Pop_i corresponde à população e α representa o coeficiente de geração, adotado no intervalo de 0,25 a 0,70 t/hab·ano, conforme literatura técnica nacional.
A geração diária foi obtida pela equação 4:

$$Gdia_i = GRCC_i / 365 \qquad \text{(Eq. 4)}$$

Resultados e Discussão

A aplicação do Índice Composto do Município (ICM) à Região Metropolitana do Recife (RMR) evidenciou um padrão de forte concentração espacial da centralidade, com destaque para o município do Recife como principal polo estruturador da rede regional de gestão de resíduos da construção civil (RCC), conforme Figura 1. Esse resultado é consistente com a teoria da centralidade urbana (Christaller, 1966), uma vez que Recife concentra elevada densidade populacional, dinamismo imobiliário e infraestrutura logística consolidada.

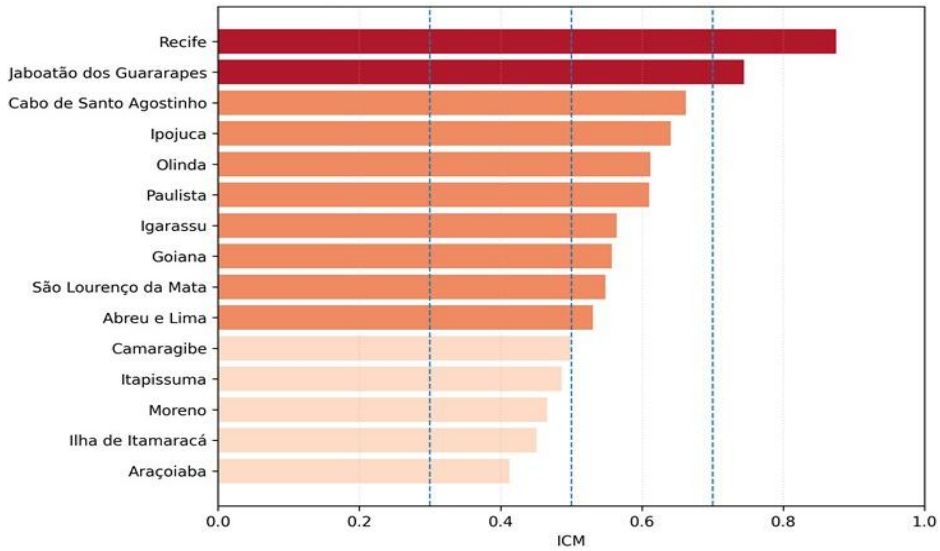


Figura 1 – Índice Composto do Município (ICM) na RMR. Fonte: Os Autores (2026).

Além de Recife, municípios como Jaboatão dos Guararapes, Olinda e Paulista apresentaram valores elevados de ICM, configurando-se como subpolos ou polos secundários. Esses municípios se destacam pela forte conurbação com a capital, elevada atividade construtiva e boa conectividade viária, especialmente por meio de eixos estruturantes como a BR-101 e a BR-232, que desempenham papel fundamental na logística de transporte de RCC. A análise revelou que, na RMR, a variável logística exerce influência ainda mais significativa do que em regiões de menor densidade urbana. A presença de uma malha viária estruturada, aliada à proximidade entre municípios, reduz distâncias médias de transporte e favorece a implantação de soluções regionalizadas. No entanto, a elevada densidade urbana também impõe restrições importantes, como a escassez de áreas disponíveis para implantação de unidades de triagem, reciclagem e disposição final, especialmente nos municípios mais centrais. Nesse contexto, municípios periféricos como Cabo de Santo Agostinho, Igarassu e São Lourenço da Mata assumem papel estratégico na estruturação da rede regional, apresentando maior disponibilidade territorial e condições mais favoráveis para implantação de infraestrutura de maior porte. Esses municípios tendem a funcionar como zonas de recepção e processamento, complementando a centralidade funcional dos núcleos urbanos mais densos.

A dimensão econômica também se mostrou relevante na RMR, especialmente em áreas com forte presença industrial e logística, como o entorno do Complexo Industrial Portuário de Suape. A presença de atividades industriais e portuárias intensifica a geração de RCC, especialmente associada a obras de infraestrutura, manutenção e expansão de empreendimentos, o que eleva o potencial desses municípios como polos de gestão de resíduos.

Do ponto de vista da governança, observou-se que municípios com maior capacidade institucional (especificamente Recife e Jaboatão dos Guararapes) apresentam maior potencial de liderança na implementação de soluções consorciadas. A existência de instrumentos de planejamento, estrutura administrativa consolidada e maior capacidade de articulação intermunicipal contribui diretamente para a viabilidade de sistemas regionais integrados, conforme preconizado pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei nº 12.305/2010).

A classificação dos municípios com base no ICM permitiu propor uma estrutura hierarquizada para a gestão de RCC na RMR. Recife se consolida como polo principal, com potencial para abrigar funções estratégicas, como gestão administrativa, coordenação do sistema e unidades de triagem avançada. Municípios como Jaboatão dos Guararapes e Cabo de Santo Agostinho apresentam condições favoráveis para implantação de plantas fixas de reciclagem, aproveitando a combinação entre disponibilidade de área, acesso logístico e proximidade com grandes geradores. Os municípios classificados como subpolos, como Paulista e Igarassu, apresentam potencial para implantação de unidades semifixas ou centros de transbordo e triagem, contribuindo para a redução das distâncias de transporte e aumento da eficiência logística. Já municípios de menor porte ou menor capacidade institucional, como Itamaracá e Araçoiaba, tendem a ser mais adequadamente atendidos por soluções móveis ou consorciadas, devido à menor escala de geração e maior dependência funcional. As estimativas de geração de RCC indicam elevada concentração nos municípios centrais da RMR, refletindo a intensidade da atividade construtiva urbana. Esse padrão reforça a necessidade de soluções descentralizadas em termos logísticos, porém centralizadas em termos de processamento, de modo a equilibrar custos de transporte e ganhos de escala, conforme observado na Figura 2.

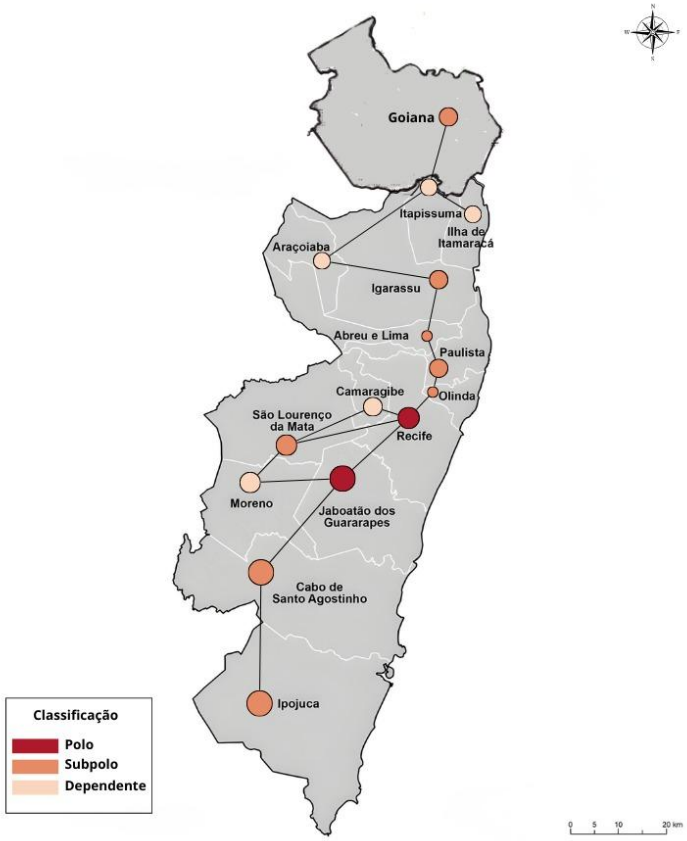


Figura 2 – Mapa de Classificação das Cidade. Fonte: Os Autores (2026).

Do ponto de vista operacional, a elevada densidade urbana implica maior frequência de geração e necessidade de sistemas logísticos eficientes, com uso de pontos de transbordo estrategicamente posicionados. A adoção de unidades móveis em municípios periféricos ou com menor geração pode contribuir para aumentar a cobertura do sistema, reduzir descartes irregulares e otimizar o uso de recursos.

Entre as limitações, destaca-se a utilização da população como variável proxy da atividade construtiva, o que pode não capturar plenamente a dinâmica imobiliária específica de determinados municípios. Adicionalmente, a indisponibilidade de dados detalhados sobre geração de RCC na escala municipal limita a precisão das estimativas, reforçando a necessidade de aprimoramento dos sistemas de informação.

Considerações Finais

A aplicação do Índice Composto do Município (ICM) à Região Metropolitana do Recife (RMR) demonstrou que a regionalização da gestão de resíduos da construção civil (RCC) pode ser estruturada de forma racional e eficiente a partir da integração de múltiplas dimensões territoriais, logísticas, econômicas e institucionais. Os resultados evidenciaram que a centralidade urbana, embora relevante, não constitui fator isolado na definição de polos de gestão, sendo fortemente condicionada pela acessibilidade logística e pela capacidade institucional dos municípios.

A análise confirmou a existência de uma estrutura hierárquica bem definida na RMR, com destaque para Recife como polo principal, concentrando funções estratégicas de coordenação e gestão. Municípios como Jaboatão dos Guararapes e Cabo de Santo Agostinho apresentam condições favoráveis para a implantação de unidades fixas de reciclagem, enquanto subpolos como Paulista e Igarassu desempenham papel fundamental na otimização logística por meio de estruturas intermediárias de triagem e transbordo. Municípios de menor porte, como Itamaracá e Araçoiaba, tendem a depender de soluções móveis ou consorciadas, evidenciando a necessidade de integração regional para viabilizar a gestão.

Do ponto de vista operacional, verificou-se que a elevada densidade urbana da RMR favorece a consolidação de sistemas regionalizados, capazes de alcançar economias de escala na reciclagem de RCC. Entretanto, essa mesma densidade impõe limitações quanto à disponibilidade de áreas para implantação de infraestrutura, especialmente nos municípios centrais, reforçando a importância de estratégias que priorizem a localização de unidades de processamento em áreas periféricas com melhor disponibilidade territorial e acesso logístico.

A metodologia proposta demonstrou robustez e capacidade de adaptação, sendo capaz de integrar variáveis quantitativas e qualitativas em um único indicador sintético. A utilização do AHP conferiu transparência e consistência à ponderação dos critérios, enquanto a análise de sensibilidade indicou estabilidade na identificação dos polos principais, mesmo diante de variações nos pesos atribuídos.

Do ponto de vista da política pública, os resultados reforçam a importância da formação de arranjos intermunicipais e consórcios públicos, conforme previsto na Lei nº 12.305/2010 e na Lei nº 11.107/2005, como instrumentos fundamentais para viabilizar a gestão integrada de RCC. A adoção de soluções regionalizadas permite reduzir custos, otimizar a logística e ampliar a eficiência do sistema, contribuindo para a redução de descartes irregulares e para o avanço da economia circular.

Entre as limitações do estudo, destaca-se a utilização da população como variável proxy da atividade construtiva, o que pode não refletir integralmente a dinâmica real de geração de RCC em determinados municípios. Além disso, a ausência de dados sistematizados sobre geração de RCC na escala municipal limita a precisão das estimativas, indicando a necessidade de aprimoramento dos sistemas de monitoramento e informação.

Bibliografia

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15112: Resíduos da construção civil e resíduos volumosos — Áreas de transbordo e triagem — Requisitos para projeto, implantação e operação**. Rio de Janeiro, 2004.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15113: Resíduos da construção civil e resíduos volumosos — Áreas para disposição final — Requisitos**. Rio de Janeiro, 2004.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15114: Resíduos da construção civil e resíduos volumosos — Áreas de reciclagem — Diretrizes para projeto, implantação e operação**. Rio de Janeiro, 2004.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15115: Agregados reciclados de resíduos sólidos da construção civil — Execução de camadas de pavimentação — Procedimentos**. Rio de Janeiro, 2004.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15116: Agregados reciclados de resíduos sólidos da construção civil — Utilização em concreto sem função estrutural — Requisitos**. Rio de Janeiro, 2004.

ABRELPE – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2023**. São Paulo, 2023.

ABREMA – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE RESÍDUOS E MEIO AMBIENTE. **Relatório anual de gestão de resíduos sólidos**. Brasília, 2023.

ALUMUR, S.; KARA, B. Y. Network hub location problems: the state of the art. **European Journal of Operational Research**, v. 190, n. 1, p. 1–21, 2008.

BALLOU, R. H. **Gerenciamento da cadeia de suprimentos: planejamento, organização e logística empresarial**. 5. ed. Porto Alegre: Bookman, 2006.

BELTON, V.; STEWART, T. J. **Multiple criteria decision analysis: an integrated approach**. Boston: Kluwer Academic Publishers, 2002.

BRASIL. **Lei nº 11.107, de 6 de abril de 2005**. Dispõe sobre normas gerais de contratação de consórcios públicos. Diário Oficial da União: Brasília, 2005.

BRASIL. **Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Diário Oficial da União: Brasília, 2010.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução nº 307, de 5 de julho de 2002**. Estabelece diretrizes, critérios e procedimentos para a gestão dos resíduos da construção civil. Diário Oficial da União: Brasília, 2002.

CHRISTALLER, W. **Central places in southern Germany**. Englewood Cliffs: Prentice-Hall, 1966.

DASKIN, M. S. **Network and discrete location: models, algorithms, and applications**. 2. ed. Hoboken: Wiley, 2013.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo demográfico 2022: resultados preliminares**. Rio de Janeiro, 2023.

JACOBI, P. R.; BESEN, G. R. Gestão de resíduos sólidos em São Paulo: desafios da sustentabilidade. *Estudos Avançados*, v. 25, n. 71, p. 135–158, 2011.

KAZA, S. *et al*. **What a waste 2.0: a global snapshot of solid waste management to 2050**. Washington, DC: World Bank, 2018.

KEENEY, R. L.; RAIFFA, H. **Decisions with multiple objectives: preferences and value trade-offs**. New York: Wiley, 1976.

MUNDA, G. Multiple criteria decision analysis and sustainable development. **European Journal of Operational Research**, v. 158, n. 3, p. 662–677, 2004.

PIRES, A.; MARTINHO, G.; CHANG, N.-B. Solid waste management in European countries: a review of systems analysis techniques. **Journal of Environmental Management**, v. 92, n. 4, p. 1033–1050, 2011.

SAATY, T. L. **The analytic hierarchy process: planning, priority setting, resource allocation**. New York: McGraw-Hill, 1980.

TCHOBANOGLOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. **Integrated solid waste management: engineering principles and management issues**. New York: McGraw-Hill, 2002.

GESTÃO SUSTENTÁVEL DE RESÍDUOS VERDES EM PETROLINA-PE: PROPOSTA DE APROVEITAMENTO ENERGÉTICO E INCLUSÃO SOCIOECONÔMICA

1 Rana Assíria Amorim, 2 Viktor Lima
1 Universidade Federal do Vale do São Francisco, rana.amorim@discente.univasf.edu.br
2 Uninassau, victo.limapnz@gmail.com

Palavras-chave: Resíduos verdes; Gestão de residuos; Sustentabilidade.

Resumo

O crescimento urbano de Petrolina-PE tem intensificado a geração de resíduos verdes provenientes de podas e manutenção de áreas urbanas, agravando problemas relacionados ao descarte inadequado e seus impactos ambientais. Este estudo teve como objetivo analisar os efeitos desse descarte e propor uma alternativa sustentável baseada na gestão integrada de resíduos. A metodologia adotada foi descritiva e exploratória, com abordagem mista, incluindo pesquisa de campo, levantamento documental e análise técnica. Foram realizadas visitas a áreas críticas, registros fotográficos e entrevistas com moradores e agentes ambientais. Os resultados indicam que o descarte irregular contribui para a proliferação de vetores, degradação urbana e riscos à saúde pública. Diante disso, propõe-se um modelo de gestão que envolve coleta comunitária, trituração dos resíduos, produção de compostagem e aproveitamento energético por meio de biomassa em usina termoelétrica. A proposta também visa a geração de emprego e renda, promovendo inclusão social. Conclui-se que a integração entre gestão de resíduos, educação ambiental e energia renovável constitui uma solução viável para reduzir impactos ambientais e promover o desenvolvimento sustentável.

Introdução

A cidade de Petrolina, localizada no estado de Pernambuco, possui uma população estimada de 418.444 habitantes em 2025, segundo dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Essa estimativa representa um crescimento em relação ao Censo de 2022, que registrou 386.791 habitantes. Petrolina é destaque no interior nordestino, sendo considerada a terceira cidade mais populosa de Pernambuco e a maior do interior do estado, com relevância econômica e social para a região do Vale do São Francisco. O crescimento populacional e a expansão urbana aumentaram a pressão sobre os órgãos responsáveis pela fiscalização ambiental, resultando em descarte inadequado de resíduos de poda e jardinagem em terrenos baldios, encostas de rios, praças e avenidas.

O descarte irregular de resíduos sólidos em áreas urbanas e periurbanas favorece a proliferação de animais peçonhentos, vetores de doenças e acidentes ambientais, elevando os riscos à saúde pública e ao meio ambiente (PEREIRA; AMMA, 2025). Na cidade de Petrolina-PE, a Agência Municipal do Meio Ambiente (AMMA) identifica e fiscaliza práticas inadequadas de descarte de lixo, entulho e outros resíduos, reforçando que essas ações impróprias podem provocar impactos socioambientais significativos e demandam penalidades previstas na legislação local (AMMA, 2026; AMMA, 2025). Esse contexto motivou o desenvolvimento de projetos sustentáveis que combinam educação ambiental, gestão de resíduos e geração de energia renovável, com potencial para reduzir impactos negativos, promover benefícios econômicos e fortalecer práticas de gestão sustentável junto à população (DA COSTA et al., 2023; SANTOS et al., 2025).

1.1 Descarte inadequado de resíduos de poda e seus impactos urbanos

O hábito de realizar a poda de árvores em áreas urbanas sem a destinação adequada dos resíduos gerados, como folhas e galhos, configura um problema ambiental significativo, especialmente em cidades de médio e grande porte, conforme demonstra a figura 1. O acúmulo desses resíduos em vias públicas, calçadas e terrenos baldios contribui para a obstrução de sistemas de drenagem urbana, favorecendo alagamentos e degradação ambiental. Além disso, a decomposição da matéria orgânica pode gerar odores desagradáveis e servir de abrigo para vetores de doenças, como insetos e roedores, ampliando riscos à saúde coletiva (ABRELPE, 2022; IBAM, 2021). Esse cenário evidencia a necessidade de práticas adequadas de manejo e de maior conscientização da população quanto a responsabilidade ambiental no descarte de resíduos verdes



Figura 1: Poda inadequada com registro de multa no município de Petrolina-PE.
Fonte: (Blog Edenevaldo Alves, 2021)

Sob a perspectiva da gestão ambiental, a destinação incorreta de resíduos de poda também representa uma perda de recursos com potencial de reaproveitamento, uma vez que esses materiais podem ser utilizados em processos de compostagem, cobertura vegetal (mulching) e geração de energia a partir de biomassa. De acordo com o Plano Nacional de Resíduos Sólidos, a valorização de resíduos orgânicos é essencial para a redução de impactos ambientais e para a promoção da economia circular no país (BRASIL, 2022). Nesse sentido, políticas públicas integradas, aliadas à educação ambiental e à implementação de sistemas eficientes de coleta e tratamento, são fundamentais para transformar um problema urbano em oportunidade sustentável, contribuindo para cidades mais resilientes e ambientalmente equilibradas (IPEA, 2020).

1.2 Legislação ambiental e gestão integrada de resíduos urbanos

1.2.2 Legislação Nacional

Conforme o Artigo 54 da Lei nº 9.605/1998, qualquer ação ou omissão que cause poluição de qualquer natureza capaz de resultar em danos à saúde humana, à fauna ou à flora caracteriza crime ambiental. A lei estabelece que, em casos dolosos, a pena é de reclusão de 1 a 4 anos e multa, enquanto crimes culposos possuem pena de detenção de 6 meses a 1 ano e multa. Há ainda agravantes, como quando a poluição torna áreas urbanas ou rurais impróprias para ocupação humana, compromete o abastecimento público de água, dificulta o uso de praias ou envolve o lançamento irregular de resíduos sólidos, líquidos ou gasosos, com a pena podendo chegar a 5 anos de reclusão (BRASIL, 1998).

Diante desse cenário, iniciativas de gestão integrada de resíduos têm sido cada vez mais incentivadas, combinando educação ambiental, planejamento urbano e tecnologias de aproveitamento energético, como a produção de biogás e energia elétrica a partir de resíduos sólidos urbanos. Esses projetos visam não apenas a redução de impactos ambientais e a mitigação de riscos à saúde pública, mas também a promoção de benefícios econômicos, por meio da geração de energia renovável e da valorização de resíduos, além de fortalecer práticas de sustentabilidade e conscientização ambiental na população (DA COSTA et al., 2023; SANTOS et al., 2025; WASTE-TO-ENERGY, 2025). Ao integrar aspectos legais, ambientais e tecnológicos, essas iniciativas representam uma resposta estratégica e preventiva à poluição urbana, alinhando a proteção ambiental com o desenvolvimento socioeconômico local.

1.2.2 Legislação Municipal

A Lei Municipal nº 1.838/2006 dispõe sobre a proteção das árvores localizadas em logradouros públicos no município de Petrolina-PE, reconhecendo sua importância para o equilíbrio ambiental urbano, qualidade do ar, conforto térmico, biodiversidade e paisagismo da cidade. A execução dessa lei é de responsabilidade da Agência Municipal do Meio Ambiente (AMMA), que atua na fiscalização e orientação sobre poda, manejo e retirada de árvores. Para assegurar decisões técnicas e ambientalmente responsáveis, a AMMA conta com o suporte da Comissão de Avaliação Técnica Ambiental (CATA), que analisa todos os pedidos de poda ou supressão de árvores e emite pareceres baseados em critérios de segurança, saúde vegetal e legislação vigente.

Segundo a lei, a eliminação de uma árvore só pode ocorrer em situações específicas, visando prevenir riscos à população, à infraestrutura urbana e ao meio ambiente:

1. Quando ameaçar cair, colocando em risco pedestres, veículos ou propriedades;
2. Se impedir a realização de obras de interesse público, garantindo que intervenções urbanas essenciais não sejam comprometidas;
3. Se oferecer risco à rede elétrica, prevenindo acidentes, interrupções no fornecimento de energia ou incêndios;

4. Quando comprometer imóveis ou tubulações de água e esgoto, protegendo a infraestrutura urbana e a segurança dos cidadãos;
5. Se estiver infestada por doenças de difícil controle, quando não há possibilidade de tratamento, evitando a propagação de pragas e danos à vegetação circundante;
6. Caso sua localização esteja em desacordo com o Código de Postura, Lei de Uso do Solo Urbano ou Plano Diretor de Arborização de Petrolina, assegurando a harmonia com o planejamento urbano e o ordenamento do espaço público (AMMA, 2026).

Essas disposições refletem um equilíbrio entre a conservação ambiental e a segurança urbana, reconhecendo que a gestão adequada das árvores públicas é essencial não apenas para proteger a flora urbana, mas também para prevenir acidentes, preservar infraestrutura e promover a sustentabilidade no crescimento da cidade. Além disso, o processo formalizado de avaliação pela CATA e AMMA garante transparência e base técnica nas decisões, fortalecendo a conscientização da população sobre a importância da arborização urbana e incentivando práticas responsáveis de poda e manutenção.

Metodologia

O estudo adotou uma abordagem mista, combinando pesquisa de campo, levantamento documental e análise técnica, organizada em etapas complementares:

Levantamento e diagnóstico do problema

- Realização de visitas a terrenos baldios, praças e outras áreas públicas de Petrolina-PE para registrar práticas de descarte irregular de resíduos verdes, como restos de poda e vegetação urbana.
- Registro fotográfico e georreferenciamento das áreas críticas, permitindo a análise espacial da distribuição de resíduos e a identificação de pontos de maior risco de acidentes.
- Condução de entrevistas semiestruturadas com moradores, trabalhadores de poda e agentes da AMMA, com o objetivo de compreender hábitos de descarte, percepções de risco e impactos socioambientais locais.

Análise legal e institucional

- Revisão das leis municipais e federais, incluindo a Lei Municipal nº 1.838/2006 e a Lei Federal nº 9.605/1998, para identificar regulamentações sobre poda de árvores, manejo de resíduos e crimes ambientais.
- Avaliação da capacidade de fiscalização do órgão municipal e identificação de barreiras à implementação de políticas públicas de gestão de resíduos.

Proposta de projeto sustentável

- Definição de pontos estratégicos de coleta de resíduos verdes em bairros críticos, com base nos levantamentos de campo.
- Organização do transporte dos resíduos por meio de carroças de tração animal e veículos municipais de coleta, otimizando logística e reduzindo custos.
- Processamento dos resíduos em trituradores, gerando compostagem para uso agrícola e material combustível para a Usina Termoelétrica Municipal, promovendo aproveitamento energético e redução de aterros.

Análise técnica da usina termoelétrica

- Avaliação da viabilidade energética da utilização de resíduos verdes, considerando volume disponível, poder calorífico e demanda energética da cidade.
- Estudo do ciclo de geração de energia térmica e distribuição para a rede elétrica municipal, verificando eficiência, sustentabilidade e impacto ambiental.

Avaliação socioeconômica

- Estimativa de geração de emprego e renda para moradores de baixa renda envolvidos no transporte, separação e processamento dos resíduos.

Projeção de benefícios econômicos adicionais, como a produção e venda de compostagem para agricultura, artesanato e fornos industriais.

A metodologia foi descritiva e exploratória, integrando levantamento de campo, análise documental e técnica, permitindo relacionar os impactos ambientais, sociais e econômicos ao potencial da gestão sustentável de resíduos verdes, gerando informações estratégicas para políticas públicas e desenvolvimento urbano sustentável (AMMA, 2026; BRASIL, 1998; PEREIRA et al., 2025).

3. APRESENTAÇÃO DO PROJETO SUSTENTÁVEL

O descarte inadequado de resíduos verdes, provenientes de poda urbana, limpeza de terrenos e áreas públicas, constitui um problema socioambiental relevante em Petrolina-PE, contribuindo para a poluição, riscos à saúde pública e proliferação de animais peçonhentos (PEREIRA et al., 2025; DA COSTA et al., 2023). Frente a esse cenário, foi proposto um projeto ambiental com enfoque integrado em educação ambiental, gestão de resíduos e produção de energia renovável, resultando em impactos positivos ambientais, sociais e econômicos.

O Projeto alcançou os seguintes objetivos: Coibiu descarte inadequado de resíduos verdes, promovendo práticas de manejo sustentável; Conscientizou a população sobre a importância do correto manejo de resíduos urbanos e arborização urbana;

Produziu energia renovável a partir de resíduos verdes, suprindo parte da energia elétrica municipal e gerou emprego e renda para trabalhadores de baixa renda envolvidos na coleta, separação e processamento dos resíduos, promovendo inclusão econômica.

3.1 Etapas do Projeto

3.1.1 Coleta e Transporte

Para a coleta contou-se com uma participação comunitária: Os moradores foram envolvidos ativamente na coleta de resíduos verdes, na qual, promoveu-se educação ambiental e consciência coletiva sobre o descarte correto (DA COSTA et al., 2023). No transporte utilizou-se as carroças de tração animal e veículos municipais, garantindo logística eficiente para diferentes volumes de resíduos e áreas urbanas. De acordo com levantamento realizado pelo próprio autor (2026), o custo médio do transporte de resíduos verdes na cidade de Petrolina varia entre R$50,00 e R$ 80,00, dependendo do tipo de transporte utilizado. Como incentivo econômico as famílias participantes receberam descontos no IPTU ou cestas básicas, fortalecendo a adesão comunitária e promovendo inclusão social (PEREIRA et al., 2025). Além disso, proporcionou o benefício ambiental com a redução imediata do descarte irregular, e minimizou a proliferação de animais peçonhentos e a poluição de áreas públicas.

3.1.2 Processamento e Compostagem

Foi feito o trituramento dos resíduos: Resíduos verdes coletados em equipamentos específicos,demonstrado na figura 2, transformando-os em compostagem orgânica ou blocos compactos para uso energético. Posteriormente, realizou-se destinações múltiplas: Compostagem orgânica: Aplicada em hortas comunitárias, agricultura urbana e jardins públicos, promovendo reciclagem de nutrientes e melhoria do solo; Blocos compactos ou biomassa: Utilizados como combustível em usina termoelétrica, gerando energia renovável (SANTOS et al., 2025). Por fim, foi feita a comercialização: Parte da compostagem e blocos compactos foram vendidos para artesanato, adubo orgânico e fornos industriais, gerando renda extra e economia circular (WASTE-TO-ENERGY, 2025).



Figura 2: Processo de trituração e transformação em compostagem.
Fonte: (AMMA,2022)

3.1.3 Reciclagem de resíduos de madeira e suas aplicações industriais

A reciclagem de resíduos de madeira iniciou-se com a coleta do material nos locais de geração, como obras, podas urbanas e atividades industriais. Após essa etapa, os resíduos foram encaminhados para empresas especializadas, responsáveis por realizar o processamento e a transformação do material em novos produtos com valor agregado. O processo envolve, inicialmente, a separação de impurezas, como pregos, grampos e outros elementos metálicos, seguida da trituração da madeira, resultando em um composto homogêneo passível de reaproveitamento, conforme a figura 3. Esse material foi comercializado para diferentes setores industriais, destacando-se sua utilização como biomassa para geração de energia térmica em fornos e caldeiras, contribuindo para a substituição de combustíveis fósseis e promovendo práticas sustentáveis (ABRELPE, 2022; IPEA, 2020).

Além do uso energético, os resíduos reciclados de madeira também possuem ampla aplicação em outros segmentos econômicos. A produção de lascas e serragem, por exemplo, atende à demanda de indústrias de fertilizantes orgânicos, sendo utilizada como insumo na fabricação de adubos e na melhoria da qualidade do solo. Ademais, esses subprodutos foram destinados ao setor de artesanato, ampliando as possibilidades de geração de renda e incentivando a economia circular. Dessa forma, a reciclagem de resíduos de madeira não apenas reduz os impactos ambientais associados ao descarte inadequado, mas também promove o aproveitamento eficiente de recursos e o desenvolvimento sustentável, ao integrar diferentes cadeias produtivas (BRASIL, 2022; SEBRAE, 2021).



Figura 03:Resíduos de madeira após o processo de trituração, destinados ao reaproveitamento.
Fonte: (Vgresiduos, 2021).

3.1.4 Utilização na Usina Termoelétrica

A usina termoelétrica consiste basicamente na geração de energia elétrica a partir da energia liberada em forma de calor, normalmente por meio da combustão de algum tipo de combustível renovável ou não renovável. Essa energia térmica pode ser obtida através de vários combustíveis, como óleo combustível, gás natural, carvão, entre outros.

Esses combustíveis são queimados na câmara de combustão. O vapor movimenta as pás de uma turbina, a qual está conectada a um gerador, que finalmente tem a função de gerar a força eletromotriz.

Situada à beira do Rio São Francisco, em meio ao sertão pernambucano, a usina foi instalada num perímetro de cinco hectares, dentro de uma área privada total de 147 hectares. Para sua implementação, foram realizados estudos, obras de infraestrutura e aquisição de equipamentos e softwares de última geração de forma a garantir, com segurança, o suprimento de energia acordado com o Governo Federal. Sua Planta é composta por oito motores capazes de produzir 128 MW, potência suficiente para atender a uma cidade de até 500 mil habitantes. O resultado final foi uma usina de ponta, que está entre as mais modernas do país.

Os resíduos verdes triturados são incorporados como biomassa para geração de energia térmica, contribuindo para a matriz energética limpa do município com a produção de um combustível renovável; Além de proporcionar benefício ambiental: Ao transformar resíduos em energia, o projeto reduz a quantidade de resíduos em aterros, diminui poluição atmosférica e hídrica, e combate o descarte irregular em terrenos públicos.

Considerações Finais

Diante do crescimento urbano acelerado de Petrolina-PE e do consequente aumento na geração de resíduos verdes, este estudo evidenciou que o descarte inadequado desses materiais representa um problema ambiental, social e de saúde pública significativo. A prática irregular contribui para a degradação de áreas urbanas, favorece a proliferação de vetores de doenças e compromete a qualidade de vida da população, além de sobrecarregar os sistemas de fiscalização e gestão ambiental do município.

A análise realizada demonstrou que, embora existam instrumentos legais consistentes em nível federal e municipal, como a Lei nº 9.605/1998 e a Lei Municipal nº 1.838/2006, ainda há desafios relacionados à conscientização da população e à efetividade das ações de fiscalização. Nesse contexto, torna-se fundamental fortalecer políticas públicas que integrem educação ambiental, participação comunitária e soluções tecnológicas para o manejo adequado dos resíduos sólidos.

O projeto sustentável proposto mostrou-se uma alternativa viável e inovadora, ao transformar um problema urbano em oportunidade de desenvolvimento sustentável. A integração entre coleta comunitária, processamento dos resíduos, compostagem e geração de energia por biomassa demonstrou potencial para reduzir impactos ambientais, promover a economia circular e gerar benefícios socioeconômicos, como emprego e renda para a população local.

Além disso, a utilização dos resíduos verdes na produção de energia renovável reforça a importância da diversificação da matriz energética e da valorização de recursos locais, contribuindo para a sustentabilidade urbana e a redução da dependência de fontes não renováveis. A iniciativa também se destaca por incentivar a responsabilidade compartilhada entre poder público e sociedade, elemento essencial para o sucesso de políticas ambientais.

Portanto, conclui-se que a gestão adequada dos resíduos de poda em Petrolina-PE exige uma abordagem integrada e contínua, baseada na articulação entre legislação, educação ambiental, inovação tecnológica e engajamento social. A adoção e ampliação de projetos como o apresentado neste estudo podem contribuir significativamente para a construção de uma cidade mais sustentável, resiliente e ambientalmente equilibrada, servindo como modelo para outros municípios com desafios semelhantes.

Referências Bibliográficas

ABRELPE. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2022**. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais, São Paulo, 2022.

AMMA – Agência Municipal do Meio Ambiente. **Relatório de fiscalização e manejo de árvores urbanas**. Petrolina-PE, 2022.

AMMA – Agência Municipal do Meio Ambiente. **Lei Municipal nº 1.838/2006 – Proteção das árvores em logradouros públicos**. Petrolina-PE, 2026.

BRASIL. **Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. Lei de Crimes Ambientais**. Brasília, DF, 1998.

BRASIL. **Plano Nacional de Resíduos Sólidos**. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, 2022.

BLOG EDENEVALDO ALVES. **Registro de poda inadequada em Petrolina-PE**. Disponível em: http://www.blogedenevaldoalves.com. Acesso em: 26 mar. 2026.

CIAPETROLINA. **Usina termoelétrica a biomassa – Projeto e infraestrutura**. Petrolina-PE, 2021.

DA COSTA, J.; SANTOS, P.; LIMA, R. **Gestão sustentável de resíduos sólidos urbanos: práticas e desafios**. Revista Brasileira de Gestão Ambiental, v. 15, n. 2, p. 45-60, 2023.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Cidades@ Petrolina – PE*. Estimativa da população residente em 2025: 418.444 habitantes; população no Censo 2022: 386.791. Disponível em: https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/pe/petrolina.html. Acesso em: 05 mar. 2026

IPEA – Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. **Economia circular e valorização de resíduos orgânicos**. Brasília, 2020.

IBAM – Instituto Brasileiro de Meio Ambiente. **Impactos do descarte de resíduos verdes urbanos**. Rio de Janeiro, 2021.

PEREIRA, L.; AMMA – Agência Municipal do Meio Ambiente. **Relatório sobre descarte irregular de resíduos urbanos em Petrolina-PE**. Petrolina-PE, 2025.

PREFEITURA DE PETROLINA – Agência Municipal do Meio Ambiente (AMMA) e programa *Petrolina + Limpa*. Relatórios de fiscalização e ações de ordenamento urbano (2025–2026). Disponível em: <prefeitura.petrolina.pe.gov.br> (acesso em 26 mar. 2026).

SEBRAE – Serviço Brasileiro de Apoio às Micro e Pequenas Empresas. **Aproveitamento de resíduos de madeira para economia circular**. Brasília, 2021.

SANTOS, F.; LOPES, M.; ALMEIDA, T. **Energia renovável a partir de resíduos sólidos urbanos**. Revista de Energias Limpas, v. 9, n. 1, p. 23-38, 2025.

VGRESIDUOS. **Transformação de resíduos de madeira em biomassa**. Disponível em: http://www.vgresiduos.com. Acesso em: 26 mar. 2026.

WASTE TO ENERGY. **Tecnologias de aproveitamento energético de resíduos sólidos**. Porto Alegre, 2025.

AVALIAÇÃO DE ROTAS TECNOLÓGICAS PARA O GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS: ESTUDO DE CASO NO MUNICÍPIO DE RIBEIRÃO PRETO (SP)

1 Giulia Maria Fernandes Capelli, 2 Cláudio Rodrigues dos Santos, 3 Aline Branco de Miranda Lázari, 4 Arthur Elias de Souza da Silva

1 ARTH Consultoria e Serviços Administrativos Ltda, e-mail: giulia.capelli@arthconsultoria.com.br; 2 Universidade de Ribeirão Preto (EUNAERP), e-mail: clsantos@unaerp.br; 3 Universidade de Ribeirão Preto (UNAERP), e-mail: alazari@unaerp.br; 4 ARTH Consultoria e Serviços Administrativos Ltda, arthur.souza@arthconsultoria.com.br.

Palavras-chave: Resíduos sólidos urbanos; Rotas tecnológicas; Gerenciamento de resíduos.

Resumo

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei nº 12.305/2010) estabeleceu diretrizes para a gestão e o gerenciamento de resíduos sólidos no Brasil, priorizando a redução da geração, reutilização, reciclagem e tratamento dos resíduos antes da disposição final em aterros sanitários. Nesse contexto, as rotas tecnológicas representam uma ferramenta importante para orientar o planejamento da gestão de resíduos sólidos urbanos (RSU), permitindo avaliar diferentes alternativas de tratamento e destinação. O presente trabalho tem como objetivo analisar o sistema de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos do município de Ribeirão Preto – SP e propor uma rota tecnológica alternativa à atualmente utilizada, verificando seu potencial de redução da massa destinada ao aterro sanitário e de economia para o município. A metodologia baseou-se na utilização de uma planilha eletrônica desenvolvida por Paula e Reichert (2021), que permite simular rotas tecnológicas e realizar o balanço de massa dos resíduos. Foram analisados dois cenários: a rota atual de gerenciamento, caracterizada principalmente pela disposição direta dos resíduos no aterro sanitário, e uma rota proposta que inclui ampliação da coleta seletiva e implantação do tratamento biológico por compostagem. Os resultados indicaram que a rota proposta permitiria reduzir aproximadamente 44,18% da massa de resíduos destinada ao aterro sanitário, além de gerar uma economia bruta potencial estimada em aproximadamente R$ 11,17 milhões para o município com custos de destinação final. No entanto, a análise econômica complementar indica que a viabilidade do sistema depende dos custos de implantação e operação, podendo apresentar longos períodos de retorno do investimento. Conclui-se que a adoção de rotas tecnológicas mais integradas pode contribuir para melhorias ambientais, sendo sua viabilidade econômica condicionada a fatores operacionais e institucionais.

Introdução

O crescimento populacional e o aumento do consumo nas áreas urbanas têm intensificado a geração de resíduos sólidos, tornando o gerenciamento desses resíduos um dos principais desafios enfrentados pelos municípios brasileiros. Nesse contexto, a Lei nº 12.305/2010 instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), estabelecendo diretrizes para a gestão adequada dos resíduos e introduzindo princípios como a responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos.

No Brasil, a geração de resíduos sólidos urbanos tem apresentado crescimento constante nas últimas décadas, acompanhando o aumento populacional e a intensificação das atividades econômicas. Esse cenário amplia a necessidade de planejamento e implementação de sistemas eficientes de gerenciamento de resíduos, capazes de reduzir os impactos ambientais associados à disposição inadequada desses materiais.

De acordo com a PNRS, a gestão de resíduos deve priorizar a não geração, redução, reutilização, reciclagem e tratamento dos resíduos, destinando aos aterros sanitários apenas os rejeitos. Dessa forma, torna-se necessário que os municípios adotem estratégias capazes de reduzir a quantidade de resíduos destinados à disposição final.

Entre as estratégias utilizadas para aprimorar o gerenciamento de resíduos destacam-se a ampliação da coleta seletiva, a recuperação de materiais recicláveis e a adoção de tecnologias de tratamento para a fração orgânica, como a compostagem. Essas alternativas permitem reduzir significativamente a quantidade de resíduos encaminhados para aterros sanitários, além de promover a valorização de materiais que podem retornar ao ciclo produtivo.

Entre os instrumentos utilizados no planejamento da gestão de resíduos destacam-se as rotas tecnológicas, que representam o conjunto de etapas e tecnologias envolvidas no percurso dos resíduos desde sua geração até a disposição final. Essas rotas permitem avaliar diferentes combinações de coleta, triagem e tratamento, possibilitando identificar alternativas mais sustentáveis e economicamente viáveis para o gerenciamento dos resíduos.

As rotas tecnológicas permitem simular diferentes cenários de gerenciamento, avaliando os fluxos de resíduos entre etapas como coleta, triagem, reciclagem, tratamento biológico e disposição final. A análise dessas rotas auxilia na identificação de estratégias mais eficientes para a gestão de resíduos, considerando aspectos ambientais, operacionais e econômicos.

No município de Ribeirão Preto – SP, o sistema de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos é baseado principalmente na coleta convencional e na disposição final em aterro sanitário, com recuperação limitada de materiais recicláveis. Diante desse cenário, torna-se relevante avaliar alternativas que possibilitem maior recuperação de resíduos e redução da quantidade destinada ao aterro.

A gestão de resíduos sólidos urbanos constitui um dos principais desafios ambientais enfrentados pelos municípios brasileiros. De acordo com dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), milhões de toneladas de resíduos são geradas anualmente no país, sendo que grande parte ainda é destinada diretamente a aterros sanitários. Esse cenário evidencia a necessidade de

adoção de estratégias que promovam maior recuperação de materiais e redução da quantidade de resíduos encaminhados para disposição final.

Assim, o presente trabalho tem como objetivo analisar o sistema atual de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos de Ribeirão Preto – SP e propor uma rota tecnológica alternativa, comparando os resultados obtidos em termos de balanço de massa e custos associados ao gerenciamento dos resíduos.

Material e Métodos

O presente estudo caracteriza-se como uma pesquisa aplicada, com abordagem quantitativa e objetivo descritivo, utilizando como procedimento técnico o estudo de caso. O município analisado foi Ribeirão Preto – SP, localizado no interior do estado de São Paulo, com população aproximada de 698.259 habitantes, de acordo com o IBGE (2022).

Inicialmente, foi realizada uma revisão bibliográfica sobre gerenciamento de resíduos sólidos urbanos, legislação ambiental e rotas tecnológicas aplicadas à gestão de resíduos. Em seguida, foram coletados dados referentes à geração de resíduos, composição gravimétrica e formas de coleta e destinação final no município.

Os dados utilizados no estudo foram obtidos principalmente a partir de relatórios do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) e do Sistema Nacional de Informações sobre a Gestão de Resíduos Sólidos (SINIR), referentes ao período de 2021 e 2022, além de informações disponibilizadas pela Prefeitura Municipal de Ribeirão Preto.

Ressalta-se que os dados utilizados neste estudo são provenientes de bases secundárias, como o SNIS e a ferramenta de rotas tecnológicas, sendo baseados em valores médios representativos do contexto nacional. Dessa forma, podem existir incertezas associadas à composição gravimétrica adotada e às taxas de recuperação consideradas, uma vez que esses parâmetros podem não refletir com precisão as características específicas do município analisado.

A composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos adotada no estudo foi baseada em dados secundários disponíveis na ferramenta de rotas tecnológicas, representando uma distribuição percentual média para o contexto brasileiro. Foram considerados aproximadamente 51,4% de fração orgânica, 31,9% de materiais recicláveis e 16,7% de outros resíduos, incluindo frações combustíveis e não combustíveis. Esses parâmetros foram utilizados como base para a simulação dos fluxos de resíduos nas diferentes etapas do gerenciamento.

Para a análise das rotas tecnológicas, foi utilizada a planilha eletrônica denominada Ferramenta de Rotas e Custos, desenvolvida por Paula e Reichert (2021). Essa ferramenta permite representar o fluxo de resíduos ao longo das diferentes etapas do sistema de gerenciamento, incluindo coleta, triagem de recicláveis, reciclagem, tratamento biológico e disposição final. A partir das informações inseridas, a planilha realiza automaticamente o balanço de massa entre as diferentes etapas, possibilitando estimar a quantidade de resíduos encaminhada para cada tipo de tratamento.

A ferramenta de rotas tecnológicas permite estruturar diferentes cenários de gerenciamento de resíduos a partir da combinação de etapas como coleta convencional, coleta seletiva, triagem de materiais recicláveis, tratamento biológico e disposição final. Dessa forma, é possível avaliar quantitativamente os fluxos de resíduos ao longo do sistema de gerenciamento e estimar os impactos das diferentes estratégias de tratamento e recuperação de materiais.

Adicionalmente, foi realizada uma análise econômica simplificada, considerando os custos de destinação final em aterro sanitário e estimativas de custos de implantação (CAPEX) e operação (OPEX) com base em referenciais técnicos disponíveis na literatura, com o objetivo de avaliar a viabilidade econômica das rotas tecnológicas analisadas.

Foram avaliados diferentes cenários de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos, organizados em duas abordagens distintas. Inicialmente, realizou-se uma análise base, contemplando a rota atual adotada no município e uma rota tecnológica alternativa com ampliação da coleta seletiva e implantação da compostagem para a fração orgânica, permitindo comparar os fluxos de massa e os impactos associados à destinação final dos resíduos em uma condição mais próxima da realidade operacional do município.

Adicionalmente, foi realizada uma análise paramétrica, com o objetivo de avaliar o impacto da eficiência operacional do sistema sobre os fluxos de resíduos. Nessa etapa, foram analisados três cenários complementares, denominados Rota Conservadora, Rota Intermediária e Rota Máxima Técnica, definidos a partir de diferentes níveis de eficiência na recuperação e tratamento da fração orgânica dos resíduos.

A Rota Conservadora considerou eficiência de 60% na recuperação dos resíduos orgânicos e perda de massa na compostagem de aproximadamente 35%. A Rota Intermediária adotou eficiência de 75% e perda de massa de cerca de 40%. Já a Rota Máxima Técnica considerou eficiência de 90% e perdas entre 40% e 50%, representando um cenário de maior desempenho operacional.

Destaca-se que, na análise base, foram adotados parâmetros mais conservadores para as frações reciclável e orgânica, visando representar uma condição mais próxima da realidade atual do município. Por outro lado, na análise paramétrica, foi considerada a composição gravimétrica total dos resíduos, permitindo explorar cenários com maior potencial de recuperação e tratamento, não sendo, portanto, diretamente comparáveis à análise base, devendo seus resultados ser interpretados de forma relativa. Essa distinção metodológica fundamenta a organização e interpretação dos resultados apresentados na seção seguinte. Os resultados foram expressos em diferentes bases de unidade conforme o objetivo da análise, sendo a análise base apresentada em termos anuais (ton/ano) para fins comparativos e a análise paramétrica em base diária (ton/dia), por representar diretamente os fluxos operacionais do sistema.

A Figura 01 apresenta o fluxograma da rota tecnológica proposta, elaborado com base nas etapas consideradas na simulação do gerenciamento de resíduos sólidos urbanos.

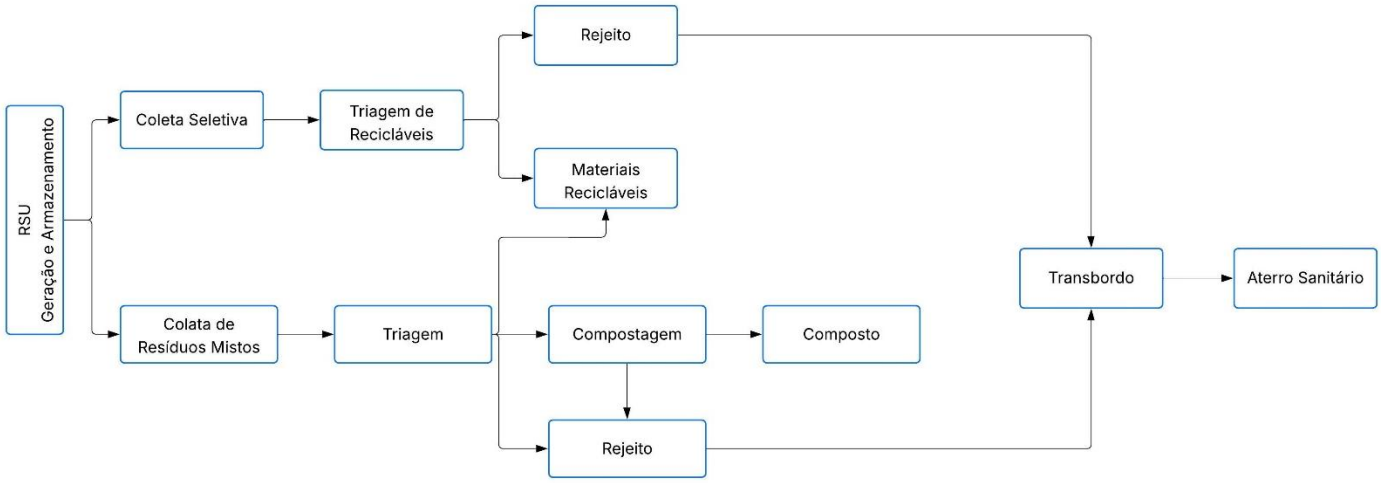


Figura 01: Fluxograma da rota tecnológica considerada na simulação para a rota futura.
Fonte: Autoria própria (2026).

Resultados e Discussão

Inicialmente, são apresentados os resultados da análise base, correspondente à avaliação da rota tecnológica atual e da rota proposta, desenvolvidas a partir de parâmetros mais conservadores e representativos da realidade operacional do município.

Os resultados obtidos a partir da simulação da rota tecnológica atual indicaram que o município gera aproximadamente 635,40 toneladas de resíduos sólidos urbanos por dia. Desse total, cerca de 157,60 t/dia são recuperadas por meio da reciclagem, enquanto aproximadamente 477,80 t/dia são destinadas diretamente ao aterro sanitário, evidenciando a baixa eficiência do sistema atual de recuperação de resíduos.

Na rota tecnológica proposta, que considera a ampliação da coleta seletiva e a implantação da compostagem para a fração orgânica, observou-se aumento significativo na quantidade de resíduos recuperados, atingindo aproximadamente 297,30 t/dia. Como consequência, a quantidade de resíduos destinados ao aterro sanitário foi reduzida para cerca de 266,70 t/dia, representando uma redução de aproximadamente 44,18% em relação ao cenário atual. A ampliação da reciclagem permite que materiais como papel, plástico, metal e vidro sejam reinseridos na cadeia produtiva, reduzindo a necessidade de extração de matérias-primas. Paralelamente, o tratamento da fração orgânica por meio da compostagem promove a redução da massa dos resíduos devido à perda de umidade e à decomposição da matéria orgânica.

A Figura 02 e a Tabela 01 apresentam a comparação entre os cenários atual e o proposto, evidenciando a ampliação da recuperação de materiais e a redução da quantidade de resíduos destinados à disposição final.

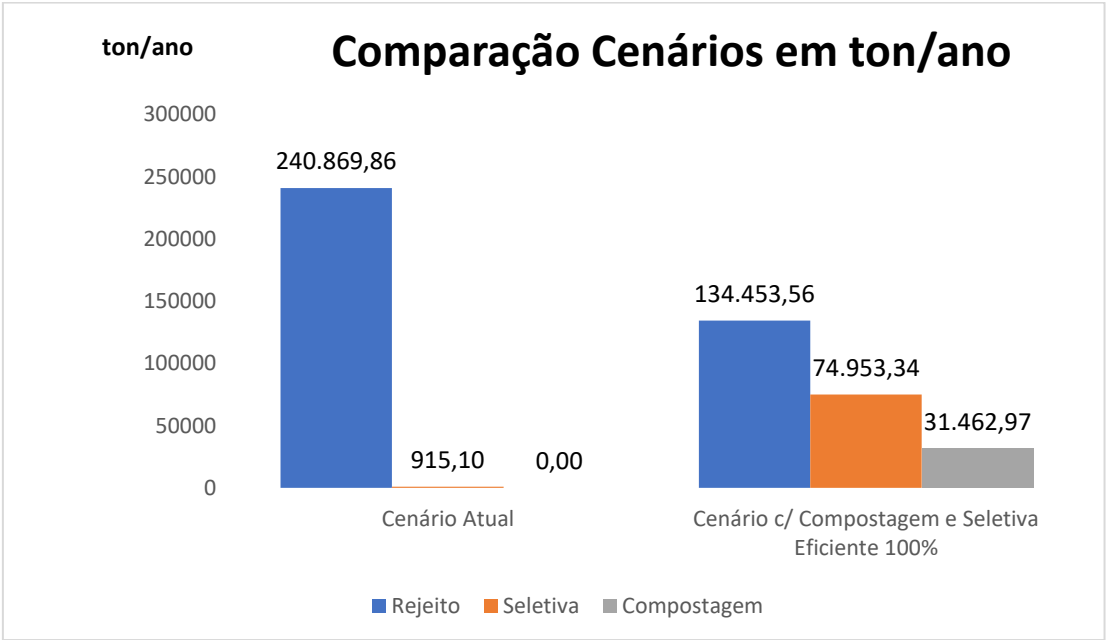


Figura 02: Comparação entre cenários de gerenciamento de resíduos (rota atual e rota proposta).
Fonte: Adaptado de Capelli (2023).

Indicador	Cenário Atual	Cenário com Ampliação da Coleta Seletiva e Compostagem
Resíduos gerados (t/dia)	635,40	635,40
Reciclagem (t/dia)	157,60	297,30
Resíduos destinados ao aterro (t/dia)	477,80	266,70
Redução da massa destinada ao aterro	---	44,18%
Economia bruta potencial	---	R$ 11,17 milhões

Tabela 01: Comparação entre os cenários de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos.
Fonte: Autoria Própria (2026).

Adicionalmente, a Figura 03 apresenta o fluxo de massa dos resíduos sólidos urbanos na rota tecnológica proposta, permitindo visualizar a distribuição dos resíduos entre reciclagem, compostagem e disposição final.

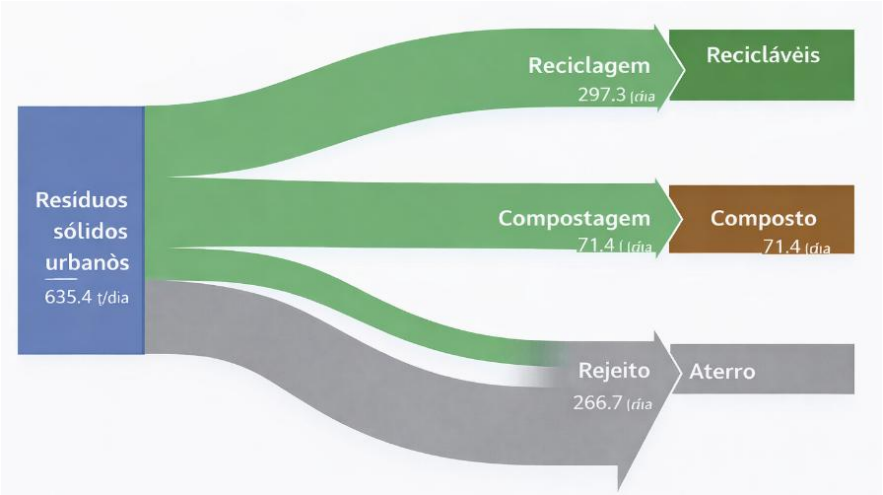


Figura 03: Fluxo de massa (tipo Sankey) dos resíduos sólidos urbanos na rota tecnológica proposta, em toneladas por dia (t/dia).
Fonte: Autoria própria (2026).

Em complemento à análise base, foi realizada uma análise paramétrica com o objetivo de avaliar o impacto da eficiência operacional do sistema. Para isso, foram considerados três novos cenários: Rota Conservadora, Rota Intermediária e Rota Máxima Técnica. Diferentemente dos cenários anteriormente apresentados, essas rotas foram simuladas com base na composição gravimétrica total dos resíduos, não sendo, portanto, diretamente comparáveis ao cenário base. Dessa forma, os resultados a seguir devem ser interpretados como uma análise de caráter paramétrico, voltada à avaliação de tendências relativas entre os cenários adicionais.

Considerando os parâmetros definidos anteriormente para cada rota adicional, os resultados indicaram que, apesar do aumento da eficiência de recuperação e tratamento da fração orgânica, a quantidade de resíduos encaminhados ao aterro sanitário permaneceu praticamente constante entre os três cenários analisados. Esse comportamento está associado à manutenção da fração de rejeitos do sistema, que não foi alterada entre as simulações, evidenciando que o aumento da eficiência operacional do sistema não implica necessariamente em redução da fração de rejeitos destinada ao aterro sanitário. Nesse contexto, os resultados indicam que políticas voltadas à redução da fração de rejeitos, como a segregação na fonte, a melhoria dos processos de triagem e ações de educação ambiental, apresentam maior potencial de impacto sistêmico do que incrementos adicionais na eficiência de tratamento da fração orgânica.

Por outro lado, observou-se variação significativa nos fluxos intermediários do sistema, especialmente na quantidade de massa reduzida durante o processo de compostagem e na quantidade de materiais efetivamente recuperados. Cenários com maior eficiência apresentaram maior tratamento da fração orgânica, porém também maiores perdas de massa, associadas à biodegradação e evaporação durante o processo.

Em termos quantitativos, os três cenários adicionais apresentaram valor semelhante de resíduos destinados ao aterro sanitário, da ordem de aproximadamente 122,4 t/dia. No entanto, observaram-se diferenças nos fluxos intermediários do sistema: na Rota Conservadora, a massa evaporada foi de aproximadamente 114,3 t/dia e a quantidade de materiais recuperados de cerca de 398,7 t/dia; na Rota Intermediária, a evaporação atingiu aproximadamente 130,6 t/dia, com recuperação de 382,3 t/dia; enquanto na Rota Máxima Técnica a evaporação foi da ordem de 163,3 t/dia, com recuperação de aproximadamente 349,7 t/dia.

A Figura 04 apresenta a distribuição dos fluxos de resíduos nos cenários da análise paramétrica, permitindo visualizar as diferenças entre recuperação de materiais, perdas por evaporação e rejeitos destinados ao aterro sanitário.

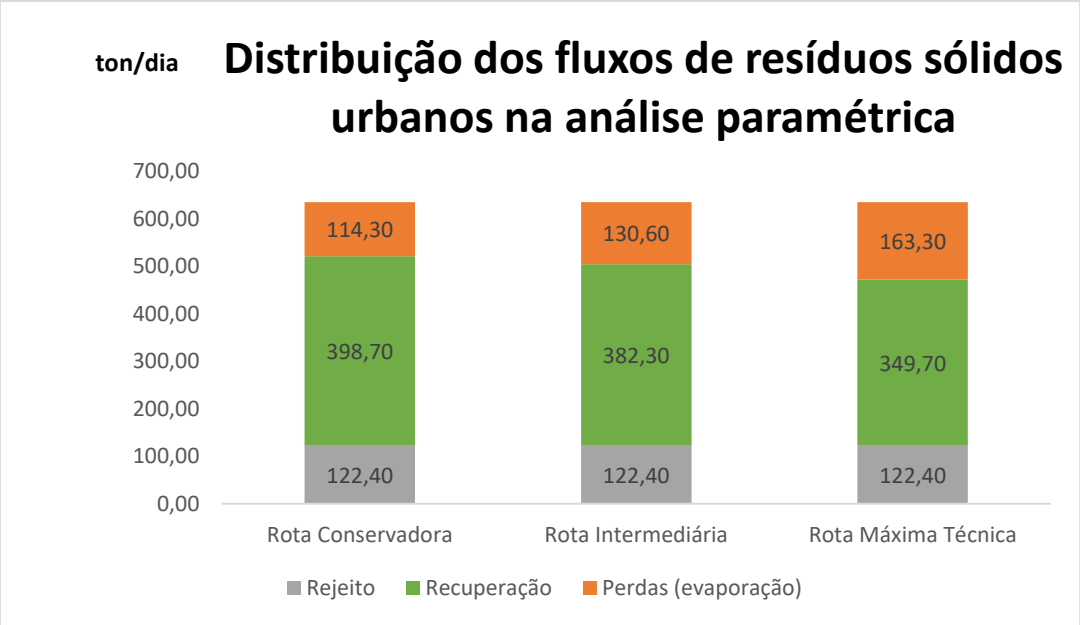


Figura 04: Distribuição dos fluxos de resíduos sólidos urbanos nos cenários da análise paramétrica, em toneladas por dia (t/dia).
Fonte: Autoria Própria (2026).

Do ponto de vista ambiental, o aumento da eficiência de tratamento contribui para a redução do envio de resíduos orgânicos ao aterro sanitário, o que pode contribuir para a redução da geração de gases de efeito estufa, como o metano. No entanto, a maior perda de massa durante o processo de compostagem implica menor recuperação material, evidenciando a existência de um trade-off entre eficiência de tratamento e aproveitamento de resíduos.

A Figura 05 apresenta o fluxo de massa correspondente à Rota Máxima Técnica, adotada como representativa da análise paramétrica por refletir o cenário de maior eficiência operacional.

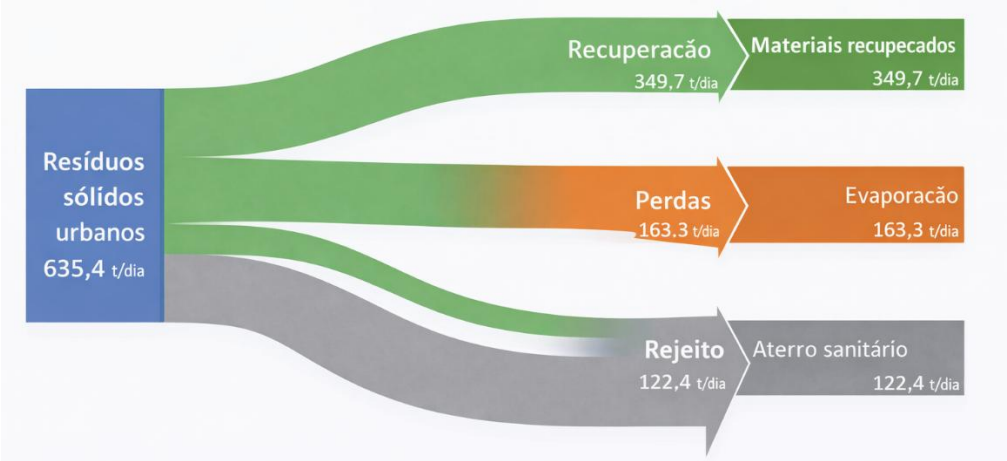


Figura 05: Fluxo de massa (tipo Sankey) dos resíduos sólidos urbanos na Rota Máxima Técnica, em toneladas por dia (t/dia).
Fonte: Autoria própria (2026).

Do ponto de vista econômico, não foram observadas diferenças significativas entre os três cenários adicionais, uma vez que a análise considerou apenas os custos associados à destinação final em aterro sanitário, que permaneceram constantes entre essas simulações.

No entanto, quando comparados ao cenário base, observa-se uma redução na quantidade de resíduos destinados ao aterro, resultando em uma economia bruta potencial estimada de aproximadamente R$ 18,82 milhões para o município. Ressalta-se, entretanto, que essa comparação deve ser interpretada com cautela, uma vez que os cenários foram desenvolvidos a partir de bases metodológicas distintas.

Destaca-se que a análise econômica realizada considerou exclusivamente os custos de destinação final, não sendo incluídos os custos de implantação e operação das estruturas necessárias para ampliação da coleta seletiva e tratamento da fração orgânica (como implantação, operação, logística, mão de obra e licenciamento). Assim, a viabilidade econômica global dos cenários analisados pode ser significativamente influenciada pela inclusão desses custos.

Com base em referenciais técnicos disponíveis na literatura e em ferramentas de planejamento setorial, como a Ferramenta de Rotas e Custos (Paula e Reichert, 2021), bem como em guias de implantação de unidades de compostagem, os investimentos necessários para a implantação de sistemas integrados de triagem e tratamento biológico variam significativamente em função da escala e do nível tecnológico adotado. Para sistemas do tipo Usina de Triagem e Compostagem (UTC), os custos de capital (CAPEX) situam-se tipicamente entre R$ 200 e R$ 600 por tonelada/ano de capacidade instalada, enquanto sistemas de compostagem isolada podem apresentar custos entre R$ 50 e R$ 400 por tonelada/ano. Considerando a escala do município analisado, estima-se um investimento total entre aproximadamente R$ 40 milhões e R$ 120 milhões.

Em termos operacionais, os custos (OPEX) para triagem e compostagem situam-se tipicamente entre R$ 80 e R$ 150 por tonelada tratada, refletindo despesas com mão de obra, operação, manutenção, controle ambiental e logística interna. Para os volumes analisados, os custos operacionais anuais podem variar entre aproximadamente R$ 10 milhões e R$ 20 milhões, evidenciando que a viabilidade econômica do sistema depende fortemente da relação entre custos evitados de disposição final e custos operacionais do novo arranjo tecnológico.

A partir da economia bruta estimada no presente estudo, da ordem de R$ 11,17 milhões anuais associada à redução da disposição em aterro sanitário, e considerando os custos operacionais adicionais do sistema de triagem e compostagem, observa-se que a economia líquida do sistema pode ser significativamente reduzida ou mesmo anulada. Em um cenário favorável, com custos operacionais na faixa inferior (aproximadamente R$ 8 à 10 milhões/ano), o fluxo de caixa líquido anual pode situar-se entre R$ 1 milhão e R$ 3 milhões, resultando em tempos de retorno do investimento (payback) superiores a 10 anos, podendo atingir valores da ordem de 15 a 30 anos, dependendo do nível de investimento inicial. Em cenários mais conservadores, com custos operacionais mais elevados (aproximadamente R$ 12 à 20 milhões/ano), a economia líquida tende a se tornar nula ou negativa, indicando inviabilidade econômica sob uma ótica estritamente financeira. Dessa forma, embora a rota tecnológica proposta apresente ganhos ambientais relevantes, sua viabilidade econômica depende de condições operacionais favoráveis, ganhos de escala, valorização de subprodutos e, potencialmente, de instrumentos de incentivo ou políticas públicas de apoio.

Dessa forma, os resultados indicam que a adoção de rotas tecnológicas mais eficientes pode alterar significativamente os fluxos internos do sistema de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos, mesmo quando não há variação direta na quantidade de resíduos destinados ao aterro sanitário. A análise paramétrica dos cenários adicionais evidencia o potencial de melhoria operacional do sistema, ainda que seus resultados devam ser interpretados de forma relativa.

Considerações finais

A análise do sistema de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos do município de Ribeirão Preto – SP demonstrou que a rota tecnológica atualmente utilizada apresenta baixa eficiência na recuperação de resíduos, resultando na destinação de grande parte da massa gerada ao aterro sanitário.

No âmbito da análise base, a simulação de uma rota tecnológica alternativa baseada na ampliação da coleta seletiva e na implantação da compostagem para o tratamento da fração orgânica indicou potencial significativo de melhoria no gerenciamento dos resíduos do município, possibilitando a redução de aproximadamente 44% na quantidade de resíduos destinados ao aterro sanitário e uma redução de custo com aterro estimada em cerca de R$ 11,17 milhões.

Por sua vez, a análise paramétrica, considerando diferentes níveis de eficiência na recuperação e tratamento da fração orgânica, evidenciou que o aumento da eficiência operacional do sistema não implica necessariamente em redução adicional da quantidade de resíduos encaminhados ao aterro sanitário, sendo essa limitada principalmente pela fração de rejeitos do sistema.

Por outro lado, observou-se que o aumento da eficiência influencia significativamente os fluxos intermediários do sistema, especialmente na quantidade de massa reduzida durante o processo de compostagem e na recuperação de materiais, evidenciando a existência de um trade-off entre eficiência de tratamento e aproveitamento de resíduos.

Do ponto de vista econômico, não foram observadas diferenças significativas entre os cenários da análise paramétrica, uma vez que os custos de destinação final permaneceram constantes entre essas simulações. Quando comparados ao cenário base, entretanto, observa-se um potencial adicional de redução de custos, estimado em até aproximadamente R$ 18,82 milhões, quando considerada a composição gravimétrica total dos resíduos, devendo essa comparação ser interpretada com cautela devido às diferenças metodológicas entre as análises.

Ressalta-se que a análise realizada considerou exclusivamente os custos associados à destinação final, não sendo incluídos os custos de implantação e operação das estruturas necessárias para ampliação da coleta seletiva e tratamento da fração orgânica.

Embora os resultados indiquem ganhos ambientais relevantes e redução da dependência de aterros sanitários, a viabilidade econômica das rotas propostas mostra-se sensível aos custos operacionais e aos investimentos iniciais necessários. Nesse contexto, observa-se que os benefícios do sistema apresentam forte caráter ambiental e sistêmico, sendo sua implementação frequentemente condicionada à existência de políticas públicas de incentivo, instrumentos econômicos e estratégias integradas de gestão de resíduos sólidos urbanos.

Assim, a utilização de ferramentas de simulação baseadas em rotas tecnológicas se mostra como um importante instrumento de apoio ao planejamento de sistemas de gestão mais eficientes e sustentáveis.

Agradecimentos

Os autores agradecem à empresa ARTH Consultoria e à Universidade de Ribeirão Preto (UNAERP) pelo apoio ao desenvolvimento deste estudo.

Referências Bibliográficas

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. ABNT NBR 10.004. Resíduos sólidos – Classificação. Rio de Janeiro, 2004. Disponível em: https://analiticaqmcresiduos.paginas.ufsc.br/files/2014/07/Nbr-10004-2004-Classificacao-De-Residuos-Solidos.pdf.

BANCO NACIONAL DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO E SOCIAL (BNDES). Visão 2035: Brasil, país desenvolvido – agendas setoriais para alcance da meta: resíduos sólidos. Rio de Janeiro: BNDES, 2018. Disponível em: https://web.bndes.gov.br/bib/jspui/bitstream/1408/16284/1/PRCapLiv214209_residuos%20solidos_compl_P.pdf. Acesso em: 2 abr. 2026.

BRASIL. Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico. [S. l.], 2007. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/l11445.htm.

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. [S. l.], 2010. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm.

CAPELLI, Giulia Maria Fernandes. Rotas tecnológicas de resíduos sólidos urbanos: buscando mais economia para a cidade de Ribeirão Preto – SP e menor destinação para o aterro sanitário. 2023. Monografia (Bacharelado em Engenharia Civil) – Universidade de Ribeirão Preto, Ribeirão Preto, 2023. Acesso em: 28 fev. 2026.

CONKE, Leonardo; NASCIMENTO, Elimar. A coleta seletiva nas pesquisas brasileiras: uma avaliação metodológica. Urbe. Revista Brasileira de Gestão Urbana, [S. l.], p. 199-212, 10 abr. 2018. DOI https://doi.org/10.1590/2175-3369.010.001.AO14. Disponível em: https://www.scielo.br/j/urbe/a/C5NJZ9MSPRg8tBwz8yd4KXJ/?format=pdf&lang=pt.

CUNHA, Valeriana; CAIXETA FILHO, José Vicente. GERENCIAMENTO DA COLETA DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS: GERENCIAMENTO DA COLETA DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS. Gestão & Produção, São Paulo (SP), v. 9, ed. 2, p. 143-161, 2002. Disponível em: https://www.scielo.br/j/gp/a/TxmD8rFrVsC8h4xL4nDn95p/?format=pdf.

GOVERNO FEDERAL. Instituto Brasileiro de Administração Municipal. Manual Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos. Gestão Integrada de Resíduos Sólidos, [S. l.], 2001. Disponível em: http://www.resol.com.br/cartilha4/manual.pdf.

GÜNTHER, Wanda Maria Risso. Gerenciamento e gestão de resíduos sólidos. In: GÜNTHER, Wanda Maria Risso. Resíduos Sólidos no Contexto da Saúde Ambiental. 2008. Monografia (Concurso de Livre-Docência) - Departamento de Saúde Ambiental da Faculdade Pública de São Paulo, Universidade de São Paulo, São Paulo (SP), 2008. Disponível em: https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/livredocencia/6/tde-19072010-144112/publico/Textolivredocwandarisso.pdf#page=36.

GRISA, Daniela Cristina; CAPANEMA, Luciana Xavier de Lemos. Resíduos sólidos = Municipal solid waste. In: PUGA, Fernando Pimentel; CASTRO, Lavínia Barros de (Org.). Visão 2035 : Brasil, país desenvolvido : agendas setoriais para alcance da meta. 1. ed. Rio de Janeiro : Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social, 2018. p. 415-438. Disponível em: https://web.bndes.gov.br/bib/jspui/bitstream/1408/16284/1/PRCapLiv214209_residuos%20solidos_compl_P.pdf.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS DO ESTADO DE SÃO PAULO (IPT). Guia para implantação de unidades de compostagem de resíduos sólidos urbanos. São Paulo: IPT, 2024. Disponível em: https://ipt.br/wp-content/uploads/2024/12/3_GuiaimplantacaoUnidadedeCompostagem.pdf. Acesso em: 2 abr. 2026.

PAULA, Alaim Silva de; REICHERT, Geraldo Antônio. Manual do usuário: Ferramenta de rotas tecnológicas e custos para manejo de resíduos sólidos urbanos. Brasília: Ministério do Desenvolvimento Regional, Projeto PROTEGEER, 2021. Disponível em: https://www.gov.br/mdr/pt-br/assuntos/saneamento/protegeer/ferramenta-de-rotas-tecnologicas-e-custos-para-manejo-de-rsu-e-manual-do-usuario-200b/01.ManualdaFerramentaRotaseCustos_jun.2021.pdf. Acesso em: 2 abr. 2026.

PEIXE, Marildo; HACK, Mara Brognoli. MÉTODOS DE COMPOSTAGEM. In: PEIXE, Marildo; HACK, Mara Brognoli. COMPOSTAGEM COMO MÉTODO ADEQUADO AO TRATAMENTO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS URBANOS: Experiência do Município de Florianópolis/SC. 2014. Dissertação (Especialização em Gestão e Educação

Ambiental) - UNIASSELVI, Florianópolis (SC), 2014. Disponível em: http://www.pmf.sc.gov.br/arquivos/arquivos/pdf/27_03_2.

PREFEITURA MUNICIPAL DE RIBEIRÃO PRETO. Plano Integrado de Resíduos Sólidos de Ribeirão Preto. Ribeirão Preto (SP), 2020. Disponível em: https://www.ribeiraopreto.sp.gov.br/files/splan/planod/200311-plano-residuo-solidos-aud.pdf.

RELATÓRIO Municipal de Gestão de Resíduos Sólidos: Ribeirão Preto. [S. l.], 2019. Disponível em: https://sinir.gov.br/relatorios/municipal/.

RIBEIRO, Luiz et al. Aspectos econômicos e ambientais da reciclagem: um estudo exploratório nas cooperativas de catadores de material reciclável do Estado do Rio de Janeiro. Nova Economia, [S. l.], p. 191-195, 9 abr. 2014. DOI https://doi.org/10.1590/103-6351/1390. Disponível em: https://www.scielo.br/j/neco/a/gkxxQTpNy5Mz68cXYb8Yw9p#.

RODRIGUES, Alexandre Couto et al. COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS ORGÂNICOS: EFICIÊNCIA DO PROCESSO E QUALIDADE DO COMPOSTO. In: ENCICLOPÉDIA BIOSFERA. Centro Científico Conhecer. 22. ed. Goiânia (GO): [s. n.], 2015. v. 11. Disponível em: https://www.conhecer.org.br/enciclop/2015c/agrarias/compostagem%20de%20residuos.pdf.

SECRETARIA de Infraestrutura: Departamento de Limpeza Urbana. [S. l.], 2023. Disponível em: https://www.ribeiraopreto.sp.gov.br/portal/coordenadoria-limpeza/departamento-limpeza-urbana.

SNIS - Série Histórica: Resíduos Sólidos. [S. l.], 2021. Disponível em: http://app4.mdr.gov.br/serieHistorica/#:~:text=As%20informa%C3%A7%C3%B5es%20do%20SNIS%20s%C3%A3o,%2Dprogramas%2Fsaneamento%2Fsnis.

AVALIAÇÃO DE SISTEMAS DE LIXIVIAÇÃO ÁCIDA PARA A RECUPERAÇÃO DE METAIS EM BATERIAS DE ÍON-LÍTIO (LFP, LCO E NMC)

Gabriel Omar Soto Huarca, Karen Keli Barbosa Abrantes, Lucio Cardozo Filho, Thiago Vinicius Barros, Marcelino Luiz Gimenes

Universidade estadual de Maringa, pg406633@uem.br; kkelibarbosa@gmail.com; lcfilho@uem.br; tvbarros@uem.br; mlgimenes@uem.br.

Palavras-chave: Lixiviação; Baterias de íon-lítio; Metais críticos.

Resumo

O uso crescente de baterias de íon-lítio em dispositivos eletrônicos, sistemas de armazenamento de energia e aplicações de mobilidade elétrica gerou um aumento significativo na produção de resíduos no final de sua vida útil, o que apresenta desafios ambientais e de abastecimento de matérias-primas críticas. Essas baterias contêm metais estratégicos como lítio, cobalto, níquel, manganês e ferro, cuja recuperação é fundamental tanto do ponto de vista econômico quanto ambiental. Neste estudo, avaliou-se a recuperação de metais críticos a partir de baterias de íon-lítio de diferentes composições (LFP, LCO e NMC) por meio de processos hidrometalúrgicos, analisando o efeito de diferentes sistemas de lixiviação. Foram utilizados como agentes de lixiviação água régia e ácido sulfúrico, este último em combinação com peróxido de hidrogênio e nitrato de sódio, com o objetivo de melhorar a eficiência do processo por meio da modificação do equilíbrio redox. Os resultados mostram que a eficiência da lixiviação depende tanto da natureza do material catódico quanto das condições químicas do sistema. O uso de água régia apresentou a maior capacidade de dissolução, especialmente em baterias LCO e NMC, para baterias LCO presentou recuperação de cobalto de até 29,3%, enquanto o sistema $H_2SO_4 + H_2O_2$ atingiu cerca de 18,9% e o sistema $H_2SO_4 + NaNO_3$ aproximadamente 21,8%. Para baterias NMC, a água régia também apresentou os maiores valores de recuperação, com até 13,3% para níquel, 8,0% para manganês e 5,2% para cobalto. Já os sistemas com ácido sulfúrico apresentaram recuperações intermediárias, sendo o uso de $NaNO_3$ mais estável em comparação ao H_2O_2. No caso das baterias LFP, as eficiências foram significativamente menores, com recuperação de lítio inferior a 5,5%, devido à elevada estabilidade estrutural do material, de modo geral, os sistemas à base de ácido sulfúrico com agentes auxiliares apresentaram melhorias relevantes em relação ao ácido sulfúrico isolado, destacando-se o nitrato de sódio pela maior estabilidade operacional.

Introdução

O aumento do uso de baterias de íons de lítio em dispositivos eletrônicos portáteis, sistemas de armazenamento de energia e aplicações de mobilidade elétrica tem provocado um crescimento significativo na geração de resíduos eletrônicos ao final da vida útil desses sistemas (Shi; Zhang; Ou, 2025). Estima-se que a demanda por baterias de íons de lítio possa atingir entre 750 e 855 GWh por ano até 2035, com uma disponibilidade de material para reciclagem de aproximadamente 0,72 Mt de baterias por ano e 0,28 Mt de massa negra por ano (Brückner; Frank; Elwert, 2020)

Essas baterias contêm metais estratégicos, como lítio, cobalto, níquel, manganês e ferro, as quais são essenciais para diversas cadeias produtivas de alta tecnologia. Além disso, a dependência global de fontes primárias desses metais, frequentemente concentradas em poucos países, aumenta a vulnerabilidade da cadeia de suprimentos. Por outro lado, o descarte inadequado desses materiais pode gerar impactos ambientais significativos, devido à presença de compostos químicos reativos e eletrólitos orgânicos potencialmente contaminantes (Gebeyehu et al., 2025).

Nesse contexto, a crescente demanda por matérias-primas críticas, aliada à necessidade de transição para uma economia circular, tem impulsionado o desenvolvimento de tecnologias sustentáveis para a reutilização de resíduos de baterias de íons de lítio, com o objetivo de reduzir o impacto ambiental associado a essa fonte (Peters et al., 2026). As metodologias para a recuperação desses materiais incluem processos pirometalúrgicos, hidrometalúrgicos e abordagens emergentes, como rotas bio-hidrometalúrgicas. Os processos pirometalúrgicos, embora robustos e amplamente utilizados, apresentam desvantagens, como elevado consumo energético, perdas de elementos leves (como o lítio) e emissões atmosféricas (Etude et al., 2024; Le et al., 2026b). Entre as alternativas disponíveis, os processos hidrometalúrgicos têm sido amplamente investigados, uma vez que permitem a dissolução seletiva dos componentes metálicos em meios aquosos, seguida de sua recuperação por meio de diferentes técnicas, como precipitação, extração por solventes e eletrodeposição (Song et al., 2022).

Além disso, a variabilidade na composição das baterias descartadas, decorrente das diferentes composições químicas (como baterias de óxido de lítio e cobalto (LCO), baterias de fosfato de ferro-lítio (LFP) e baterias de níquel-manganês-cobalto (NMC)) representa um obstáculo adicional à padronização dos processos de reciclagem. Essa heterogeneidade exige o desenvolvimento de métodos mais flexíveis e eficientes, capazes de lidar com diferentes tipos de materiais sem comprometer a eficiência.

As baterias do tipo LFP apresentam uma estrutura em formato cilíndrico, na qual o cátodo é constituído por um coletor de corrente metálico revestido com material ativo rico em lítio, ferro e fósforo, por outro lado, as baterias do tipo LCO, amplamente utilizadas em telefones celulares, possuem uma estrutura formada por camadas alternadas de ânodo e cátodo,

separadas por um material isolante (separador). O cátodo é revestido com um material ativo rico em lítio e cobalto. As baterias do tipo NMC também apresentam configuração geralmente cilíndrica e uma estrutura interna semelhante à das baterias LCO, composta por lâminas de ânodo e cátodo separadas por um material isolante. O material catódico é constituído por uma mistura de níquel, manganês e cobalto, combinados com lítio.

Diante desse cenário, é fundamental desenvolver estratégias que aumentem a eficiência da recuperação de metais, reduzam o impacto ambiental dos processos e contribuam para a viabilidade econômica da reciclagem em grande escala. Nesse contexto, a lixiviação ácida em meio de ácido sulfúrico destaca-se como uma das vias mais estudadas. No entanto, sua eficiência pode variar significativamente com a adição de agentes oxidantes ou redutores.

A lixiviação ácida, especialmente com H_2SO_4 na presença de agentes redutores como H_2O_2, é amplamente reportada como uma das rotas mais eficientes para a recuperação de metais a partir de baterias de íons de lítio. No entanto, revisões recentes destacam limitações relevantes, incluindo corrosão de equipamentos, elevada geração de efluentes, alto consumo de reagentes e riscos operacionais associados ao uso de redutores altamente reativos(Gebeyehu et al., 2025; Le et al., 2026b).

Adicionalmente, os processos hidrometalúrgicos apresentam desafios relacionados à baixa seletividade, necessidade de múltiplas etapas de separação e purificação, bem como dificuldades no tratamento do licor de lixiviação(Etude et al., 2024; Le et al., 2026b). O uso de H_2O_2, embora eficaz na redução de metais de maior valência, implica custos adicionais e requer condições seguras de armazenamento e manuseio (Gebeyehu et al., 2025).

Neste contexto, o presente trabalho avalia o efeito combinado de peróxido de hidrogênio e nitrato de sódio como agentes auxiliares na lixiviação. O H_2O_2 atua como agente redutor, favorecendo a dissolução dos metais, enquanto o nitrato de sódio contribui para o controle do potencial redox do sistema, influenciando a cinética de lixiviação e a estabilidade das espécies metálicas em solução.

Diferentemente da maioria dos estudos reportados, que utilizam sistemas baseados em um único agente redutor, a abordagem proposta explora um efeito sinérgico entre reagentes, com potencial para aumentar a eficiência do processo e mitigar limitações operacionais. Dessa forma, o estudo contribui para o avanço das estratégias hidrometalúrgicas, propondo uma alternativa potencialmente mais eficiente para a recuperação de metais críticos.

Material e Métodos

Separação e classificação de baterias

Os testes experimentais foram realizados com baterias descartadas de três tipos, coletadas ao final de sua vida útil. Posteriormente, elas foram classificadas em três categorias: baterias de óxido de lítio e cobalto (LCO), baterias de fosfato de ferro-lítio (LFP) e baterias de níquel-manganês-cobalto (NMC).

A descarga das baterias foi realizada em uma solução de cloreto de sódio preparada a 20% (m/v), utilizando NaCl com pureza de 97%, durante 24 horas. Em seguida, as amostras foram secas em estufa por duas horas. Por fim, procedeu-se à desmontagem das baterias por componentes, com o objetivo de realizar sua caracterização. A caracterização de cada amostra permite estimar a porcentagem de material da bateria potencialmente recuperável por meio da reciclagem.

Lixiviação

A lixiviação foi realizada por meio da montagem de um reator composto por um balão de fundo redondo com três bocas paralelas, acoplado a um condensador com fluxo constante de água para evitar a perda de solvente por evaporação durante o processo. O sistema foi auxiliado por um agitador magnético, o que permitiu controlar a temperatura e manter uma homogeneização adequada da mistura. A Figura 1 mostra o reator montado e acoplado ao condensador.



Figura 01: Reator para lixiviação com condensador de fluxo constante acoplado

Os testes experimentais foram realizados para cada tipo de bateria. Foram estabelecidos parâmetros fixos de operação, tais como temperatura de 75 °C pois o aumento da temperatura melhora a cinética da reação; no entanto, são mantidas nesse

valor devido ao comportamento da água a 100 graus em reações bruscas (Peng et al., 2018; Vieceli et al., 2021), velocidade de agitação de 500 rpm isso contribui para a homogeneização da solução, concentração de H_2SO_4 de 1,5 M e densidade de sólidos de 20 mg/L Esses valores são geralmente apresentados como médias em estudos aplicados à lixiviação, nos quais se observam comportamentos estáveis do sistema(Etude et al., 2024; Gebeyehu et al., 2025).

Os parâmetros variáveis concentraram-se em avaliar o comportamento da composição de cada bateria diante de diferentes sistemas de lixiviação. Em primeiro lugar, utilizou-se uma mistura altamente corrosiva (água régia) preparada a partir de ácido clorídrico e ácido nítrico concentrados. Sua preparação é realizada pela adição de uma parte de ácido nítrico (HNO_3) a três partes de ácido clorídrico (HCl), geralmente na proporção volumétrica de 1:3, com o objetivo de determinar o conteúdo potencial de metais valiosos presentes nas amostras. Posteriormente, avaliou-se o uso de ácido sulfúrico com a adição de agentes oxidantes, especificamente peróxido de hidrogênio e nitrato de sódio, os quais são comumente utilizados para melhorar a cinética das reações de lixiviação (Guimarães; Botelho Junior; Espinosa, 2022).

Análise

Os resultados experimentais foram analisados por espectroscopia de emissão atômica com plasma induzido por micro-ondas (MP-AES). Para isso, foram preparados padrões de cinco elementos com quatro pontos para a construção das curvas de calibração. Utilizaram-se concentrações de 5, 10, 15 e 20 ppm para níquel, cobalto e ferro, e de 1, 2, 3 e 4 ppm para manganês e lítio. As amostras foram diluídas em fatores de 50, 100 e 150, garantindo que permanecessem dentro da faixa das curvas de calibração para a realização das análises laboratoriais.

A análise estatística foi conduzida utilizando um delineamento fatorial para avaliar a interação entre tipos de baterias (LFP, LCO e NMC) e sistemas de lixiviação (H_2SO_4, $H_2SO_4 + H_2O_2$, $H_2SO_4 + NaNO_3$ e $HCl + HNO_3$) sobre a recuperação dos metais (Mn, Co, Ni, Fe e Li). Inicialmente, os dados experimentais foram submetidos à análise de variância (ANOVA) sem transformação, a fim de verificar a significância dos efeitos principais e das interações, adotando-se nível de significância de 5% ($p < 0,05$). Quando a interação entre fatores foi significativa, procedeu-se ao desdobramento dos efeitos simples, analisando separadamente o comportamento dos reagentes dentro de cada tipo de bateria e vice-versa. As médias foram comparadas pelo teste de Tukey, também a 5% de probabilidade

Resultados e Discussão

A caracterização das baterias indica que o componente mais crítico do ponto de vista da gestão de resíduos corresponde ao material catódico e ao revestimento das lâminas catódicas e anódicas. Esses componentes contêm compostos orgânicos associados aos aglutinantes poliméricos, bem como os metais de interesse econômico presentes nas baterias de íon-lítio. Por esse motivo, o material ativo constitui a fração de maior relevância nos processos de reciclagem e recuperação de metais; as baterias analisadas compreendem as baterias mostradas nas figuras 2a, 2b e 2c, as quais foram desmontadas.

As baterias do tipo LFP apresentam uma composição aproximada de 25% de resíduos correspondentes ao cátodo, o qual contém os metais de maior valor. Nesse tipo de bateria cilíndrica, o cátodo é formado por uma grade metálica revestida com material catódico rico em lítio, ferro e fósforo.

Por outro lado, as baterias LCO, comumente utilizadas em telefones celulares, apresentam uma estrutura formada por folhas de ânodo e cátodo separadas por um material isolante. Além disso, incorporam um sistema de circuitos eletrônicos para seu funcionamento em dispositivos móveis. Nessas baterias, o cátodo representa aproximadamente 30% da composição total e é revestido com um material rico em lítio e cobalto, as baterias NMCO também são do tipo cilíndrico, comumente utilizadas em lanternas. Sua estrutura é semelhante à das baterias LCO, pois apresentam lâminas de ânodo e cátodo separadas por um material isolante. Nesse caso, o cátodo constitui cerca de 25% da composição total da bateria.

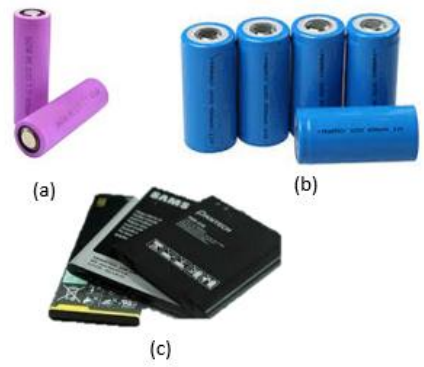


Figura 02: (a) bateria cilíndrica de NMC, (b) bateria cilíndrica de LFP, (c) bateria LCO para celulares.

Os resultados experimentais obtidos nos testes de lixiviação com ácido sulfúrico mostram a formação de sulfatos, conforme a bibliografia (Gebeyehu et al., 2025). A formação desses compostos favorece a posterior recuperação de metais por meio de processos hidrometalúrgicos, como precipitação seletiva, extração por solventes, eletrodeposição ou extração por membranas (Cui et al., 2023; Ding et al., 2024; Etude et al., 2024).

Tabela 01: Resultados do estudo sobre agentes de lixiviação com adição de reagentes.

N°	Condições iniciais		percentual de recuperação em relação a 1 grama de amostra (% p/p)				
	Amostra	Reagente	Mn	Co	Ni	Fe	Li
1	LFP	$HCl+HNO_3$	0,005 ± 0,007 b^{NS}	0,148 ± 0,210 b^{NS}	0,014 ± 0,010 b	0,057 ± 0,030 bA	1,493 ± 1,956 ^{Ns}
2	LFP	H_2SO_4	0,000 ± 0,000 b^{NS}	0,001 ± 0,001 ^{NS}	0,006 ± 0,004 b	0,124 ± 0,016 abA	2,490 ± 3,083 ^{Ns}
3	LFP	$H_2SO_4 + H_2O_2$	0,000 ± 0,000 b^{NS}	0,000 ± 0,000 b^{NS}	0,012 ± 0,003 b	0,317 ± 0,003 aA	3,317 ± 3,912 ^{Ns}
4	LFP	$H_2SO_4 + NaNO_3$	0,000 ± 0,000 b^{NS}	0,014 ± 0,020 b^{NS}	0,015 ± 0,000 b	0,176 ± 0,008 abA	5,468 ± 0,129 ^{Ns}
5	LCO	$HCl+HNO_3$	0,478 ± 0,277 b^{NS}	29,323 ± 9,090 aA	0,385 ± 0,540 b	0,038 ± 0,003 B	3,676 ± 0,750 ^{Ns}
6	LCO	H_2SO_4	0,287 ± 0,312 b^{NS}	8,605 ± 6,200 C	0,378 ± 0,460 b	0,031 ± 0,019 B	1,852 ± 1,420 ^{Ns}
7	LCO	$H_2SO_4 + H_2O_2$	0,293 ± 0,147 b^{NS}	18,920 ± 2,700 AB	0,196 ± 0,250 b	0,056 ± 0,002 B	3,857 ± 0,346 ^{Ns}
8	LCO	$H_2SO_4 + NaNO_3$	0,455 ± 0,405 b^{NS}	21,849 ± 1,460 aAB	0,793 ± 1,020 b	0,079 ± 0,006 B	2,600 ± 0,150 ^{Ns}
9	NMC	$HCl+HNO_3$	8,045 ± 0,000 aA	5,201 ± 0,198 b	13,278 ± 0,219 aA	0,051 ± 0,004 AB	3,286 ± 0,021 ^{Ns}
10	NMC	H_2SO_4	6,705 ± 0,025 aB	4,262 ± 0,122 ^{NS}	12,886 ± 1,455 aAB	0,051 ± 0,004 AB	3,733 ± 0,209 ^{Ns}
11	NMC	$H_2SO_4 + H_2O_2$	4,282 ± 0,514 aC	2,944 ± 0,418 b	7,293 ± 1,830 aC	0,204 ± 0,016 AB	3,669 ± 0,505 ^{Ns}
12	NMC	$H_2SO_4 + NaNO_3$	4,815 ± 1,231 aC	3,612 ± 0,667 b	9,955 ± 2,640 aBC	0,067 ± 0,047 AB	2,551 ± 0,141 ^{Ns}

a,b= para cada reagente, médias de baterias seguidas da mesma letra minúscula, não diferem entre si.
A, B = para cada bateria, médias de reagentes seguidas da mesma letra maiúscula não diferem entre si.

No caso das baterias de $LiFePO_4$ (LFP), os resultados evidenciam que os elementos predominantes na recuperação são o lítio e o ferro, os quais se dissolvem principalmente na forma de Li_2SO_4 e $FeSO_4$ durante o processo de lixiviação, conforme demonstrado na equação 1, referente à digestão com água régia. No entanto, os ensaios realizados com água régia mostram uma recuperação limitada desses elementos. Embora a água régia seja conhecida por seu alto poder oxidante e sua capacidade de dissolver metais nobres, neste caso não se observa uma digestão completa do material catódico.

(1)

Esse comportamento pode ser explicado principalmente pela alta estabilidade estrutural do composto $LiFePO_4$, que apresenta uma estrutura cristalina do tipo olivino, caracterizada por ligações muito estáveis entre os grupos FeO_6 e PO_4^{3-}. Essas ligações geram uma rede cristalina altamente resistente à dissolução química (Hubert et al., 2025). Ao contrário de outros materiais catódicos, como os óxidos laminares, o grupo fosfato forma ligações covalentes muito fortes com o ferro e o oxigênio, o que dificulta a ruptura da estrutura por meio de ataques ácidos convencionais.

Além disso, a presença de íons cloreto (Cl^-) pode influenciar o mecanismo de lixiviação por meio da formação de espécies oxidantes (como Cl_2) e de complexos metálicos solúveis. Em altas concentrações, também podem se formar compostos pouco solúveis, como AgCl, que limitam a extração. Adicionalmente, a formação de camadas passivantes na superfície pode afetar a seletividade do processo. Estudos em sistemas contendo $LiFePO_4$ mostram que camadas compostas por óxidos e fluoretos metálicos (como Al_2O_3 e AlF_3) atuam como barreira à corrosão e reduzem a dissolução de certos componentes(Han et al., 2025). Esse comportamento pode ser avaliado por técnicas como DRX, MEV/EDS e XPS, que permitem identificar fases secundárias e alterações superficiais. Do ponto de vista do processo, essas camadas podem limitar a transferência de massa e reduzir a taxa de lixiviação, mas também favorecer a seletividade na extração de metais.

Por outro lado, quando se utiliza ácido sulfúrico como agente de lixiviação, os resultados mostram um comportamento diferente, o que se reflete na equação 2, que apresenta a digestão com esse agente. Embora a lixiviação com H_2SO_4 sem aditivos apresente taxas de recuperação relativamente baixas com valores de 2,490 % para o lítio e 0,124 %, a incorporação de agentes oxidantes ou redutores melhora significativamente o processo de dissolução do material catódico.

(2)

Em particular, o sistema $H_2SO_4 + H_2O_2$ favorece a quebra das ligações presentes no material ativo devido à geração de espécies oxidantes reativas em solução, o que se reflete na equação 3, onde se observa uma maior presença de oxigênio no balanço. O peróxido de hidrogênio facilita a transformação dos compostos sólidos em espécies solúveis, promovendo a formação de sulfatos metálicos e aumentando a liberação de íons metálicos para a fase líquida. No entanto, os resultados obtidos mostram certa variabilidade entre as réplicas experimentais, o que pode estar relacionado à instabilidade do peróxido de hidrogênio em

altas temperaturas. A temperaturas próximas a 75 °C, o peróxido pode se decompor rapidamente em água e oxigênio, reduzindo sua eficácia como agente reativo durante o processo de lixiviação.

(3)

Por outro lado, o sistema H_2SO_4 + $NaNO_3$ apresenta um comportamento mais estável nos testes realizados, conforme demonstrado na equação 4, que reflete o comportamento da reação com a adição de nitrato. Nesse caso, o nitrato de sódio atua como agente oxidante, favorecendo a ruptura parcial da estrutura do material ativo e facilitando a liberação dos íons metálicos para a solução de lixiviação. Os resultados experimentais indicam que a recuperação de lítio nas baterias LFP mantém-se em valores aproximados entre 5,468 ± 0,129 %, o que sugere um desempenho mais consistente do sistema baseado em nitratos em comparação com o sistema que utiliza peróxido de hidrogênio.

(4)

Além disso, a análise dos resultados permite confirmar que o material catódico das baterias de $LiFePO_4$ não apresenta quantidades significativas de manganês, o que é consistente com sua composição química teórica. No entanto, foram detectados pequenos traços de cobalto e níquel em alguns ensaios, particularmente nas análises realizadas com água régia e ácido sulfúrico. Essas concentrações podem estar associadas a impurezas, mas as baterias não contêm cobalto em sua composição original; no entanto, traços desse elemento podem estar presentes devido à contaminação cruzada com outros tipos de baterias durante as etapas de coleta, classificação ou processamento (Hubert et al., 2025).

Em conjunto, os resultados obtidos evidenciam que os sistemas de lixiviação baseados em ácido sulfúrico com agentes oxidantes apresentam maior potencial para a recuperação de metais em baterias de $LiFePO_4$, em comparação com o uso de água régia. Isso se deve principalmente à maior capacidade desses sistemas de quebrar a estrutura cristalina do material catódico e promover a dissolução dos metais na forma de sulfatos solúveis.

O comportamento em relação ao lítio apresenta uma digestão lenta na água régia, o que permite a extração dos íons de cobalto que representam, No caso das baterias de $LiCoO_2$ (LCO), os resultados experimentais obtidos nos testes de lixiviação evidenciam que os elementos predominantes no processo de recuperação correspondem ao cobalto e ao lítio, os quais fazem parte do material catódico ativo desse tipo de bateria. De acordo com os dados apresentados na tabela, observa-se que a maior recuperação de cobalto é obtida nos ensaios realizados com água régia, atingindo valores próximos a 29,323 ± 9,090 %, o que indica uma digestão quase completa do material catódico nessas condições.

Esse comportamento pode ser explicado pela natureza altamente oxidante do sistema de água régia, que combina as propriedades do ácido clorídrico (HCl) e do ácido nítrico (HNO_3), conforme mostrado na equação 5. Nesse meio, o ácido nítrico atua como agente oxidante, enquanto os íons cloreto favorecem a formação de complexos clorados solúveis de cobalto, facilitando a dissolução do metal na fase líquida. Como consequência, o material $LiCoO_2$ se decompõe com maior facilidade, permitindo a liberação de cobalto e lítio na solução.

(5)

Em contrapartida, quando se utiliza ácido sulfúrico (H_2SO_4) sem agentes auxiliares, com a extração de sulfatos descrita na equação 6, observa-se uma recuperação de cobalto significativamente menor. De acordo com os dados da tabela, os valores obtidos para este sistema situam-se aproximadamente entre 8,605 ± 6,200 %, o que reflete uma dissolução parcial do material catódico. Essa diminuição na eficiência do processo pode ser atribuída à capacidade oxidante limitada do ácido sulfúrico por si só, o que dificulta a transformação do cobalto presente no sólido.

(6)

Do ponto de vista químico, o cobalto no material $LiCoO_2$ encontra-se predominantemente no estado de oxidação Co^{3+} dentro da estrutura cristalina do óxido. Durante o processo de lixiviação, a dissolução do material é favorecida quando o cobalto é reduzido a Co^{2+}(Biniaz et al., 2025; Yang; Huang; Yang, 2017), uma vez que esse estado de oxidação forma compostos solúveis mais estáveis em solução aquosa, como o sulfato de cobalto ($CoSO_4$). Quando o sistema carece de um agente que favoreça essa transformação redox, a dissolução do material ocorre de maneira mais lenta e limitada.

A incorporação de peróxido de hidrogênio (H_2O_2) ao sistema de ácido sulfúrico gera uma mudança importante no comportamento do processo de lixiviação, refletida na equação 7, onde se observa maior presença de oxigênio. Nesse caso, o peróxido atua como um agente redutor, facilitando a redução do cobalto de Co^{3+} para Co^{2+}, o que favorece a ruptura da estrutura do material catódico. Os resultados experimentais mostram que a recuperação de cobalto nessas condições atinge valores próximos a 18,920 ± 2,700%, o que representa uma melhoria significativa em relação ao sistema que utiliza apenas ácido sulfúrico.

(7)

No entanto, os valores obtidos ainda permanecem ligeiramente abaixo dos observados com água régia. Esse comportamento pode ser explicado pela instabilidade do peróxido de hidrogênio em altas temperaturas. Em temperaturas próximas a 75 °C, o peróxido pode se decompor rapidamente em água e oxigênio, reduzindo sua concentração efetiva no meio de reação e limitando sua capacidade de promover a redução do cobalto

Por outro lado, quando se utiliza o sistema H_2SO_4 + $NaNO_3$, a equação se altera com a presença do sódio, o que se reflete na equação 8; o nitrato de sódio atua como agente oxidante, gerando espécies oxidantes em solução que favorecem a

ruptura progressiva da estrutura cristalina do material catódico. Os resultados apresentados na tabela mostram valores de recuperação de cobalto próximos a 21,849 ± 1,460 %, o que indica que este sistema apresenta um comportamento comparável ao obtido com o uso de peróxido de hidrogênio e até mesmo próximo ao da água régia em algumas réplicas experimentais.

(8)

No que diz respeito ao lítio, os resultados também mostram uma tendência semelhante. Nos ensaios realizados com água régia, obtêm-se valores de recuperação de lítio próximos de 3,676 ± 0,750 %, o que indica que a digestão do material catódico favorece a liberação simultânea desse elemento para a solução. Quando se utiliza ácido sulfúrico, os valores de lítio na solução diminuem ligeiramente, situando-se aproximadamente a 1,852 ± 1,420 %, o que confirma que a dissolução parcial do material limita a liberação completa do lítio presente na estrutura do óxido.

No caso do sistema $H_2SO_4 + H_2O_2$, a recuperação de lítio atinge valores próximos a 0,041, o que evidencia que a redução do cobalto e a ruptura da estrutura cristalina também facilitam a liberação do lítio associado ao material catódico. De forma semelhante, o sistema $H_2SO_4 + NaNO_3$ apresenta valores de recuperação de lítio entre 0,024 e 0,036, o que reflete uma eficiência moderada do processo nessas condições.

Em conjunto, os resultados experimentais indicam que o comportamento da lixiviação em baterias de $LiCoO_2$ é fortemente influenciado pelas condições redox do sistema de reação. Os sistemas que incorporam agentes oxidantes ou redutores apresentam maior eficiência na dissolução do material catódico, uma vez que facilitam a transformação do Co^{3+} em Co^{2+}, favorecendo a formação de espécies solúveis na solução.

No caso das baterias de $LiNiMnCoO_2$, os resultados experimentais mostram a recuperação simultânea de níquel, manganês, cobalto e lítio, elementos que constituem o material ativo do cátodo nesse tipo de bateria. Ao contrário de outros sistemas catódicos, como $LiFePO_4$ ou $LiCoO_2$, as baterias NMC apresentam uma estrutura laminar composta por vários metais de transição, o que permite uma maior diversidade de reações redox durante o processo de lixiviação (Bresolin; Zanoletti; Bontempi, 2025).

De acordo com os resultados obtidos, os ensaios realizados com água régia mostram uma elevada capacidade de digestão do material catódico, o que se encontra expresso na equação 9, onde se observa a formação de compostos clorados. Nesses testes, observam-se valores de recuperação próximos a 8,045 ± 0,000 % para o manganês, 13,278 ± 0,219 % para o níquel e 5,201 ± 0,198 % para o cobalto, 3,286 ± 0,021% para o Litio, o que indica que o sistema ácido apresenta alta eficiência para dissolver os metais presentes na estrutura do óxido misto. Esse comportamento deve-se à forte capacidade oxidante do sistema formado por ácido clorídrico e ácido nítrico, o que favorece a ruptura da estrutura cristalina do material e a formação de complexos clorados solúveis dos metais de transição.

(9)

O níquel, o manganês e o cobalto presentes no material catódico encontram-se em diferentes estados de oxidação dentro da estrutura do óxido laminar. Durante o processo de lixiviação, esses metais tendem a transformar-se em estados de oxidação mais estáveis em solução, geralmente Ni^{2+}, Mn^{2+} e Co^{2+}, os quais formam compostos solúveis em meios ácidos(Hubert et al., 2025). A presença de íons cloreto no sistema de água régia favorece a estabilização desses cátions por meio da formação de espécies complexas em solução, o que explica as altas concentrações observadas nos resultados experimentais.

Quando se utiliza ácido sulfúrico sem agentes auxiliares, ocorre a formação de sulfatos, conforme demonstrado na equação 10; observa-se uma recuperação moderada dos metais presentes nas baterias NMC. De acordo com os dados da tabela, os valores obtidos para este sistema situam-se aproximadamente entre 6,705 ± 0,025% para o manganês, 12,886 ± 1,455 % para o níquel e 4,262 ± 0,122 % para o cobalto. Esses resultados indicam que o ácido sulfúrico é capaz de dissolver parcialmente o material catódico, embora com menor eficiência em comparação com o sistema de água régia.

(10)

A menor eficiência do ácido sulfúrico está relacionada à sua capacidade oxidante limitada, o que dificulta a quebra completa da estrutura do óxido misto. Nesse tipo de material, os metais de transição encontram-se fortemente coordenados dentro da rede cristalina; por isso, a dissolução do sólido requer condições que favoreçam a transformação dos estados de oxidação presentes no material.

A incorporação de peróxido de hidrogênio (H_2O_2) ao sistema de ácido sulfúrico produz uma mudança significativa no comportamento da lixiviação devido ao aumento da disponibilidade de oxigênio, conforme representado na equação 11. Nesse caso, o peróxido atua como agente redutor, facilitando a redução das espécies metálicas presentes no material sólido para estados mais solúveis em solução. Como resultado, observa-se uma melhora na dissolução do material catódico e um aumento na concentração de metais recuperados.

(11)

Os resultados experimentais mostram que o sistema $H_2SO_4 + H_2O_2$ apresenta valores de recuperação próximos a 4,282 ± 0,514 %para o manganês, 7,293 ± 1,830 % para o níquel e 2,944 ± 0,418 % para o cobalto. Embora esses valores sejam inferiores aos obtidos com água régia, eles indicam que a presença do peróxido contribui para melhorar o processo de lixiviação por meio da modificação do equilíbrio redox do sistema. No entanto, a eficiência desse sistema pode ser limitada

pela decomposição térmica do peróxido de hidrogênio, especialmente a temperaturas próximas a 75 °C, o que reduz a concentração efetiva do reagente durante o processo.

Por outro lado, quando se utiliza o sistema $H_2SO_4 + NaNO_3$, com o comportamento da equação 12, o nitrato de sódio atua como agente oxidante, gerando espécies oxidantes que favorecem a ruptura da estrutura cristalina do material catódico. Os resultados obtidos mostram valores de recuperação próximos a 4,815 ± 1,231 % para o manganês, 9,955 ± 2,640 % para o níquel e 3,612 ± 0,667% para o cobalto, o que indica que este sistema apresenta um comportamento relativamente estável em comparação com o sistema baseado em peróxido.

(12)

No caso do lítio, os resultados indicam concentrações próximas de 2,551 ± 0,141 % nas soluções de lixiviação para baterias NMC. Esse comportamento se deve ao fato de o lítio, estando localizado em posições intercamadas dentro da estrutura cristalina do material, ser liberado mais facilmente quando a rede de óxido se degrada durante o processo de lixiviação (Hubert et al., 2025).

De modo geral, a eficiência da digestão química dos materiais catódicos depende tanto do sistema reagente quanto da natureza estrutural de cada tipo de bateria, sendo essa interação estatisticamente significativa para a maioria dos metais analisados ($p < 0,05$), conforme indicado pela ANOVA.

A água régia ($HCl + HNO_3$) apresentou, de forma consistente, os maiores valores médios de recuperação para metais de transição, especialmente em baterias dos tipos NMC e LCO. No caso do Mn e do Ni em baterias NMC, por exemplo, esse sistema alcançou as maiores médias (Mn ≈ 8,05; Ni ≈ 13,28), diferindo estatisticamente dos demais reagentes. Esse desempenho superior está associado à elevada capacidade oxidante do meio e à formação de complexos clorados altamente solúveis, que favorecem a dissolução simultânea de múltiplos metais.

Os sistemas baseados em H_2SO_4, embora menos eficientes, apresentaram desempenho competitivo quando combinados com agentes auxiliares. A adição de H_2O_2 ou $NaNO_3$ altera o equilíbrio redox do sistema, aumentando a recuperação de determinados elementos. Para o Co em baterias LCO, por exemplo, os sistemas $H_2SO_4 + H_2O_2$ (≈ 18,92) e $H_2SO_4 + NaNO_3$ (≈ 21,85) apresentaram valores elevados, embora ainda inferiores à água régia (≈ 29,32), com diferenças estatisticamente significativas. Esses sistemas favorecem a formação de sulfatos metálicos solúveis, compatíveis com etapas hidrometalúrgicas subsequentes.

O comportamento de lixiviação varia entre os tipos de bateria. As baterias LFP apresentam as menores eficiências de extração, com recuperações próximas de zero para Mn, Co e Ni na maioria dos sistemas avaliados. Esse resultado está relacionado à elevada estabilidade da estrutura do tipo olivina do $LiFePO_4$, cuja rede cristalina é rigidamente estabilizada por grupos fosfato. Mesmo na presença de agentes fortemente oxidantes, a quebra dessa estrutura é limitada. Ainda assim, observou-se aumento na recuperação de Fe com o sistema $H_2SO_4 + H_2O_2$ (≈ 0,317), sendo este estatisticamente superior para esse elemento.

Em contraste, as baterias LCO apresentaram maior susceptibilidade à digestão química, especialmente para o Co. A água régia resultou na maior recuperação média desse metal (≈ 29,32), diferindo significativamente dos demais sistemas. Esse comportamento está associado à estrutura lamelar do $LiCoO_2$ e à maior facilidade de redução de Co^{3+} para Co^{2+} em meio ácido, o que favorece sua solubilização. A análise estatística confirma que, para LCO, o tipo de reagente exerce influência significativa na recuperação de Co.

As baterias NMC apresentaram comportamento intermediário, porém com recuperações elevadas para Mn e Ni em todos os sistemas avaliados. Para esses metais, a água régia foi estatisticamente superior, seguida pelo H_2SO_4. A presença simultânea de múltiplos metais de transição implica mecanismos de lixiviação mais complexos, envolvendo reações redox acopladas, o que explica a maior sensibilidade do sistema às condições químicas.

Para o Li, não foram observadas diferenças estatisticamente significativas entre os reagentes ou os tipos de bateria ($p > 0,05$), indicando que sua recuperação é pouco influenciada pelas variáveis estudadas. Esse comportamento sugere maior mobilidade do lítio em diferentes condições químicas, em comparação com os metais de transição.

Em síntese, a água régia se destaca como o sistema mais eficiente para a digestão de materiais catódicos de LCO e NMC, enquanto apresenta eficácia limitada para LFP. Por outro lado, sistemas baseados em H_2SO_4, especialmente com a adição de agentes oxidantes, constituem alternativas tecnicamente viáveis, com desempenho dependente do metal e da matriz estrutural, podendo ser ajustados conforme os objetivos do processo hidrometalúrgico do sistema.

A recuperação de metais de baterias de íons de lítio por lixiviação ácida é uma alternativa viável para reciclagem, porém envolve impactos ambientais que dependem do sistema utilizado. O H_2SO_4 é amplamente empregado devido ao baixo custo e alta eficiência, mas gera grandes volumes de efluentes ácidos, exige neutralização e pode formar subprodutos tóxicos, como compostos fluorados, pela interação com o eletrólito (Dittmer et al., 2026; Ullah et al., 2026). Sistemas mais agressivos, como a água régia, apresentam maiores riscos devido à emissão de gases tóxicos e elevada corrosividade (Le et al., 2026b). A adição de H_2O_2 ou $NaNO_3$ pode melhorar a eficiência do processo, O H_2O_2 apresenta riscos de instabilidade e maior consumo de reagentes, enquanto nitratos elevam a carga de espécies nitrogenadas nos efluentes. Em geral, a liberação de compostos tóxicos do eletrólito, representa um dos principais riscos ambientais, podendo causar contaminação do solo, água e ar (Le et al., 2026a).

Considerações Finais

Os resultados demonstram que a eficiência da lixiviação de metais em baterias de íon-lítio é controlada pela interação entre o sistema químico e a estrutura cristalina do material catódico, com efeito estatisticamente significativo para a maioria dos metais avaliados ($p < 0,05$) .. água régia apresentou o maior desempenho global, especialmente para baterias LCO e NMC, atingindo as maiores recuperações de Co (≈29,3%) e de Ni e Mn em NMC, devido à sua elevada capacidade oxidante e à formação de complexos clorados solúveis. Apesar da alta eficiência, seu uso é limitado por questões operacionais, ambientais e de segurança, o que restringe sua aplicação em larga escala.

A estrutura cristalina do material catódico é um fator determinante na recuperação de metais, sendo as baterias LFP as mais resistentes à lixiviação, enquanto as LCO apresentam maior facilidade de processamento.

Os sistemas à base de ácido sulfúrico, mostraram menor eficiência isoladamente, porém apresentaram melhorias significativas com a adição de agentes auxiliares. A incorporação de H_2O_2 e $NaNO_3$ promove alterações no equilíbrio redox, aumentando a recuperação de metais em até 2–3 vezes, dependendo do sistema. Entre esses, o uso de $NaNO_3$ se destaca pela maior estabilidade operacional e menor variabilidade experimental, enquanto o H_2O_2 apresenta limitações associadas à sua decomposição térmica.

Referências Bibliográficas

BINIAZ, Parisa *et al.* Selective recovery of critical metals from spent lithium-ion batteries using maleic acid-based deep eutectic solvent. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 217, 1 maio 2025.

BRESOLIN, Bianca Maria; ZANOLETTI, Alessandra; BONTEMPI, Elza. **Recent improvements in salt-sssisted and microwave-assisted recovery methods for sustainable metal extraction from NCM cathodes in spent lithium-ion batteries: a review**. **Separation and Purification Technology**Elsevier B.V., , 14 ago. 2025.

BRÜCKNER, Lisa; FRANK, Julia; ELWERT, Tobias. Industrial recycling of lithium-ion batteries—A critical review of metallurgical process routes. **Metals**, v. 10, n. 8, p. 1–29, 1 ago. 2020.

CUI, Linfan *et al.* **Recent developments of electrodeposition-redox replacement in metal recovery and functional materials: A review**. **Chemical Engineering Journal**Elsevier B.V., , 1 jun. 2023.

DING, Yunji *et al.* Advances in recycling LiFePO4 from spent lithium batteries: A critical review. **Separation and Purification Technology**, v. 338, p. 126551, 19 jun. 2024.

DITTMER, Dominic *et al.* Experimental and environmental impact of early-stage lithium recovery in lithium-ion battery recycling. **Waste Management**, v. 211, p. 115283, 30 jan. 2026.

ETUDE, Martin C. *et al.* Recycling lithium-ion batteries: A review of current status and future directions. **Sustainable Chemistry One World**, v. 4, p. 100027, 1 dez. 2024.

GEBEYEHU, Kaleab Bizuneh *et al.* Recovery of high-value metals from the cathode of spent lithium-ion batteries via acid leaching: A review. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 13, n. 3, p. 116174, jun. 2025.

GUIMARÃES, L. F.; BOTELHO JUNIOR, A. B.; ESPINOSA, D. C. R. Sulfuric acid leaching of metals from waste Li-ion batteries without using reducing agent. **Minerals Engineering**, v. 183, n. May, 2022.

HAN, Yurong *et al.* Passivation mechanism driven selective leaching for recycling spent LiFePO4 lithium-ion batteries. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 13, n. 3, p. 117174, 1 jun. 2025.

HUBERT, Pierric *et al.* Selective metal recovery: Innovating leaching of LFP-NMC cathode mixtures from spent lithium-ion batteries. **Sustainable Materials and Technologies**, v. 46, 1 dez. 2025.

LE, Van-Giang *et al.* Review on spent lithium-based batteries: Pollution challenge, health risks and approaches for recovery contribute to the circular economy. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 230, p. 108890, abr. 2026a.

LE, Van-Giang *et al.* Review on spent lithium-based batteries: Pollution challenge, health risks and approaches for recovery contribute to the circular economy. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 230, n. 3, p. 108890, 15 abr. 2026b.

PENG, Chao *et al.* Selective reductive leaching of cobalt and lithium from industrially crushed waste Li-ion batteries in sulfuric acid system. **Waste Management**, v. 76, p. 582–590, 2018.

PETERS, Jens F. *et al.* Recycling, recycled content and environmental impacts of electric vehicle batteries – The material

circularity and carbon footprint nexus under the EU Batteries Regulation. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 230, n. 2, p. 108850, 15 abr. 2026.

SHI, Huiying; ZHANG, Jianfei; OU, Leming. **A comprehensive review on the separation and purification of valuable metals from the leachate of spent lithium-ion batteries**. **Separation and Purification Technology**Elsevier B.V., , 8 jul. 2025.

SONG, Duanmei *et al.* Characteristic comparison of leaching valuable metals from spent power Li-ion batteries for vehicles using the inorganic and organic acid system. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 10, n. 1, 1 fev. 2022.

ULLAH, Misbah *et al.* Recovery and environmental impact of spent lithium-ion batteries electrolyte: Challenges and future perspectives. **Journal of Energy Storage**, v. 154, p. 121300, 10 abr. 2026.

VIECELI, Nathália *et al.* Hydrometallurgical recycling of EV lithium-ion batteries: Effects of incineration on the leaching efficiency of metals using sulfuric acid. **Waste Management**, v. 125, p. 192–203, 2021.

YANG, Gordon C. C.; HUANG, Yu-chen; YANG, Fang-wei. Reductive acid leaching of valuable metals from mixed spent lithium-ion batteries. p. 4–10, 2017.

ECONOMIA CIRCULAR EM POLOS INDUSTRIAIS BRASILEIROS: MAPEAMENTO DE RESÍDUOS E OPORTUNIDADES DE VALORIZAÇÃO

1 Nicole John Volken, 2 Wellyngton Amorim, 3 Marina Calian Moura, 4 Victor Yuudi Suzuki, 5 Luana Pereira Vellinho Furini, 6 Willian Furtado de Farias Junior

1 4Feedstock, e-mail: nicolevolken@4feedstock.com; 2 Universidade do Sul de Santa Catarina/Centro de Pesquisa em Desenvolvimento Sustentável (Greens), e-mail: wellyngton.amorim@gmail.com; 3 Universidade Federal de Santa Catarina, e-mail: marinacalian@gmail.com; 4 Suzuki Intelligence & Innovation, e-mail: victoryuudisuzuki@gmail.com; 5UDESC, e-mail: luanafurini@4feedstock.com; 6 4Feedstock, e-mail:willianfarias@4feedstock.com

Palavras-chave: Economia circular; Resíduos industriais; Valorização de resíduos.

Resumo

Este estudo analisa o perfil de geração de resíduos industriais em polos industriais estratégicos do Brasil e avalia o potencial tecnológico de sua valorização sob a perspectiva da economia circular e da simbiose industrial. Diante da crescente necessidade de reduzir a destinação de resíduos a aterros industriais e ampliar a eficiência no uso de recursos, a pesquisa busca integrar informações sobre estrutura produtiva regional, tipologia de resíduos e possibilidades de reaproveitamento, contribuindo para a identificação de oportunidades territoriais de valorização industrial. Para isso, foram selecionados seis polos industriais, sendo Caxias do Sul (RS), Joinville (SC), São Paulo (SP), Belo Horizonte (MG), Camaçari (BA) e Manaus (AM), com base em sua relevância econômica e diversidade setorial. A partir de dados públicos do Relatório Anual de Atividades Potencialmente Poluidoras (RAP), referentes ao ano de 2024, foram analisadas as dez indústrias de maior geração de resíduos em cada polo, considerando os cinco resíduos mais gerados em cada uma e seu potencial de valorização. Os resultados evidenciaram a recorrência de resíduos como lodos, resíduos da construção civil, metais ferrosos, madeira e resíduos orgânicos em diferentes polos, indicando oportunidades de replicação de rotas de valorização já conhecidas, como reciclagem, compostagem, biodigestão e aproveitamento energético. Também foram identificados resíduos específicos associados às vocações regionais revelando oportunidades para soluções tecnológicas mais direcionadas. A análise demonstrou que, embora existam rotas parcialmente consolidadas para diversos resíduos, ainda persistem desafios relacionados à caracterização, à viabilidade econômica e à infraestrutura para resíduos mais complexos. Conclui-se que a valorização de resíduos industriais em escala regional apresenta elevado potencial para fortalecer a economia circular, reduzir a dependência de aterros industriais e estimular novas cadeias produtivas. Contudo, a efetividade dessas estratégias depende de maior integração entre indústrias, avanços em caracterização e PD&I, e interesse do mercado para aplicação das soluções tecnológicas de valorização.

Introdução

A crescente pressão por sustentabilidade, eficiência no uso de recursos e competitividade industrial tem ampliado o interesse por estratégias capazes de transformar resíduos industriais em novos insumos produtivos. Nesse contexto, abordagens associadas à economia circular e à simbiose industrial têm sido cada vez mais discutidas como mecanismos capazes de reduzir impactos ambientais, ampliar a eficiência material dos sistemas produtivos e estimular novas cadeias de valor baseadas em recursos secundários (GEISSDOERFER *et al.*, 2017; KIRCHHERR; REIKE; HEKKERT, 2017; CHERTOW; PARK, 2016).

No entanto, a implementação dessas estratégias depende de uma compreensão mais precisa sobre quais resíduos são gerados, onde estão localizados e quais setores industriais possuem capacidade de absorvê-los como matéria-prima. Em muitos países emergentes, incluindo o Brasil, essas informações permanecem fragmentadas entre diferentes bases institucionais e sistemas produtivos, o que dificulta a identificação de oportunidades concretas de valorização de resíduos em escala regional (GENG; DOBERSTEIN, 2008; LOMBARDI; LAYBOURN, 2012).

Essa lacuna torna-se particularmente relevante em economias com elevada diversidade industrial e territorial. Embora o Brasil possua importantes polos industriais e uma geração significativa de resíduos associados a diferentes atividades produtivas, ainda são limitadas as análises que integrem perfil industrial regional, tipologia de resíduos gerados e potencial tecnológico de valorização. Como resultado, muitas oportunidades de circularidade produtiva permanecem invisíveis ou subexploradas no planejamento industrial e nas políticas de sustentabilidade (KIRCHHERR; PISCICELLI; BOUR, 2018; GEISSDOERFER *et al.*, 2020).

Diante desse cenário, o presente estudo busca contribuir para o avanço da agenda de valorização de resíduos industriais ao investigar a relação entre estrutura industrial regional, geração de resíduos e potencial de desenvolvimento de rotas tecnológicas de valorização. Ao integrar essas dimensões, o trabalho pretende ampliar a compreensão sobre oportunidades territoriais para a economia circular e apoiar o desenvolvimento de estratégias mais eficientes de reaproveitamento de resíduos no contexto industrial brasileiro.

O arcabouço regulatório brasileiro relacionado à gestão de resíduos e à responsabilidade ambiental tem passado por importantes transformações institucionais. A promulgação da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), por meio da Lei nº 12.305/2010, representou um marco relevante ao introduzir princípios estruturantes como a logística reversa e a responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos, ampliando a corresponsabilidade entre produtores, distribuidores, consumidores e poder público na gestão de resíduos (BRASIL, 2010). Mais recentemente, instrumentos complementares, como a Lei nº

14.260/2021, conhecida como Lei de Incentivo à Reciclagem, reforçaram esse processo ao criar mecanismos de incentivo fiscal para projetos voltados à reciclagem, à redução da geração de resíduos e ao desenvolvimento de cadeias produtivas mais circulares. Tais instrumentos evidenciam a crescente institucionalização de políticas públicas orientadas à transição para modelos produtivos mais sustentáveis, transparentes e integrados.

Paralelamente, a agenda ambiental brasileira vem se articulando de forma cada vez mais direta com o debate sobre competitividade industrial, descarbonização e neoindustrialização. A criação da Estratégia Nacional de Economia Circular (ENEC), em 2024, insere-se nesse contexto ao propor uma transição gradual do modelo linear de produção, baseado em extração, consumo e descarte, para um modelo circular orientado à eficiência de recursos, à inovação tecnológica e à geração de valor a partir de fluxos materiais antes considerados resíduos. A literatura internacional tem destacado que políticas industriais associadas à economia circular e à descarbonização produtiva podem desempenhar papel central na modernização das estruturas industriais e na construção de vantagens competitivas em economias emergentes (GEISSDOERFER et al., 2017; KIRCHHERR; REIKE; HEKKERT, 2017). Nesse sentido, a transição circular no Brasil não se restringe a uma agenda ambiental, mas configura-se como um processo estrutural de reorganização produtiva e territorial, no qual sustentabilidade, inovação tecnológica, transparência e eficiência no uso de recursos tornam-se pilares fundamentais para uma nova trajetória de desenvolvimento industrial.

Apesar dos avanços regulatórios e institucionais observados nas últimas décadas no Brasil, as agendas de inovação em sustentabilidade e, por exemplo, a gestão de resíduos industriais ainda apresenta limitações estruturais que restringem o desenvolvimento de cadeias produtivas mais circulares e eficientes. De modo geral, a destinação de resíduos industriais no país permanece fortemente concentrada em rotas tradicionais, especialmente aterros industriais, que se consolidou como solução amplamente utilizada devido à sua viabilidade operacional e à estrutura logística já estabelecida. Embora a rota desempenhe papel relevante na mitigação de passivos ambientais, diversos estudos apontam que sua predominância também revela uma baixa diversificação de estratégias voltadas à recuperação de valor material e energético, limitando o avanço de soluções mais sofisticadas de valorização de resíduos industriais (ABRELPE, 2023; GENG; DOBERSTEIN, 2008; GEISSDOERFER et al., 2017).

A literatura internacional destaca que a circularidade material depende da capacidade de articulação entre setores industriais, da existência de mercados secundários para materiais e do desenvolvimento de infraestruturas tecnológicas capazes de transformar resíduos em recursos economicamente competitivos (KIRCHHERR; REIKE; HEKKERT, 2017; GEISSDOERFER et al., 2017). No contexto brasileiro, tais condições ainda se encontram em processo de construção, o que contribui para a permanência de modelos lineares de produção e descarte.

Outro fator relevante refere-se à fragmentação regional e à baixa integração territorial das cadeias de valorização de resíduos industriais. O Brasil possui forte heterogeneidade econômica e industrial entre suas regiões, o que implica diferentes níveis de infraestrutura tecnológica, capacidade de processamento e disponibilidade de mercados consumidores para materiais secundários. Essa assimetria dificulta a formação de redes industriais integradas capazes de absorver fluxos residuais como matérias-primas alternativas, limitando a consolidação de sistemas de simbiose industrial em escala regional (CHERTOW, 2000; LOMBARDI; LAYBOURN, 2012). Como consequência, muitos resíduos industriais continuam sendo destinados a soluções logísticas convencionais, mesmo quando apresentam potencial técnico para aplicações circulares.

Adicionalmente, a literatura aponta que a ausência de bases de dados estruturadas e transparentes sobre a geração, composição e destino de resíduos industriais constitui um dos principais obstáculos à expansão de sistemas de valorização de resíduos. Informações fragmentadas dificultam o mapeamento de oportunidades de simbiose industrial, a identificação de potenciais mercados consumidores e a formulação de políticas públicas mais eficazes voltadas à circularidade produtiva (KIRCHHERR; REIKE; HEKKERT, 2017; CHERTOW, 2000). Nesse contexto, iniciativas voltadas à sistematização, registro e divulgação de informações sobre fluxos residuais tornam-se fundamentais para reduzir assimetrias informacionais e fomentar novas conexões industriais.

Por fim, cabe destacar que a valorização de resíduos industriais envolve também desafios econômicos e institucionais associados à percepção de valor e às obrigações regulatórias relacionadas à gestão ambiental. Em muitos casos, resíduos industriais são historicamente tratados como passivos ambientais cuja principal função é cumprir requisitos legais de destinação adequada, sem necessariamente explorar seu potencial como recursos produtivos. Essa abordagem tende a reforçar modelos de gestão orientados ao descarte, em detrimento de estratégias de inovação industrial voltadas à recuperação de valor material e energético. Nesse sentido, a transição para modelos mais circulares requer não apenas avanços tecnológicos, mas também mudanças institucionais e culturais que reconheçam os resíduos industriais como ativos estratégicos no contexto da competitividade industrial e da sustentabilidade produtiva.

Dentro desse campo, destaca-se o conceito de simbiose industrial, definido como a colaboração entre diferentes empresas ou setores industriais com o objetivo de compartilhar recursos, energia, infraestrutura ou subprodutos. A simbiose industrial possibilita que fluxos residuais de uma organização sejam utilizados como insumos em outra, promovendo ganhos simultâneos de eficiência econômica e desempenho ambiental (CHERTOW, 2000). Experiências emblemáticas, como o parque industrial de Kalundborg, na Dinamarca, demonstram que redes de cooperação industrial podem gerar benefícios significativos em termos de redução de custos, otimização de recursos e inovação tecnológica.

Mais recentemente, a literatura tem destacado o papel de clusters circulares regionais e sistemas waste-to-resource, nos quais a valorização de resíduos ocorre por meio da articulação territorial entre diferentes atores industriais, logísticos e institucionais. Esses sistemas dependem da existência de mecanismos de governança, plataformas de informação e instrumentos de política pública capazes de identificar oportunidades de conexão entre fluxos residuais e demandas industriais (LOMBARDI; LAYBOURN, 2012; GEISSDOERFER et al., 2017). Nesse sentido, o desenvolvimento de plataformas de mapeamento de resíduos, bancos de dados industriais e sistemas de matchmaking tecnológico torna-se um elemento estratégico para viabilizar a expansão de ecossistemas circulares.

Apesar do crescente volume de estudos dedicados à economia circular, à ecologia industrial e à gestão de resíduos, a literatura ainda apresenta limitações importantes quando se trata da análise integrada de fluxos residuais em contextos territoriais específicos. Grande parte das pesquisas concentra-se em discussões conceituais, análises de políticas públicas ou estudos de caso isolados, sem necessariamente considerar a articulação entre estrutura industrial regional, tipologia de resíduos gerados e potencial tecnológico de valorização (CHERTOW, 2000; KIRCHHERR; REIKE; HEKKERT, 2017).

A literatura ainda explora de forma limitada a relação entre perfil industrial regional, características físico-químicas dos resíduos gerados e potencial de desenvolvimento de novas cadeias produtivas baseadas em materiais secundários. Essa desconexão entre dados industriais, informações sobre resíduos e oportunidades tecnológicas representa um obstáculo relevante para o avanço de modelos de economia circular aplicados a economias emergentes.

Diante desse cenário, torna-se fundamental desenvolver abordagens analíticas capazes de integrar informações sobre estrutura produtiva regional, tipologia de resíduos industriais e potencial de valorização tecnológica e econômica. Ao promover essa integração, torna-se possível identificar oportunidades de simbiose industrial, fomentar a criação de novos mercados para materiais secundários e contribuir para o fortalecimento de sistemas produtivos mais circulares e competitivos.

Objetivo

Avaliar o perfil de geração de resíduos industriais em polos industriais estratégicos do Brasil e identificar o potencial tecnológico de sua valorização, a partir de uma abordagem regional orientada à economia circular visando identificar por polo industriais rotas tecnológicas de valorização que possam ser mais exploradas, pensando inclusive em uma simbiose industrial. Para isso, são realizadas análises quali-quantitativas dos resíduos, com ênfase na caracterização e avaliação de rotas de valorização. A abordagem considera aspectos técnicos, ambientais e de viabilidade de aplicação, buscando conectar a geração de resíduos às oportunidades reais de aproveitamento em cadeias produtivas por polo industrial.

Metodologia

O estudo foi conduzido a partir da seleção de polos industriais representativos no território brasileiro, considerando a diversidade regional e os distintos perfis produtivos. Foram selecionados seis polos industriais com relevância econômica e setorial, com base no município principal associado à sua dinâmica industrial, sendo: Caxias do Sul (RS), Joinville (SC), São Paulo (SP), Belo Horizonte (MG), Camaçari (BA) e Manaus (AM).

A coleta de dados foi realizada a partir das informações públicas disponibilizadas no RAP referente ao ano de 2024 (BRASIL, 2026), com foco nos tipos de resíduos gerados e nos volumes estimados. A análise dos dados foi operacionalizada por meio da plataforma Power BI, que permitiu a consolidação e a visualização dinâmica das informações. Esta etapa metodológica priorizou a setores visual para a extração de insights estratégicos, possibilitando o mapeamento de áreas e regiões estratégicas com base na expertise técnica em tratamento de resíduos industriais. Através dessa estrutura analítica, identificaram-se novas oportunidades de atuação em categorias com maior potencial de regeneração e adequação de matérias-primas essenciais à economia circular. O processo visou, em última instância, a potencialização da relação simbiótica do ecossistema, integrando a inteligência de dados à otimização do fluxo de recursos e à sustentabilidade operacional.

Para cada polo, foram selecionadas dez indústrias representativas, a partir de um critério quantitativo baseado nos dados do RAP. A seleção foi realizada em ordem decrescente de volume de resíduos gerados, considerando apenas indústrias com informações disponíveis e consolidadas no referido relatório. Esse critério permitiu priorizar os principais geradores de resíduos em cada polo, garantindo maior relevância dos dados analisados e maior potencial de identificação de oportunidades de valorização em função da geração, sendo contabilizados tanto resíduos sólidos (t/ano) quanto líquidos (m³/ano). Cada polo foi ainda avaliado quanto aos setores industriais identificados como maiores geradores.

Apenas indústrias de transformação e produção foram avaliadas, sendo desconsideradas atividades predominantemente logísticas, em alinhamento ao objetivo do estudo de avaliar o potencial de valorização de resíduos gerados em processos produtivos. Nos casos em que uma mesma indústria apresentava mais de uma classificação setorial, adotou-se o critério de predominância da atividade principal, evitando dupla contagem e assegurando consistência na análise. Foi avaliado os tipos de setores industriais considerados neste estudo e sua relação com o polo industrial.

Para cada indústria, foram contabilizados até cinco resíduos mais representativos em termos de geração anual. Ressalta-se que, em alguns casos, as indústrias apresentavam o registro de apenas um tipo de resíduo, os quais foram igualmente incluídos na análise, visto que a geração do resíduo foi o principal critério. Para cada polo foi contabilizado o número de tipos de resíduos considerados na análise. Com o objetivo de padronizar a análise e reduzir inconsistências associadas à nomenclatura dos resíduos no RAP, foi realizado o agrupamento de resíduos de mesma nomenclatura e tipologia, somando os valores de geração de modo a identificar os dez resíduos mais gerados por polo industrial.

A avaliação dos dados foi estruturada em duas etapas principais:

1. Caracterização dos principais resíduos industriais gerados nos polos selecionados, considerando tipo e geração;
2. Análise de valorização dos resíduos com base na identificação de possíveis rotas tecnológicas e no grau de maturidade das cadeias de valorização no contexto brasileiro. Para cada tipo de resíduo identificado, foram mapeadas alternativas de destinação com potencial de recuperação de valor, como reciclagem, coprocessamento, compostagem, reaproveitamento energético e uso como insumo industrial. As rotas foram classificadas em três categorias: (i) cadeias consolidadas, com mercado estruturado e aplicação recorrente; (ii) cadeias parcialmente consolidadas, com aplicação existente, porém com limitações tecnológicas, logísticas ou de mercado; e (iii) cadeias não consolidadas, caracterizadas pela ausência de soluções amplamente difundidas ou pela necessidade de desenvolvimento tecnológico;

Resultados e Discussão

A Figura 1 apresenta a seleção de seis polos industriais estratégicos no Brasil, definidos com base na diversidade regional e na heterogeneidade dos perfis produtivos: Caxias do Sul (RS), Joinville (SC), São Paulo (SP), Camaçari (BA), Manaus (AM) e Belo Horizonte (MG). A análise considerou as dez indústrias de maior geração de resíduos em cada polo, permitindo comparar diferentes dinâmicas de geração e identificar oportunidades de valorização no contexto da economia circular.



Segmentos industriais	Caxias do Sul	Joinville	São Paulo	Camaçari	Manaus	Belo Horizonte
Indústria de Construção Civil	✓		✓			
Indústria de Madeira	✓					
Indústria de Material de Transporte	✓			✓	–	✓
Indústria de Material Elétrico, Eletrônico e Comunicações		✓			✓	
Indústria de Materiais de Construção		✓				✓
Indústria de Papel e Celulose			✓	✓		
Indústria de Produtos Alimentares e Bebidas	✓		✓	✓	✓	✓
Indústria de Produtos Minerais Não Metálicos			✓	✓		✓
Indústria Mecânica	✓	✓			✓	✓
Indústria Metalúrgica	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Indústria Química		✓	✓	✓		
Indústria de Transformação de Plásticos				✓		



Figura 01. Localização dos polos industriais, setores industriais avaliados por polo industrial e número de resíduos identificados em cada polo nas dez indústrias que geram maior volume de resíduos.

Apesar de cada polo industrial apresentar uma vocação predominante, a análise dos maiores geradores de resíduos evidenciou uma diversidade significativa de setor industriais em todos os contextos avaliados, com destaque para a Indústria Metalúrgica, presentes em todos os polos analisados, a Indústria de Produtos Alimentares e Bebidas presente em cinco dos polos, além da Indústria de Materiais de Construção Civil e da Indústria Mecânica, identificadas em quatro polos. Esse cenário reforça a relevância desses setores no que se refere à elevada geração de resíduos e à necessidade de priorização na avaliação de seu potencial de valorização, indicando que tais setores possuem maior capacidade e também responsabilidade de avançar na adoção de tecnologias de transformação e beneficiamento de resíduos, contribuindo de forma significativa para o fortalecimento das cadeias de economia circular e para a redução dos impactos ambientais associados à sua destinação.

Essa concentração setorial está diretamente associada a uma maior intensidade na geração de resíduos industriais, muitos dos quais apresentam elevado potencial de valorização. Ao mesmo tempo, verifica-se coerência entre os perfis industriais e as vocações regionais dos polos, bem como a presença de setores complementares, como alimentos, plásticos e papel e celulose, que contribuem para a diversificação da base produtiva. Essa configuração amplia as possibilidades de identificação de sinergias industriais e reforça a pertinência de abordagens regionalizadas para o desenvolvimento de estratégias de economia circular.

Ressalta-se, ainda, a complexidade associada à diversificação dos tipos de resíduos gerados em um polo industrial. Essa variedade evidencia não apenas a diversidade tecnológica envolvida nos processos produtivos, mas também os desafios de mercado para a geração de valor a partir desses resíduos. Tal valorização deve considerar não somente o aspecto econômico, mas também o potencial material de reinserção desses compostos em novas cadeias produtivas. Nesse contexto, observa-se a necessidade de um esforço individual por parte de cada indústria, aliado a uma abordagem integrada que permita a avaliação das características físico-químicas dos resíduos, bem como de suas similaridades e potenciais de reaproveitamento.

Adicionalmente, a implementação de unidades compartilhadas de beneficiamento de resíduos entre diferentes indústrias apresenta-se como uma alternativa promissora. Essa abordagem possibilita o uso conjunto de equipamentos, promovendo a redução de investimentos iniciais e custos operacionais, além de potencializar ganhos de escala. Por fim, ressalta-se que essa alternativa deve ser avaliada de forma estratégica pelas indústrias e demais atores envolvidos no sistema de gestão e gerenciamento de resíduos, a fim de viabilizar a implementação de soluções de valorização.

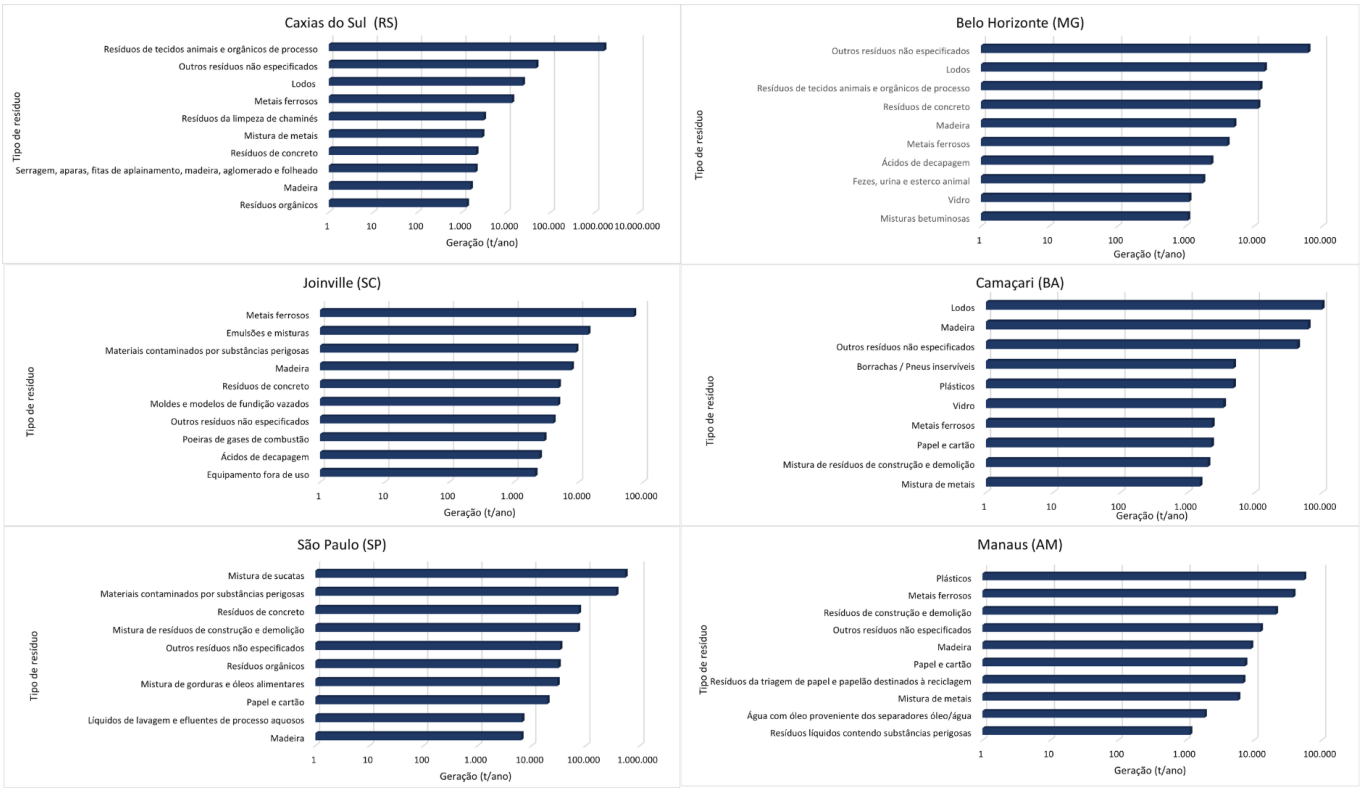


Figura 02. Análise de geração dos dez resíduos mais produzidos pelo polo industrial.

Em relação ao polo industrial de Caxias do Sul, apresentado na Figura 2, destacam-se os resíduos orgânicos provenientes da indústria de alimentos, gerados em grandes volumes e com desafios relacionados ao armazenamento, transporte e destinação final. Diante desse cenário, rotas como compostagem, biodigestão anaeróbia e produção de insumos para alimentação animal mostram-se promissoras, especialmente pela possibilidade de reduzir custos logísticos e de destinação. Em segundo lugar, destaca-se a geração de lodos de tratamento de efluentes, resíduo amplamente presente em diferentes setores e caracterizado por elevada umidade e dificuldades de manejo. Embora existam alternativas de reaproveitamento, como aplicação agrícola, uso na construção civil e recuperação energética (MATTOSO et al., 2024; VIEIRA et al., 2024), sua viabilização ainda depende de investimentos que, de forma isolada, tendem a ser pouco atrativos economicamente. Também se destacam resíduos metálicos, pós de exaustão, madeira e outros resíduos orgânicos, refletindo o perfil metalmecânico e de transformação do polo e indicando oportunidades relevantes de reciclagem, recuperação de materiais e aproveitamento energético.

Adicionalmente, destacam-se os resíduos metálicos e os resíduos de chaminé, também denominados pós de exaustão, amplamente gerados em indústrias metalmecânicas e metalúrgicas. A presença expressiva desses resíduos reflete diretamente o perfil produtivo de polos como o de Caxias do Sul, evidenciando oportunidades relevantes para reciclagem e recuperação de materiais. Por fim, outros resíduos orgânicos e materiais como madeira também apresentam elevada ocorrência, sendo típicos de indústrias de transformação. Esses resíduos estão frequentemente associados a processos de geração de energia e vapor.

Em relação ao polo industrial de Joinville, o resíduo de maior destaque são os metais ferrosos, típicos em indústrias de transformação metal mecânica e de metalurgia, muito presentes nesta região. Em segundo lugar, destacam-se as emulsões e misturas, que são difíceis de caracterizar apenas pela classificação genérica, o que limita a avaliação direta sobre a viabilidade de valorização e reforça a necessidade de análises físico-químicas mais detalhadas para definição de rotas tecnológicas adequadas. Materiais contaminados por substâncias perigosas também apresentam relevância e, além de demandarem avaliação específica, evidenciam a necessidade de gestão e destinação adequadas, de forma a mitigar riscos ambientais mais complexos em comparação aos resíduos não perigosos. Observa-se ainda a presença significativa de resíduos como madeira e resíduos de concreto, que, apesar de não apresentarem alto grau de periculosidade, possuem grande volume de geração e potencial de valorização já consolidado, seja por meio de reaproveitamento energético, no caso da madeira, ou reciclagem como agregados na construção civil, no caso dos resíduos de concreto.

A presença de moldes e modelos de fundição vazados reforça o perfil industrial voltado à metalurgia de Joinville, indicando também o desafio de reaproveitamento de areias de fundição. Adicionalmente, destacam-se os resíduos classificados como “outros não especificados”, o que evidencia uma limitação relevante na rastreabilidade e caracterização dos resíduos gerados, dificultando a identificação de sinergias e rotas de valorização. Resíduos como poeiras de gases de combustão e ácidos de decapagem indicam processos industriais intensivos, com potencial para recuperação de materiais ou tratamento específico, embora frequentemente associados a maiores desafios tecnológicos e regulatórios. Por fim, a presença de equipamentos fora de uso sugere oportunidades relacionadas à logística reversa e à reciclagem de componentes, especialmente considerando a possibilidade de recuperação de metais e outros materiais de valor agregado

Em relação ao polo industrial de São Paulo, observa-se um perfil de geração de resíduos altamente diversificado, refletindo a complexidade e abrangência das atividades industriais presentes na região. Assim como identificado nos polos de Caxias do Sul e Joinville, há recorrência de resíduos já destacados, como metais ferrosos, madeira, resíduos de concreto e materiais contaminados, o que evidencia padrões semelhantes de geração entre polos industriais consolidados. Essa repetição reforça o potencial de replicabilidade de soluções de valorização já conhecidas, especialmente para fluxos mais homogêneos e com cadeias estruturadas de reciclagem. No entanto, em São Paulo, esses resíduos tendem a aparecer em volumes ainda mais expressivos, o que amplia tanto o desafio logístico quanto às oportunidades de escala para sua valorização.

Destaca-se também a presença relevante de resíduos mistos e não especificados, novamente limitando a análise quanto ao potencial de valorização pela falta de dados específicos, além de resíduos com maior grau de contaminação, que também requerem alta cuidado quanto ao manuseio e disposição. Esse cenário sugere a necessidade de soluções mais integradas e estruturadas no polo de São Paulo, incluindo centrais de triagem e beneficiamento compartilhadas, capazes de lidar com a heterogeneidade dos materiais. Ao mesmo tempo, a similaridade com os demais polos analisados reforça a viabilidade de adaptação de tecnologias já aplicadas, desde que consideradas as particularidades locais, especialmente no que se refere à escala, regulação e infraestrutura disponível.

Em relação ao polo industrial de Camaçari, observa-se o destaque expressivo da geração de lodos, que ocupam a primeira posição entre os resíduos mais gerados. Assim como observado em outros polos, os lodos apresentam desafios relacionados à alta umidade e à complexidade de destinação, reforçando a necessidade de soluções tecnológicas específicas e, potencialmente, estruturadas de forma compartilhada para viabilizar economicamente sua valorização. Em seguida, destaca-se a presença de madeira e de resíduos não especificados, o que, mais uma vez, evidencia limitações na segregação e caracterização dos resíduos, dificultando a identificação de rotas claras de reaproveitamento.

Além disso, observa-se a recorrência de resíduos já identificados em outros polos, como plásticos, metais ferrosos, papel e papelão e resíduos da construção civil, o que reforça a existência de padrões semelhantes de alta geração e, consequentemente, o potencial de replicação de soluções de valorização já consolidadas. A presença de borrachas e pneus inservíveis também merece atenção, dada a possibilidade de destinação para aproveitamento energético e aplicação ainda de políticas de logística reversa atreladas a esses tipos de resíduos. De forma geral, o polo de Camaçari combina resíduos típicos de cadeias industriais consolidadas com fluxos mais complexos e menos caracterizados, indicando a necessidade de estratégias integradas que conciliam escala, tecnologia e gestão eficiente para viabilizar a valorização desses materiais.

Em relação ao polo industrial de Belo Horizonte, observa-se como principal destaque a elevada geração de resíduos classificados como “outros não especificados”, seguida por lodos e resíduos de origem orgânica, como tecidos animais e resíduos de processo. Assim como verificado em outros polos, a presença significativa de lodos novamente se destaca. A recorrência de resíduos como concreto, madeira, metais ferrosos e vidro também evidencia padrões semelhantes aos demais polos industriais analisados, indicando potencial de replicação de rotas já consolidadas, especialmente no campo da reciclagem de materiais inertes e secos.

Por outro lado, o polo de Belo Horizonte apresenta particularidades relevantes, com destaque para a presença de resíduos como ácidos de decapagem e fezes, urina e esterco animal, que não aparecem com tanta expressividade nos outros polos avaliados. Esses resíduos indicam tanto a presença de atividades industriais ligadas ao tratamento de superfícies metálicas quanto interfaces com cadeias agroindustriais ou de processamento biológico. Além disso, a presença de misturas betuminosas sugere atividades relacionadas à infraestrutura urbana e pavimentação, trazendo oportunidades específicas de reaproveitamento em cadeias da construção civil.

Em relação ao polo industrial de Manaus, observa-se o destaque para a geração de resíduos plásticos, seguidos por metais ferrosos e resíduos da construção civil, refletindo o perfil industrial da Zona Franca, fortemente voltado à produção de bens eletroeletrônicos e de consumo. Assim como verificado nos demais polos analisados, há recorrência de resíduos como papel e papelão, madeira e misturas de metais, o que reforça a existência de padrões comuns de geração e o potencial de replicação de rotas de valorização já consolidadas, especialmente para materiais recicláveis secos. A presença de resíduos da triagem de papel e papelão também indica a existência de cadeias de reciclagem já estruturadas, ainda que com possibilidade de ganhos em eficiência e aproveitamento.

Por outro lado, destacam-se também resíduos classificados como “outros não especificados”, evidenciando limitações na caracterização e rastreabilidade, assim como observado em outros polos. Adicionalmente, a presença de resíduos líquidos, como água contaminada com óleo proveniente de separadores e resíduos líquidos contendo substâncias perigosas, indica a complexidade de determinados processos industriais e a necessidade de soluções específicas de tratamento. De forma geral, embora o polo de Manaus apresenta similaridades com outros centros industriais em termos de tipologia de resíduos, aspectos logísticos e geográficos podem representar desafios adicionais, reforçando a importância de soluções locais e integradas para viabilizar a valorização desses materiais.

Após a análise da geração de resíduos por polo industrial, foi realizada a avaliação do potencial de valorização dos principais resíduos identificados, conforme apresentado na Figura 3. Para isso, as rotas tecnológicas foram classificadas em consolidadas, parcialmente consolidadas e não consolidadas, com base no grau de maturidade tecnológica e de mercado, considerando aspectos como viabilidade técnica e econômica, infraestrutura disponível e nível de aplicação no contexto brasileiro.

Resíduos	Caxias do Sul	Joinville	São Paulo	Belo Horizonte	Camaçari	Manaus
Lodos	Compostagem; Secagem térmica; Coprocessamento; Uso agrícola	–	–	Compostagem; Secagem térmica; Coprocessamento; Uso agrícola	Compostagem; Secagem térmica; Coprocessamento; Uso agrícola	–
Materiais contaminados por substâncias perigosas; Resíduos líquidos contendo substâncias perigosas;	–	Incineração; Coprocessamento; Tratamento químico; Neutralização	Incineração; Coprocessamento; Tratamento químico; Neutralização	–	–	–
Poeiras de gases de combustão; Resíduos da limpeza de chaminés	Coprocessamento; Produção cimentícia; Produção de concreto	Coprocessamento; Produção cimentícia; Produção de concreto	–	Coprocessamento; Produção cimentícia; Produção de concreto	–	Coprocessamento; Produção cimentícia; Produção de concreto
Resíduos de concreto; Mistura de resíduos de construção e demolição; Resíduos de construção e demolição	Britagem; Uso como agregado reciclado; Reciclagem em outras obras civis	Britagem; Uso como agregado reciclado; Reciclagem em outras obras civis	Britagem; Uso como agregado reciclado; Reciclagem em outras obras civis	Britagem; Uso como agregado reciclado; Reciclagem em outras obras civis	Britagem; Uso como agregado reciclado; Reciclagem em outras obras civis	Britagem; Uso como agregado reciclado; Reciclagem em outras obras civis
Líquidos de lavagem e efluentes de processo aquosos	–	–	Tratamento físico-químico	–	–	Tratamento físico-químico
Emulsões e misturas	–	Quebra de emulsão; Coprocessamento	–	–	–	–
Moldes e modelos de fundição vazados	–	Reciclagem de areia; Coprocessamento; Reciclagem em pavimentação	–	–	–	–
Outros resíduos não especificados	Dependente de caracterização	Dependente de caracterização	Dependente de caracterização	Dependente de caracterização	Dependente de caracterização	Dependente de caracterização
Ácidos de decapagem	–	Neutralização; Recuperação de ácido; Cristalização de sais	–	Neutralização; Recuperação de ácido; Cristalização de sais	–	–
Água com óleo proveniente dos separadores óleo/água	–	–	–	–	–	Separação físico-química; Rerrefino
Metais ferrosos; Mistura de metais; Mistura de sucatas	Reciclagem siderúrgica; Separação e refino	Reciclagem siderúrgica; Separação e refino	Reciclagem siderúrgica; Separação e refino	Reciclagem siderúrgica; Separação e refino	Reciclagem siderúrgica; Separação e refino	Reciclagem siderúrgica; Separação e refino
Plásticos	–	–	–	–	–	Reciclagem mecânica; química
Resíduos orgânicos; Resíduos de tecidos animais e orgânicos de processo	Compostagem; Biodigestão; Ração animal	–	Compostagem; Biodigestão; Ração animal	Compostagem; Biodigestão; Ração animal	–	–
Mistura de gorduras e óleos alimentares;	–	–	Produção de sabão; Ração animal; Produção de biocombustível	–	–	–
Fezes, urina e esterco animal	–	–	–	Compostagem; Biodigestão; Fertilizantes	–	–
Misturas betuminosas	–	–	–	Reciclagem em pavimentação;	–	–
Equipamento fora de uso	–	Desmontagem; Reciclagem; Logística reversa	–	–	–	–
Borrachas / Pneus inservíveis	–	–	–	–	Coprocessamento; Reciclagem mecânica (granulação); Pirólise	–
Madeira; Serragem, aparas, fitas de aplainamento, madeira, aglomerado e folheado	Valorização energética (biomassa); Produção de painéis; Compostagem	Valorização energética (biomassa); Produção de painéis; Compostagem	Valorização energética (biomassa); Produção de painéis; Compostagem	Valorização energética (biomassa); Produção de painéis; Compostagem	Valorização energética (biomassa); Produção de painéis; Compostagem	Valorização energética (biomassa); Produção de painéis; Compostagem
Papel e cartão;	–	–	Reciclagem; Valorização energética	–	Reciclagem; Valorização energética	Reciclagem; Valorização energética
Resíduos da triagem de papel e papelão destinados à reciclagem	–	–	–	–	–	Valorização energética
Vidro	–	–	–	Reciclagem de vidro; Reprocessamento	Reciclagem de vidro; Reprocessamento	–

Figura 03. Matriz de mapeamento de oportunidades de valorização por polo industrial considerando rotas consolidadas (verde), parcialmente consolidadas (amarelo) e não consolidadas (azul) em função do tipo de resíduo. Fonte: LIAO, K. *et al., 2024; YAASHIKAA, P. R.; SENTHIL KUMAR, P.; VARJANI, S., 2022;* VARJANI, S *et al. 2021.*

Diante da análise da geração de resíduos em cada polo industrial, foi realizada uma avaliação das cadeias de valorização associadas a cada tipo de resíduo identificado, tomando como referência rotas descritas na literatura, experiências com resíduos de características semelhantes e a presença dessas rotas no atual modelo brasileiro de reciclagem e beneficiamento industrial. Essa estrutura analítica permitiu avaliar o grau de maturidade das cadeias de valorização no Brasil, ao diferenciar resíduos com rotas consolidadas, parcialmente consolidadas e não consolidadas. A Figura 3 apresenta essa classificação e demonstra quais polos possuem maior potencial para aplicação de unidades de beneficiamento ou valorização de resíduos ainda não consolidados no Brasil. Essa avaliação permite identificar o potencial regional de expansão da economia circular e as fontes de geração de novos produtos passíveis de inserção em cadeias de mercado.

Ao analisar individualmente os polos, observa-se que Joinville apresenta maior complexidade tecnológica, com destaque para coprocessamento, tratamento químico e rotas de reciclagem especializada, refletindo a diversidade de resíduos industriais mais complexos e contaminados. Belo Horizonte e Caxias do Sul se destacam pelo perfil mais equilibrado entre valorização orgânica, rotas térmicas e reciclagem mineral, enquanto Camaçari concentra oportunidades ligadas à gestão de lodos e resíduos da construção civil. São Paulo apresenta maior diversidade de rotas associadas a resíduos mistos, líquidos e orgânicos, reforçando a necessidade de soluções integradas e escaláveis. Já Manaus possui maior concentração de rotas ligadas ao tratamento de efluentes, rerrefino e reciclagem de materiais secos, indicando um perfil voltado à gestão de líquidos contaminados e resíduos recicláveis. De forma geral, o panorama evidencia tanto oportunidades de replicação de rotas já consolidadas quanto nichos regionais promissores para desenvolvimento de soluções tecnológicas específicas.

Considerações Finais

Este estudo permitiu identificar padrões relevantes de geração de resíduos industriais em polos estratégicos do Brasil, evidenciando tanto fluxos recorrentes entre diferentes regiões quanto resíduos específicos associados às vocações produtivas locais. A análise demonstrou que resíduos como lodos, metais ferrosos, resíduos orgânicos, resíduos da produção de materiais de construção, são resíduos recorrentes indicando necessidade de aplicação de rotas tecnológicas de valorização em diversos polos. Alternativas a destinação a aterros industriais ainda dependem de avanços tecnológicos e estruturais, tanto da indústria, quanto do próprio mercado consumidor dessa nova matéria-prima. Nesse sentido, o trabalho reforça que a valorização de resíduos industriais deve ser compreendida como uma oportunidade de fortalecimento da economia circular, de redução da dependência de aterros industriais e de promoção de novas cadeias produtivas baseadas em recursos secundários.

Ressalta-se, contudo, que os resultados apresentados correspondem a um recorte dos principais geradores de resíduos dos polos analisados, não esgotando o universo de oportunidades de valorização existentes. Além disso, uma limitação importante do estudo está associada à base de dados do RAP, especialmente em função da classificação genérica de parte dos resíduos, o que restringe análises mais aprofundadas sobre composição, compatibilidade e viabilidade tecnológica das rotas propostas. Dessa forma, recomenda-se que estudos futuros avancem na caracterização físico-química dos resíduos e no desenvolvimento de projetos de pesquisa, desenvolvimento e inovação (PD&I) voltados à validação técnica e econômica das rotas de valorização identificadas. Também se destaca o potencial de soluções compartilhadas por polo industrial, capazes de ampliar escala, reduzir custos e viabilizar unidades integradas de beneficiamento, desde que haja articulação entre geradores, interesse do setor produtivo e visão estratégica

de mercado. Por fim, sugere-se a ampliação da amostra de indústrias avaliadas nos polos estudados, bem como a replicação da metodologia em outros polos industriais brasileiros, de forma a ampliar a compreensão territorial das oportunidades de simbiose industrial e apoiar políticas mais eficazes de transição para uma economia circular.

Agradecimentos

Os autores agradecem às instituições parceiras 4Feedstock, Suzuki Intelligence & Innovation, Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) e Universidade Estadual de Santa Catarina (UDESC) pelo apoio técnico, institucional e pela contribuição no desenvolvimento deste trabalho.

Referências Bibliográficas

ABRELPE. *Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2023*. São Paulo: Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais, 2023.

BRASIL. *Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010*. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Brasília, 2010.

CHERTOW, Marian R. Industrial symbiosis: literature and taxonomy. *Annual Review of Energy and the Environment*, v. 25, p. 313–337, 2000.

BRASIL. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). Relatório Anual de Atividades Potencialmente Poluidoras e Utilizadoras de Recursos Ambientais (RAPP/RAP): ano-base 2024. Brasília, DF: IBAMA, 2024. Disponível em: https://www.gov.br/ibama. Acesso em: 05 abr. 2026.

CHERTOW, Marian R.; PARK, Jooyoung. Scholarship and practice in industrial symbiosis: 1989–2014. *Industrial and Corporate Change*, v. 25, n. 2, p. 319–337, 2016.

GEISSDOERFER, Martin et al. The circular economy – a new sustainability paradigm. *Journal of Cleaner Production*, v. 143, p. 757–768, 2017.

GEISSDOERFER, Martin et al. Circular economy and sustainability transitions. *Journal of Cleaner Production*, v. 277, 2020.

GENG, Yong; DOBERSTEIN, Brent. Developing the circular economy in China: challenges and opportunities. *Journal of Industrial Ecology*, v. 12, n. 3, p. 231–239, 2008.

VARJANI, Sunita; SHAH, Anil V.; VYAS, Shaili; SRIVASTAVA, Vijay Kumar. Processes and prospects on valorizing solid waste for the production of valuable products employing bio-routes: A systematic review. *Chemosphere*, v. 282, p. 130954, 2021. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130954

KIRCHHERR, Julian; PISCICELLI, Laura; BOUR, Rasmus. Barriers to the circular economy: evidence from the European Union. *Ecological Economics*, v. 150, p. 264–272, 2018.

KIRCHHERR, Julian; REIKE, Denise; HEKKERT, Marko. Conceptualizing the circular economy: an analysis of 114 definitions. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 127, p. 221–232, 2017.

LIAO, Kailingli; FENG, Zeshi; WU, Jin; LIANG, He; WANG, Yuhan; ZENG, Wenfei; WANG, Yichun; TIAN, Jinping; LIU, Rui; CHEN, Lyujun. Cement kiln geared up to dispose industrial hazardous wastes of megacity under industrial symbiosis. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 202, p. 107358, 2024. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2023.107358.

LOMBARDI, Dario; LAYBOURN, Phil. Redefining industrial symbiosis: crossing academic–practitioner boundaries. *Journal of Industrial Ecology*, v. 16, n. 1, p. 28–37, 2012.

MATTOSO, Ana Paula; CUNHA, Sandra; AGUIAR, José; DUARTE, António; LEMOS, Helena. Valorization of water treatment sludge for applications in the construction industry: a review. *Materials*, v. 17, n. 8, 2024.

VIEIRA, Filipe Baião; SILVA, Guido Vaz; CARDOSO, Rodolfo; BARROS, Carlos Frederico de Oliveira; LEMOS, Marco Antônio Franco Portella. Pirólise de lodo de esgoto: uma revisão sistemática. *Revista DAE*, 2024. DOI: https://doi.org/10.36659/dae.2024.056.

YAASHIKAA, P. R.; SENTHIL KUMAR, P.; VARJANI, S. Valorization of agro-industrial wastes for biorefinery process and circular bioeconomy: A critical review. *Bioresource Technology*, v. 343, p. 126126, 2022. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.126126

GESTÃO SUSTENTÁVEL DE AREIA DESCARTADA DE FUNDIÇÃO: DESAFIOS DO DESCARTE E OPORTUNIDADES DE REUSO

1 Ivair Jose Sbroio, 2 Camila R. Moura, 3 Gisleiva C. S. Ferreira 4 Daniel A. Oliveira Massolla
1 FT-Unicamp, Ivair.sbroio@gmail.com; 2 FECFAU-Unicamp, c244728@dac.unicamp.br; 3 FT-Unicamp, gisleiva@unicamp.br; 4 FT-Unicamp, d272383@dac.unicamp.br

Palavras Chave: Areia Descartada de Fundição; Sustentabilidade; Fundição.

Resumo

A indústria de fundição gera volumes expressivos de subprodutos, sendo a Areia Descartada de Fundição (ADF) o resíduo mais abundante, representando até 80% do total sólido do setor. O objetivo deste trabalho é realizar uma análise crítica sobre a transição do modelo linear de descarte para uma abordagem de economia circular, avaliando a viabilidade técnica e ambiental da ADF como matéria-prima secundária. A metodologia consiste em uma pesquisa bibliográfica e técnica sobre os passivos ambientais associados à lixiviação de contaminantes e o esgotamento de jazidas naturais, além da análise das rotas de valorização do resíduo em matrizes cimentícias, pavimentação asfáltica e cerâmica vermelha. Os resultados indicam que o tratamento prévio e o controle de parâmetros físicos e químicos permitem o desempenho satisfatório da ADF em aplicações de construção civil, embora barreiras normativas ainda limitem a simbiose industrial. Conclui-se que a gestão sustentável da ADF promove a preservação de recursos naturais e oferece vantagens econômicas, exigindo uma mudança de paradigma que trate o resíduo como um coproduto de alto valor agregado.

Keywords: Waste Foundry Sand; Sustainability; Foundry.

Abstract

The foundry industry generates significant volumes of by-products, with Foundry Sand Waste (FSW) being the most abundant waste, representing up to 80% of the sector's total solids. The objective of this study is to conduct a critical analysis of the transition from the linear disposal model to a circular economy approach, assessing the technical and environmental feasibility of FSW as a secondary raw material. The methodology consists of bibliographic and technical research on the environmental liabilities associated with the leaching of contaminants and the depletion of natural deposits, in addition to the analysis of waste recovery routes in cement matrices, asphalt paving, and red ceramics. The results indicate that prior treatment and control of physical and chemical parameters allow for satisfactory performance of ADF in civil construction applications, although regulatory barriers still limit industrial symbiosis. It is concluded that the sustainable management of ADF promotes the preservation of natural resources and offers economic advantages, requiring a paradigm shift that treats waste as a high value-added co-product.

Introdução

A indústria de fundição desempenha um papel estratégico na matriz econômica global, sendo responsável pela produção de componentes metálicos essenciais para setores, como o automotivo global, principal consumidor de fundidos (39,2%), o de máquinas agrícolas, o ferroviário e o de infraestrutura (Figura 01) (Bhardwaj et al., 2023; Madan; Singh, 2023) .

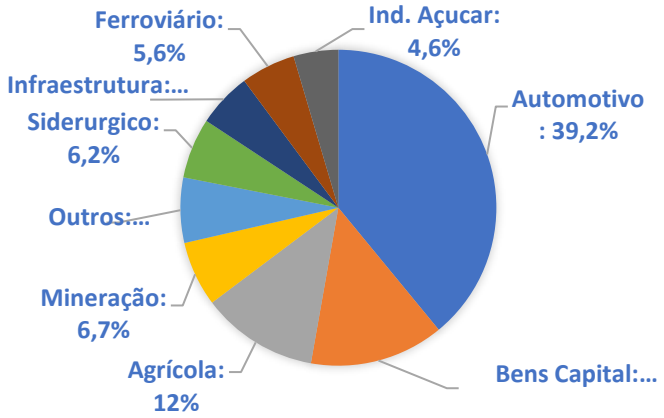


Figura 01: Principais Clientes da Fundição por Área de Atuação.
Fonte: ABIFA (2025)

No entanto, a relevância econômica deste setor contrasta com seu elevado potencial poluidor e a geração intensiva de resíduos sólidos, principalmente a areia descartada de fundição (ADF). Estima-se que, para cada tonelada de metal fundido, seja gerada cerca de 1t de ADF, o que representa aproximadamente 70% a 80% do volume total de subprodutos desta atividade industrial (Siddique; Singh, 2011).

Tradicionalmente o modelo de gestão adotado para a ADF tem sido linear, culminando na disposição final em aterros industriais. Esta prática, contudo, enfrenta barreiras crescentes. Do ponto de vista econômico, os custos associados ao transporte e às taxas de deposição têm onerado o setor produtivo (Dyer et al., 2024).

Sob a ótica ambiental, a disposição inadequada gera passivos significativos, incluindo a ocupação de grandes áreas físicas e o risco potencial de contaminação do solo e das águas subterrâneas por metais e compostos orgânicos, dependendo do ligante utilizado no processo de moldagem (Dyer et al., 2024).

Paralelamente ao problema do descarte, a indústria da construção civil, uma das maiores consumidoras de recursos naturais do planeta, enfrenta o desafio da escassez de agregados naturais. A extração de areia virgem de leitos dos rios e cavas tem causado danos irreversíveis aos ecossistemas, levando à regulamentações mais rígidas e à necessidade urgente de buscar matérias-primas alternativas (Bhardwaj et al., 2023).

Neste cenário, a convergência entre a necessidade de destinação correta dos resíduos de fundição e a demanda por agregados na construção civil, surge uma oportunidade clara de aplicação da Economia Circular (EC) e da Simbiose Industrial (SI) (Ossio; Salinas; Hernández, 2023).

A transição de uma visão de "resíduo como problema" para "resíduo como recurso" exige, no entanto, uma compreensão aprofundada das características técnicas da ADF e das implicações ambientais de seu reuso.

Não basta apenas desviar o material do aterro; é necessário garantir que sua incorporação em novos produtos (como argamassas, concretos ou pavimentos) seja tecnicamente viável e ambientalmente segura.

Diante desse contexto, o presente artigo tem como objetivo analisar a gestão sustentável da ADF, discutindo desafios críticos do descarte atual e explorando as oportunidades de valorização deste resíduo. Serão abordados os aspectos normativos, os benefícios da substituição de agregados naturais e os impactos ambientais evitados, visando fornecer um panorama técnico que fundamente a tomada de decisão para práticas industriais mais limpas.

Materiais e Métodos

Com o objetivo de fundamentar a gestão da ADF, seu descarte e/ou reuso, este trabalho adotou a metodologia de Revisão Integrativa da Literatura (RIL). Essa abordagem foi selecionada para delimitar o atual estado da arte, permitindo consolidar e sintetizar o conhecimento científico acumulado sobre o tema (Ossio; Salinas; Hernández, 2023).

A RIL foi conduzida entre os meses de dezembro de 2025 e fevereiro de 2026 na base de dados indexada ScienceDirect®, uma base robusta e abrangente na área acadêmica, também foram consultados autores citados nos artigos encontrados na pesquisa. Para complementar foi utilizado o GoogleScholar® e material da Associação Brasileira de Fundição (ABIFA).

A pesquisa foi limitada entre os anos de 2022 e 2026 e somente artigos de pesquisa e artigos de revisão, os filtros foram escolhidos com o objetivo de encontrar informações acadêmicas recentes sobre o tema.

Foram utilizados os operadores booleanos “AND” e “OR” e as palavras-chave *“Waste Foundry Sand”*, *“Foundry waste”*, *“Disposal”*, “Landifill”, *leaching"*, *"toxicity"*, *"environmental impact", "risk assessment”*, com isso foram encontrados 109 artigos (Tabela 01).

Base de Dados	ScienceDirect®
String utilizada	*("waste foundry sand" OR "foundry waste") AND ("disposal" OR "landfill" OR "leaching" OR "toxicity") AND ("environmental impact" OR "risk assessment")*
Período	Dez 2025 a fev. 2026
Tipo de Artigo	Artigo e Artigo de Revisão
Quantidade encontrada	109

Tabela 01: Resumo dos criterios adotados na pesquisa.
Fonte: Autor

O gerenciamento e a organização dos artigos encontrados foram realizados por meio da plataforma *Catchii* (https://app.catchii.org/login). O processo de seleção dos estudos obedeceu a uma triagem sistemática composta por quatro

etapas: (i) identificação e exclusão de duplicatas; (ii) filtragem por títulos; (iii) análise dos resumos; e, finalmente, (iv) leitura integral dos artigos remanescentes para a incluso e/ou exclusão definitiva.

O fluxograma PRISMA (Page et al., 2021) foi gerado, conforme apresentado na Figura 02.

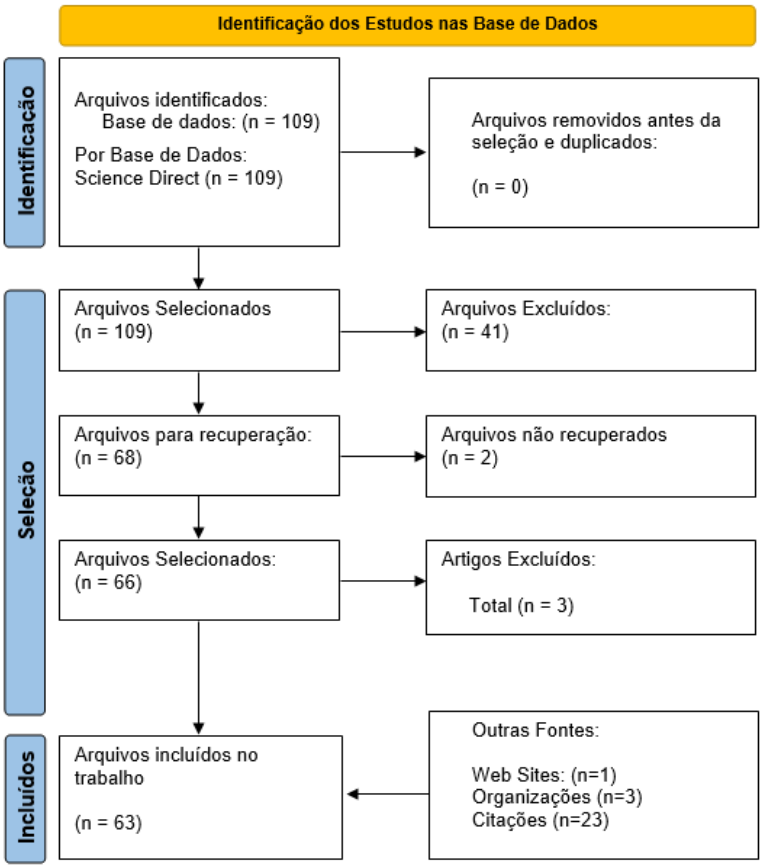


Figura 02: Resumo da pesquisa no fluxograma Prisma®.
Fonte: Catchii, ([S.d.])

Dos arquivos encontrados 80% são artigos de pesquisa e o restante são artigos de *Review,* conforme mostra a Figura 03, isso mostra que a ciência nessa área não está estagnada. Há muitos pesquisadores indo a campo ou laboratório para testar novas hipóteses, analisar novos tipos de resíduos ou testar novas tecnologias de remediação.

A presença de uma parcela de artigos de revisão indica que o tema já alcançou um certo grau de maturidade e já existe massa crítica de estudos suficientes para que outros autores sintam a necessidade de compilar, organizar e analisar tendências.

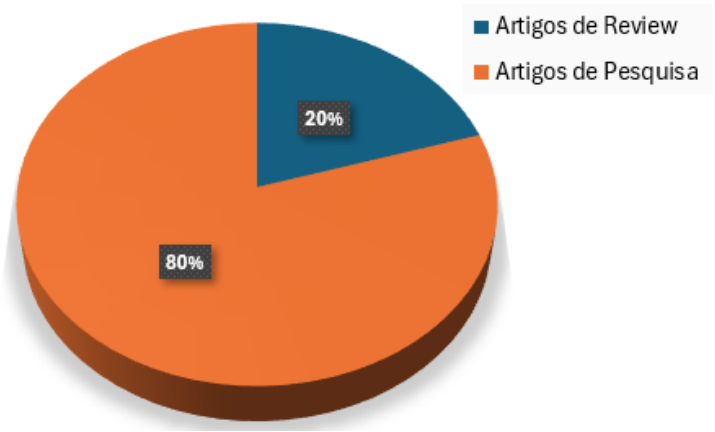


Figura 03: Artigos de Review x Artigos de Pesquisa encontrados na RSL.
Fonte: O Autor

A Figura 04 mostra a distribuição dos 109 artigos encontrados ao longo dos 5 anos que foi aplicado o filtro. Essa distribuição mostra uma concentração significativa de publicações nos anos de 2024 e 2025, indicando que a bibliografia encontrada é recente e atualizada.

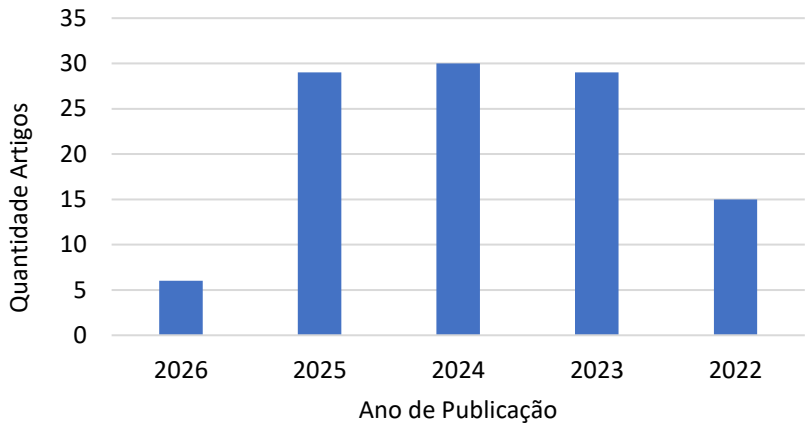


Figura 04: Quantidade de Artigos x Ano de Publicação das pesquisas encontrados na RSL.
Fonte: Autor

Diagnóstico Ambiental: Riscos do Descarte Inadequado de Resíduos Industriais

O descarte inadequado de resíduos industriais, como a ADF, gera passivos ambientais críticos devido ao potencial de lixiviação de contaminantes tóxicos para o solo e recursos hídricos.

Pesquisas indicam que a exposição prolongada desses materiais à água pode resultar na liberação de parâmetros químicos, incluindo cloretos e metais, em níveis que excedem os limites de segurança aceitáveis, exigindo monitoramento rigoroso para evitar a contaminação de aquíferos e garantir a segurança ambiental (Bochare et al., 2024; Ferrazzo et al., 2023).

Para mitigar esses riscos, é fundamental a caracterização precisa dos resíduos segundo normas regulamentadoras, como a NBR10004 (2024) que definem sua classe ambiental e viabilidade de reutilização. A ADF é classificada como Resíduo Classe II – Não Perigoso, isso significa que ela não apresenta características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade ou patogenicidade, mas requer cuidados na disposição final (Salamoni et al., 2025).

Folmann; Valentina; Folgureras (2012) analisaram a aplicação de ADF em tijolos de solo cimento e submeteram a ADF a ensaio de lixiviação (Tabela 02) mostarndo que nenhum dos parâmetros avaliados ultrapassou os valores estabelecidos pela norma NBR 10.004 (2024) em seu anexo G, revelando que não apresentam riscos a saúde.

Parâmetros	Lixiviado (mg/l) NBR 10005	
	ADF	Valor Máx. Permitido
Arsênio	$<1{,}000.10^{-4}$	1,0
Bario	<0,20	70,0
Cádmio	<0,001	0,5
Chumbo	<0,01	1,0
Cromo Total	<0,030	5,0
Fluoretos	<1,000	150,0
Mercúrio	$<1{,}000.10^{-4}$	0,1
Prata	<0,02	5,0
Selênio	$<1{,}00.10^{-4}$	1,0
Massa Lixiviada (g)	50,641	50 -100
pH Final	3,93	-
Vol. Lixiviado (ml)	830	-

Tabela 02: Parâmetros Químicos do Lixiviado da ADF.
Fonte: Adaptado de Folmann; et al. (2012) e Carnin; Ferreira; Pires, (2022)

Metodologias de avaliação multicriterio, como a CPQvA, também têm sido aplicadas para classificar resíduos industriais, analisando detalhadamente seu potencial químico e mineralógico; essa abordagem sistemática aumenta a confiança na tomada de decisão para direcionar resíduos, antes destinados a aterros sanitários, para novas cadeias produtivas de forma segura e regulamentada (Machado et al., 2023).

Dessa forma, a aplicação dessas metodologias não serve apenas para atender a requisitos legais, mas funciona como o gatilho para a reintrodução desses materiais no ciclo produtivo. Ao transformar dados químicos e mineralógicas em

indicadores de viabilidade econômica, cria-se a base sólida necessária para abandonar práticas de descarte obsoletas em favor de sistemas regenerativos.

Essa transição de um "modelo linear" para o que é chamado de "economia circular" impulsiona a valorização desses resíduos sólidos, transformando-os em matérias-primas alternativas para setores como a construção civil. Estudos de revisão do estado da arte demonstram que o reaproveitamento eficaz de subprodutos industriais não apenas reduz a pegada de carbono e preserva recursos naturais, mas também oferece benefícios econômicos, consolidando estratégias sustentáveis de gestão de resíduos em larga escala (Bozorgmehr Nia; Shafei, 2025).

Impacto ao Ecosistema

A contínua expansão do setor da construção civil gerou uma demanda excessiva por agregados naturais, com o consumo global de areia de rio ultrapassando 50 bilhões de toneladas anuais. Essa exploração intensiva resultou no esgotamento progressivo das jazidas e em danos ecológicos severos aos ecossistemas fluviais, tornando insustentável a dependência exclusiva de recursos minerais virgens e exigindo a busca imediata por materiais alternativos ecoeficientes (Kannan; Parvathikumar; E., 2025).

Diante dessa problemática, a ADF surge como uma solução capaz de mitigar simultaneamente dois grandes desafios ambientais: a escassez de matérias-primas naturais e a gestão de resíduos industriais. A indústria de fundição gera anualmente mais de 100 milhões de toneladas deste subproduto, conforme Figura 05, que ao ser reinserido na cadeia produtiva como matéria-prima secundária, alivia a pressão sobre os aterros sanitários e reduz a necessidade de extração de novos agregados (Pugh; Gardner; Maddalena, 2026).

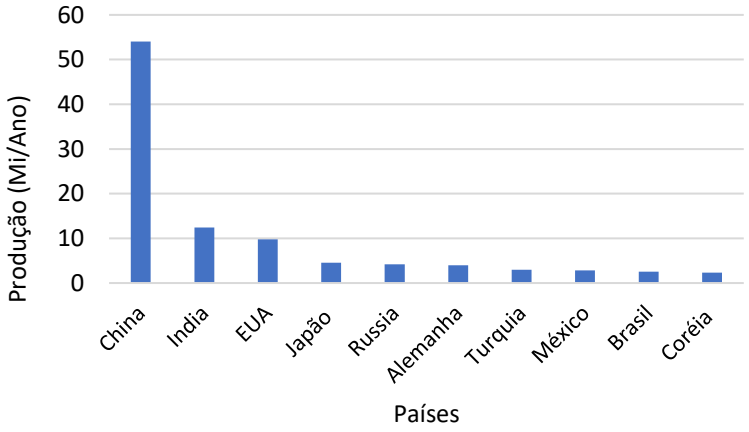


Figura 05: Produção Anual dos 10 Países que mais Produzem Fundidos.
Fonte: ABIFA (2023)

A viabilidade do reaproveitamento da ADF é sustentada por revisões sistemáticas que confirmam a compatibilidade de suas propriedades físicas e químicas com as da areia natural. Estudos indicam que, quando utilizada como substituto parcial em matrizes de concreto, a ADF não apenas atende aos requisitos técnicos de resistência mecânica e durabilidade, mas também constitui uma alternativa ambientalmente segura, promovendo uma abordagem mais sustentável para a engenharia civil (García et al., 2024).

Aplicação da ADF na Construção Civil

A areia de fundição descartada (ADF), subproduto da indústria de fundição de metais, tem sido amplamente estudada como um substituto sustentável para a areia natural na construção civil, visando mitigar o impacto ambiental de sua extração e o descarte em aterros. Com uma grande produção, a ADF apresenta-se como uma alternativa viável para a composição de concretos e argamassas, alinhando-se aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável da ONU. Pesquisas indicam que a substituição parcial da areia natural por ADF não é apenas aceitável, mas muitas vezes benéfica para as propriedades do material (Pugh; Gardner; Maddalena, 2026).

No desenvolvimento de concretos convencionais e de alto desempenho, a literatura sugere que o nível ideal de substituição parcial de ADF situa-se geralmente entre 20% e 30% em peso. Dentro desta faixa, é possível manter ou até melhorar as propriedades mecânicas, como a resistência à compressão e à tração. No entanto, estudos como o de Kumar; Silori; Kumar Sethy, (2023) advertem que substituições totais (100%) podem degradar significativamente a trabalhabilidade e a resistência, tornando o material inadequado para membros estruturais. O estudo de Alizamir et al., (2025) destaca que modelos de inteligência artificial são altamente eficazes para prever essas resistências com precisão.

Além do concreto estrutural, a ADF demonstra grande potencial em aplicações de infraestrutura, como em misturas asfálticas e pavimentos. Conforme o estudo de Kannan; Parvathikumar; E., (2025b), a substituição de 45% de areia por ADF em blocos de pavimentação gerou resistências superiores e excelente durabilidade sob tráfego.

O uso de ligantes álcali-ativados também tem sido explorado para estabilizar o resíduo em camadas de base, onde o material atende aos requisitos de compressão para uso em rodovias. Além disso, as características químicas e físicas da ADF são similares aos agregados convencionais na matriz asfáltica. (Gambalonga et al., 2023; Pompermaier et al., 2024).

Outra frente promissora é o uso da ADF em materiais de aterro e contenção. No estudo de Kumar; Parihar, (2023), experimentos mostraram que o preenchimento de muros de arrimo com 40% de ADF reduziu a pressão lateral em 22% em comparação com a areia pura. Complementarmente, o trabalho de Chowdepalli; Karnamprabhakara; Balunaini, (2022) demonstrou que leitos de fundação reforçados com geogrelhas e ADF aumentam significativamente a capacidade de carga do solo. A ADF também é aplicada em materiais de preenchimento de baixa resistência controlada para valas e tubulações, conforme revisado em por H. Dalal et al., (2023).

Embora existam preocupações sobre contaminantes, a viabilidade técnica da ADF é validada por avaliações de segurança ambiental e durabilidade a longo prazo, onde é demonstrado que metais pesados são imobilizados com sucesso na matriz cimentícia, resultando em baixa lixiviabilidade (Sithole et al., 2022).

Contudo, em casos de areias classificadas como tóxicas, o contato prolongado com água pode afetar a qualidade do efluente, exigindo controle rígido no canteiro de obras. Por fim, conclui-se que a estabilização da ADF com ligantes alternativos possui um índice de sustentabilidade superior ao uso do cimento Portland tradicional (Bochare et al., 2024; Ferrazzo; Tonini de Araújo; Consoli, 2024)

Conclusão

Partindo dos estudos realizados conclui-se que a ADF representa um recurso de alto valor estratégico para a economia circular, superando a condição de simples resíduo industrial. A transição do descarte em aterros para a integração na construção civil é sustentada por sua viabilidade técnica, especialmente quando aplicada como substituto parcial de agregados miúdos em teores otimizados entre 20% e 30%. O uso da ADF em concretos, argamassas e infraestrutura rodoviária não apenas preserva os recursos naturais de areia de rio, mas também oferece melhorias em propriedades como estabilidade em aterros e resistência em pavimentos.

Todavia, a implementação em larga escala enfrenta desafios significativos relacionados à variabilidade das propriedades da ADF e à presença de contaminantes em areias de sistemas fenólicos ou orgânicos. A gestão sustentável exige, portanto, um controle rigoroso da lixiviabilidade de metais pesados para garantir a segurança ambiental, embora estudos confirmem que a matriz cimentícia possui alta capacidade de imobilização desses elementos. A adoção de tecnologias emergentes, como a ativação alcalina e a modelagem por inteligência artificial, surge como o caminho para otimizar misturas e garantir a previsibilidade do desempenho estrutural.

Em última análise, o reuso da ADF alinha-se aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável, reduzindo a pegada de carbono do setor construtivo em até 40% em aplicações específicas. Para consolidar essa prática, é necessário o desenvolvimento de diretrizes normativas claras e o fortalecimento de cadeias de valor entre as industriais. A convergência entre inovação tecnológica e responsabilidade ambiental transforma o passivo das fundições em um ativo econômico, promovendo uma infraestrutura urbana resiliente e harmonizada com os princípios da sustentabilidade global.

Agradecimentos

Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) por oportunizar este momento de estudo. Este apoio foi fundamental para a realização da pesquisa e para a conclusão deste trabalho. FAEPEX e CNPq.

Referências Bibliográficas

ABIFA. **Guia ABIFA das fundições**. **Revista Fundição e Matérias-Primas**São Paulo, dez. 2023. Disponível em: <https://abifa.org.br/revista68/#p=1>. Acesso em: 6 jun. 2024

ABIFA. ÍNDICES SETORIAIS. **Fundição & Matérias Primas**, p. 1–110, jan. 2025.

ALIZAMIR, Meysam *et al.* An interpretable XGBoost-SHAP machine learning model for reliable prediction of mechanical properties in waste foundry sand-based eco-friendly concrete. **Results in Engineering**, v. 25, p. 104307, 2025.

BHARDWAJ, Atish *et al.* Comprehensive review on utilization of waste foundry sand in concrete. **European Journal of Environmental and Civil Engineering**, v. 27, n. 3, p. 1056–1087, 17 fev. 2023.

BOCHARE, Rewa *et al.* Sustainable concrete production using toxic foundry sand and its subsequent effect on water contamination. **Science of The Total Environment**, v. 923, p. 171551, maio 2024.

BOZORGMEHR NIA, S. B.; SHAFEI, B. Carbon footprint reduction through repurposing solid wastes into sustainable construction materials: A state-of-the-art review. **Cleaner And Responsible Consumption**, 2025.

CARNIN, Raquel Luísa Pereira; FERREIRA, Gisleiva Cristina dos Santos; PIRES, Marta Siviero Guilherme. **Avaliação de risco sobre a utilização da areiadescartada de fundição na construção civildescartada de fundição na construção**.

ABIFASão PauloABIFA, 2022. Disponível em: <https://wordpress.ft.unicamp.br/mats/wp-content/uploads/sites/29/2022/05/Avaliacao-de-risco-sobre-a-utilizacao-da-ADF_Revista-ABIFA-Abril-2022.pdf>. Acesso em: 11 fev. 2026

CATCHII. **https://app.catchii.org/summary/8428**. Disponível em: <https://app.catchii.org/summary/8428>. Acesso em: 9 fev. 2026.

CHOWDEPALLI, Bhargavi; KARNAMPRABHAKARA, Bhargav Kumar; BALUNAINI, Umashankar. Mechanical and environmental characteristics of geogrid-reinforced waste foundry sand beds. **Proceedings of the Institution of Civil Engineers - Ground Improvement**, v. 176, n. 4, p. 222–232, 2022.

DYER, Paulo Paiva Oliveira Leite *et al.* A economia na utilização de areia descartada de fundição na construção civil: estudo de caso na cidade de João Pessoa, Paraíba. **Revista Principia - Divulgação Científica e Tecnológica do IFPB**, v. 61, n. 3, p. 731, 10 jul. 2024.

FERRAZZO, Suéllen Tonatto *et al.* Mechanical and environmental behavior of waste foundry sand stabilized with alkali-activated sugar cane bagasse ash-eggshell lime binder. **Construction and Building Materials**, v. 383, p. 131313, 2023.

FERRAZZO, Suéllen Tonatto; TONINI DE ARAÚJO, Mariana; CONSOLI, Nilo Cesar. Which solution is more sustainable: Waste foundry sand stabilized with alkali-activated binder or Portland cement? **Journal of Building Engineering**, v. 84, p. 108448, 2024.

FOLMANN, R.; VALENTINA, L. V. D.; FOLGURERAS, M. V. **ESTUDO DA APLICAÇÃO DE AREIA DESCARTADA DE FUNDIÇÃO EM TIJOLOS DE SOLO-CIMENTO**. **IX Brazilian Symposium on Glass and Related Materials**Curitiba-PRUDESC, , 6 jun. 2012. Disponível em: <https://abceram.org.br/wp-content/uploads/area_associado/56/PDF/13-025.pdf>. Acesso em: 11 fev. 2026

GAMBALONGA, Bruno *et al.* Valorization of waste foundry sand aggregates in hot-mix asphalt. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 173, p. 277–288, 2023.

GARCÍA, Gilberto *et al.* Systematic review on the use of waste foundry sand as a partial replacement of natural sand in concrete. **Construction and Building Materials**, v. 430, p. 136460, jun. 2024.

H. DALAL, Parishi *et al.* Sustainable controlled low strength material from waste materials for infrastructure applications: State-of-the-art. **Journal of Environmental Management**, v. 342, p. 118284, 2023.

KANNAN, Hariharan; PARVATHIKUMAR, Ganeshprabhu; E., Kavitha. Sustainable Geopolymer Paver Block Using Waste Foundry Sand. **Procedia Structural Integrity**, v. 70, p. 658–665, 2025a.

KANNAN, Hariharan; PARVATHIKUMAR, Ganeshprabhu; E., Kavitha. Sustainable Geopolymer Paver Block Using Waste Foundry Sand. **Procedia Structural Integrity**, v. 70, p. 658–665, 2025b.

KUMAR, Ankit; PARIHAR, Aditya. Experimental study on waste foundry sand as partial replacement of retaining wall backfill. **Construction and Building Materials**, v. 402, p. 132947, 2023.

KUMAR, Sunit; SILORI, Rahul; KUMAR SETHY, Susanta. Insight into the perspectives of waste foundry sand as a partial or full replacement of fine aggregate in concrete. **Total Environment Research Themes**, v. 6, p. 100048, 2023.

MACHADO, Diorgines Mattos *et al.* Valorization of Brazilian waste foundry sand from circular economy perspective. **Journal of Cleaner Production**, v. 407, 2023.

MADAN, Jatinder; SINGH, Prince Pal. Sustainability in foundry and metal casting industry. *In*: **Sustainable Manufacturing Processes**. *[S.l.]*: Elsevier, 2023. p. 29–52.

OSSIO, Felipe; SALINAS, Carlos; HERNÁNDEZ, Héctor. Circular economy in the built environment: A systematic literature review and definition of the circular construction concept. **Journal of Cleaner Production**, v. 414, p. 137738, 2023.

PAGE, Matthew J. *et al.* PRISMA 2020 explanation and elaboration: updated guidance and exemplars for reporting systematic reviews. **BMJ**, p. n160, 29 mar. 2021.

POMPERMAIER, C. L. *et al.* Stabilization of waste foundry sand with alkali-activated binder: Mechanical behavior, microstructure and leaching. **Construction And Building Materials**, 2024.

PUGH, Joseph; GARDNER, Diane; MADDALENA, Riccardo. A state-of-the-art review of Waste Foundry Sand concrete from an optimisation perspective. **Case Studies in Construction Materials**, v. 24, p. e05688, 2026.

SALAMONI, Natália *et al.* Análise comparativa e comportamento temporal da areia descartada de fundição incorporada em matrizes cimentícias. **Ambiente Construído**, v. 25, 2025.

SIDDIQUE, Rafat; SINGH, Gurpreet. Utilization of waste foundry sand (WFS) in concrete manufacturing. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 55, n. 11, p. 885–892, set. 2011.

SITHOLE, N. T. *et al.* Alternative cleaner production of sustainable concrete from waste foundry sand and slag. **Journal of Cleaner Production**, v. 336, p. 130399, 15 fev. 2022.

ATERROS SANITÁRIOS DE REJEITOS DE PEQUENO PORTE: RELEVÂNCIA SOB A ÓTICA DOS OBJETIVOS DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL - ODS 2030

1 Richard Poli Soares
Instituto de Ciência e Tecnologia - ICTS da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" - UNESP (Campus: Sorocaba; e-mail: richard.poli-soares@unesp.br

Palavras-chave: ambiental; aterro; resíduos.

Resumo
A questão do saneamento básico, no Brasil, em que pesem consideráveis avanços operacionais e jurídicos, continua se configurando como alarmante. Juntamente com a problemática questão dos esgotos sanitários, a dos resíduos sólidos domiciliares configura-se como caótica. Inobstante, a *contrario sensu* daqueles, tal quadro para estes torna-se crítico em localidades populosas. Neste cenário, a etapa que representa a de mais difícil equacionamento é a do tratamento e disposição final dos resíduos. Aspectos técnicos de Engenharia, aliados à rigorosa legislação ambiental aplicável tornam - *de per si* - a implementação de uma planta de tratamento e destinação final, denominada de Aterro Sanitário de Rejeitos, algo - na prática - bastante difícil pelos Executivos Municipais. Compreendendo esta dificuldade, predominantemente, intransponível por municípios de baixa população - aliada à possibilidade de implantação e operação de Aterros Sanitários de Rejeitos - Regionalizados, o legislador abriu a possibilidade de implantação de aterros sanitários dotados de simplificada concepção: os Aterros Sanitários de Rejeitos - Pequeno Porte, destinados ao recebimento de uma carga máxima de vinte toneladas diárias. Neste diapasão, o presente estudo, também, sob a ótica dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável - ODS 2030, reafirma sua relevância sob a ótica sustentável.

Introdução
Em que pese, no Brasil, haver uma demanda de natureza social, normativa e ambiental - impondo que os resíduos sólidos possuam destinação e disposição finais, ambientalmente, adequadas, recebendo os devidos tratamentos - diversos municípios continuam destinando seus resíduos para "lixões a céu aberto" e para "aterros controlados".

Pode-se dizer que 'aterro controlado' é uma forma intermediária, entre o grotesco 'lixão a céu aberto' e o desejável 'aterro sanitário'. As principais vantagens que o aterro controlado apresenta, quando comparado ao lixão a céu aberto, é que naquele há isolamento da área, com o devido controle de acesso e, principalmente, ingresso - exclusivo - de resíduos de natureza não perigosa.

Por seu turno, as proeminentes desvantagens apresentadas pelo aterro controlado, quando comparado ao aterro sanitário, são: inexistência de sistema de coleta e de tratamento de chorume, inexistência de sistema de captação e de tratamento de gases nocivos, inexistência de impermeabilização do solo.

A Figura 01 esclarece que - para o ano base: 2024 - menos de 3/5 (três quintos) do volume gerado de resíduos sólidos urbanos foi destinado de modo, ambientalmente, adequado (aterros sanitários).

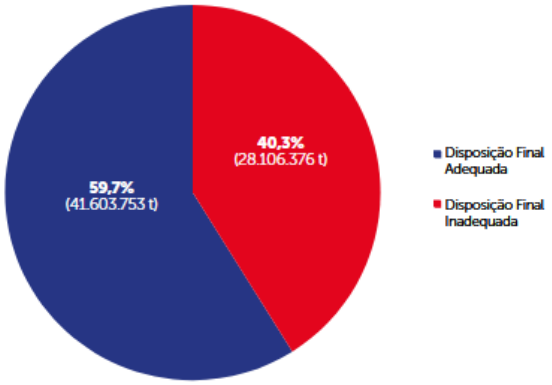


Figura 01 - Disposição final adequada X Disposição final inadequada de RSU, no Brasil, em 2024.
Fonte: ABRELPE (2025).

A fim de que não paire uma falsa impressão de que a situação, ora apresentada, represente uma homogeneidade entre todas macrorregiões do Brasil, a figura seguinte deixa evidente que as macrorregiões Sul (68,9 %) e Sudeste (71,3 %) elevam, significativamente, a média nacional; ao passo que as demais macrorregiões (Norte, com 38,7 %; Nordeste, com 44,7 %; Centro - Oeste, com 45,8 %) apresentam performances, individuais, inferiores a 50,0 %.

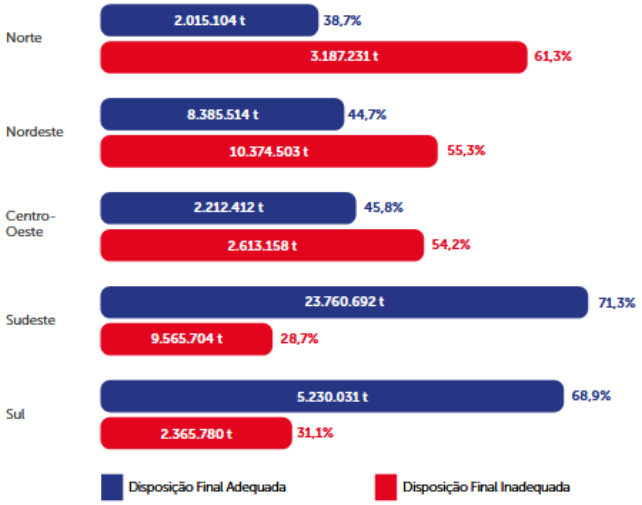


Figura 02 - Disposição final (t e %) de RSU nas macrorregiões em 2024.
Fonte: ABRELPE (2025).

Disposições legais, tais como a Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010, ao instituir a Política Nacional de Resíduos Sólidos - PNRS, expressamente, no *caput* de seu inaugural artigo, dispõem:

Art. 1º Esta Lei institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, dispondo sobre seus princípios, objetivos e instrumentos, bem como sobre as **diretrizes relativas à gestão integrada e ao gerenciamento de resíduos sólidos**, incluindo os perigosos, às responsabilidades dos geradores e do poder público e aos instrumentos econômicos aplicáveis. **(grifo nosso)**

Também, na mencionada lei, encontra-se - expressamente - disposta a compreensão acerca do que se deve entender como **'**disposição final ambientalmente adequada**'**: "distribuição ordenada de rejeitos em aterros, observando normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar os impactos ambientais adversos". (artigo 3º, inciso VIII, da Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010).

Em tempo, no mesmo artigo da mencionada lei, encontra-se disposta a definição de **'**destinação final ambientalmente adequada**'**:

VII - destinação final ambientalmente adequada: destinação de resíduos que inclui a reutilização, a reciclagem, a compostagem, a recuperação e o aproveitamento energético ou outras destinações admitidas pelos órgãos competentes do Sisnama, do SNVS e do Suasa, entre elas a **disposição final, observando normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar os impactos ambientais adversos**. **(grifo nosso)**

Antes de prosseguir acerca dos dispositivos legais inerentes ao tema, ora em tela, imprescindível - em prol da perfeita técnica - distinguir conceitos semelhantes, todavia, distintos (quanto ao potencial de aproveitamento) entre si, apresentados na Figura 03:



Figura 03 - Distinção conceitual entre 'lixo', 'resíduo' e 'rejeito'.
Fonte: Itablocobx (2021).

Assim, na prática, o que distingue resíduo de rejeito é o binômio **'**exequibilidade técnica X viabilidade financeira**'** de seu aproveitamento (compostagem, geração de energia, reciclagem - rol, meramente, exemplificativo). Um determinado material, hoje considerado **'**rejeito**'**, no futuro poder-se-á tornar-se um **'**resíduo**'**.

Em seu artigo 3º, incisos XV e XI, a Política Nacional de Resíduos Sólidos conceitua, respectivamente, **'**rejeitos**'** e **'**resíduos sólidos**'**:

XV - rejeitos: resíduos sólidos que, depois de esgotadas todas as possibilidades de tratamento e recuperação por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis, não apresentem outra possibilidade que não a disposição final ambientalmente adequada.
XVI - resíduos sólidos: material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólidos ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível.

Antes de adentrar-se nos aspectos técnicos de Engenharia (gênero; da qual algumas espécies merecem, justa, menção para este estudo: Agronômica, Ambiental, Civil, Econômica, Geotécnica, Hidrogeológica, Hidrológica, de Pavimentação, Sanitária; além da Geologia e da Geomorfologia), um outro aspecto inerente, muito importante, para o cumprimento do disposto na Política Nacional de Resíduos Sólidos - PNRS: quantidade de municípios (ano base: 2021) brasileiros dotados de disposição final, ambientalmente, adequada, dos rejeitos gerados por suas respectivas populações, é apresentado na Figura 04:

Regiões	Norte	Nordeste	Centro-Oeste	Sudeste	Sul	Brasil
Adequada	96	511	172	862	1.061	2.702
Inadequada	354	1.283	295	806	130	2.868
Total	**450**	**1.794**	**467**	**1.668**	**1.191**	**5.570**

Figura 04 - Disposição final de RSU por quantidade de municípios (unidades) - Ano base: 2021.
Fonte: ABRELPE (2023).

Extrai-se, por conseguinte, que de um total de 5.570 (cinco mil, quinhentos e setenta) municípios brasileiros, somente 2.702 (dois mil, setecentos e dois) deles (48,50 %), menos na metade portanto, dispõem de destinação / disposição final, ambientalmente, adequadas para seus resíduos / rejeitos. Há, pois, muito o que fazer no sentido de promover a universalização de tal preceito. Uma das técnicas mais difundidas pela comunidade científica, dada ao seu nível de eficiência e - no Brasil, devido à sua área continental - à disponibilidade de espaços físicos, é o aterro sanitário de resíduos (rejeitos).

A definição de aterro sanitário, de acordo com definição insculpida na ABNT/NBR nº 15.849/2010 é a seguinte:

3.1. aterro sanitário

técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais, método este que utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se necessário.

Visando a propiciar, plena, visualização e compreensão das desigualdades - relativas ao tema, ora em estudo - a figura seguinte:

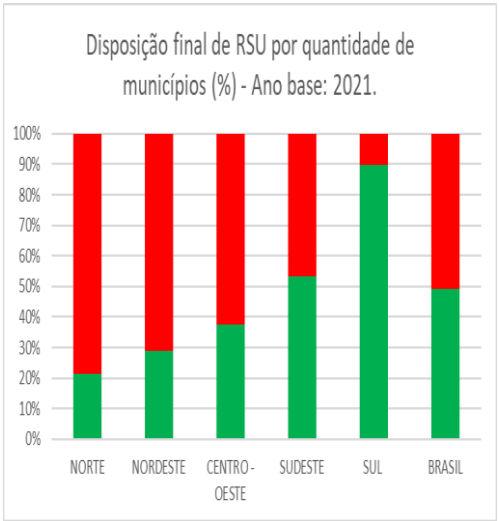


Figura 05 - Disposição final, ambientalmente, inadequada de RSU no Brasil e em suas macrorregiões (2021).
Fonte: O Autor (2024).

Com exceção da grande maioria dos municípios situados na Macrorregião Sul do Brasil (Estados: Paraná, Rio Grande do Sul, Santa Catarina), o quatro atual é, deveras, preocupante.

Além da Política Nacional de Resíduos Sólidos - PNRS, outros dispositivos normativos e orientativos – apresentados nas figuras seguintes - requerem menção:

Legislação Federal	Descrição
Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020	atualiza o marco legal do saneamento básico [...]
Decreto nº 6.017, de 17 de janeiro de 2007	regulamenta a Lei nº 11.107/2005
Lei nº 11.445, de 05 de janeiro de 2007	estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico
Lei nº 11.107, de 06 de abril de 2005	dispõe sobre normas gerais de contratação de consórcios públicos e dá outras providências
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
Resolução da Agência Nacional de Vigilância Sanitária - ANVISA	**Descrição**
ANVISA nº 306, de 07 de dezembro de 2004	dispõe sobre o Regulamento Técnico para o gerenciamento de resíduos de serviços de saúde
Resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA	**Descrição**
CONAMA nº 404, de 11 de novembro de 2008	estabelece critérios e diretrizes para o licenciamento ambiental de aterro sanitário de pequeno porte de resíduos sólidos urbanos
CONAMA nº 358, de 29 de abril de 2005	dispõe sobre o tratamento e a disposição final dos resíduos dos serviços de saúde e dá outras providências
CONAMA nº 307, de 05 de julho de 2002	estabelece diretrizes, critérios e procedimentos para gestão dos resíduos da construção civil
CONAMA nº 237, de 19 de dezembro de 1997	dispõe sobre a revisão e complementação dos procedimentos e critérios utilizados para o licenciamento ambiental
CONAMA nº 23, de 12 de dezembro de 1996	dispõe sobre as definições e o tratamento a ser dado aos resíduos perigosos, conforme as normas adotadas pela Convenção da Basiléia sobre o controle de movimentos transfronteiriços de resíduos perigosos e seu depósito
CONAMA nº 04, de 09 de outubro de 1995	estabelece as Áreas de Segurança Portuária - ASAs
CONAMA nº 05, de 05 de agosto de 1993	dispõe sobre o gerenciamento de resíduos sólidos gerados nos portos, aeroportos, terminais ferroviários e rodoviários
Normas (Técnicas) Brasileiras, elaboradas e publicada pela Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT	**Descrição**
NBR nº 13.221/2025	Transporte terrestre de produtos perigosos - Resíduos
NBR nº 10.004-1/2024	Resíduos sólidos - Classificação - Parte 1: Requisitos de classificação
NBR nº 15.849/2010	Resíduos sólidos urbanos - Aterros sanitários de pequeno porte - Diretrizes para localização, projeto, implantação, operação e encerramento
NBR nº 13.591/1996	Compostagem
NBR nº 12.980/1993	Coleta, varrição e acondicionamento de resíduos sólidos urbanos
NBR nº 8.419/1992	Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos

Figura 06 - Arcabouço Técnico - Jurídico (Federal) Correspondente.
Fonte: O Autor (2026).

A presente pesquisa, especificamente, ocupa-se da disposição final de resíduos / rejeitos domiciliares, os quais são conceituados como aqueles oriundos de atividades - tipicamente - domésticas, realizadas em imóveis residenciais urbanos. Em tempo, a taxa de geração *per capita* (Brasil - 2025) é da ordem de 1,051 Kg/hab.dia, conforme Abrema (2025).

Os resíduos - ora estudados - são de Classe **"**Não perigosos**"**: aqueles que não apresentam potencial de causar efeito adverso à saúde humana e/ou ao meio ambiente, não possuindo uma ou mais característica(s) de periculosidade.

Normativa para Aterros Sanitários

A Norma técnica brasileira (NBR) nº 8.419/1992: Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos, elaborada e apresentada pela Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT, dispõe sobre os procedimentos e diretrizes para elaboração e apresentação de projetos técnicos de Engenharia destinados à implantação de planta operacional destinada a tratamento e à destinação final, ambientalmente, adequada de resíduos sólidos urbanos (gênero, do qual tem-se a espécie: resíduo / rejeito domiciliar).

Dada à constatada, e inegável, dificuldade técnica e econômica da maioria dos municípios brasileiros em contratar estudos preliminares, anteprojetos, projetos básicos, projetos executivos, aquisições de áreas físicas adequadas para receberem aterros sanitários de rejeitos e as, respectivas, implantações (com decorrentes operações; também, onerosas) nos moldes da ABNT/NBR nº 8.419/1992, a comunidade científica elaborou e - sob a chancela da Associação Brasileira de Normas Técnicas - publicou a NBR nº 15.849/2010: Resíduos sólidos urbanos - Aterros sanitários de pequeno porte - Diretrizes para localização, projeto, implantação, operação e encerramento.

Norma essa que permite - sem comprometimento da saúde pública e do meio ambiente - simplificações (requisitos mínimos para localização, projeto, implantação, operação e encerramento) do seu sistema de concepção / dimensionamento, devido à reduzida quantidade de rejeitos (20 toneladas diárias) recebidos.

De acordo com o, expressamente, disposto na NBR em tela, tem-se:

3.2. aterro sanitário de pequeno porte

aterro sanitário para disposição no solo de resíduos sólidos urbanos, até 20 t por dia ou menos, quando definido por legislação local, em que, considerados os condicionantes físicos locais, a concepção do sistema possa ser simplificada, adequando os sistemas de proteção ambiental sem prejuízo da minimização dos impactos ao meio ambiente e à saúde pública.

Concepção & Dimensionamento de Aterro Sanitário de Rejeitos Domiciliares - Pequeno Porte

Considerando a usual estratificação dos municípios por porte populacional (SUAS 10, 2015 *apud* PNAS, 2004) e a atual taxa *per capita* de geração de resíduos, deduz-se que os **Aterros Sanitários de Rejeitos Domiciliares - Pequeno Porte (ASRD-PP)** são cabíveis para municípios classificados como **'**Municípios de Pequeno Porte I (até 20.000 habitantes)**'**, conforme figura seguinte:

PORTE POPULACIONAL
1. Pequeno Porte I (até 20.000 hab.)
2. Pequeno Porte II (de 20.001 a 50.000 hab.)
3. Médio Porte (de 50.001 a 100.000 hab.)
4. Grande Porte (de 100.001 a 900.000 hab.)
5. Metrópoles (mais de 900.000 hab.)

Figura 07 - Estratificação, por porte populacional, dos municípios brasileiros - Ano base: 2004.
Fonte: Brasil (2015).

<u>Demonstração</u>

População máxima ASRD-PP = 20 toneladas (diárias) / 1,0 Kg/dia (aproximação) * habitante

$$\text{População máxima ASRD-PP} = \frac{20.000 \text{ Kg/dia}}{1 \text{ Kg/dia} * \text{habitante}}$$

População máxima ASRD-PP = 20.000 habitantes ► Pequeno Porte I

A título de informação, conforme figura a seguir, há subdivisões de "Pequeno Porte I", a saber:

CLASSES	SUBCLASSIFICAÇÕES
Pequeno Porte 1 (até 20.000 hab.)	PP1a até 2.500 hab. PP1b de 2.501 a 5.000 hab. PP1c de 5.001 a 7.500 hab. PP1d de 7.501 a 10.000 hab. PP1e de 10.001 a 15.000 hab. PP1f de 15.001 a 20.000 hab.

Figura 08 - Subclassificações, de acordo com porte populacional, de municípios - Ano base: 2004.
Fonte: SUAS - 10 (2015).

O conhecimento destas subclassificações é imprescindível para estudos preliminares de municípios que, com populações próximas a 20.000 habitantes, apresentem prognóstico de elevação e, em função disso, mui brevemente poder-se-ão perder a prerrogativa de adotarem a alternativa de **Aterro Sanitário de Rejeitos Domiciliares - Pequeno Porte (ASRD-PP).**

Contribuição para com a Agenda ODS 2030

A análise da implementação de Aterros Sanitários de Rejeitos Domiciliares de Pequeno Porte (ASRD-PP) não deve ser exaurida apenas sob o prisma da técnica de Engenharia ou do estrito cumprimento da legalidade pátria, mas sim, e fundamentalmente, sob a égide dos compromissos internacionais assumidos pelo Estado Brasileiro. Conforme assevera a Agenda 2030, o desenvolvimento sustentável requer uma abordagem integrada, pois "os objetivos e metas são de natureza integrada e indivisível e equilibram as três dimensões do desenvolvimento sustentável: a econômica, a social e a ambiental" (ONU, 2015).

Neste diapasão, a adoção de soluções simplificadas, porém - tecnicamente - robustas para municípios de Pequeno Porte I, apresenta uma aderência direta e mandatória aos seguintes Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), conforme apresentadas na figura seguinte:

Obj. do Desenv. Sustentável	Descrição
ODS 3 (Saúde e Bem-Estar)	Ao promover a erradicação de "lixões a céu aberto", a engenharia sanitária atua na redução da incidência de doenças. Tal medida corrobora a Meta 3.9 da ONU, que visa "reduzir substancialmente o número de mortes e doenças por produtos químicos perigosos, contaminação e poluição do ar, da água e do solo" (ONU, 2015)
ODS 6 (Água Limpa e Saneamento)	A conformidade com a ABNT/NBR nº 15.849/2010 assegura a proteção dos aquíferos. Esta proteção é basilar para a Meta 6.3, que impõe às nações o dever de "melhorar a qualidade da água, reduzindo a poluição, eliminando despejo e minimizando a libertação de produtos químicos e materiais perigosos" (ONU, 2015)
ODS 11 (Cidades e Comunidades Sustentáveis)	A implementação de infraestrutura de saneamento em municípios menores é condição sine qua non para a resiliência urbana. Segundo o Plano Nacional de Resíduos Sólidos (Planares), a disposição final ambientalmente adequada é um dos pilares para a "gestão integrada de resíduos sólidos e redução dos impactos ambientais negativos das cidades" (BRASIL, 2022).
ODS 12 (Consumo e Produção Responsáveis)	A distinção conceitual, insculpida na Lei nº 12.305/2010, entre resíduo e rejeito reforça o compromisso com a meta de redução de geração de resíduos.

Figura 09 - Subclassificações, de acordo com porte populacional, de municípios - Ano base: 2004.
Fonte: O Autor (2026).

Dessa forma, os ASRD-PP configuram-se como - efetivos e indispensáveis - instrumentos de democratização do saneamento. Eles permitem que municipalidades com menor capacidade financeira alcancem os patamares de sustentabilidade exigidos globalmente, garantindo que o desenvolvimento local observe o princípio da solidariedade intergeracional, assegurando a higidez do meio ambiente para as gerações presentes e vindouras.

Considerações finais

Face ao exposto, não se pretendendo esgotar a amplitude e a profundidade de tão instigante e complexo tema, urge que as entidades de classe (principalmente: Conselho Regional de Engenharia e Agronomia - CREA, e Ordem dos Advogados do Brasil - OAB), os Ministérios Públicos, as instituições de ensino superior com cadeiras de graduação em Direito e/ou em Engenharia Civil / Ambiental, a sociedade civil organizada, os Executivos Municipais, os Legislativos Municipais, o(a) cidadão(a) de bem, observem e absorvam o apresentado conhecimento técnico especializado.

Somente desta maneira, poder-se-ão participar de audiências públicas destinadas a definições / escolhas de áreas para implementação de Aterros Sanitários de Rejeitos Domiciliares - Pequeno Porte (ASRD-PP), com capacidade de crítica e de discernimento suficientes para efetuarem balizados e pertinentes questionamentos a eventuais empreendedores / projetistas sobre requisitos básicos de dimensionamento (população e taxa de geração de resíduos) de unidade operacional, do tipo Localizada (pontual), integrante do Saneamento Básico, tão relevante para a preservação da saúde pública e do meio ambiente.

Também e, talvez o mais importante, seja ter o primeiro contato com esta alternativa técnica simplificada (todavia, uma vez mais, ressalte-se: sem adverso comprometimento para com a saúde pública e/ou para com o meio ambiente) destinada à disposição final - ambientalmente - adequada de rejeitos domiciliares, para municípios detentores de população tal que gerem carga diária de, no máximo, 20 t (vinte toneladas).

Em trabalhos posteriores, com viés - exclusivamente - de Engenharia, sugere-se a elaboração de um estudo de caso fictício, ou a apresentação de um caso real, abordando o dimensionamento dos diversos componentes de um aterro sanitário de rejeitos domiciliares, a saber: célula de aterramento de rejeitos, método de execução (**'**método da trincheira**'**; **'**método da área ou superfície**'**; **'**método da rampa, encosta ou depressão**'**); sistema de drenagem de águas pluviais (águas de chuva); sistema de impermeabilização de base e de cobertura; sistema de drenagem e de tratamento de lixiviados; sistema de captação e de tratamento de gases. Outro tema, muito, interessante é a abordagem operacional do aterro sanitário de rejeitos domiciliares. Uma planta operacional bem operada permite cumprir a vida útil projetada, retardar precoces investimentos na ampliação da capacidade de aterramento, retardar a necessidade de investimento em aquisição de novas áreas físicas para o aterro.

Por seu turno, sob a ótica do Direito, uma discussão oportuna a se fazer é analisar - de modo comparativo, quanto a aspectos ambientais, econômico-financeiros, legais - a exiquibilidade técnica e a viabilidade financeira de implementação de 02 (dois) ou mais aterros sanitários de rejeitos domiciliares - pequeno porte (ASRD-PP), situados em municípios limítrofes e a implementação de 01 (um) aterro sanitário de rejeito domiciliar consorciado entre os respectivos municípios.

Assim, vislumbra-se um longo caminho a ser trilhado, por profissionais das mais diversas áreas de formação acadêmica; cada qual, efetivamente, desempenhando todas as atribuições que - legalmente - lhe são cabíveis. Especial destaque à comunidade jurídica da área ambiental / sustentabilidade, detentora do mister de defender o meio ambiente e a sadia qualidade de vida de toda a coletividade. E a mencionada e indelegável defesa, comporta o estudo e a disseminação de conhecimentos técnico-científicos e jurisprudenciais, além da atuação prática em audiências públicas (na condição de - efetivo - protagonismo), apoio

ao Ministério Público e, por óbvio, desempenho (não apenas, sob a ótica processual; mas, também, com conhecimento técnico, mesmo que embrionário, de Engenharia Civil / Ambiental) em ações judiciais atinentes ao tema apresentado neste trabalho. Assim, atingir-se-á os relevantes objetivos do desenvolvimento sustentável, delineados pelo ODS-2030.

Referências Bibliográficas

ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro / RJ, 2025. Sítio virtual: https://abes-dn.org.br. Acesso em: 20 jan. 2026.

ABETRE - Associação Brasileira de Empresas de Tratamento de Resíduos e Efluentes. São Paulo / SP: 2024. Sítio virtual: https://abetre.org.br/. Acesso em: 20 jan. 2026.

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR nº 8.419/1992: Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos.** Rio de Janeiro: ABNT, 1992.

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR nº 10.004-1/2024: Resíduos sólidos - Classificação - Parte 1: Requisitos de classificação.** Rio de Janeiro: ABNT, 2024.

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR nº 12.980/1993: Coleta, varrição e acondicionamento de resíduos sólidos urbanos.** Rio de Janeiro: ABNT, 1993.

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR nº 13.221/2025: Transporte terrestre de produtos perigosos - Resíduos.** Rio de Janeiro: ABNT, 2025.

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR nº 13.591/1996: Compostagem.** Rio de Janeiro: ABNT, 1996.

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR nº 15.849/2010: Resíduos sólidos urbanos - Aterros sanitários de pequeno porte - Diretrizes para localização, projeto, implantação, operação e encerramento.** Rio de Janeiro: ABNT, 2010.

ABRELPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil - 2021**. São Paulo: ABRESP, 2023. Disponível em: https://abespb.com.br/wp-content/uploads/2023/12/Panorama-2021-ABRELPE.pdf. Acesso em: 20 jan. 2026.

ABREMA - Associação Brasileira de Resíduos e Meio Ambiente. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil - 2025.** São Paulo: ABREMA, 2025. Disponível em: https://www.abrema.org.br/panorama/. Acesso em: 20 jan. 2026.

ANVISA - Agência Nacional de Vigilância Sanitária. **Resolução RDC nº 306, de 7 de dezembro de 2004.** Dispõe sobre o Regulamento Técnico para o gerenciamento de resíduos de serviços de saúde. Brasília: Anvisa, 2004. Disponível em: https://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/anvisa/2004/res0306_07_12_2004.html. Acesso em: 20 jan. 2026.

BRASIL. **Decreto nº 6.017, de 17 de janeiro de 2007.** Regulamenta a Lei nº 11.107, de 6 de abril de 2005, que dispõe sobre normas gerais de contratação de consórcios públicos. Brasília: Governo Federal, 2007. Disponível em: https://legislacao.presidencia.gov.br/atos/?tipo=DEC&numero=6017&ano=2007&ato=214AzZ65ENRpWT323. Acesso em: 20 jan. 2026.

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: Governo Federal, 1998. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9605.htm. Acesso em: 20 jan. 2026.

BRASIL. **Lei nº 11.107, de 6 de abril de 2005.** Dispõe sobre normas gerais de contratação de consórcios públicos e dá outras providências. Brasília: Governo Federal, 2005. Disponível em: https://legislacao.presidencia.gov.br/atos/?tipo=LEI&numero=11107&ano=2005&ato=e9ag3YE5EMRpWTffc. Acesso em: 20 jan. 2026.

BRASIL. **Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007.** Estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico; cria o Comitê Interministerial de Saneamento Básico; altera as Leis nºs 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.666, de 21 de junho de 1993, e 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; e revoga a Lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978. Brasília: Governo Federal, 2007. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/l11445.htm Acesso em: 20 jan. 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: Governo Federal, 2010. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-

2010/2010/lei/l12305.htm Acesso em: 20 jan. 2026.

BRASIL. **Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020.** Atualiza o marco legal do saneamento básico e altera a Lei nº 9.984, de 17 de julho de 2000, para atribuir à Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) competência para editar normas de referência sobre o serviço de saneamento [...]. Brasília: Governo Federal, 2020. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2020/lei/l14026.htm. Acesso em: 20 jan. 2026.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. **Resolução nº 4, de 9 de outubro de 1995.** Brasília: CONAMA, 1995. Publicada no Diário Oficial da União - DOU nº 236, de 11 de dezembro de 1995, Seção 1, p. 20.388. Disponível em: https://www.pilotopolicial.com.br/wp-content/uploads/2017/04/CONAMA_RES_CONS_1995_004.pdf. Acesso em: 20 jan. 2026.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. **Resolução nº 5, de 5 de agosto de 1993.** Brasília: CONAMA, 1993. Publicada no Diário Oficial da União - DOU nº 166, de 31 de agosto de 1993s, Seção 1, p. 12.996 - 12.998. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=130. Acesso em: 20 jan. 2026.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. **Resolução nº 23, de 12 de dezembro de 1996.** Brasília: CONAMA, 1996. Publicada no Diário Oficial da União - DOU nº 13, de 20 de janeiro de 1997, Seção 1, p. 1.116 - 1.124. Disponível em: https://www.dinamicasistemas.com.br/upload/files/CONAMA_RES_CONS_1996_023.pdf. Acesso em: 20 jan. 2026.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. **Resolução nº 237, de 19 de dezembro de 1997.** Brasília: CONAMA, 1997. Publicada no Diário Oficial da União - DOU nº 247, de 22 de dezembro de 1997, Seção 1, p. 30.841 - 30.843. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=237. Acesso em: 20 jan. 2026.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. **Resolução nº 307, de 5 de julho de 2002.** Brasília: CONAMA, 2002. Publicada no Diário Oficial da União - DOU nº 136, de 17 de julho de 2002, p. 95 - 96. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=305. Acesso em: 20 jan. 2026.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. **Resolução nº 358, de 29 de abril de 2005.** Brasília: CONAMA, 2005. Publicada no Diário Oficial da União - DOU nº 84, de 4 de maio de 2005, Seção 1, p. 63 - 65. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=453. Acesso em: 20 jan. 2026.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. **Resolução nº 404, de 11 de novembro de 2008.** Brasília: CONAMA, 2008. Publicada no Diário Oficial da União - DOU nº 220, de 12 de novembro de 2008, Seção 1, p. 93. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=573. Acesso em: 20 jan. 2026.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Qualidade Ambiental. **Plano Nacional de Resíduos Sólidos - Planares** [recurso eletrônico] / coordenação de André Luiz Felisberto França... [*et. al.*]. - Brasília, DF: MMA, 2022. Disponível em: https://portal-api.sinir.gov.br/wp-content/uploads/2022/07/Planares-B.pdf. Acesso em: 20 jan. 2026.

BRASIL. SUAS - 10. Sistema Único de Assistência Social. **Diversidade no SUAS: realidade, respostas, perspectivas.** Brasília, DF: Ministério do Desenvolvimento Social e Combate à Fome; Secretaria Nacional de Assistência Social - SNAS, 2015. Disponível em: https://www.mds.gov.br/webarquivos/arquivo/assistencia_social/Suas10Anos_2015.pdf. Acesso em: 20 de jan. 2026.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro / RJ: 2024. Disponível em: https://www.ibge.gov.br/. Acesso em: 20 de jan. 2026.

ITABLOCOBX. Laboratório de Tecnologias Agro-Ambientais. Universidade Federal de Campina Grande. **Rejeito, resíduo ou lixo?** UFCG: Campina Grande, 2021. Disponível em: http://www.ltablocobx.com.br/2021/11/rejeito-residuo-ou-lixo.html. Acesso em: 20 jan. 2026.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS (ONU). **Transformando nosso mundo: a Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável**. Nova York: ONU, 2015. Disponível em: https://brasil.un.org/pt-br/91863-agenda-2030-para-o-desenvolvimento-sustentavel. Acesso em: 20 jan. 2026.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP). **Global Waste Management Outlook 2**. Paris/Nairobi: UNEP, 2024.

DESEMPENHO ENERGÉTICO E AMBIENTAL DE TRATAMENTOS TÉRMICOS APLICADOS À RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Katarina da Silva Couto, Juliana Salomão das Neves, Juliana Glicerio Dazzi Bissoli, Janaína Rodrigues Ferreira, Ailla Cavatti Lopes, Walter Igor Gomes Da Cruz, Rodrigo Pratte Santos, Renato Ribeiro Siman

1 Universidade Federal do Espírito Santo (UFES), e-mail: katarina.couto@edu.ufes.br; 2 Universidade Federal do Espírito Santo (UFES), e-mail: juliana.neves@edu.ufes.br; 3 Universidade Federal do Espírito Santo (UFES), e-mail: juliana.dazzi@edu.ufes.br; 4 Universidade Federal do Espírito Santo (UFES), e-mail: janaina.ferreira@edu.ufes.br; 5 Universidade Federal do Espírito Santo (UFES), e-mail: ailla.lopes@edu.ufes.br; 6 Universidade Federal do Espírito Santo (UFES), e-mail: walter.i.cruz@edu.ufes.br; 7 Universidade Federal do Espírito Santo (UFES), e-mail: rodrigo.pratte@ufes.br; 8 Universidade Federal do Espírito Santo (UFES), e-mail: renato.siman@ufes.br

Palavras-chave: Resíduos Sólidos Urbanos; Recuperação Energética; Gases de Efeito Estufa.

Resumo

Este estudo avaliou comparativamente o desempenho energético e ambiental de tecnologias térmicas aplicadas ao tratamento de resíduos sólidos urbanos (RSU), considerando incineração, gaseificação e pirólise, com comparação adicional a fontes convencionais de geração elétrica, como diesel e carvão mineral. A pesquisa baseou-se em revisão sistemática da literatura publicada entre 2013 e 2023, com coleta e padronização de dados relativos à geração de energia e às emissões de gases de efeito estufa (GEE). As emissões foram convertidas para dióxido de carbono equivalente (CO_2eq) com base nos fatores de Potencial de Aquecimento Global do IPCC (AR5), enquanto a geração de energia foi estimada considerando eficiência média de conversão elétrica de 30%. Para integrar os indicadores ambientais e energéticos, foi desenvolvido um índice composto de eficiência, baseado em normalização Min–Max e ponderação igualitária entre emissões específicas (tCO_2eq/tRSU) e geração energética (kWh/t). Os resultados indicaram que a pirólise apresentou o melhor desempenho global, com emissão média de 0,12 tCO_2eq/tRSU, geração entre 1500 e 1999,8 kWh/t e intensidade de carbono entre 0,06 e 0,08 tCO_2eq/MWh, resultando em índice de eficiência de 0,67. A gaseificação apresentou desempenho semelhante (0,64), enquanto as diferentes configurações de incineração apresentaram índices intermediários (0,41–0,43). Entre as fontes fósseis analisadas, o diesel apresentou elevado potencial energético, porém com alta intensidade de emissões, e o carvão mineral apresentou o pior desempenho global (0,17). Os resultados indicam que tecnologias termoquímicas avançadas aplicadas ao tratamento de RSU podem contribuir simultaneamente para a gestão sustentável de resíduos e para a redução da intensidade carbônica na geração de energia, reforçando seu potencial no contexto da transição energética e da economia circular.

Introdução

O crescimento populacional sempre acompanhado pelo aumento da geração de resíduos sólidos urbanos (RSU), bem como elevação da demanda energética, justificando a implementação de uma gestão estratégica e eficiente de resíduos e recursos naturais (Cruz, 2023).

Estudos no Brasil apontam geração de 81,6 milhões de toneladas de RSU em 2020 indicaram uma, descrevendo média de geração percepta diária de 1,051 kg (Abrema, 2025). No mesmo período, a Empresa de Pesquisa Energética (EPE) brasileira descreveu que o consumo de energia cresceu 4,05% em comparação com 2019, enquanto a capacidade total instalada de geração aumentou 3,93% no mesmo período, resultando em um déficit aproximado de 0,07% (Epe, 2021).

Enquanto se discute suprimento de energia ao mesmo tempo que soluções eficientes em manejo de resíduos são discutidas, verifica-se que a queima de combustíveis fósseis e a decomposição de resíduos em aterros sanitários são ações que promovem emissão de gases de efeito estufa (GEE) e aquecimento global. Os principais gases associados à decomposição em aterros e lixões de RSU incluem monóxido de carbono (CO), dióxido de carbono (CO_2), dióxido de enxofre (SO_2) e metano (CH_4) (Luiz, 2022).

Dessa forma, evidencia-se a necessidade de produção de energia limpa em função dos impactos significativos associados ao uso de combustíveis fósseis. A queima desses combustíveis ainda representa parcela relevante da matriz energética mundial e está diretamente associada à emissão de gases de efeito estufa (GEE), contribuindo para o aquecimento global (IPCC, 2022).

No Brasil, apesar da predominância de fontes renováveis na matriz elétrica, há participação complementar de fontes fósseis, especialmente em períodos de maior demanda energética e em setores como transporte e indústria (Epe, 2021). Nesse contexto, a utilização dessas fontes implica na emissão de dióxido de carbono (CO_2) e outros gases associados.

A partir dessa demanda por alternativas mais sustentáveis, surgem opções como a energia eólica, solar e a geração energética a partir do manejo de resíduos sólidos urbanos. Esta última apresenta potencial adicional ao promover melhorias no tratamento de resíduos, contribuindo para a redução do volume destinado a aterros e, consequentemente, das emissões associadas à sua decomposição.

Materiais e Métodos

Revisão sistemática da literatura

A fim de sistematizar informações sobre desempenho energético de diferentes processos térmicos aplicados ao tratamento de RSU, realizou-se uma pesquisa bibliográfica em artigos publicados no Portal de Periódicos da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes), utilizando as bases Scopus, Web of Science, Scielo e Google Acadêmico, além de artigos científicos, teses e dissertações. Ademais, realizou-se também uma pesquisa documental em Planos Nacionais de Gestão de Resíduos Sólidos (PNGRS), Planos Estaduais de Resíduos Sólidos (PERS), Decretos e Resoluções e institutos de pesquisa.

Enquanto a pesquisa bibliográfica esteve limitada ao período de 2013 a 2023, a fim de contemplar dados mais atualizados e alinhados ao estado da arte sobre o tema investigado, aquela documental também incluiu busca por estudos anteriores a esse recorte temporal quando considerados clássicos ou fundamentais para a compreensão teórica do objeto de estudo. Os termos de busca utilizados em ambas as pesquisas foram: Resíduos Sólidos Urbanos, Emissão de Gases de Efeito Estufa, Waste-to-Energy, Processos Térmicos, Incineração, Pirólise, Gaseificação, Aproveitamento de Energia, Emissões de GEE por Carvão Mineral e Diesel, Geração de Energia Carvão Mineral e Diesel, Emissões de GEE por Energia Hidráulica

Estimativa da geração de resíduos

Outro parâmetro analisado a partir das referências obtidas na revisão sistemática da literatura foi a emissão específica de gases de efeito estufa (GEE) por unidade de massa de resíduos sólidos urbanos (RSU) tratados, expressa em toneladas de dióxido de carbono equivalente por tonelada de resíduo ($tCO_2eq/tRSU$).

Os dados considerados referem-se aos diferentes processos de tratamento de RSU com recuperação energética, como incineração, gaseificação e pirólise, conforme reportado nos estudos selecionados. Dessa forma, as emissões analisadas correspondem àquelas associadas ao tratamento dos resíduos, não sendo consideradas emissões provenientes da disposição final em aterros, salvo quando explicitamente indicado nas fontes.

A partir dos dados de emissões convertidos para dióxido de carbono equivalente (CO_2eq) e das unidades de massa padronizadas em toneladas (t), procedeu-se ao cálculo da razão entre a quantidade total de emissões e a massa de RSU tratada, conforme apresentado na Equação 1.

Cálculo de geração de energia e emissão de GEE

O desempenho energético dos processos considerados neste estudo (incineração, gaseificação e pirólise) depende principalmente da composição gravimétrica dos RSU. Desta forma, para este estudo foram adotados valores mínimos e máximos de PCI identificados na literatura (Tabela 9). Em todos os casos, utilizou-se eficiência de conversão elétrica de 30%, dado seu impacto direto na geração de energia. Para gaseificação e pirólise, consideraram-se modelos baseados na produção de combustível derivado de resíduos (CDR), conforme reportado na literatura.

Processo Térmico	Mín (kWh/t)	Máx (kWh/t)
Incineração	439,0	1114,0
Gaseificação	1500	1999,8
Pirólise	1500	1999,8

Tabela 9: Geração de energia com eficiência de 30%.
Fonte: Gu *et al.* (2021); Alfè *et al.* (2022).

Para a conversão das emissões individuais de GEE em dióxido de carbono equivalente (CO_2eq), foram adotados os fatores de Potencial de Aquecimento Global (GWP) estabelecidos pelo IPCC (AR5, 2014). Esses fatores permitem expressar diferentes gases em uma unidade comum, possibilitando comparabilidade entre estudos. A Tabela 10 apresenta os valores de GWP utilizados nesta pesquisa.

GEE	CO_2 Equivalente
Dióxido de Carbono (CO_2)	1
Metano (CH_4)	28
Óxido Nitroso (N_2O)	265

Tabela 10: Potencial de aquecimento global dos GEEs em CO2 Equivalente.
Fonte: Relatório AR5 IPCC (2014).

A partir dessas informações, foram calculados a conversão para CO_2eq e a emissão total por dia de GEEs com base nas Equações 1 e 2, respectivamente. Dessa forma, todos os dados obtidos nas referências foram padronizados para a unidade de dióxido de carbono equivalente (CO_2eq), adotada como parâmetro de comparação das emissões de GEE.

(1)

(2)

Análise do custo-benefício ambiental

Com o objetivo de identificar os processos com melhor equilíbrio entre menor impacto ambiental e maior aproveitamento energético, foi aplicada uma metodologia quantitativa para comparar processos térmicos de tratamento RSU, baseada na construção de um índice composto de eficiência custo-benefício ambiental. Esse índice integrou dois critérios principais, as emissões de GEE expressas em tCO_2eq por tonelada de resíduo e a geração de energia medida em kWh por tonelada.

Inicialmente, os dados foram normalizados por meio da técnica Min–Max Scaling, que transforma os valores de cada variável para uma escala entre 0 e 1. Para a variável de emissão de GEE, na qual valores mais baixos são desejáveis, foi aplicada uma inversão após a normalização, de modo que valores mais próximos de zero (menor emissão) resultassem em pontuações mais elevadas no índice. A variável de geração de energia foi mantida em sua escala direta, uma vez que valores mais altos representam maior eficiência. Assim, a emissão normalizada foi invertida para compor o índice conforme a expressão: (1 − E_norm), em que E_norm representa o valor normalizado da emissão. Em seguida, o índice final de eficiência foi calculado como a média ponderada dos dois critérios normalizados, adotando-se pesos iguais de 50% para cada variável, conforme a Equação 4.

$$\text{Índice de Eficiência} = 0{,}5 \times (1 - E\_norm) + 0{,}5 \times G\_norm \quad (3)$$

Onde:
E_norm: valor normalizado da emissão de GEE ($tCO_2eq/tRSU$);
G_norm: valor normalizado da energia gerada (kWh/t);

Por fim, os processos foram ranqueados com base nesse índice, permitindo uma comparação direta entre as tecnologias avaliadas. Os resultados indicaram quais processos apresentam o melhor equilíbrio entre baixa emissão de gases e alta produção energética, apontando assim para o melhor custo-benefício ambiental.

Resultados e Discussão

Processos térmicos para tratamento de RSU com recuperação energética

Conforme sistematizado por Vaish *et al*. (2016), os processos térmicos aplicados ao tratamento de RSU - incineração, pirólise e gaseificação - diferenciam-se essencialmente pelas condições operacionais, especialmente temperatura e disponibilidade de oxigênio, e pelos produtos resultantes de cada rota tecnológica (Quadro 1).

Parâmetros/Processos	Incineração	Pirólise	Gaseificação
Temperaturas	850 °C	> 400-600°C	540°C - 1540°C
Oxigênio	Quantidade suficiente de oxigênio	Ausência total de oxigênio ou baixíssimo quantitativo	Fornecimento limitado de oxigênio
Produtos Gerados	Cinzas	Gás de síntese com carvão e cinzas	O produto é gás sintético

Quadro 1: Diferenças de temperatura, oxigênio e produtos gerados de cada processo térmico.
Fonte: Adaptado de Vaish *et al.* (2016).

De acordo com Brito (2013), o processo de incineração tem como finalidade transformar os RSU em cinzas, gases de combustão e calor, gerando energia térmica que pode ser posteriormente convertida em energia elétrica. A fração sólida remanescente após a incineração, correspondente a aproximadamente 4% a 10% do volume original do material, passa por processos de esterilização e inertização, a fim de reduzir riscos ambientais e sanitários, conforme destacado por Castro (2015). Além disso, a incineração produz gases de combustão que necessitam de tratamento com o objetivo de remover poluentes atmosféricos, como dioxinas e furanos. Esses sistemas são compostos por diferentes dispositivos, incluindo lavadores de gases, filtros de mangas e catalisadores, que atuam na redução de emissões e no atendimento aos padrões estabelecidos pela legislação ambiental vigente, conforme destacado por Selhorst (2023).

Silva *et al*. (2020) já haviam demonstrado que o potencial de geração de eletricidade pela incineração está intrinsicamente relacionado à geração de RSU. Dessa forma, é possível estimar a capacidade energética de determinada localidade a partir de sua população e da taxa de geração de resíduos per capita. Entre as principais tecnologias de recuperação energética de RSU, destacam-se o aproveitamento de gases de aterro sanitário, a digestão anaeróbia enclausurada e os processos térmicos. O aproveitamento energético do biogás de aterro apresenta-se como alternativa particularmente relevante para países em desenvolvimento que ainda se encontram em processo de transição de lixões e aterros controlados para aterros sanitários, sobretudo em razão de seus custos relativamente inferiores quando comparados a outras rotas tecnológicas térmicas, conforme discutido por Galavote *et al.* (2024).

Apresentando-se como alternativa integrada para a gestão de resíduos e sua recuperação energética, dentre os processos térmicos tem-se a gaseificação, a qual combina redução volumétrica e aproveitamento energético de seus produtos gerados. Diversos estudos têm investigado a gaseificação de RSU bem como diferentes misturas de resíduos com o objetivo de desenvolver soluções mais sustentáveis e eficientes. Esta solução consiste em um processo termoquímico que envolve a oxidação parcial de materiais carbonáceos sólidos ou semissólidos, como biomassa, resíduos e carvão, sob temperaturas elevadas e

pressões variáveis. Nesse método, um agente gaseificante, como ar, vapor d'água ou dióxido de carbono, reage com o material para produzir um gás combustível, predominantemente composto por monóxido de carbono, hidrogênio e pequenas frações de metano. O processo pode ser compreendido em duas etapas principais: na primeira, ocorre a conversão do material sólido em gases combustíveis; na segunda, o gás gerado pode ser utilizado para a produção de energia térmica ou elétrica, conforme descrito por Hernández, Ballesteros e Aranda (2013). Além disso, distintos modelos e configurações de gaseificadores vêm sendo propostos para otimizar o desempenho do processo e ampliar sua viabilidade técnica e ambiental.

Ao contrário da incineração, a gaseificação apresenta como vantagem a possibilidade de realizar o tratamento e a purificação do gás de síntese antes de sua etapa de combustão final, permitindo que esse combustível intermediário seja posteriormente utilizado em equipamentos como motores de combustão interna, caldeiras ou turbinas, após passar por sistemas de limpeza e condicionamento. Esse pré-tratamento é fundamental para a remoção de partículas, compostos sulfurados, alcatrões e outras substâncias que podem atuar como precursores de poluentes atmosféricos perigosos, incluindo dioxinas e furanos, contribuindo de forma significativa para a mitigação dos impactos ambientais associados à conversão termoquímica de resíduos, conforme destacado por lora *et al*. (2008).

A pirólise consiste na degradação térmica da matéria orgânica na ausência de agente oxidante, caracterizando-se como um processo termoquímico distinto da combustão. Historicamente utilizada há milhares de anos para a produção de carvão vegetal a partir de biomassa, como a madeira, a pirólise passou a ser aplicada também na gestão de RSU, convertendo-os em frações com potencial energético e material. Conforme destacado por Dezhen (2014), a depender das condições operacionais, como temperatura, taxa de aquecimento e tempo de residência, o processo pode gerar três produtos principais: carvão sólido (char), fração gasosa combustível e produto líquido (óleo pirolítico), o que torna o reator de pirólise um sistema eficiente de conversão de resíduos em energia. Além disso, segundo Castro (2015), os resíduos resultantes do processo apresentam caráter microbiologicamente inerte, possibilitando sua disposição com maior segurança ambiental, uma vez que tendem a gerar menor quantidade de lixiviados e gases quando comparados aos resíduos não tratados.

Nos últimos anos, a pirólise de RSU tem recebido crescente atenção como alternativa para a gestão descentralizada de resíduos, especialmente em pequenas cidades e vilas, onde se busca reduzir custos e impactos associados ao transporte de resíduos por longas distâncias (Arena, 2012; Dong *et al*., 2018).

Em grandes centros urbanos, essa tecnologia também se destaca diante da crescente dificuldade de implantação de novos aterros sanitários e incineradores, reforçando seu potencial como solução complementar na gestão integrada de resíduos sólidos (Kaza et al., 2018).

Conforme mencionado anteriormente, para inferir acerca do potencial energético de resíduos, tem-se analisado seu Poder Calorífico Inferior (PCI), parâmetro que expressa a quantidade efetiva de energia disponível durante a combustão, desconsiderando o calor latente de vaporização da água formada no processo. Conforme mencionado anteriormente, para inferir acerca do potencial energético de resíduos, utiliza-se o Poder Calorífico Inferior (PCI), parâmetro que expressa a quantidade efetiva de energia disponível durante a combustão, desconsiderando o calor latente de vaporização da água formada no processo (CEMPRE, 2010; Gu et al., 2021).

Materiais com maior teor de carbono e hidrogênio, como plásticos, borrachas e derivados, apresentam maiores valores de PCI, enquanto resíduos com elevada umidade, como matéria orgânica, apresentam menor potencial energético. Essa variação influencia diretamente a eficiência dos processos termoquímicos, sendo fundamental para o dimensionamento e desempenho das tecnologias de recuperação energética.

Esses resíduos liberam maior quantidade de energia nos processos termoquímicos, como incineração, gaseificação e pirólise, tornando-se estratégicos para sistemas de recuperação energética no contexto da gestão integrada de RSU, sobretudo quando se busca otimizar a eficiência térmica e a viabilidade econômica das tecnologias empregadas. A Tabela 11 apresenta o PCI de diferentes resíduos.

Material	PCI (MJ/Kg)
Outros Plásticos	40,93
PEAD (plástico)	40,74
Pneus e Outras Borrachas	31,55
PVC	18,99
Couros e Têxteis	16,22
Madeira	14,83
Papel e Papelão	14,74
Material Orgânico de Jardim	11,8
Desperdício de Comida	1,91

Tabela 11: PCI de diferentes materiais.
Fonte: Adaptado de Gu *et al.* (2021).

Dessa forma, os padrões de geração do RSU, bem como sua composição gravimétrica, constituem variáveis fundamentais para avaliar a eficiência do aproveitamento energético por unidade de massa, uma vez que a proporção de materiais com maior ou menor poder calorífico influencia diretamente o desempenho térmico dos processos. Dessa forma, para um bom projeto de tratamento térmico de RSU com aproveitamento energético, carece substancialmente da caracterização prévia dos resíduos, permitindo estimar com maior precisão o potencial energético disponível e ajustar parâmetros operacionais.

Nesse contexto, a adoção de etapas de separação e triagem configura-se como estratégia de beneficiamento relevante, pois possibilita a remoção de frações com alto teor de umidade ou baixo poder calorífico e a concentração de materiais com

maior valor energético, contribuindo para maior estabilidade operacional, melhor rendimento térmico e otimização das variáveis do processo, garantindo resultados mais eficientes e ambientalmente adequados. A variação de geração de energia, a partir de diferentes tecnologias pode ser observada na Tabela 12.

Processo/Fonte de Energia	(kWh/t de RSU) Mín
Incineração 1	439,000 - 1114,000
Gaseificação	1500,000 - 1999,800
Pirólise	1500,000 - 1999,800
Carvão Mineral	1028,567 - 1708,467
Diesel	3521,532 - 3772,749

Tabela 12: Comparativo da produção máxima e mínima de geração energética por diferentes tecnologias. Fonte: Adaptado de Wang *et al.* (2015), Mersoni *et al.* (2017), Aracil *et al.* (2018), Palermo *et al.* (2020) e IPCC (2006).

Emissões Gases de Efeito Estufa (GEE)

As emissões de GEE provenientes RSU configura-se como uma das principais fontes antrópicas associadas às mudanças climáticas, intensificando-se à medida que aumenta a geração global de resíduos, conforme apontado por Lou *et al*. (2017). Nesse contexto, a China consolidou-se como o maior gerador mundial de RSU, respondendo por cerca de 13% da produção global, segundo Hong *et al*. (2017), alcançando 215,2 milhões de toneladas em 2017, volume significativamente superior aos 7,5 milhões de toneladas registrados em 1949, de acordo com o Instituto Nacional de Estatística da China (2018). Esse crescimento foi acompanhado por um aumento expressivo das emissões do setor, que passaram de 0,36 Mt $CCO2_{eq}$ em 1949 para 72,4 Mt $CO2_{eq}$ em 2013, evidenciando a necessidade urgente de estratégias de mitigação no gerenciamento de resíduos. No Brasil, a destinação de RSU ocorre predominantemente em aterros sanitários, com elevada fração orgânica, característica também observada em países do bloco BRICS, conforme Singh *et al.* (2018).

Do ponto de vista ambiental, mesmo os aterros sanitários são considerados a alternativa menos favorável quanto às emissões de GEE, sobretudo pela geração de metano (CH_4), como discutido por Iqbal *et al*. (2019) e Moult *et al*. (2018). A presença significativa de matéria orgânica biodegradável intensifica esse cenário, contribuindo para o aumento das emissões, conforme ressaltado por Yaman *et al*. (2020), sendo que resíduos orgânicos dispostos em aterros podem gerar cerca de 60% de metano durante a decomposição anaeróbia (Jha *et al*., 2008). A compreensão detalhada dessas emissões constitui base essencial para formulação de estratégias climáticas e planos de adaptação, como destaca a Confederação Nacional de Municípios (2021). No âmbito internacional, durante a COP21 e a COP24, o Brasil comprometeu-se a reduzir suas emissões de GEE em 37% até 2025, em relação aos níveis de 2005, conforme estabelecido pelo Ministério do Meio Ambiente (2016). Estudos indicam que a substituição gradual do aterramento por tecnologias como incineração pode contribuir para a redução das emissões totais de GEE, com diminuições estimadas em 11,3 (Pérez et al., 2021), enquanto práticas de reciclagem e triagem também desempenham papel relevante na mitigação climática e no controle de poluentes atmosféricos, como evidenciado por Ying Li, Sumei Zhang e Chao Liu (2022).

Experiências internacionais, como a da Suécia, demonstram que políticas públicas baseadas em taxação de aterros, restrições à disposição de resíduos orgânicos e combustíveis e regulamentação rigorosa de emissões atmosféricas favorecem a adoção de processos termoquímicos, como gaseificação, pirólise e incineração, avaliados como alternativas energeticamente eficientes e ambientalmente mais adequadas, conforme discutido por Cardoso (2019).

A Tabela 13 apresenta um panorama comparativo das GEEs associadas às principais tecnologias termoquímicas aplicadas ao tratamento de RSU, dada a diversificação de dados relacionados a incineração, foram escolhidos 6 cenários para composição dos comparativos, considerando tanto o fator de emissão específico por tonelada de resíduo tratado quanto o volume total de emissões diárias em função da capacidade operacional das plantas analisadas. A sistematização desses dados permite avaliar o desempenho ambiental relativo entre incineração, gaseificação e pirólise, fornecendo subsídios técnicos para a análise da eficiência climática de cada alternativa no contexto da gestão sustentável de resíduos.

Processo	Resíduo/Fonte de Energia	(t de RSU/dia)	(tCO_{2eq}/t de RSU)	CO_{2eq}/dia
Incineração	RSU	585,342	0,547	320,043
Incineração	RSU	1173,644	0,563	660,453
Incineração	RSU	2988,712	0,539	1612,286
Incineração	RSU	1035,178	0,570	589,867
Incineração	RSU	1929,726	0,490	945,110
Incineração	RSU	6,384	1,324	8,451
Gaseificação	RSU	Estudo Macro	0,280	Estudo Macro
Pirólise	RSU	Estudo Macro	0,119	Estudo Macro

Tabela 13: Comparativo de emissões de GEEs por tecnologia. Fonte: Adaptado de Wang *et al.* (2015), Palermo *et al.* (2020), Mersoni *et al.* (2017), Aracil *et al.* (2018),

Análise Custo-benefício ambiental

A análise do índice composto de eficiência ambiental e energética apresentada na Tabela 14 evidencia diferenças relevantes entre os processos avaliados quanto ao equilíbrio entre geração de energia e emissões de gases de efeito estufa (GEE). O índice foi calculado a partir da normalização dos indicadores de emissões (tCO_2eq/tRSU) e geração energética (kWh/t), considerando emissões como critério de custo e produção energética como critério de benefício. A combinação desses parâmetros

permitiu estabelecer um ranking comparativo entre as tecnologias.

Processo	tCO_{2eq}/tRSU	Energia (kWh/t)	tCO_{2eq}/MWh	GEE Norm	GEE Norm invertido	Energia_norm	Índice_Eficiência
Pirólise	0,12	1500,00 - 1999,80	0,08 - 0,06	0,00	1,00	0,33	0,67
Gaseificação	0,28	1500,00 - 1999,80	0,19 - 0,14	0,06	0,94	0,33	0,64
Diesel	2,68	3521,53 - 3772,75	0,76 - 071	1,00	0,00	1,00	0,50
Inc 5	0,49	439,00 - 1114,00	1,12 – 0,44	0,14	0,86	0,00	0,43
Inc 3	0,54	439,00 - 1114,00	1,23 – 0,48	0,16	0,84	0,00	0,42
Inc 1	0,55	439,00 - 1114,00	1,25 – 0,49	0,17	0,83	0,00	0,42
Inc 2	0,56	439,00 - 1114,00	1,28 – 0,51	0,17	0,83	0,00	0,41
Inc 4	0,57	439,00 - 1114,00	1,30 – 0,51	0,18	0,82	0,00	0,41
Inc 6	1,32	439,00 - 1114,00	3,02 – 1,19	0,47	0,53	0,00	0,26
Carvão Mineral	2,40	1028,57 - 1708,47	2,33 – 1,40	0,89	0,11	0,22	0,17

Tabela 14: Ranking dos processos base no índice composto de eficiência ambiental e energética (eficiência de 30%). Fonte: produzido pelos autores

Os resultados indicam que pirólise (0,67) e gaseificação (0,64) apresentam o melhor desempenho global, evidenciando um equilíbrio mais favorável entre menor intensidade de emissões e produção energética relativamente elevada. A pirólise apresentou 0,12 tCO_2eq/tRSU, associada a uma geração energética entre 1500 e 1999,8 kWh/t, resultando em uma intensidade de emissões entre 0,06 e 0,08 tCO_2eq/MWh. Esses valores refletem a elevada eficiência relativa dessa rota termoquímica quando comparada às alternativas convencionais de conversão de resíduos.

Esse resultado é consistente com estudos baseados em Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), como os de Dong *et al.* (2014) e Arena (2015), que apontam que processos termoquímicos avançados, como pirólise, tendem a apresentar menor intensidade de carbono quando comparados à incineração tradicional, sobretudo quando associados à recuperação eficiente de energia. Revisões mais recentes também indicam que a substituição marginal de eletricidade gerada por fontes fósseis por energia proveniente de resíduos pode gerar benefícios climáticos relevantes (Dong *et al.*, 2018; Kaza *et al.*, 2018).

A gaseificação, por sua vez, apresentou 0,28 tCO_2eq/tRSU, com geração energética semelhante à da pirólise (1500–1999,8 kWh/t) e intensidade de emissões entre 0,14 e 0,19 tCO_2eq/MWh, resultando em índice de eficiência 0,64. Embora apresente emissões superiores às da pirólise, a gaseificação ainda se posiciona como uma alternativa ambientalmente mais eficiente que a incineração. A literatura aponta que essa tecnologia pode alcançar desempenho climático competitivo quando o gás de síntese é adequadamente purificado e utilizado em sistemas de alta eficiência energética, como ciclos combinados, reduzindo a intensidade de emissões por unidade de eletricidade gerada.

As diferentes configurações de incineração apresentaram desempenho intermediário no ranking, com índices variando entre 0,41 e 0,43. As emissões situaram-se entre 0,49 e 0,57 tCO_2eq/tRSU para as configurações Inc 1 a Inc 5, associadas a uma geração energética entre 439 e 1114 kWh/t, resultando em intensidades de emissão entre 0,44 e 1,30 tCO_2eq/MWh, dependendo da eficiência do cenário considerado. Esses valores são compatíveis com resultados reportados em estudos europeus de ACV, como os de Astrup *et al.* (2015), que indicam que a incineração com recuperação energética geralmente apresenta desempenho climático intermediário: superior ao descarte em aterros sem captura de biogás, porém inferior a tecnologias termoquímicas mais avançadas.

Um caso particular é a configuração Inc 6, que apresentou emissões significativamente mais elevadas (1,32 tCO_2eq/tRSU) e intensidade entre 1,19 e 3,02 tCO_2eq/MWh, resultando no índice de eficiência 0,26. Esse desempenho inferior pode estar associado a fatores como menor poder calorífico inferior (PCI) dos resíduos, menor eficiência de recuperação energética ou condições operacionais menos favoráveis. Estudos recentes destacam que a composição gravimétrica dos resíduos e o teor de matéria orgânica exercem forte influência sobre o desempenho energético e ambiental de plantas de incineração (IPCC, 2014; 2022).

O diesel, utilizado como referência fóssil de alta densidade energética, apresentou 2,68 tCO_2eq/t de emissões e geração energética entre 3521,53 e 3772,75 kWh/t, resultando em intensidade de emissões entre 0,71 e 0,76 tCO_2eq/MWh. Apesar do elevado valor absoluto de emissões por tonelada de combustível, sua alta densidade energética contribuiu para um desempenho intermediário no índice de eficiência (0,50). Ainda assim, sob a perspectiva de mitigação climática, o diesel permanece menos favorável quando comparado às tecnologias de recuperação energética de resíduos.

Por fim, o carvão mineral apresentou o pior desempenho global, com 2,40 tCO_2eq/t, geração energética entre 1028,57 e 1708,47 kWh/t e intensidade de emissões entre 1,40 e 2,33 tCO_2eq/MWh, resultando em índice de eficiência 0,17. Esses resultados são amplamente corroborados pela literatura internacional, que identifica o carvão como uma das fontes mais intensivas em carbono do setor energético. Revisões sistemáticas e relatórios do IPCC indicam que, mesmo com melhorias tecnológicas na eficiência das usinas, o carvão permanece associado a elevadas emissões específicas quando não combinado com tecnologias de captura e armazenamento de carbono (CCS) (Bui *et al.*, 2018; IPCC, 2022).

De forma geral, os resultados obtidos indicam que tecnologias termoquímicas avançadas aplicadas ao tratamento de resíduos sólidos urbanos, especialmente pirólise e gaseificação, apresentam desempenho ambiental mais favorável quando comparadas tanto a rotas convencionais de incineração quanto a fontes fósseis tradicionais de geração de energia. Esses achados reforçam o potencial dessas tecnologias no contexto de estratégias integradas de gestão de resíduos e transição energética de baixo carbono.

Considerações Finais

Este estudo analisou o desempenho energético e ambiental de diferentes rotas tecnológicas aplicadas ao tratamento

térmico de resíduos sólidos urbanos, integrando indicadores de geração de energia e emissões de gases de efeito estufa em um índice composto de eficiência. A abordagem permitiu comparar de forma padronizada tecnologias amplamente discutidas na literatura, evidenciando diferenças significativas entre processos termoquímicos e fontes fósseis convencionais.

Os resultados indicaram que as tecnologias de pirólise e gaseificação apresentam o melhor desempenho global, combinando menor intensidade de emissões com elevado potencial de geração energética. A pirólise apresentou o maior índice de eficiência ambiental e energética, seguida pela gaseificação, reforçando o potencial dessas rotas tecnológicas como alternativas mais sustentáveis para a valorização energética de resíduos. Em contraste, as diferentes configurações de incineração apresentaram desempenho intermediário, fortemente influenciado pela composição dos resíduos e pelo poder calorífico inferior da fração tratada.

A comparação com fontes fósseis evidenciou que, embora o diesel apresente elevada densidade energética, suas emissões específicas permanecem significativamente superiores às observadas nos processos termoquímicos aplicados ao tratamento de resíduos. O carvão mineral apresentou o pior desempenho ambiental entre todas as alternativas avaliadas, confirmando sua elevada intensidade carbônica no setor energético.

De forma geral, os resultados reforçam que a recuperação energética de resíduos sólidos urbanos pode desempenhar papel estratégico na gestão integrada de resíduos e na diversificação da matriz energética, contribuindo simultaneamente para a redução de emissões e para o aproveitamento energético de materiais que seriam destinados a aterros. No entanto, a implementação dessas tecnologias deve considerar fatores adicionais, como viabilidade econômica, infraestrutura disponível, características regionais da composição dos resíduos e marcos regulatórios.

Como perspectiva futura, recomenda-se a realização de estudos baseados em avaliação do ciclo de vida completo, bem como análises tecnoeconômicas e regionais que permitam avaliar com maior precisão o potencial de aplicação dessas tecnologias em diferentes contextos de gestão de resíduos.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes) pelo apoio financeiro concedido a esta pesquisa, à Universidade Federal do Espírito Santo (Ufes) pelo suporte institucional e infraestrutura disponibilizada, e ao Laboratório de Gestão e Saneamento Ambiental (Lagesa) pelo apoio técnico e científico no desenvolvimento deste trabalho.

Referências Bibliográficas

ABREMA. Associação Brasileira de Resíduos e Meio Ambiente. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2025**. São Paulo: ABREMA, 2025.

ALFÉ, M.; GARGIULO, V.; PORTO, M.; MIGLIACCIO, R.; LE PERA, A.; SELLARO, M.; PELLEGRINO, C.; ABE, A.A.; URCIUOLO, M.; CAPUTO, P.; CALANDRA, P.; LOISE, V.; ROSSI, C.O.; RUOPPOLO, G. Pyrolysis and Gasification of a Real Refuse-Derived Fuel (RDF): The Potential Use of the Products under a Circular Economy Vision. **Molecules**, v. 27, p. 25, 2022.

ARENA, Umberto. Process and technological aspects of municipal solid waste gasification. A review. **Waste management**, v. 32, n. 4, p. 625-639, 2012.

ASTRUP, Thomas Fruergaard *et al.* Life cycle assessment of thermal Waste-to-Energy technologies: Review and recommendations. **Waste management**, v. 37, p. 104-115, 2015.

BUI, Mai *et al.* Carbon capture and storage (CCS): the way forward. **Energy & Environmental Science**, v. 11, n. 5, p. 1062-1176, 2018.

CASTRO, D. E. **Tecnologias de recuperação térmica e energética de resíduos sólidos**. Belo Horizonte: CEFET MG, 2015.

CONFORTO, Edivandro Carlos; AMARAL, Daniel Capaldo; SILVA, SL da. Roteiro para revisão bibliográfica sistemática: aplicação no desenvolvimento de produtos e gerenciamento de projetos. **Trabalho apresentado**, v. 8, p. 1-12, 2011.

CRUZ, A. F. **Modelagem de fornalha e caldeira para combustão de resíduos sólidos urbanos**. 2023. 64 f. Monografia (Bacharelado em Engenharia Mecânica) – Universidade Tecnológica Federal Do Paraná, 2023.

DEZHEN, C. Pyrolysis technologies for municipal solid waste: A review. **Waste Management**, v. 34, p. 2466-2486, 2014.

DONG, Jun *et al.* Energy–environment–economy assessment of waste management systems from a life cycle perspective: Model development and case study. **Applied Energy**, v. 114, p. 400-408, 2014.

EPE – Empresa de Pesquisa Energética. **Nota técnica dea 18/14 – inventário energético dos resíduos sólidos urbanos:**

recursos energéticos. Rio de Janeiro, 2021.

FARIA, D. A. **Estudo preliminar sobre a gaseificação de resíduos sólidos urbanos em escala laboratorial**. 2023. 43 f. Monografia (Bacharelado em Engenharia Mecânica) – Universidade Federal De Uberlândia, 2023.
GALAVOTE, Tânia et al. The effects of municipal waste reduction and recycling policies on the economic feasibility of landfill gas generation. **Energy for Sustainable Development**, v. 81, p. 101493, 2024.

GU, W. *et al*. Energy recovery potential from incineration using municipal solid waste based on multi-scenario analysis in Beijing. **Environmental Science and Pollution Research**, p. 13, 2021.

HERNÁNDEZ, Juan José; BALLESTEROS, Rosario; ARANDA, Guadalupe. Characterisation of tars from biomass gasification: Effect of the operating conditions. **Energy**, v. 50, p. 333-342, 2013.

IPCC. **Intergovernmental Panel on Climate Change.** *2014 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Geneva: IPCC, 2019.

IPCC. **Intergovernmental Panel on Climate Change.** Climate Change 2022: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Sixth Assessment Report (AR6). Cambridge: Cambridge University Press, 2022.

KAZA, S.; YAO, L.; BHADA-TATA, P.; VAN WOERDEN, F. **What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050.** Washington, DC: World Bank, 2018.

LORA, E.E.S.; ANDRADE, R.V.; SANCHEZ, C.G.; GÓMEZ, E.O.; SALES, C.A.V.B. Gaseificação. In: CORTEZ, L.A.B; LORA, E.E.S.; GOMEZ, E.O. (Org). **Biomassa para energia**. Editora da UNICAMP, Campinas, SP, 2008.

LUIZ, B. V. **Análise de emissões de gases de efeito estufa dos resíduos sólidos urbanos do município de Florianópolis a partir da proposição de cenários de valorização de resíduos**. 2022. 109 f. Dissertação – Programa de Mestrado Profissional em Clima e Ambiente, Instituto Federal De Educação, Ciência E Tecnologia De Santa Catarina, Florianópolis, 2022.

SELHORST, G. R. **Potencial energético dos resíduos sólidos urbanos no município de Nova Andradina (MS) e viabilidade econômica de instalação de uma planta de incineração**. 2023. 47 f. Monografia (Bacharelado em Engenharia de Energia) – Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, 2023.

SILVA, L. J. V. B. *et al*. Incineration of municipal solid was te in Brazil: An analysis of the economically viable energy potential. **Renewable Energy**, v. 149, 1386-1394, 2020.

VAISH, Barkha *et al.* Exploring untapped energy potential of urban solid waste. **Energy, Ecology and Environment**, v. 1, n. 5, p. 323-342, 2016.

APROVEITAMENTO ENERGÉTICO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NO BRASIL E POLÍTICAS PÚBLICAS AMBIENTAIS

1 Lucilene Beatriz Pissinatto Sbroio, 2 Rafael Costa Freiria
1 UNICAMP; CETESB, lucilenne@gmail.com; 2 UNICAMP, rafaelcf@unicamp.br

Palavras-chave: Coprocessamento; Recuperação Energética; Combustíveis Alternativos.

Resumo

O crescimento da geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) no Brasil, associado à elevada demanda por energia e aos desafios ambientais relacionados à disposição final inadequada, tem impulsionado a busca por alternativas sustentáveis de gerenciamento de resíduos. Nesse contexto, o aproveitamento energético de RSU apresenta-se como uma estratégia relevante para a redução da quantidade de resíduos destinados a aterros, a mitigação das emissões de gases de efeito estufa e a promoção da economia circular. Este trabalho analisa o aproveitamento energético de resíduos sólidos urbanos no Brasil, com ênfase no coprocessamento em fornos de clínquer, à luz das políticas públicas ambientais vigentes, em especial da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), incluindo-se uma análise complementar relativa ao Estado de São Paulo. A PNRS estabelece diretrizes fundamentais como a não geração, a redução, a reutilização, a reciclagem, o tratamento dos resíduos e a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, além de incentivar a valorização energética como alternativa complementar à reciclagem. A análise evidencia que, apesar dos avanços institucionais promovidos pela PNRS, persistem desafios técnicos, econômicos, regulatórios e socioculturais que limitam a ampliação do aproveitamento energético no país. Conclui-se que o fortalecimento das políticas públicas, aliado a incentivos econômicos, investimentos tecnológicos e ações de educação ambiental, é essencial para ampliar a integração do aproveitamento energético de RSU às estratégias nacionais de gestão de resíduos, contribuindo para a sustentabilidade ambiental e para o desenvolvimento do setor energético e industrial brasileiro.

Keywords: Co-processing; Energy recovery; Alternative fuels.

Abstract

The growth of municipal solid waste (MSW) generation in Brazil, combined with high energy demand and environmental challenges related to inadequate final disposal, has driven the search for sustainable waste management alternatives. In this context, MSW energy recovery emerges as a relevant strategy to reduce the amount of waste sent to landfills, mitigate greenhouse gas emissions, and promote the circular economy. This study analyzes MSW energy recovery in Brazil, with emphasis on co-processing in clinker kilns, within the framework of current environmental public policies, particularly the National Solid Waste Policy (Política Nacional de Resíduos Sólidos – PNRS), and includes a complementary analysis of the São Paulo State. The PNRS establishes fundamental guidelines such as waste prevention, reduction, reuse, recycling, treatment, and environmentally sound disposal of rejects, in addition to encouraging energy recovery as a complementary alternative to recycling. The analysis indicates that, despite the institutional advances promoted by the PNRS, technical, economic, regulatory, and sociocultural challenges still hinder the expansion of energy recovery in the country. It is concluded that strengthening public policies, combined with economic incentives, technological investments, and environmental education actions, is essential to expand the integration of MSW energy recovery into national waste management strategies, contributing to environmental sustainability and the development of the Brazilian energy and industrial sectors.

Introdução

O Brasil gerou 81,6 milhões de toneladas/ano de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) em 2024, com 93% de cobertura de coleta; ainda assim, mais de 36% dos RSU coletados tiveram disposição inadequada (ABREMA, 2025), evidenciando a necessidade de rotas tecnológicas que reduzam aterros e passivos ambientais.

A composição dos resíduos brasileiros é composta predominantemente por matéria orgânica, mas há frações secas com potencial energético, com estimativas de poder calorífico inferior (PCI) que indicam a viabilidade para uso em combustíveis derivados de resíduos (CDR) e, portanto, favoráveis ao aproveitamento energético (ABREMA, 2025; ABCP, 2025).

Em termos legais, o aproveitamento energético é reconhecido como destinação final ambientalmente adequada na Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída pela Lei Federal nº 12.305, de 02 de agosto de 2010, a qual o insere na ordem de prioridade como uma forma de tratamento dos resíduos, condicionando-o à viabilidade técnica e ambiental e à implantação de programa de monitoramento de emissões atmosféricas (Brasil, 2010).

O Decreto nº 10.936, de 12 de janeiro de 2022, determina a regulamentação específica da recuperação energética dos RSU via ato conjunto interministerial (Brasil, 2022a) e a Portaria Interministerial nº 274, de 30 de abril de 2019, disciplina a recuperação energética dos RSU (Brasil 2019).

O Plano Nacional de Resíduos Sólidos (Planares), instituído pelo Decreto nº 11.043, de 13 de abril de 2022, é um instrumento da PNRS, que estabelece metas, diretrizes, estratégias, programas, projetos e ações para melhorar a gestão de resíduos sólidos no país e prevê o aumento da recuperação de resíduos em aproximadamente 50% em um horizonte de 20 anos

(BRASIL, 2022b). Dentre outros tratamentos para alcançar este objetivo, menciona-se o aproveitamento energético dos RSU, incluindo o coprocessamento de RSU em cimenteiras como uma alternativa de recuperação energética.

A Resolução CONAMA nº 499/2020 (Brasil, 2020) define que o coprocessamento de resíduos em fornos de clínquer é uma destinação ambientalmente adequada e admite RSU previamente triados/tratados, na forma de combustível derivado de resíduos urbanos (CDRU), em substituição aos combustíveis convencionais utilizados na fabricação de cimento.

Neste sentido, as indústrias cimenteiras são as que mais empregam o CDRU, por meio do coprocessamento em fornos de clínquer, mas as quantidades utilizadas ainda são pouco significativas (ABCP, 2025).

Estima-se que em 2024 cerca de 130,5 mil toneladas de RSU tenham sido direcionadas a unidades de preparo de CDRU no Brasil, ou seja, menos de 0,2% do total de RSU gerados no país e o índice médio de aproveitamento é de 33%, equivalente à produção de aproximadamente 330 kg de CDRU por tonelada de RSU processada (ABREMA, 2025).

Em termos de normatização, destaca-se a publicação da primeira norma brasileira abordando o tema de aproveitamento energético de RSU, a NBR 16849:2020 - *Resíduos sólidos urbanos para fins energéticos - Requisitos*, que ocorreu no ano de 2020 (ABNT, 2020). Nessa norma é introduzido o termo RSUE – resíduos sólidos urbanos para fins energéticos em substituição ao termo mais amplo – CDR – combustível derivado de resíduos.

Por fim, foi publicada a Resolução ANA nº 187, em 21 de março de 2024, que aprova a Norma de Referência nº 7/2024, para a regulação dos serviços públicos de saneamento básico, incluindo a recuperação energética a partir de RSU, seja como energia térmica ou eletricidade (ANA, 2024). Nessa norma, o coprocessamento de RSU é citado como uma das alternativas para recuperação energética.

Considerando que o aproveitamento energético de resíduos sólidos constitui uma modalidade de tratamento reconhecida como destinação ambientalmente adequada, o presente trabalho visou realizar o levantamento e a análise do marco regulatório brasileiro aplicável ao tema, com ênfase no coprocessamento de resíduos em fornos de clínquer, bem como discutir sua interface com as políticas públicas ambientais, especialmente a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). Adicionalmente, a pesquisa foi estendida ao Estado de São Paulo, considerando sua expressiva relevância institucional, econômica e industrial no cenário nacional.

Material e Métodos

O presente estudo adotou uma abordagem qualitativa, exploratória e analítica, sendo orientada à compreensão integrada dos aspectos técnicos, ambientais e normativos associados à recuperação energética de resíduos sólidos urbanos (RSU) no contexto brasileiro.

A metodologia baseou-se na revisão crítica de literatura técnico-científica e normativa, aliada à análise de conteúdo de políticas públicas e à análise documental de instrumentos legais e regulatórios pertinentes ao tema.

Inicialmente, foi realizado o levantamento e a sistematização de dados referentes ao panorama nacional da geração de RSU, incluindo sua composição gravimétrica e o potencial energético teórico associado, a partir de fontes institucionais, relatórios técnicos e estudos acadêmicos. Essa etapa permitiu caracterizar a gestão atual de resíduos e identificar condicionantes relevantes para a adoção de rotas de valorização energética, dentre as quais optou-se por estudar o coprocessamento de resíduos em fornos de clínquer.

Complementarmente, realizou-se a análise do arcabouço legal e regulatório aplicável à recuperação energética de resíduos sólidos, contemplando o nível federal e estadual.

No âmbito federal, foram avaliados a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), o Decreto nº 10.936/2022, a Resolução CONAMA nº 499/2020, a ABNT NBR 16849:2020, o Plano Nacional de Resíduos Sólidos (Planares), a Portaria Interministerial nº 274/2019 e a Resolução ANA nº 187/2024, além de outros documentos regulatórios pertinentes (Resoluções Conama nº 382/2006 e 436/2011).

Adicionalmente, foram analisadas as legislações, normas e diretrizes vigentes no Estado de São Paulo, considerando sua representatividade e relevância no cenário nacional de gerenciamento de resíduos e do coprocessamento.

Dessa forma, a metodologia adotada possibilitou uma visão integrada entre aspectos técnicos, ambientais e normativos, contribuindo para a avaliação consistente do papel da recuperação energética — e, em particular, do coprocessamento — na gestão sustentável dos resíduos sólidos urbanos.

Políticas Públicas Ambientais e Arcabouço Legal

Há diversas legislações instituidoras de políticas públicas ambientais correlacionadas ao tema de aproveitamento energético de resíduos sólidos no Brasil, as quais são descritas a seguir, com diferentes interfaces, assim como há um arcabouço legal específico, voltado à regulamentação do assunto.

A política pública que mais se relaciona com o tema é a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída pela Lei Federal nº 12.305, de 02.08.2010 e é discutida detalhadamente abaixo.

A Política Nacional sobre Mudanças do Clima (PNMC), instituída pela Lei nº 12.187, de 29 de dezembro de 2009, apresenta interface indireta com o tema, uma vez que estabelece diretrizes para a redução das emissões dos gases de efeito estufa (GEE). Com base na PNMC, a redução das emissões pode ser alcançada com a rota tecnológica de coprocessamento de resíduos, através da substituição parcial dos combustíveis fósseis utilizados na indústria.

A Política Nacional de Saneamento Básico, atualizada pela Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020, também possui interface indireta com o tema. Ela inclui a gestão integrada dos RSU como um dos componentes do saneamento básico e a

recuperação energética pode ser uma solução tecnológica complementar para a gestão dos resíduos, especialmente para locais com restrições de área para disposição final ou com necessidade de outras soluções ambientalmente adequadas.

Ademais, a Estratégia Nacional de Economia Circular, instituída pelo Decreto nº 12.082, de 27 de junho de 2024, integra o marco regulatório brasileiro relacionado ao aproveitamento e à recuperação energética de resíduos. Suas diretrizes, voltadas à redução da geração de resíduos e rejeitos, à ampliação do ciclo de vida dos materiais e à diminuição da dependência de recursos naturais, reforçam a hierarquia da gestão de resíduos estabelecida pela PNRS. Nesse contexto, a valorização energética de resíduos não recicláveis, incluindo o coprocessamento, configura-se como alternativa complementar à reciclagem, compatível com os princípios da sustentabilidade e da economia circular.

PNRS

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) reconhece expressamente o aproveitamento energético como modalidade de recuperação, inserindo-a entre as etapas superiores à disposição final de rejeitos (Brasil, 2010).

No Art. 3º, VII, o aproveitamento energético é definido como forma de destinação final ambientalmente adequada e nos incisos VIII e XV, é estabelecido que a disposição final ambientalmente adequada é voltada somente a rejeitos, os quais são definidos como materiais para os quais estejam esgotadas as alternativas de tratamento e recuperação.

Nos termos do Art. 9º, que fixa a ordem de prioridade na gestão de resíduos, admite-se tecnologias de recuperação energética dos RSU mediante a comprovação da viabilidade técnica e ambiental, conjuntamente com o monitoramento das emissões atmosféricas. O tratamento com recuperação energética só ocorre após a reciclagem e antes da disposição final.

A recuperação energética dos RSU é uma alternativa para se evitar práticas inadequadas de destinação, além do aproveitamento energético propriamente dito. Esta alternativa pode ser adotada especialmente para a mitigação de riscos sanitários associados à disposição irregular; redução de passivos ambientais oriundos da contaminação do solo e da água; diminuição da pressão por novas áreas de aterro e para a substituição de combustíveis fósseis em virtude da utilização de combustíveis derivados de resíduos, propiciando ganhos ambientais e econômicos.

Na PNRS, o Art. 6º consolida princípios norteadores que orientam o uso de tecnologias de reaproveitamento energético, como prevenção e precaução (I), poluidor pagador e protetor recebedor (II), visão sistêmica (III), ecoeficiência (V), entre outros.

Os princípios de prevenção e precaução (Art. 6º, I) reforçam a necessidade de evitar rotas inadequadas para os RSU, privilegiando soluções tecnológicas seguras, das quais o aproveitamento energético é uma delas, desde que devidamente licenciada e monitorada.

O princípio do poluidor pagador (Art. 6º, II), reafirmado pela Lei nº 6.938/1981 e pelo Art. 225, §3º da Constituição, atribui aos municípios e demais geradores a obrigação de responderem pelos danos provocados pela destinação inadequada de resíduos. Assim, cabe destacar que as tecnologias de recuperação energética podem reduzir os custos globais de gestão; a geração de passivos e os ônus financeiros futuros de remediação.

Já o princípio do protetor recebedor se harmoniza com a Lei nº 14.119/2021, que institui o pagamento por serviços ambientais, fortalecendo políticas que reduzam demanda por aterros e preservem recursos naturais.

Por outro lado, o princípio da ecoeficiência (Art. 6º, V) reforça alternativas capazes de reduzir o uso de combustíveis fósseis e emissões de gases de efeito estuda (GEE), com potencial substituição energética por combustíveis derivados de resíduos (CDR).

A PNRS adota um enfoque sistêmico (Art. 6º, III), buscando integrar variáveis ambientais, econômicas, sociais, tecnológicas e de saúde pública. O aproveitamento energético se encaixa dentro desta visão desde que preserve materiais recicláveis para a cadeia produtiva; trate apenas frações não recicláveis; opere com rigorosos padrões de emissão; controle e observe instrumentos de planejamento (Planos Municipais, Estaduais e Nacional).

No Art. 7º, XIV, destaca-se o incentivo à recuperação e ao aproveitamento energético de resíduos.

O Decreto nº 10.936/2022, regulamento vigente da PNRS, determina em seu Art. 31 que a recuperação energética dos RSU será disciplinada em ato conjunto dos Ministérios do Meio Ambiente, Minas e Energia e Desenvolvimento Regional, reforçando a necessidade de atuação conjunta.

Enfim, a PNRS estabelece princípios e diretrizes gerais, reconhecendo o aproveitamento energético, mas não especifica tecnologias, no entanto, o coprocessamento em fornos de clínquer é uma tecnologia de recuperação e foi selecionada como objeto deste estudo, uma vez que o país é um dos grandes produtores mundiais de cimento. Ainda, ao se analisar a PNRS, verificam-se as diversas contribuições importantes dessa política pública relacionada à temática de resíduos sólidos, com destaque à definição de rejeitos, ao estabelecimento de ordem de prioridade para a gestão e o gerenciamento dos resíduos e à introdução da possibilidade de recuperação energética dos RSU.

Resoluções e Portarias

O coprocessamento em fornos de clínquer segue as diretrizes estabelecidas pela Resolução Conama nº 499/2020, com critérios de licenciamento, limites de poluentes orgânicos persistentes e definição da tipologia de resíduos que podem ser destinados ao processo de recuperação, incluindo RSU triados ou tratados.

O desenvolvimento da atividade industrial em fornos de produção de clínquer também é disciplinado por outras resoluções, que estabelecem limites de emissão atmosférica, os quais ainda são parâmetros vigentes e devem ser respeitados, a saber: a Resolução Conama nº 382, de 26 de dezembro de 2006 e a Resolução Conama nº 436, de 22 de dezembro de 2011.

A Resolução ANA nº 187, de 19 de março de 2024, é outra resolução que merece destaque, uma vez que aprova a Norma de Referência nº 7/2024 para os serviços públicos de saneamento básico, a qual deve ser levada em conta nos processos de contratação e/ou prestação de serviços públicos de limpeza urbana e de manejo de RSU dos municípios brasileiros.

Essa norma incentiva práticas sustentáveis, incluindo a segregação de resíduos, a compostagem, a reciclagem e a recuperação energética. O coprocessamento de RSU é citado como uma das alternativas para recuperação energética, desde que sem prejuízos à ordem de prioridade estabelecida pelo Art. 9º, §1º, da PNRS e fica condicionada à *comprovação de sua viabilidade técnica, ambiental e econômico-financeira e à implantação de programa de monitoramento de emissão de gases tóxicos aprovado pelo órgão ambiental competente* (ANA, 2024).

Similarmente, a Portaria Interministerial nº 274, de 30 de abril de 2019, é o principal ato infralegal federal que disciplina a recuperação energética de RSU no Brasil, definindo-a como destinação final ambientalmente adequada, desde que respeitada a ordem de prioridade da PNRS.

Estado de São Paulo – Panorama institucional

No estado de São Paulo, o primeiro procedimento abordando o aproveitamento energético de resíduos foi publicado em 25 de novembro de 1997, pelo órgão ambiental estadual – CETESB e era específico para a utilização de resíduos em fornos de produção de clínquer, o qual foi substituído em 2003 pela norma CETESB P4.263 (Sbroio, 2024).

Em novembro de 2002 foi criado o Conselho Estadual de Política Energética – CEPE, através da Lei nº 11.248, de 30 de outubro de 2002 e essa lei foi regulamentada pelo Decreto nº 47.907, de 24 de junho de 2003.

No ano de 2007 foi criado o grupo de trabalho para propor um programa estadual de aproveitamento energético de RSU e outros rejeitos da atividade econômica, através da Resolução Conjunta SSE/SMA nº 49, de 18.10.2007.

Em novembro de 2009 foi publicada a Resolução SMA nº 79, pela Secretaria de Meio Ambiente do Estado, estabelecendo diretrizes e condições para a operação e o licenciamento da atividade de tratamento térmico de resíduos sólidos em usinas de recuperação de energia.

Na mesma época destaca-se a instituição da Política Estadual de Mudanças Climáticas – PEMC, através da Lei nº 13.798, de 09 de novembro de 2009, a qual apresenta interfaces com o tema de aproveitamento energético, não exclusivamente a partir de resíduos, mas incentivando a busca e a produção de energias renováveis e de combustíveis mais limpos (São Paulo, 2009).

A PEMC apresenta objetivos relacionados ao tema (Art. 5º, IV e XV), no sentido de *realizar ações para aumentar a parcela das fontes renováveis de energia na matriz energética, dentro e fora do Estado* e *promover um sistema de planejamento urbano sustentável de baixo impacto ambiental e energético*. Cita a necessidade de elaboração de inventário de emissões (Art. 7º, I), com a estruturação de um capítulo sobre energia, incluindo a queima de combustíveis e a produção de energia secundária. Estimula a adoção de iniciativas nas áreas de construção civil, entre outras, para a utilização de *fontes alternativas e renováveis de energia* (Art. 12, VI).

O incentivo ao aproveitamento energético, a partir de resíduos sólidos e/ou RSU, é mencionado nos Art. 18 e 19 da PEMC, juntamente com a proposição de ações integradas à PNRS.

A regulamentação da PEMC se deu através do Decreto nº 55.945, de 24 de junho de 2010, o qual cria programas de incentivo econômico à prevenção e adaptação às mudanças climáticas, priorizando o financiamento de ações e planos voltados ao aproveitamento energético de resíduos.

Posteriormente, no ano de 2017, passou a vigorar a Resolução SMA nº 38, considerada um marco regulatório para o uso de CDRU em fornos de clínquer, todavia foi revogada e substituída pela Resolução SIMA nº 47, em agosto de 2020, que é vigente até os dias atuais. Essa resolução estabelece diretrizes e condições para o licenciamento de unidades de preparo de Combustível Derivado de Resíduos Sólidos - CDR e da atividade de recuperação de energia proveniente do uso de CDR (São Paulo, 2020).

Em março de 2024 foi publicada a Decisão de Diretoria da CETESB – DD nº 023/2024/C/I (CETESB, 2024), que estabelece o "Procedimento para licenciamento das unidades de armazenamento, transferência, triagem, reciclagem, preparo e utilização de combustível derivado de resíduos, tratamento e disposição final de resíduos sólidos", em atendimento à Resolução SIMA nº 47/2020.

Cabe ressaltar que toda a análise ora realizada se aplica ao aproveitamento de resíduos sólidos não perigosos, esclarecendo-se que existem outras legislações e diretrizes para o aproveitamento de resíduos sólidos perigosos, não tratadas e/ou detalhadas nesta pesquisa.

Enfim, apesar do avanço legislativo e normativo, segundo dados do licenciamento ambiental, há no estado de São Paulo apenas uma empresa cimenteira devidamente licenciada para o uso de CDRU através do coprocessamento em fornos de clínquer e existem algumas unidades de preparo de CDR licenciadas ou em fase de licenciamento (Sbroio, 2024).

Coprocessamento

O coprocessamento de resíduos em fornos de clínquer consiste na utilização controlada de resíduos industriais, urbanos ou agroindustriais como combustíveis alternativos e/ou matérias-primas substitutas no processo de produção de clínquer.

No coprocessamento há a utilização do CDR, que é um material preparado previamente, com alto poder calorífico e com baixo teor de umidade, sendo um combustível secundário ao forno de produção de clínquer, em substituição aos combustíveis usuais, como o carvão, o coque de petróleo, o gás natural ou o óleo (Sbroio, 2024).

A utilização de combustíveis alternativos no coprocessamento em fornos de clínquer contribui para a redução dos custos associados ao processo de produção de cimento, especialmente em contextos de elevado preço dos combustíveis fósseis. Ademais, essa prática configura-se como uma estratégia eficaz para a diminuição do volume de resíduos destinados a aterros

sanitários e possibilita a mitigação das emissões atmosféricas quando comparada ao uso exclusivo de combustíveis fósseis (Kukreeja et al., 2023).

Os maiores produtores mundiais de cimento reconhecem que as frações combustíveis dos resíduos sólidos urbanos (RSU), quando devidamente segregadas e preparadas, constituindo o combustível derivado de resíduos (CDR), são apropriadas para utilização como combustível alternativo em cimenteiras através do coprocessamento (Chatterjee; Sui, 2019).

Neste sentido, uma estimativa do poder calorífico inferior (PCI) para o RSU brasileiro aponta o valor de 3.654 kcal/kg para resíduos triados e secos, sem inertes (metais e vidros) e com 20 % de umidade (Torres e Lange, 2022). Portanto, apresenta potencial energético superior ao limite estabelecido pela norma da ABNT – NBR 16849:2020 (≥ 2.750 kcal/kg para resíduos não perigosos) e é superior ao valor estabelecido na Resolução SIMA nº 47, de 06 de agosto de 2020, do Estado de São Paulo, que cita que os resíduos sólidos para serem utilizados como combustíveis (CDR) em fornos de produção de clínquer precisam apresentar no mínimo 2.775 kcal/kg (ABNT, 2020; São Paulo, 2020).

Na indústria cimenteira o CDR ou CDRU frequentemente substitui o coque de petróleo, que apresenta PCI em torno de 7.800 a 8.300 kcal/kg (Sbroio, 2024). Conforme ilustra a **Figura 01**, a atividade de coprocessamento com resíduos nos fornos de clínquer tem evoluído na indústria cimenteira brasileira ao longo dos anos, no entanto, a parcela de CDRU ainda é pouco representativa na composição energética do combustível alternativo (cerca de 2%).

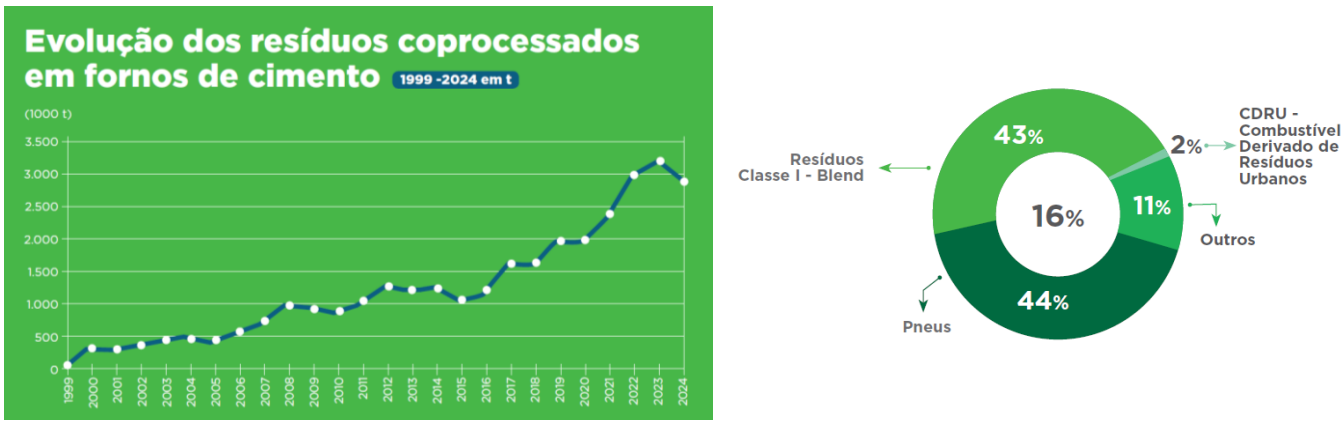


Figura 01: Evolução do coprocessamento e composição dos combustíveis alternativos (em kcal/kg).
Fonte: ABCP (2025)

Considerando que o processo de produção do cimento, em especial a etapa de fabricação do clínquer, demanda elevadas quantidades de energia e de matérias-primas, além de estar associado a significativas emissões de material particulado e gases atmosféricos, e tendo em vista o crescimento contínuo da demanda mundial por cimento — com o Brasil figurando entre os principais países consumidores — torna-se necessária a adoção de estratégias que promovam uma produção mais sustentável desse material. Nesse contexto, o coprocessamento de resíduos sólidos destaca-se como uma alternativa promissora para a mitigação dos impactos ambientais do setor cimenteiro (Nidheesh; Kumar, 2019).

O incentivo à realização do coprocessamento de resíduos sólidos urbanos (RSU), com o consequente aproveitamento energético, não deve ser interpretado como estímulo à geração de resíduos para esse fim. Ao contrário, essa diretriz está condicionada à consolidação e ao fortalecimento de políticas públicas voltadas à prevenção e à minimização da geração de resíduos. Uma vez gerados os RSU, deve-se priorizar a aplicação da hierarquia da gestão de resíduos, privilegiando-se o reaproveitamento e a reciclagem e, em etapas posteriores, admite-se o tratamento térmico com recuperação energética. A disposição final em aterros sanitários deve ser exclusivamente para os rejeitos, isto é, àqueles resíduos para os quais não exista alternativa técnica, ambiental ou economicamente viável de tratamento e/ou destinação, em conformidade com o disposto na PNRS. (Pissinatto Sbroio; Costa Freiria, 2026).

O coprocessamento de RSU em fornos de cimento configura-se como uma alternativa tecnicamente viável para a recuperação energética desses materiais, podendo ser considerada uma fonte de energia renovável (Kumar; Samadder, 2017; Chatterjee; Sui, 2019). Ademais, essa forma de aproveitamento energético apresenta menor potencial de impacto ambiental quando comparada à geração de energia a partir de combustíveis fósseis convencionais (Kukreja et al., 2023).

O coprocessamento também contribui de maneira significativa ao gerenciamento integrado de resíduos sólidos, ao reduzir a dependência da disposição final em aterros sanitários, mitigar as emissões de gases de efeito estufa e, consequentemente, gerar benefícios de natureza ambiental e social (Chatterjee; Sui, 2019; Shehata et al., 2021; Chaves et al., 2021; Khan et al., 2022).

Considerações Finais

O aproveitamento energético de RSU possui lastro legal robusto no Brasil e coerência com os princípios da PNRS. De forma semelhante, observa-se o avanço das legislações, normas, diretrizes e iniciativas no estado de São Paulo acerca desse tema, considerando a relevância institucional, econômica e industrial desse Estado no cenário nacional de gerenciamento de resíduos. A rota do coprocessamento — quando aplicada a frações não recicláveis, precedida de triagem e com rigoroso controle de

emissões — mostra-se tecnicamente viável, ambientalmente adequada e economicamente competitiva. A NR-7/ANA, o Planares e a CONAMA 499/2020 tendem a acelerar a adoção, desde que planejamentos municipais e regulações locais preservem a hierarquia da PNRS e garantam transparência, monitoramento e participação social. Políticas públicas bem desenhadas podem transformar um passivo urbano em insumo energético, com redução de GEE, extensão da vida útil de aterros e fomento à economia circular.

Existem desafios técnicos, socioculturais, econômicos, ambientais e legais para o devido aproveitamento energético de RSU, por meio do coprocessamento com RSU, mas que podem ser superados. Dentre os principais entraves destacam-se a heterogeneidade dos resíduos sólidos urbanos, o elevado teor de umidade e a necessidade de pré-tratamentos para produção de CDR com qualidade adequada, bem como os riscos de impactos na estabilidade operacional dos fornos e na qualidade do clínquer. Soma-se a isso a viabilidade econômica, influenciada por custos de tratamento, transporte, investimentos em controle de emissões e garantia de fornecimento contínuo de resíduos, além de restrições legais, exigências ambientais rigorosas e baixa aceitação social, frequentemente associada à falta de informação, educação ambiental e incentivos políticos.

A superação desses desafios envolve basicamente a alocação de recursos financeiros para a adequação tecnológica das cimenteiras, além da implementação de políticas públicas de incentivo, financiamento e regulação, bem como do engajamento social, a partir de programas de educação ambiental, incluindo informações claras sobre o desenvolvimento da atividade.

Enfim, a implementação do aproveitamento energético de RSU no Brasil depende de uma abordagem integrada e sistêmica, envolvendo entidades públicas e privadas e a sociedade como um todo, mas possui o devido amparo legal para ser realizado, especialmente via coprocessamento de resíduos em fornos de clínquer.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) – Código de Financiamento 001, responsável pelo suporte dos programas de pós-graduação da UNICAMP e à própria UNICAMP – Faculdade de Tecnologia, pela oportunidade de desenvolver este trabalho, bem como à CETESB pela liberação parcial da autora para a realização desta pesquisa.

Referências Bibliográficas

ABCP. Associação Brasileira de Cimento Portland. **Panorama de coprocessamento 2025 – Ano base 2024**. São Paulo: ABCP, 2025. Disponível em: https://abcp.org.br/panorama-do-coprocessamento-brasil-2025/. Acesso em: 08 abr. 2026.

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 16849: Resíduos sólidos urbanos para fins energéticos – requisitos**. Rio de Janeiro: ABNT, 2020.

ABREMA. Associação Brasileira de Resíduos e Meio Ambiente. **Panorama dos Resíduos sólidos no Brasil 2024**. São Paulo: ABREMA, 2025. Disponível em: https://www.abrema.org.br/panorama/. Acesso em: 08 abr. 2026.

ANA. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. **Resolução ANA nº 187, de 19 de março de 2024**. Brasília, DF: Diário Oficial da União, 21 mar. 2024. Disponível em: https://www.gov.br/ana/pt-br/legislacao/resolucoes/resolucoes-regulatorias/2024/187. Acesso em: 07 abr. 2026.

BRASIL. **Lei nº 12.305, de 02 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: Diário Oficial da União, Poder Executivo, 3 ago. 2010. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm. Acesso em: 07 abr. 2026.

_____ . Ministério do Meio Ambiente; Ministério de Minas e Energia. **Portaria Interministerial nº 274, de 30 de abril de 2019**. Disciplina a recuperação energética dos resíduos sólidos urbanos referidos no §1°do art. 9° da Lei n°12.305 de 2010 e no art. 37 do Decreto n°7.404 de 2010. Brasília, DF: Diário Oficial da União, 2 maio 2019. Disponível em: https://www.in.gov.br/web/dou/-/portaria-interministerial-n%C2%BA-274-de-30-de-abril-de-2019-86235505. Acesso em: 07 abr. 2026.

_____ . Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução Conama/MMA nº 499, de 06 de outubro de 2020**. Dispõe sobre o licenciamento da atividade de coprocessamento de resíduos em fornos rotativos de produção de clínquer. Brasília, DF: Diário Oficial da União nº 194, 08 out. 2020. Disponível em: https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/resolucao-conama/mma-n-499-de-6-de-outubro-de-2020-281790575. Acesso em: 08 abr. 2026.

_____ . **Decreto nº 10.936, de 12 de janeiro de 2022**. Regulamenta a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Brasília, DF: Diário Oficial da União, 13 jan. 2022a. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2022/decreto/D10936.htm. Acesso em: 8 abr. 2026.

_____ . **Decreto nº 11.043, de 13 de abril de 2022.** Aprova o Plano Nacional de Resíduos Sólidos. Brasília, DF: Diário

Oficial da União, 14 abr. 2022b. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2022/decreto/d11043.htm. Acesso em: 8 abr. 2026.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Decisão de Diretoria nº 023/2024/C/I, de 25 de março de 2024**. São Paulo (Estado): CETESB, 2024a. Diário Oficial do Estado, Caderno Executivo, seção I, edição nº 134 (68), 10 de abr. 2024, p. 17 e 18. Disponível em: https://www.cetesb.sp.gov.br/cetesb/institucional/diretoria/decisoes_de_diretoria. Acesso em: 08 abr. 2026.

CHATTERJEE, Anjan; SUI, Tongbo. Alternative fuels – Effects on clinker process and properties. **Cement and Concrete Research**, v. 123, p. 105777, set. 2019. http://dx.doi.org/10.1016/j.cemconres.2019.105777.

CHAVES, Gisele de Lorena Diniz; SIMAN, Renato Ribeiro; RIBEIRO, Glaydston Mattos; CHANG, Ni-Bin. Synergizing environmental, social, and economic sustainability factors for refuse derived fuel use in cement industry: a case study in Espírito Santo, Brazil. **Journal of Environmental Management**, v. 288, p. 112401, jun. 2021. http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.11240

KHAN, Afzal Husain; LÓPEZ-MALDONADO, Eduardo Alberto; ALAM, Shah Saud; A KHAN, Nadeem; LÓPEZ, Juan Ramon López; HERRERA, Perla Fabiola Méndez; ABUTALEB, Ahmed; AHMED, Sirajuddin; SINGH, Lakhveer. Municipal solid waste generation and the current state of waste-to-energy potential: state of art review. **Energy Conversion and Management**, v. 267, p. 115905, set. 2022. http://dx.doi.org/10.1016/j.enconman.2022.115905

KUKREJA, Kapil; SONI, Manoj Kumar; MOHAPATRA, Bibekananda; PANDA, D.K. Impact assessment of alternative fuels on production Cost, plant operation and Environment- case study of Indian cement industry. **Sustainable Energy Technologies and Assessments**, v. 57, p. 103300, jun. 2023. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.seta.2023.103300.

KUMAR, A. e SAMADDER, S.R. A review on technological options of waste to energy for effective management of municipal solid waste. **Waste Management**, vol. 69, p. 407-422, 2017.

NIDHEESH, P.V.; KUMAR, M. Suresh. An overview of environmental sustainability in cement and steel production. **Journal of Cleaner Production**, v. 231, p. 856- 871, set. 2019. http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.05.251.

PISSINATTO SBROIO, Lucilene Beatriz; COSTA FREIRIA, Rafael. Coprocessamento de resíduos sólidos urbanos no Brasil: perspectivas regulatórias e desafios para a economia circular. **RECIMA21 - Revista Científica Multidisciplinar - ISSN 2675-6218**, v. 7, n. 2, p. e727219, 2026. DOI: 10.47820/recima21.v7i2.7219. Disponível em: https://recima21.com.br/recima21/article/view/7219. Acesso em: 9 abr. 2026.

SÃO PAULO (Estado). **Lei nº 13.798, de 09 de novembro de 2009**. Institui a Política Estadual de Mudanças Climáticas - PEMC. São Paulo, SP, Diário Oficial do Estado, Executivo, 10 nov. 2009. Disponível em: https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/2009/lei-13798-09.11.2009.html. Acesso em: 07 abr. 2026.

_____. **Resolução SIMA nº 47, de 06 de agosto de 2020**. Estabelece diretrizes e condições para o licenciamento de unidades de preparo de Combustível Derivado de Resíduos Sólidos - CDR e da atividade de recuperação de energía proveniente do uso de CDR. São Paulo, SP, SIMA: Diário Oficial do Estado, seção I, p.34-36, 07 ago. 2020. Disponível em: https://semil.sp.gov.br/legislacao/2022/07/resolucao-sima-047-20/. Acesso em: 02 mar.2026.

SBROIO, Lucilene Beatriz Pissinatto. **Coprocessamento de residuos sólidos urbanos, recuperação energética e políticas públicas ambientais: aspectos técnicos, ambientais e legais.** Limeira, Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), Faculdade de Tecnologia, 2024, 178 p. Tese (Doutorado). Disponível em: https://repositorio.unicamp.br/acervo/detalhe/1490743. Acesso em: 02 mar. 2026.

SHEHATA, Nabila; OBAIDEEN, Khaled; SAYED, Enas Taha; ABDELKAREEM, Mohammad Ali; MAHMOUD, Mohamed S.; EL-SALAMONY, Abdel-Hay R.; MAHMOUD, Hamada M.; OLABI, A.G. Role of refuse-derived fuel in circular economy and sustainable development goals. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 163, p. 558-573, jul. 2022. http://dx.doi.org/10.1016/j.psep.2022.05.052.

TORRES, V. A.; LANGE, L. C. Rotas tecnológicas, desafios e potencial para valoração energética de resíduo sólido urbano por coprocessamento no Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 27, n. 1, p. 25-30, fev. 2022. Fap UNIFESP (SciELO). http://dx.doi.org/10.1590/s1413-415220210221.

LODO DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA COMO SUBSTRATO DE FORMAÇÃO DE MUDAS DE IPÊ-DE-JARDIM

1 Gabriela Oliveira Tundisi, 2 Cláudio Oliveira Rocha, 3 Lucas Carvalho Basílio de Azevedo
1 Universidade Federal de Uberlândia, e-mail: gabriela.tundisi@ufu.br; 2 Universidade Federal de Uberlândia, e-mail: claudio.oliverocha@gmail.com; 3 Universidade Federal de Uberlândia, e-mail: lucasazevedo@ufu.br

Palavras-chave: LETA; destinação; resíduo.

Resumo

O aumento na demanda de água potável acompanha a geração de resíduos dos processos de tratamento de água. O lodo de estações de tratamento de água (LETA) é um resíduo que deve ser destinado de forma ambientalmente correta. A destinação menos impactante para o lodo é a disposição em aterros sanitários ou industriais, nesses casos este resíduo ocupa um volume significativo e reduz a vida útil destes empreendimentos. Contudo as destinações mais comuns são a descarga pelas redes de esgotamento sanitário, sobrecarregando as estações e reduzindo sua eficiência; e o lançamento do lodo in natura nos corpos hídricos, ocasionando em aumento da turbidez do rio, redução de oxigênio dissolvido, assoreamento e eutrofização. Assim, há a necessidade de proposição de alternativas para destinação final deste resíduo. O uso agrícola do lodo tem sido apontado como potencial, uma vez que este material apresenta boa capacidade de retenção de umidade no solo e de nutrientes. Este trabalho tem o objetivo de avaliar a viabilidade do lodo da ETA Capim Branco, localizada em Uberlândia, MG como substrato na formação de mudas de Tecoma stans (L.) JUSS. Ex KUNTH. Cinco concentrações de lodo (0%, 12,5%, 25%, 50% e 75%) homogeneizados com substrato comercial foram testadas. O tratamento com 25% de lodo apresentou maior germinação das plântulas, além disso apresentou diferenças estatísticas quando comparado ao tratamento controle nos quesitos crescimento, massa fresca da parte aérea e raiz e massa seca da raiz. Os índices de qualidade e o índice de qualidade de Dickson apresentaram qualidade moderada para o desenvolvimento de mudas, sendo o tratamento de 25% de lodo o valor máximo para atingir bons resultados. Portanto, o LETA se mostrou uma alternativa interessante como promovedor de formação de mudas desde que seja utilizado até 25% na composição do substrato.

Introdução

A potabilização da água gera o Lodo de ETA (LETA) e, como todo resíduo, deve ter destinação adequada (Urban et al., 2023). Nas estações brasileiras, o lançamento em corpos hídricos tem sido o método mais utilizado pelo baixo custo de operação (Santos et al., 2024). No entanto, o lançamento do lodo diretamente nos rios aumenta a concentração de carga orgânica e de nutrientes podendo acarretar assoreamento e eutrofização, dentre outros impactos (Hussein et al., 2021).

Dessa forma, é fundamental buscar alternativas economicamente viáveis de destinação dos LETA (Cunha, et al., 2020). Diversos estudos têm proposto novas formas de destinação deste resíduo (Martins et al., 2022). O uso do lodo em solos aparece como uma dessas possíveis destinações. Pois o lodo tem capacidade de melhorar as propriedades físicas do solo, influenciando na porosidade, retenção de água e coesão do solo e sua utilização pode ser feita in natura ou após desidratação (Shah et al., 2020). Com isso, a utilização do lodo para fertilização no solo e/ou substrato para o plantio de mudas tem se mostrado uma alternativa promissora (Brito et al., 2021). Estudos apresentaram resultados positivos em relação ao uso do lodo na formação de mudas em algumas regiões. Assim, a aplicação deste resíduo no cultivo de mudas em viveiros pode ser uma alternativa para a destinação e reaproveitamento do lodo (Figueiredo Neto, 2011).

Neste contexto, o presente estudo avaliou doses do lodo da ETA Capim Branco (Uberlândia, MG) como componente do substrato de formação de mudas de *Tecoma stans* (Ipê-de-jardim). A hipótese foi de que o uso do lodo de estação de tratamento de água na composição do substrato base pode auxiliar no desenvolvimento das plantas, sendo assim, foi utilizado diferentes concentrações de lodo na montagem dos tratamentos para avaliar sua influência no crescimento das mudas de ipê-de-jardim. Devido a sua excelente adaptação, rápido crescimento, capacidade de habitar vários tipos de solos, inclusive de baixa fertilidade (Singh et al., 2024), optou-se pela escolha da mesma para realização desta pesquisa.

Material e Métodos

Caracterização do local de estudo

A cidade de Uberlândia/MG tem população estimada em 706.597 pessoas (IBGE, 2021) e área territorial de 4.115,206 km². O clima é marcado por duas estações bem definidas, com inverno seco de maio a setembro e verão quente e chuvoso de final de outubro a início de abril.

A ETA Capim Branco está localizada nas coordenadas 18º51’10.44” S 48º8’33.7128” O. A estação conta com um sistema convencional de ciclo completo tratando cerca de 600 a 1000 litros por segundo. O complexo Capim Branco conta com uma Unidade de Tratamento de Resíduos – UTR, responsável pela desidratação do lodo gerado na estação. O lodo é desidratado, acondicionado em caçambas e destinado ao Aterro Sanitário da cidade. Estima-se que o sistema Capim Branco gere em torno de 100 ton/mês de lodo.

Coleta de Lodo da ETA Capim Branco

Inicialmente foi feita a coleta do lodo diretamente das caçambas localizadas na Estação de Tratamento de Água Capim Branco. A coleta foi feita em 5 pontos específicos da caçamba para garantir a homogeneidade da amostra. O lodo foi acondicionado em sacos plásticos com fecho *ziplock*. Em cada saco plástico foi coletado 1 kg de lodo.

Foram realizadas 5 coletas com 5 kg de lodo em cada, ou seja, 5 sacos plásticos. Após as coletas o lodo ficou fechado e mantido em temperatura ambiente no Laboratório de Microbiologia (LAMIC) da Universidade Federal de Uberlândia.

Lodo de ETA como substrato para mudas

Cinco tratamentos foram montados, em função do volume, com concentrações de lodo variadas misturados com substrato comercial para mudas (Tabela 1), em 6 repetições, totalizando 30 unidades amostrais. O substrato comercial foi o da marca Biomix, recomendado para a formação de mudas e plantio orgânico, composto por: Casca de pínus moída e compostada, fibra ou pó de coco (informações descritas na embalagem). O ensaio foi instalado em 14 de abril de 2024 e finalizado após 160 dias de condução.

Tratamento	Lodo	Substrato Comercial
TC (controle)	0%	100%
T1	12,5%	87,5%
T2	25%	75%
T3	50%	50%
T4	75%	25%

Tabela 1: Percentagens de concentração de LETA e substrato para formação do ensaio para análise do crescimento de mudas de Ipê-de-jardim.
Fonte: O autor, 2024.

Preparação das amostras de mudas

Para a preparação das amostras foram selecionados, ao acaso, 2 sacos plásticos de cada coleta e homogeneizados por cerca de 20 minutos. Adotou-se o volume, como parâmetro, em função da diferença de densidade entre os materiais utilizados.

Cada vaso de mudas foi preenchido com 900 ml de substrato, ficando cerca de 2 cm da borda.

Após a montagem do substrato, foram feitos 4 orifícios de 1 cm de profundidade e 1 cm de diâmetro, com adição de 1 semente de *Tecoma stans* (ipê-de-jardim) em cada cova. As sementes utilizadas foram doadas pelo Horto Municipal de Uberlândia e não tiveram procedência conhecida. O critério para a seleção da espécie foi ser uma planta de fácil germinação, desenvolvimento em ambientes pobres em nutrientes e crescimento durante todo o ano.

Após a montagem das parcelas, os 30 vasos foram identificados e transportados para o viveiro do Departamento Municipal de Água e Esgoto de Uberlândia. A irrigação por aspersão foi realizada diariamente às 07h00 e às 16h00. A distribuição das mudas foi definida aleatoriamente a partir de sorteio. Mensalmente foram retiradas as medidas de altura da planta germinada a partir do colo da planta até a inserção do pecíolo da folha mais jovem.

Após os 160 dias de crescimento das plantas, as amostras foram levadas para o Laboratório de Microbiologia do Solo (LAMIC) da Universidade Federal de Uberlândia. No local foi feita a remoção das plantas dos vasos, limpeza com água e separação da parte aérea das raízes, posteriormente foi feito a pesagem da massa fresca da raiz e da parte aérea. Posteriormente as plantas foram armazenadas e identificadas em sacos de papel e foi feita a secagem de todas elas (raiz e parte aérea) em estufa a 60ºC até atingir peso constante.

Parâmetros avaliativos

Após os 160 dias de crescimento foi realizada a coleta das mudas e a avaliação dos seguintes parâmetros.

Taxa de Germinação (G%): quantidade de mudas germinadas pelo total de sementes plantadas, como mostra a equação (1).

(1)

Sendo:

G%: porcentagem de germinação
n: número de indivíduos germinados

Taxa de sobrevivência (S%): quantidade de mudas vivas pelo total de sementes germinadas, como mostra a equação (2).

(2)

Sendo:
S%: porcentagem de sobrevivência
n: número de indivíduos vivos no momento da coleta
g: número de indivíduos germinados

Crescimento radicular (R): Caracterizado por toda a parte subterrânea das plantas, medido com Paquímetro Digital.

Altura (H): Caracterizado por toda parte aérea da planta, medido com Paquímetro Digital.

Diâmetro (DC): Caracterizado pela parte da planta rente ao solo, medido com Paquímetro Digital.

Biomassa da parte aérea: Avaliação da massa fresca e massa seca

Taxa de crescimento (H): O desenvolvimento da altura (H) foi acompanhado e medido a cada 30 dias a partir do 40º dia após o plantio. A taxa de crescimento foi calculada pela equação (3).

(3)

Em que:
Tc: Taxa de crescimento (cm/dia)
H: Altura da planta (cm)
t: Tempo de cultivo (dias)

Tratamento Estatístico

Os dados foram submetidos a análise de variância ANOVA normal e com transformações de dados (logarítmica e raiz quadrada). Porém, os resultados não atenderam ao princípio da normalidade. Com isso, foi utilizado o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis a 10% de significância. A opção pela significância de 10% se tornou necessária devido a quantidade pequena de repetições que gerou uma variação relativamente alta, para comparar os fatores. Para as análises estatísticas utilizou-se o software R.

Índice de qualidade das mudas

A determinação da qualidade das mudas foi feita a partir de índices de correlação das análises morfológicas das mudas. Para isso, analisou-se o quociente dos atributos das plantas.

Relação entre altura da parte aérea (H) e diâmetro do coleto (DC): $RHDC$.
Relação entre altura da parte aérea (H) e massa da matéria seca da parte aérea (MSPA): $RHMSPA$.
Relação entre a massa da matéria seca da parte aérea (MSPA) e a massa da matéria seca da raiz (MSR): $RMSPAMSR$.

Índice de qualidade de Dickson

O IQD é considerando um dos melhores parâmetros para se avaliar a qualidade de mudas. Quanto maior o valor deste indicador, maiores são as chances de manutenção e perpetuação das mudas no ambiente. O índice de Dickson é uma fórmula que contempla vários parâmetros morfológicos levando em consideração a biomassa total seca, tanto a parte aérea quanto a raiz (Silva et al., 2024). O Índice de Qualidade de Dickson é calculado a partir da equação (4):

(4)

Em que:
MST: Massa da matéria seca total (g)
H: Altura da parte aérea (cm)
DC: Diâmetro do coleto (mm)
MSPA: Massa da matéria seca da parte aérea (g)
MSR: Massa da matéria seca da raiz (g)

Resultados e discussão

Taxa de germinação de plantas

Na primeira etapa, as sementes foram semeadas diretamente nos tratamentos já preparados, ou seja, nesta parte do experimento foi avaliada a taxa de germinação considerando a influência do lodo. A germinação ocorreu entre o oitavo e o trigésimo primeiro dia. A partir do uso da equação 1 foi avaliada a quantidade de sementes que germinaram em relação à quantidade total de sementes plantadas em cada tratamento (Tabela 2).

Tratamento	Quantidade Semeada	Quantidade Germinada	Taxa de Germinação
TC	24	14	58,3%
T1	24	12	50,0%
T2	24	15	62,5%
T3	24	2	8,3%
T4	24	1	4,2%
Total	120	44	36,7%

Tabela 2 – Taxa de Germinação das Sementes de Tecoma stans.
Fonte: O autor, 2024.

A taxa de germinação variou conforme a dosagem de lodo, porém, não de forma diretamente proporcional, sendo assim, sugere-se que há uma concentração limite de lodo que deve ser administrado a fim de ter uma melhor produtividade. Os tratamentos com maior taxa de germinação de sementes foram o controle sem lodo (58,3% de germinação), com 12,5% de lodo de ETA (50,0% de germinação), e com 25% de lodo (62,5% de germinação). O tratamento 3, com 50% de lodo e o 4, com 75% de lodo, com menores taxas de germinação indicam efeito deletério para germinação de sementes do ipê-de-jardim.

Tratamentos na faixa de 30% de lodo tendem a apresentar melhores resultados de germinação de Handroanthus impetiginosus, bem como concentrações maiores tendem a reduzir a taxa de emergência das sementes (Cunha et al. 2020). Além disso, concentrações acima de 50% de LETA para a formação de mudas de Eucalyptus urograndis tendem a não ser viáveis (Rocha et al., 2015). Portanto, reforça-se que doses de lodo de ETA maiores de 50% no substrato prejudicam a germinação ou o crescimento vegetal, mesmo variando a espécie vegetal e a origem do LETA.

Outro fator, que pode ter influenciado na germinação, seria o LETA ter estimulado um ambiente menos óxico, por conta da anaerobiose. A anaerobiose é quando a planta, especialmente, suas raízes, está sujeita a um ambiente com déficit de oxigênio. Este processo pode ser consequência do encharcamento do solo por meio de inundações ou da retenção de água em excesso (baixa drenagem), compactação do solo ou aumento da concentração de matéria orgânica em decomposição. Nestes ambientes, as plantas perdem sua capacidade de respiração aeróbica sendo necessária a adaptação metabólica para sobreviver (Arru et al., 2014). Para evitar este problema em futuros experimentos, indica-se o uso do lodo desidratado por pelo menos 10 dias a céu aberto para a montagem do sistema LETA/substrato.

O lodo de ETA apresenta agentes coloidais que atuam como agregantes, além de propriedades físicas que contribuem para a melhoria da estrutura do solo, sendo um fator importante para a retenção de água no solo (Colino, 2006). Com isso, grandes quantidades de lodo misturados ao solo podem contribuir para a formação da anaerobiose. Para a germinação, as sementes necessitam de grandes quantidades de oxigênio, ou seja, sob anaerobiose as sementes podem recorrer a processos de fermentação, gerando menos energia e, ainda, produzir compostos tóxicos, prejudicando a sua germinação ou podem, inclusive, morrer devido ao estresse prolongado pelo excesso de água e redução no oxigênio (Arru et al., 2014).

Parâmetros de medidas

Analisando os resultados obtidos (Tabela 3), verifica-se que os melhores resultados visuais de crescimento e desenvolvimento das mudas foram a partir do tratamento T2, com 25% de lodo, o que indica que, para a espécie *Tecoma stans*, esta quantidade de lodo, misturado ao substrato, contribui para o desenvolvimento da planta.

Tratamento	Altura – H (cm)	Diâmetro do coleto – DC (cm)	Massa fresca da parte aérea - MVPA (g)	Massa fresca da raiz – MVR (g)	Massa seca da parte aérea - MSPA (g)	Massa seca da raiz – MSR (g)
TC (controle)	4,556	0,219	0,235	0,610	0,176	0,269
T1 (12,5% lodo)	5,770	0,274	0,559	2,286	0,302	0,599
T2 (25% lodo)	6,186	0,277	0,653	4,220	0,428	1,083

Tabela 3 – Medidas observadas ao final dos 160 dias de crescimento das mudas.
Fonte: o autor, 2025.

Crescimento de plântulas

Dentre os tratamentos estatisticamente analisáveis, T1, com 12,5% de lodo, e T2, com 25% de lodo misturados ao substrato comercial, apresentaram maior crescimento médio (5,7 e 6,1 cm de altura, respectivamente) em comparação ao TC (tratamento controle com 0% de lodo) com apenas o substrato comercial (4,5 cm de altura), indicando o potencial de uso do lodo para a formação de mudas de *Tecoma stans*. Entretanto, após as análises estatísticas, foi verificado que T1 e T2 não apresentam diferenças estatísticas (Tabela 4), bem como T1 e TC; contudo, o tratamento T2 apresentou-se diferente de TC indicando potencial de utilização de 25% de lodo misturado ao substrato para o crescimento das plantas. Os tratamentos T3, com 50% de lodo, e T4, com 75% de lodo, não apresentaram repetições o suficiente para o fomento das estatísticas e medidas de desvio padrão. No tratamento T3 (50% de lodo), houve duas germinações e em T4 (75% de lodo), apenas uma.

Tratamento	Média (cm)	Desvio Padrão (cm)	Mediana – Q50 (cm)	p-valor

TC (controle)	4,556	1,204	4,336 b	
T1 (12,5% lodo)	5,770	1,563	5,170 ab	0,0773
T2 (25% lodo)	6,186	2,139	5,499 a	

Tabela 4 – Análises estatísticas de Média, Desvio Padrão e Mediana da variável altura (H) a partir do teste não paramétrico de Kruskal-Wallis. Fonte: o autor, software R, 2025.

Para a determinação da taxa de crescimento foi utilizado a equação 3 (Tabela 5).

Tratamento	H (cm) 40° dia	H (cm) 70° dia	H (cm) 100° dia	H (cm) 130° dia	H (cm) 160° dia	Taxa de crescimento	Desvio padrão
TC	0,90 b	1,29 b	2,03 b	2,96 b	4,55 b	0,028 cm. dia^{-1} b	0,0075
T1	1,45 ab	2,15 a	3,24 a	4,49 a	5,77 ab	0,036 cm. dia^{-1} ab	0,0098
T2	1,57 a	2,83 a	4,16 a	5,41 a	6,19 a	0,038 cm. dia^{-1} a	0,0134

As letras minúsculas indicam a diferença estatística entre os tratamentos a partir do teste não paramétrico de Kruskal-Wallis ($p<0,1$)

Tabela 5 – Taxa de crescimento das plântulas do 40º ao 160º dia após a semeadura. Fonte: O autor, 2024.

Os tratamentos T1 (12,5% de lodo) e T2 (25% de lodo) apresentaram crescimento e taxa de crescimento estatisticamente iguais não havendo, portanto, diferença significativa em relação à concentração de lodo na taxa de crescimento entre os tratamentos. No entanto, a taxa de crescimento do tratamento T2 (25% de lodo) foi maior em relação ao tratamento TC (sem lodo).

Diâmetro do Coleto

Para o diâmetro do coleto não houve diferenças significativas para os tratamentos a 10% de significância (Tabela 6).

Tratamento	Média (cm)	Desvio Padrão (cm)	Mediana – Q50 (cm)	p-valor
TC (controle)	2,192	0,512	2,447 a	
T1 (12,5% lodo)	2,738	0,550	2,533 a	0,1315
T2 (25% lodo)	2,772	0,424	1,819 a	

Tabela 6 – Análises estatísticas de Média, Desvio Padrão e Mediana da variável Diâmetro do Coleto (DC) a partir do teste não paramétrico de Kruskal-Wallis.
Fonte: o autor, software R, 2025.

Massa fresca e massa seca da parte aérea

Ao analisar a massa fresca da parte aérea, os tratamentos T1 (12,5% lodo) e T2 (25% lodo) não apresentaram diferença, porém, ambos se mostraram estatisticamente diferentes do tratamento controle TC (0% lodo), indicando o potencial do lodo em auxiliar no processo de crescimento da massa foliar das plantas submetidas à estas concentrações do resíduo. Ambos os tratamentos apresentaram média de massa maior que o tratamento com 100% de substrato comercial (Tabela 7).

A massa seca, por outro lado, não apresentou diferenças estatísticas entre os tratamentos a 10% de significância (Tabela 7).

Massa fresca e massa seca da raiz

Por fim, ao analisar estatisticamente a massa fresca da raiz, foi constatada diferença entre os três tratamentos. O tratamento T2 (25% de lodo) apresentou maior média de massa fresca que os demais tratamentos, indicando melhor desenvolvimento da raiz quando em contato com o lodo de ETA (Tabela 7).

Já a massa seca da raiz apresentou, ainda, diferenças estatísticas no tratamento T2 (25% de lodo) em comparação com os demais tratamentos (TC e T1, 0 e 12,5% lodo respectivamente), os quais não apresentaram diferença estatística (Tabela 7). Maiores médias de massas de matéria seca nas raízes sugerem uma maior porcentagem de sobrevivência em campo, já que este parâmetro indica a presença de raízes fibrosas, o que proporciona uma melhor capacidade de continuidade do crescimento e de formação de novas raízes, o que contribui para a resistência da planta em ambientes extremos (Figueiredo Neto, 2011).

Tratamento	MFPA	MSPA	MFR	MSR
		Mediana – Q50 (cm)		
TC (controle)	0,204 b	0,136 a	0,274 c	0,182 b
T1 (12,5% lodo)	0,416 a	0,234 a	1,236 b	0,543 b
T2 (25% lodo)	0,314 a	0,197 a	3,732 a	0,813 a

Tabela 7 – Análises estatísticas de Média, Desvio Padrão e Mediana da variável Massa Fresca da Parte Aérea (MVPA), Massa Seca da Parte Aérea (MSPA), Massa Fresca da Raíz (MFR) e Massa Seca da Raíz (MSR) a partir do teste não paramétrico de Kruskal-Wallis.
Fonte: o autor, software R, 2025.

Índices de qualidade

Os padrões de qualidade têm como finalidade estabelecer parâmetros de referência para as características das plantas após o transplantio em campo, destacando atributos como a capacidade de resistência a condições ambientais adversas.

Relação da altura da parte aérea / diâmetro do coleto (RHDC)

Neste ensaio observa-se uma linearidade entre os tratamentos, ou seja, pouca variação em função do tratamento (Figura 1), o que mostra que a adição do lodo não influencia no desenvolvimento da planta em relação ao seu equilíbrio e robustez. Valores entre 2 e 4, como os encontrados neste experimento, apresentam maior robustez, melhor relação entre parte aérea e raiz e melhor desempenho em campo, especialmente em condições de seca (Dixit; Burney, 2024).

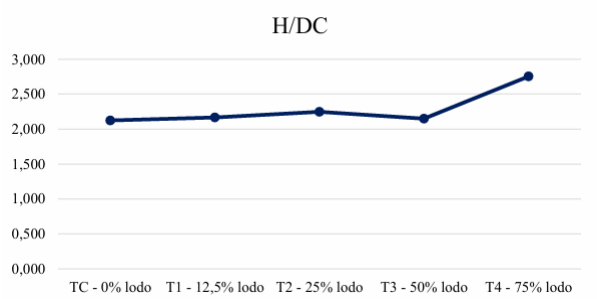


Figura 1 – Gráfico da relação entre a altura da parte aérea e o diâmetro do coleto (H/DC) em cada tratamento.
Fonte: O autor, 2025.

Relação da altura da parte aérea / massa da matéria seca da parte aérea (RHMSPA)

A relação entre a altura da parte aérea e o peso da matéria seca da parte área indica o potencial de sobrevivência em campo, quanto menor o resultado, melhor deverá ser sua sobrevivência (Figueiredo Neto, 2011). Com exceção da primeira dosagem (T1, 12,5% lodo), há uma tendência à redução no valor desta relação conforme aumento da concentração de lodo (Figura 2), sugerindo um potencial de melhora na capacidade de sobrevivência da *Tecoma stans* em campo.

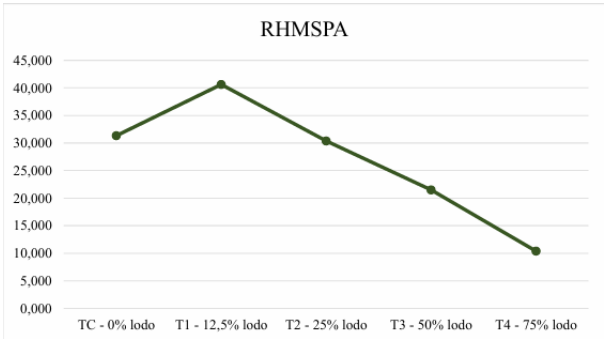


Figura 2 – Relação entre altura da parte aérea e a massa seca da parte aérea (H/MSPA).
Fonte: O autor, 2025.

Relação entre a massa da matéria seca da parte aérea / massa da matéria seca da raíz (MSPA:MSR)

No ensaio com Tecoma stans, verificam-se números variando entre 0,3 e 1,4. Os tratamentos com concentração superior a 50% (T3 e T4) de lodo apresentaram um aumento nesta relação (Figura 3), indicando que a presença do lodo em concentrações superiores a 50% acarreta uma redução do crescimento da raiz, podendo ser, o LETA, um limitador deste crescimento.

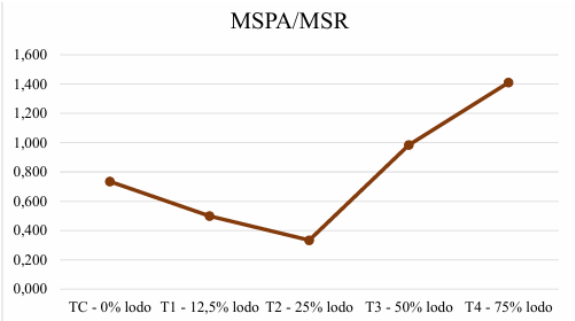


Figura 3 – Relação entre a massa da matéria seca da parte aérea / massa da matéria seca da raiz (MSPA/MSR).
Fonte: O autor, 2025.

Índice de qualidade de Dickison (IQD)

Para o cálculo de IQD são levados em consideração a robustez e o equilíbrio da distribuição da biomassa nas mudas, dessa forma, este índice se torna um bom indicador da qualidade das mudas, visto que são empregados parâmetros importantes para a avaliação da qualidade das plantas (Fonseca, et al., 2002). O valor mínimo do IQD, para uma muda ser considerada de boa qualidade, é de 0,20, variando entre 0,2 e 1,0, para qualidade moderada a boa, e acima de 1,0, para ser considerada de excelente qualidade (Massad, et al., 2015). Neste ensaio, houve um crescimento do índice entre as concentrações de 0 a 25% de lodo, o que indica que o tratamento T2 (25% de lodo), com IQD 0,55 (Figura 4), como a concentração ideal para o crescimento das mudas, corroborando com os valores já apresentados de germinação, crescimento, diâmetro e massa.

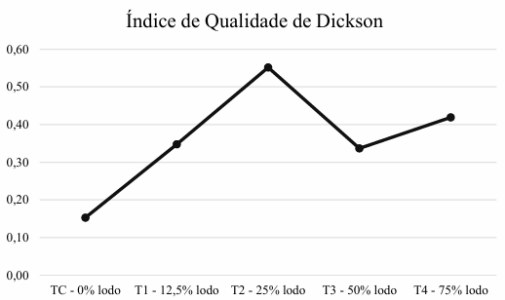


Figura 4 – Índice de Qualidade de Dickson.
Fonte: O autor, 2025.

Conclusões

O lodo da estação de tratamento de água (LETA) é útil para melhor formação de mudas de ipê-de-jardim (*Tecoma stans*), sendo o uso como substrato de desenvolvimento de plantas um bom destino deste resíduo.

A recomendação de uso para a melhor germinação, crescimento e desenvolvimento de mudas de *Tecoma stans* é de 25% de LETA. O uso de 25% de LETA aumentou a massa fresca da parte aérea (MVPA), massa fresca da raiz (MVR) e massa seca da raiz (MSR). Indica-se, portanto, que o LETA se comporta como condicionador de substrato para resistência vegetal a períodos de seca e ou redução de disponibilidade de água. A concentração de 12,5% também estimula o desenvolvimento, mas em menor intensidade. As concentrações de 12,5% e 25% promoveram os índices de qualidade das mudas, indicando garantia de robustez e desempenho em campo. Concentrações de 50% e 75% de LETA são inviáveis, impactando o desenvolvimento das mudas desde a germinação.

Portanto, conclui-se que o uso do LETA pode trazer benefícios para o crescimento de mudas; no entanto, deve ser usado com cautela e em concentrações moderadas. Para confirmação dos efeitos e suporte para recomendação mais robusta, com melhor previsão dos resultados, são necessários mais estudos com outros LETA, solos/substratos, épocas, climas e espécies vegetais. Adicionalmente, estudos de dinâmica de nutrientes no solo, física e biologia do solo podem ajudar a desvendar os mecanismos de promoção no crescimento de mudas, bem como as causas dos efeitos deletérios quando se usam doses mais altas.

Referências Bibliográficas

ARRU L. et al. New insights into the metabolic and molecular mechanism of plant response to anaerobiosis. **International Review of Cell and Molecular Biology**, [s.l.], v. 311, p. e231 264, 18 jun 2014. DOI: https://doi.org/10.1016/B978-0-12-800179-0.00005-2. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/chapter/bookseries/abs/pii/B9780128001790000052. Acesso em: 14 jul 2024.

BRITO, S. A. et al. Utilização do lodo da ETA de Xique-Xique, BA: produção de mudas de Cnidoscolus quercifolius originária da Caatinga. **Revista Sertão Sustentável**, [s.l.], v.3, n.1, 2021. Acesso em: 23 abr 2023.

COLINO, Marcelo. Marchi de. Uso de lodo de estações de tratamento de água e esgoto urbano como condicionador de solo, com ênfase nas propriedades físicas do solo. 2006. 133 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Faculdade de Ciências Agronômica da Unesp, Botucatu, SP, 2006. Disponível em: https://repositorio.unesp.br/entities/publication/356680ae 1948-4b48-ba45-8a5ca687814b. Acesso em: 13 out 2025.

CUNHA, G. D. et al. Water treatment station body as a component for forestry management. **Ibero-American Journal of Environmental Sciences**, [s.l.] v. 11, n.1. p. e40-53, jan 2020. DOI: https://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2020.001.0005. Disponível em: https://sustenere.inf.br/index.php/rica/article/view/CBPC2179-6858.2020.001.0005. Acesso em: 05 abr. 2023.

DIXIT, A.; BURNEY, O. Nursery cultural practices influence morphological and physiological aspen seedling traits: implications for post-fire restoration. **Canadian Journal of Forest Research**, [s.l.], v. 54, 5 sep 2024. DOI: https://doi.org/10.1139/cjfr-2024-0031. Disponível em: https://cdnsciencepub.com/doi/full/10.1139/cjfr-2024-0031. Acesso em: 02 jun 2025.

FIGUEIREDO NETO, A. Use of sludge treatment plant water in the production of tree seedlings to occurrence in the savanna. 2011. 97 f. Dissertação (Mestrado em Engenharias) - Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2011. Disponível em: https://repositorio.bc.ufg.br/tede/items/f4a959d1-552a-4b54-8937-14ed3a9026c6/full. Acesso em: 23 mar 2023.

HUSSEIN, A. et al. Impacts alum DWTPs sludge discharge and changes in flow regime of the Nile River on the quality of surface water and cultivated soils in Fayoum watershed, Egypt. **Science of the Total Environment**, Beni-Suef, v. 766, 25 dez 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144333. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969720378645. Acesso em: 14 ago 2024.

MARTINS, D. S. et al. Sludge from a water treatment plant as an adsorbent of endocrines disruptors. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, [s.l.], v. 10, n. 4. 12 jun 2022. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.108090. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2213343722009630. Acesso em: 17 mar 2024.

MASSAD, M. D. et al. Alternative substrates in the production of seedlings of flamboyant and ipe-mirim. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, Pombal, v. 10, n. 2, p. e251-256, abr-jun, 2015. DOI: http://dx.doi.org/10.18378/rvads.v10i2.3475. Disponível em: https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=7304202. Acesso em: 28 nov 2023

ROCHA, D. N. et al. Utilização do lodo da estação de tratamento de água na produção de mudas de eucalipto. **Revista Agrogeoambiental**, Pouso Alegre, v.7, n.3, p.e11-20, 2015. DOI: https://doi.org/10.18406/2316-1817v7n32015617. Disponível em: https://agrogeoambiental.ifsuldeminas.edu.br/index.php/Agrogeoambiental/article/view/617. Acesso em: 01 nov 2024.

SANTOS, J. R. S. et al. Impactos gerados pelo lodo oriundo da estação de tratamento de água (ETA) do município de Pau Brasil (Bahia). **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, [s.l.], v. 12, n. 2, 2024. DOI: https://doi.org/10.9771/gesta.v0i2.51872. Disponível em: https://periodicos.ufba.br/index.php/gesta/article/view/51872. Acesso em: 06 jun 2025.

SHAH, S. A. R. et al. Compaction performance analysis of alum sludge waste modified soil. **Construction and Building Materials**, [s.l.], v. 230, n. 10, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2019.116953. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0950061819323955. Acesso em: 02 dez 2024.

URBAN, R. C. et al. A system dynamics approach for large-scale water treatment plant sludge management: A case study in Brazil. **Journal of Cleaner Production**, [s.l.], v. 419, 14 jul 2023. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.138105. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652623022631. Acesso em: 14 jul 2024.

ANÁLISE COMPARATIVA ENTRE WASTE-TO-ENERGY E COPROCESSAMENTO PARA GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS EM MUNICÍPIOS DE PEQUENO PORTE

1 Fernando José da Conceição, 2 Luiz Carlos Weinschutz
1Universidade do Contestado, e-mail: fernando@bioconsultoria.com.br; 2 Universidade do Contestado, e-mail: luizw@unc.br.

Palavras-chave: Resíduos sólidos urbanos; coprocessamento; valorização energética.

Resumo

A crescente geração de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) representa um dos principais desafios ambientais enfrentados por municípios brasileiros, especialmente aqueles de pequeno porte. Nessas localidades, limitações estruturais, econômicas e técnicas dificultam a implementação de soluções sustentáveis, resultando na predominância da disposição final em aterros. Compreende-se a necessidade do estudo das especificidades de cada território para a implementação e efetivação das políticas públicas orientadoras de práticas sustentáveis e alternativas para redirecionar processos recorrentes, que são ambientalmente opostos às premissas da agenda nacional de destinação de RSU. Neste contexto, o presente estudo analisa comparativamente duas rotas de valorização energética: a tecnologia Waste-to-Energy (WTE) e o coprocessamento em fornos de cimento associado à produção de Combustível Derivado de Resíduos (CDR). A pesquisa possui natureza aplicada, abordagem qualitativa e caráter exploratório, sendo desenvolvida por meio de revisão bibliográfica e análise de parâmetros técnicos, econômicos e ambientais. Os resultados indicam que, embora o WTE apresente elevado potencial energético, sua viabilidade depende de grande escala operacional e elevados investimentos. Em contrapartida, o coprocessamento demonstra maior flexibilidade, menor custo e melhor adaptação às características dos resíduos brasileiros. Conclui-se que modelos integrados, baseados no coprocessamento, representam a alternativa mais viável e sustentável para municípios de pequeno porte.

Introdução

A crescente geração de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) tem se consolidado como um dos principais desafios ambientais e operacionais enfrentados pelos municípios brasileiros, sobretudo aqueles de pequeno porte. Nessas localidades, limitações estruturais, financeiras e técnicas dificultam a implementação de soluções adequadas, resultando, frequentemente, na destinação final em aterros ou até mesmo em locais inadequados à preservação de ecossistemas e de relações sustentáveis.

Esse cenário evidencia não apenas fragilidades na gestão pública, mas também a necessidade urgente de alternativas mais eficientes e sustentáveis, especialmente em regiões com baixa densidade populacional e restrições orçamentárias (Torres; Lange, 2022). Além disso, dados recentes apontam que milhares de municípios ainda enfrentam dificuldades para garantir uma destinação ambientalmente adequada dos resíduos, reforçando a complexidade do problema no país (ABCP, 2023), que possui diversidades produtivas heterogêneas (Dias, Amaral, Luz; 2024).

No âmbito regulatório, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (Brasil, 2010) estabelece diretrizes baseadas na hierarquia da não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento e disposição final ambientalmente adequada. Entretanto, a efetivação dessas diretrizes ainda encontra entraves significativos, como a baixa eficiência da coleta seletiva, a limitação de infraestrutura e a dificuldade de acesso a tecnologias compatíveis com a realidade de municípios menores (Torres; Lange, 2022). Nesse contexto, torna-se fundamental buscar soluções que estejam alinhadas à lógica da economia circular, na qual os resíduos deixam de ser um passivo ambiental e passam a ser tratados como recursos com valor energético e material (Ecofys, 2017).

É importante ressaltar que dentro das diretrizes nacionais da sustentabilidade e da economia circular, a geração de resíduos deve ser evitada desde às fontes, no entendimento da máxima de que em um cenário ideal, o melhor resíduo é aquele que não é criado (Gonzaga, 2024). Como as bases concretas da vida em sociedade apresenta o desafio de lidar a geração dos RSU, investigar sobre as possibilidades de soluções energéticas mais eficientes e sustentáveis se torna necessário.

Entre as alternativas disponíveis, destacam-se as rotas de valorização energética, como a recuperação de energia por incineração (Waste-to-Energy – WTE) e o coprocessamento em fornos de cimento. A tecnologia WTE apresenta elevado potencial de redução volumétrica dos resíduos e geração de energia, o que representaria uma tipificação de destinação adequada aos ciclos da matéria e energia, porém, sua viabilidade está fortemente associada a grandes escalas operacionais, elevados investimentos e à necessidade de resíduos mais homogêneos (Verdiani *et al*., 2025).

Além disso, estudos indicam que a expansão indiscriminada dessas tecnologias pode gerar riscos de sobrecapacidade e desalinhamento com a hierarquia da gestão de resíduos, especialmente em cenários onde a reciclagem e a redução ainda precisam ser fortalecidas (Ecofys, 2017), o que se conecta ainda mais com a necessidade de avaliações prévias sobre cada contexto regional antes da escolha de alternativas sustentáveis para a destinação de RSU.

Por outro lado, o coprocessamento em fornos de cimento tem se destacado como uma solução mais flexível e aderente à realidade brasileira, permitindo o aproveitamento energético e material de resíduos sem necessidade de implantação de novas unidades industriais complexas, sendo avaliada por ser uma forma mais adequada de produção diante das especificidades de municípios de pequeno porte. Essa tecnologia possibilita a substituição parcial de combustíveis fósseis e matérias-primas,

contribuindo para a redução de emissões de gases de efeito estufa e para a preservação de recursos naturais (Verdiani *et al*., 2025). No Brasil, essa prática apresenta resultados expressivos, com milhões de toneladas de resíduos sendo reinseridas na cadeia produtiva e evitando sua disposição em aterros, além de ganhos ambientais e econômicos relevantes (ABCP, 2023).

Além dos benefícios ambientais, o coprocessamento se insere de forma estratégica no contexto da economia circular, ao promover a valorização de resíduos provenientes de diferentes setores e reduzir a dependência de combustíveis fósseis. Em escala internacional, estudos apontam que essa tecnologia pode contribuir significativamente para a redução de emissões de CO_2, além de evitar investimentos elevados em novas plantas dedicadas exclusivamente à incineração de resíduos (Ecofys, 2017). Contudo, sua expansão ainda depende de fatores como disponibilidade de resíduos adequados, políticas públicas eficazes e aceitação social, elementos que influenciam diretamente sua viabilidade (Ecofys, 2017).

Diante desse cenário, destaca-se a importância de análises comparativas entre diferentes rotas tecnológicas de valorização energética de RSU, como a análise elaborada neste estudo, que possui o foco especialmente sob a perspectiva de municípios de pequeno porte. Considerando critérios como custo, escala, flexibilidade operacional e adequação às características dos resíduos, o coprocessamento tende a se apresentar como uma alternativa mais viável e sustentável quando comparado à tecnologia WTE. Assim, compreender essas diferenças torna-se essencial para subsidiar decisões mais assertivas na gestão de resíduos sólidos urbanos no contexto brasileiro.

Material e Métodos

A presente pesquisa caracteriza-se como de natureza aplicada, com abordagem qualitativa e caráter exploratório, tendo em vista sua análise comparativa. O estudo foi desenvolvido por meio de revisão bibliográfica e análise de duas tecnologias de valorização energética de resíduos sólidos urbanos. Ainda que não tenha sido realizada diretamente com pessoas, no sentido de realizar entrevistas ou questionários, a abordagem qualitativa nesta pesquisa se justifica pela dimensão ética nas análises comparativas exploratórias, em que se considere a sustentabilidade nas dinâmicas sociais, principalmente refletindo sobre os municípios de pequeno porte e suas governabilidades regionais.

Entende-se que as pesquisas qualitativas se vinculam com perspectivas inclusivas e democráticas da sociedade (Minayo, 2021) e, nesse sentido, parte-se da compreensão de que os critérios de análise se resguardam de uma epistemologia aplicada às dinâmicas das populações e da governança social.

Os parâmetros técnicos, econômicos e ambientais das tecnologias WTE e coprocessamento foram analisados considerando aspectos como eficiência energética, custo de implantação e requisitos operacionais, tendo em vista a adequação destes à realidade de municípios de pequeno porte. Essas categorias de análise serviram para compor chaves de leitura que propiciassem a constituição de uma pesquisa que possa subsidiar outras pesquisas e se valer de diretrizes contemporâneas envolvendo sustentabilidade ambiental, saúde pública e economia circular.

Adicionalmente, foi proposta uma abordagem integrada, tendo como referência as bases legais contemporâneas, contemplando a produção de CDR e a utilização do coprocessamento como rota principal de valorização energética adequada nos dias atuais. Tal proposta incide principalmente em uma mudança de padrão de consumo e produção de RSU, e é sustentada pela lógica da economia circular por meio da promoção de práticas que se transformam e se reutilizam energeticamente.

Portanto, a compreensão dos resíduos na economia circular se fundamenta como um caminho metodológico de análise, pois permite criar significados de leitura, em que pese o ciclo de vida e não meramente o consumo e o descarte dos materiais (Santos; Mendes, 2025).

Desenvolvimento teórico comparativo

A gestão de resíduos sólidos urbanos (RSU) no Brasil constitui um dos principais desafios ambientais contemporâneos, especialmente em municípios de pequeno porte, onde limitações financeiras, institucionais e de escala comprometem a adoção de soluções tecnológicas adequadas. Nessas localidades, a destinação final ainda ocorre, em muitos casos, de forma inadequada, contrariando os princípios estabelecidos pela Política Nacional de Resíduos Sólidos, instituída pela Lei 12.305, declarada em 02 de agosto de 2010, que orienta e regula o estabelecimento da gestão de RSU por parte do setor público no país (Brasil, 2010). A Política prioriza a não geração, reutilização, reciclagem, tratamento e disposição final ambientalmente adequada (Torres; Lange, 2022).

Essas diretrizes nacionais visam impactar não somente a dimensão econômica dos municípios, mas sobretudo a saúde pública, evitando a proliferação de doenças perpetuadas por quadros sanitários precarizados nas cidades brasileiras (Gonzaga, 2023), como os aterros a céu aberto, sem impermeabilização do solo e controle ambiental. Considerar as particularidades de cada território é essencial para a implementação e efetivação de políticas públicas, pois a participação e a descentralização das decisões sobre a destinação dos recursos públicos não são suficientes quando se trata de interação entre Estado e sociedade (Arturi, 2003).

Pesquisa anterior argumenta que os municípios de pequeno porte com maior diversidade produtiva, maiores indicadores sociais e com maior acúmulo de riqueza estão localizados nas macrorregiões sul e sudeste, enquanto os que estão localizados no nordeste do país apresentam forte dependência administrativa e índices sociais precarizados (Dias, Amaral, Luz; 2024). Referenciar pesquisas como esta é fundamental para elaborar e avaliar as demandas do interesse local e as materialidades que cada região possui para estruturar os processos produtivos envolvendo a destinação de RSU.

Além disso, o crescimento populacional e a intensificação das atividades industriais ampliam a complexidade da gestão dos resíduos, exigindo soluções integradas e sustentáveis. Conforme destacado no relatório da Associação Brasileira de Cimento Portland, a destinação inadequada de resíduos contribui significativamente para emissões de gases de efeito estufa e contaminação ambiental, reforçando a necessidade de tecnologias que promovam sua valorização (ABCP, 2023).

Outro aspecto relevante refere-se à composição gravimétrica dos RSU no Brasil, caracterizada por elevada fração orgânica, o que reduz o poder calorífico dos resíduos e dificulta a eficiência de tecnologias térmicas convencionais, impulsionando a necessidade de pensar em soluções mais adequadas ao contexto regional. Essa característica impõe desafios adicionais à recuperação energética e reforça a importância de etapas prévias de tratamento, como a produção de combustíveis derivados de resíduos (Torres; Lange, 2022), otimizando o processo e incentivando a produção cíclica. O gráfico representado na figura abaixo ilustra parte da análise comparativa de desempenho dois processos distintos: o WTE e o Coprocessamento, em que foram definidas as categorias de custo, flexibilidade e viabilidade em cidades pequenas em uma escala de 1.0 a 5.0.

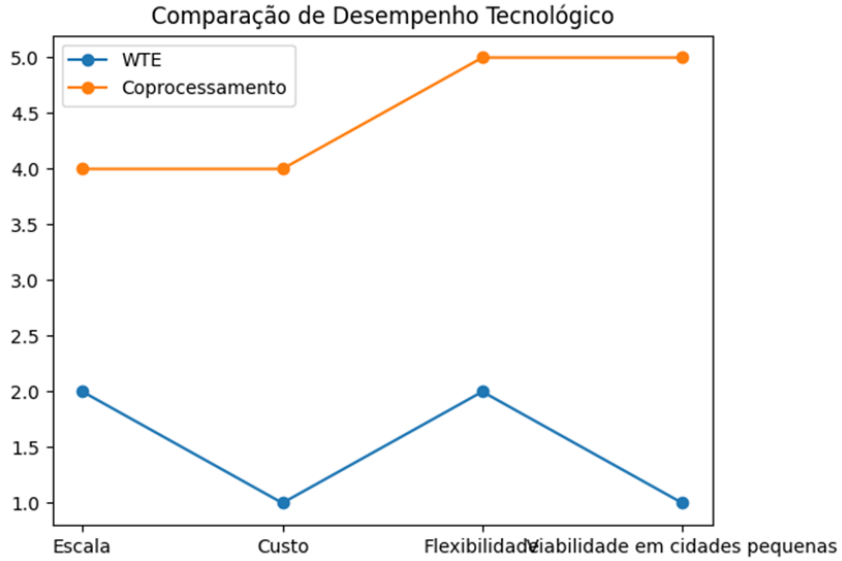


Figura 01: Comparação de desempenho entre WTE e coprocessamento.
Fonte: Os autores (2026)

A tecnologia Waste-to-Energy (WTE) baseia-se na combustão controlada de resíduos sólidos urbanos para geração de energia térmica e elétrica. Trata-se de uma alternativa amplamente utilizada em países desenvolvidos, contribuindo para a redução do volume de resíduos e a recuperação energética. Essas características seriam interessantes de serem aplicáveis nas realidades dos municípios de pequeno porte se as bases industriais e de organização sanitária realizassem uma preparação anterior para a sua plena execução.

Isso porque sua aplicação apresenta limitações significativas em países em desenvolvimento, especialmente em municípios de pequeno porte. Segundo informações do Banco Mundial (Kaza *et al*, 2018), a viabilidade dessas usinas depende de fatores como grande escala de operação, elevada capacidade de investimento e disponibilidade de resíduos com características homogêneas, que contrasta com os contextos brasileiros.

Além disso, a elevada umidade presente nas altas densidades de resíduos, somada ao baixo poder calorífico dos resíduos brasileiros reduzem a eficiência energética do processo, exigindo tratamentos prévios ou complementação com combustíveis auxiliares. Estudos internacionais também alertam que a implementação indiscriminada dessas tecnologias pode gerar sobrecapacidade e comprometer estratégias prioritárias como reciclagem e redução na fonte.

Nesse sentido, mesmo que funcionasse desde às condições materiais e industriais das regionalidades do Brasil, entende-se que as diretrizes nacionais pressupõem um desenho social, econômico e ambiental muito próprio e autêntico. Olhar com atenção para as especificidades territoriais é também firmar identidades locais e fortalecer a democracia de um país soberano.

Outro fator relevante que precisa ser mencionado é o elevado custo de implantação e operação, associado à necessidade de sistemas avançados de controle de emissões atmosféricas, o que limita sua adoção em contextos com restrições financeiras. Portanto, leia-se que existem distinções políticas e de base material no âmbito da comparação de ambas as alternativas energéticas.

Por outro lado, o coprocessamento consiste na utilização de resíduos como substitutos parciais de combustíveis fósseis e matérias-primas na produção de clínquer em fornos de cimento. Essa tecnologia tem se destacado como uma solução eficiente e sustentável para a destinação de resíduos industriais e urbanos de maior densidade volumétrica e menos homogêneos, características observadas nos municípios de pequeno porte brasileiros.

Estabelecer redes de cooperação entre as indústrias e integrar cadeias logísticas podem ser meios de viabilizar práticas de coprocessamento, por meio da aproximação dos tipos de resíduos produzidos e as características térmicas avaliadas para determinado processo de destinação de RSU (Kadel Junior, 2012).

A tabela a seguir traz de forma mais detalhada as diferenças envolvendo os critérios de investimento financeiro inicial, a escala necessária para a produção, a flexibilidade sobre o tipo de resíduo, a adaptação da implementação de ambos os processos aos resíduos sólidos típicos das cidades brasileiras e a geração de resíduos secundários no ciclo produtivo de cada alternativa.

Critério	WTE	Coprocessamento
Investimento inicial	Alto	Médio
Escala necessária	Alta	Média
Flexibilidade	Baixa	Alta
Adaptação a RSU brasileiro	Limitada	Alta
Geração de resíduos secundários	Sim	Não

Tabela 01: Comparação entre WTE e coprocessamento
Fonte: Os autores (2026)

De acordo com Rocha, Lins e Espírito Santo (2011), os fornos de clínquer operam em condições ideais para a destruição térmica de resíduos, caracterizadas por altas temperaturas (até 2.000 °C), longo tempo de residência e ambiente oxidante, garantindo elevada eficiência na decomposição de compostos perigosos.

Além disso, diferentemente de outras tecnologias térmicas, o coprocessamento não gera resíduos secundários, uma vez que as cinzas resultantes são incorporadas à matriz do clínquer. Esse aspecto representa uma vantagem significativa do ponto de vista ambiental e operacional. No Brasil, essa tecnologia tem apresentado crescimento expressivo, com milhões de toneladas de resíduos sendo reaproveitados anualmente, contribuindo para a redução da disposição em aterros e das emissões de CO_2 (ABCP, 2023).

Do ponto de vista econômico, o coprocessamento também se mostra vantajoso, pois reduz custos com combustíveis fósseis e pode gerar receita, a partir da destinação de resíduos. Entretanto, sua aplicação requer controle rigoroso das emissões e monitoramento contínuo, a fim de mitigar potenciais impactos ambientais e à saúde (Rocha; Lins; Espírito Santo, 2011).

A produção de Combustível Derivado de Resíduos (CDR) consiste no processamento dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) por meio de etapas de triagem, secagem e blendagem, com o objetivo de aumentar seu poder calorífico e adequá-los para uso energético.

A tecnologia WTE, embora eficiente na redução volumétrica dos resíduos e geração de energia, apresenta limitações significativas em municípios de pequeno porte devido ao alto custo de implantação, necessidade de grande escala e exigência de resíduos com maior poder calorífico, impactando fortemente no investimento inicial do processo. O gráfico abaixo ilustra a diferença.

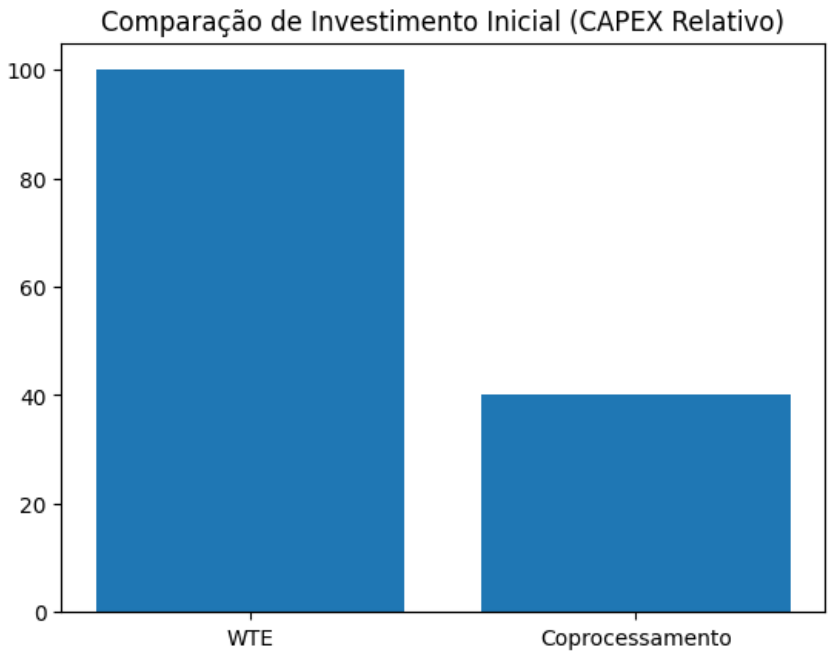


Figura 02: Comparação de investimento inicial (CAPEX relativo).
Fonte: Os autores (2026)

Nesse contexto, a transição para modelos baseados na economia circular torna-se fundamental, uma vez que possibilita a reinserção dos resíduos na cadeia produtiva, reduzindo impactos ambientais e promovendo ganhos econômicos e sociais, bem como, como mencionado em outro momento, manutenção da saúde pública.

Essa etapa é fundamental em cenários, onde os resíduos apresentam alta umidade e baixa homogeneidade, características típicas dos RSU brasileiros. O CDR possibilita maior eficiência energética e amplia a aplicabilidade tanto em usinas WTE quanto no coprocessamento em fornos de cimento (Torres; Lange, 2022).

Além disso, o uso de CDR contribui para a padronização do combustível, facilitando o controle operacional e reduzindo variabilidades no processo térmico. No entanto, sua produção demanda infraestrutura específica e custos adicionais, o que pode representar um desafio para municípios de menor porte.

Nesse sentido, é fundamental a adoção de medidas equânimes e condizentes com as realidades territoriais.

Resultados e Discussão

Os resultados indicam que a viabilidade das tecnologias de valorização energética está diretamente relacionada à escala operacional, composição dos resíduos e disponibilidade de infraestrutura.

Por outro lado, o coprocessamento demonstrou maior adaptabilidade às condições brasileiras, especialmente pela sua capacidade de utilizar resíduos heterogêneos e pela integração com estruturas industriais já existentes. Por isso, o reconhecimento do território é tão importante em análises como esta, visto que o diagnóstico das dinâmicas existentes e as especificidades de cada município importa para a definição de práticas que promovam a valorização energética. Conforme evidenciado na literatura, a tecnologia do coprocessamento permite a destruição eficiente dos resíduos sem geração de passivos adicionais e com menor necessidade de investimentos em novas instalações (Rocha; Lins; Espírito Santo, 2011), demonstrando alto potencial de sustentabilidade ambiental, econômica e territorial.

Adicionalmente, dados recentes mostram que o coprocessamento tem contribuído significativamente para a redução da disposição em aterros e para a mitigação das emissões de gases de efeito estufa, reforçando seu papel estratégico na gestão de resíduos no Brasil (ABCP, 2023). Dentro da agenda ambiental, esses dados reforçam a necessidade de a sociedade como um todo compreender processos que implicam diretamente no cotidiano das populações dos interiores do país.

Outro ponto relevante é a possibilidade de integração regional, permitindo que municípios de pequeno porte se beneficiem da infraestrutura existente em polos industriais, reduzindo custos logísticos e operacionais. Além disso, a utilização de CDR melhora o desempenho energético dos resíduos, aumentando sua viabilidade como combustível alternativo, reforçando a relevância do entendimento e da aplicabilidade da economia circular em dinâmicas sociais que revelam possibilidades sustentáveis para problemáticas históricas.

Comentários finais

Com base na análise realizada, conclui-se que o coprocessamento, associado à produção de CDR e à compostagem da fração orgânica, representa a alternativa mais adequada para a gestão de resíduos sólidos urbanos em municípios de pequeno porte, pois se possui maior alcance de sustentabilidade territorial. Os municípios de pequeno porte tendem a encontrar maior integração a partir da economia circular, uma vez que a perspectiva energética é compreendida de forma sustentável, rompendo a lógica do consumo e descarte, a partir de sistemas que respeitam a capacidade de suporte que a natureza oferece em determinado contexto regional.

Além dessa abordagem apresentar maior viabilidade técnica e econômica quando comparada à tecnologia WTE, ela também está alinhada aos princípios da Política Nacional de Resíduos Sólidos e da economia circular, sendo este o paradigma contemporâneo mais potente quando o assunto é justiça ambiental. Considerar a heterogeneidade dos territórios dos municípios de pequeno porte na análise comparativa possibilitou concluir que existem muitos campos de pesquisa frutíferos dentro dos estudos da destinação de Resíduos Sólidos Urbanos.

Além disso, o coprocessamento se destaca por sua flexibilidade operacional, menor dependência de escala e capacidade de integração com estruturas industriais existentes, contribuindo de forma significativa para a sustentabilidade ambiental como um todo e a redução de emissões. Como recomendação, sugere-se o desenvolvimento de políticas públicas que incentivem a regionalização da gestão de resíduos e a integração com a indústria cimenteira, de modo a tornar efetivo o que a Política Nacional de Resíduos Sólidos promoveu enquanto definição para o futuro energético do Brasil, permitindo que os ciclos da matéria se sustentem em ecossistemas ambientalmente adequados às especificidades das dinâmicas sociais das populações, principalmente quando se trata de municípios de pequeno porte.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Estado de Santa Catarina – FAPESC e a todos os pesquisadores que antecederam este estudo, realizando suas pesquisas que puderam fundamentar a continuidade e a publicidade da ciência e da tecnologia.

Referências Bibliográficas

ARTURI, Carlos Schmidt. Os desafios para a instauração de uma governança mundial democrática na atual conjuntura internacional: síntese de um debate. **Revista Indicadores FEE**, v. 31 n. 1, p. 75–94, 2003.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CIMENTO PORTLAND (ABCP). **Panorama do Coprocessamento** – Ano base 2022. São Paulo: ABCP, 2023.

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] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 03 ago. 2010.

DIAS, Julia Maria Novaes; AMARAL, Pedro V.; LUZ, Luciana. Características socioeconômicas e tipologia dos municípios de pequeno porte no Brasil. **Nova economia.** 34 (2), 2024.

ECOFYS. **Waste-to-Energy and Circular Economy.** Relatório Técnico. [S.l.]: Ecofys, 2017.

GONZAGA, Valter Bruno de Oliveira. **Aterros sanitários de pequeno porte nos municípios brasileiros**: uma avaliação baseada no princípio da eficiência. 2024. 106 f. Dissertação (Mestrado Profissional em Administração Pública) – Instituto Brasileiro de Ensino, Desenvolvimento e Pesquisa (IDP), Brasília, 2024.

KADEL JUNIOR, Nelson. **Logística reversa para substituição de combustíveis na indústria cimenteira por coprocessamento em forno de clínquer.** 2012. 116 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção e Sistemas) – Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo, RS, 2012.

KAZA, Silpa *et al*. **What a Waste 2.0**: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050. Washington, DC: World Bank, 2018.

MINAYO, Maria Cecília de Souza. Ética das pesquisas qualitativas segundo suas características. **Revista Pesquisa Qualitativa.** São Paulo, v.9, n.22, p. 521-539, 2021.

ROCHA, Sônia Denise Ferreira; LINS, Vanessa de Freitas Cunha; ESPÍRITO SANTO, Belinazir Costa do. Aspectos do coprocessamento de resíduos em fornos de clínquer. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 16, n. 1, p. 1–10, 2011.

SANTOS, Gesmar Rosa dos; MENDES, Alesi Teixeira. **Resíduos sólidos, reciclagem e economia circular**: desafios às políticas públicas. Rio de Janeiro: Ipea, 2025.

TORRES, Vitor Alvarenga; LANGE, Liséte Celina. Rotas tecnológicas, desafios e potencial para valoração energética de resíduo sólido urbano por coprocessamento no Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 27, n. 1, p. 25–30, 2022.

VERDIANI, Vicente Bueno; YAMAJI, Fábio Minoru; LIMA, Leonardo; BELINI, Gabriela. Visão geral sobre o processo de coprocessamento na indústria do cimento no Brasil. **Ambiente Construído**, Porto Alegre, v. 25, 2025.

POTENCIAL DE GERAÇÃO DE REJEITOS DE MINERAÇÃO EM LAPAZ/ BOLÍVIA

1 Giovanni Franz Calizaya Jimenez, 2 Julio Cesar Anave Chuca, 3 Camilo Freddy Mendoza Morejon
1 Universidade Estadual do Oeste do Paraná / Unioeste – Toledo PPGEQ , e-mail: gcalizayajimenez@gmail.com;
2 Universidade Estadual do Oeste do Paraná / Unioeste – Toledo PPGEQ, e-mail: ing.jcanave@gmail.com;
3 Universidade Estadual do Oeste do Paraná / Unioeste – Toledo PPGEQ, e-mail: camilo_freddy@hotmail.com

Palavras-chave: Produção Mineral; Resíduos; Impacto Ambiental.

Resumo

A mineração constitui um pilar estratégico na economia dos países que possuem este recurso, ao mesmo tempo essas atividades se constituem em importantes fontes de geração de rejeitos. No caso da Bolívia , embora ser menos intensiva que em Potosí ou Oruro, a mineração no departamento de La Paz, desempenha um papel significativo na economia local, particularmente por meio das atividades de cooperativas e pequenas empresas. Nesse contexto, objetivo deste trab laho foi explicitar o potencial de rejetiode mineracoa do departamento de la ciuda de la paz- Bolívia. A metodologia teve como base a produção mineral, os métodos de processamento utilizados, os tipos de metais beneficiados e composição dos mineiros. Nesse cenário, . O arcabouço teórico abrange os conceitos de rejeitos, impactos ambientais, tecnologias empregadas e as características específicas da mineração Boliviana. Os resultados revelam que a empresa pública MP1 detém a maior capacidade produtiva, com 15.798 toneladas anuais de zinco e estanho, sendo também a maior emissora de rejeitos, gerando 50.322,7 toneladas de rejeitos por ano. A análise destaca ainda que a mineração de ouro, representada pelas empresas MP3 e MPV1, apresenta taxas de rejeitos de 99,97%, evidenciando a desproporção entre o material processado e o produto final. Conclui-se que a gestão de resíduos em La Paz enfrenta uma situação crítica, marcada pela baixa eficiência operacional e pela necessidade urgente de modernização tecnológica. O estudo reforça a importância de implementar estratégias de controle ambiental e incentivos ao reaproveitamento de rejeitos para mitigar os passivos ambientais e promover uma mineração mais sustentável na Bolívia, e o principal desafio é a segregação dos rejeitos nas diversas etapas do processo.

Introdução

A mineração representa uma das principais atividades econômicas da Bolívia, apresentando uma contribuição expressiva ao Produto Interno Bruto (PIB), à geração de empregos e à arrecadação de divisas nacionais. Conforme destacado pela CEPAL (2021), essa importância é vital para as regiões andinas, consolidando o setor como um motor de crescimento econômico e estabilidade financeira para o país.

No departamento de La Paz, embora a região seja frequentemente reconhecida por sua relevância política, províncias como Larecaja, Loayza e Inquisivi mantêm uma forte tradição na extração de ouro, estanho, zinco e tungstênio. De acordo com o Ministério de Mineração e Metalurgia da Bolívia (2023), essas áreas são pontos estratégicos onde a atividade mineradora desempenha um papel significativo na economia local por meio de empresas públicas e privadas.

A intensificação da atividade, especialmente no contexto da mineração artesanal e de pequena escala, tem resultado em um aumento substancial na geração de rejeitos, que são os materiais residuais do beneficiamento mineral. Segundo Hilson e Maconachie (2017), a formalização e o controle dessas operações são desafiadores, e o índice de aproveitamento mineral costuma ser inferior, o que gera uma quantidade maior de resíduos por tonelada processada.

Esses rejeitos, compostos por rochas moídas e elementos químicos, representam riscos ambientais severos quando não são manejados corretamente, podendo contaminar solos e aquíferos. Lottermoser (2010) enfatiza que o estudo das características e do tratamento desses resíduos é fundamental para mitigar impactos socioeconômicos negativos sobre as populações que residem próximas às áreas de exploração.

Na Bolívia, a problemática é agravada pela limitada fiscalização e pela carência de tecnologias avançadas para o tratamento e a disposição final dos resíduos sólidos. Conforme o diagnóstico de Ballivian e Vela (2020), a mineração de pequena escala enfrenta dificuldades técnicas que elevam o potencial de dano ambiental, exigindo uma análise mais profunda das taxas de geração de rejeitos em cada operação.

Nesse cenário, este estudo buscou avaliar o potencial de geração de rejeitos da mineração no departamento de La Paz para subsidiar estratégias de gestão sustentável. A análise dos tipos de impactos e a necessidade de modernização tecnológica, conforme discutido por Xavier et al. (2015), servem de base para que o setor possa evoluir em direção a uma maior eficiência produtiva e responsabilidade ambiental.

Material e Métodos

Com o objetivo de estimar a geração de rejeitos da mineração em La Paz/Bolívia, este estudo adotou uma abordagem metodológica de natureza quantitativa e descritiva, com base da estimativa reversa decorrente do processamento de minérios em cada região de La Paz. A análise é realizada em escala departamental (Municípios do departamento de La Paz).

Na coleta dos dados, prevalece as fontes secundárias, com ênfase na produção mineral específica do departamento de La Paz. A partir dessas informações, e considerando a composição dos minérios extraídos na região, como cobre, zinco, estanho e ouro, foi possível estimar a quantidade de minério bruto processado. Com esse valor, complementado com a composição do minério e a eficiência de aproveitamento pode-se estimar a quantidade de rejeitos gerados pelas atividades mineradoras de La Paz. A sistematização dos dados levou em conta parâmetros específicos de conversão por tipo de mineral presente, utilizando coeficientes técnicos de recuperação e perdas nos processos de beneficiamento mineral. As informações detalhadas foram obtidas por meio de relatórios anuais e séries estatísticas elaboradas por instituições oficiais como o Ministério de Mineração e Metalurgia da Bolívia, o Serviço Nacional de Registro e Controle da Comercialização de Minerais e Metais (SENARECOM) e o Instituto Nacional de Estatística (INE), além de fontes acadêmicas e técnicas. Também foram considerados registros históricos de operações conduzidas por cooperativas mineiras, empresas privadas e o setor estadual que atuam no território de La Paz, especialmente na área de Colquiri, Yungas Guanay e Porfilicos. Em todos os casos, para o diagnóstico de geração de rejeitos nas mineradoras de La Paz/Bolívia, foram atribuídos códigos correspondentes a cada empresa considerada na pesquisa. De forma específica, foram considerados diversos parâmetros técnico-operacionais, incluindo a teoria média de lavra (expressa em gramas por tonelada ou percentual), a quantidade anual de minério tratado, a eficiência de recuperação metalúrgica e o fator específico de geração mineral, que varia de acordo com o tipo de substância mineral explorada.

De modo geral, para as estimativas e análises espaciais, foram utilizadas as planilhas eletrônicas (Microsoft Excel) e plataforma colaborativa (Miro) para o mapeamento de ideias em tempo real.

Resultados e Discussão

Na Figura 01 apresenta um mapa geográfico do departamento de La Paz/Bolívia, subdividido em suas províncias, com ênfase nas áreas de maior atividade produtiva. Se utiliza um diagrama ampliado do mapa político da Bolívia para focar na região de estudo, onde são identificados quatro pontos estratégicos de monitoramento da produção mineral. Principais pontos dos dados apresentados, para diferentes pontos de amostragem, evidenciando a heterogeneidade da atividade mineira na região: mineradora publica 1 (MP1), apresenta o maior quantidade de produção registrado, com 15.798 toneladas por ano, mineradora publica 2 (MP2), indica uma produção de 1.900 toneladas/ano, mineradora publica 3 (MP3) e mineradora privada 1 (MPV1), Apresentam quantidades significativamente menores, com 0,467 toneladas por ano e 0,06 toneladas por ano, uma área historicamente associada à exploração de ouro aluvial respectivamente, sugerindo operações em pequena escala ou pontos de extração incipientes em zonas de transição geográfica.

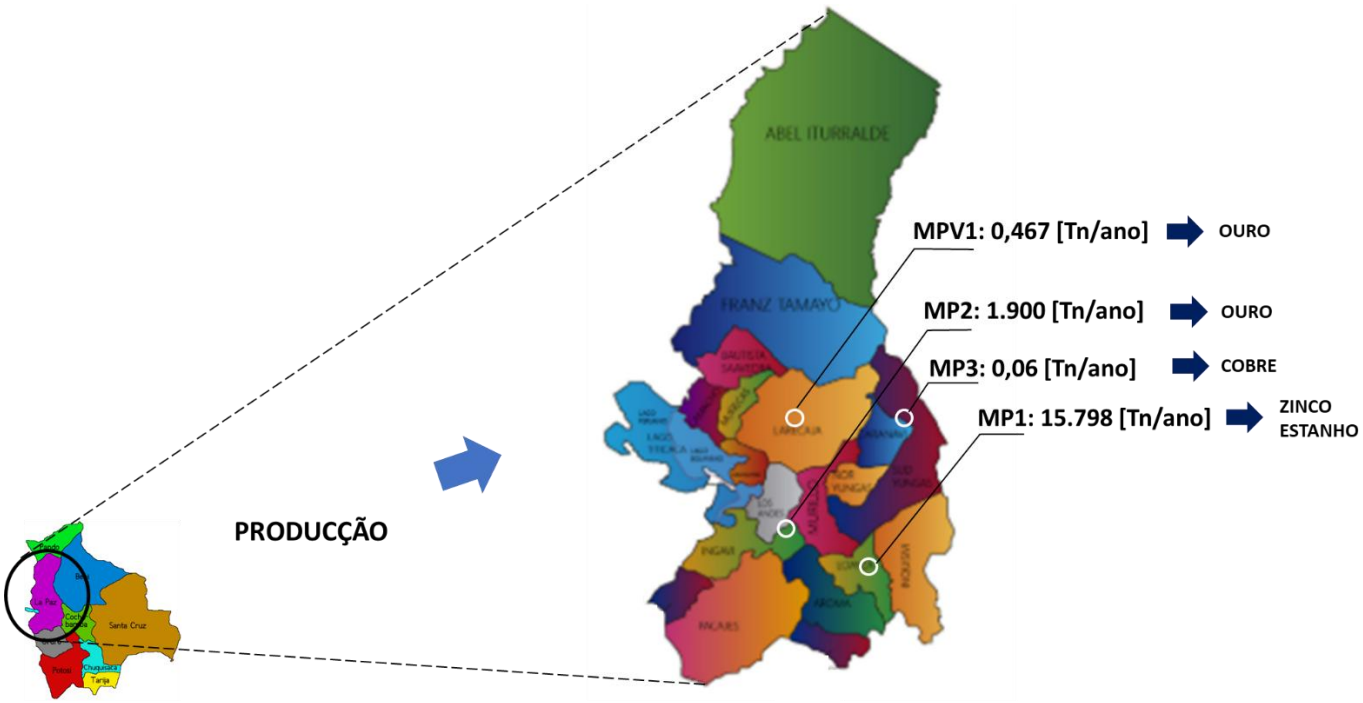


Figura 01: Distribuição geográfica das empresas publicas e privadas
Fonte: Elaboração própria (2026)

A Tabela 1 mostra os resultados da produção de zinco, estanho, cobre e ouro das quatro principais empresas mineradoras. A empresa pública (MP1) se destaca com 15.798 toneladas anuais de zinco e estanho, sendo a principal produtora. As empresas mineradoras públicas e privada (MP2), (MP3) e (MPV1), juntas produzem 1.900,53 toneladas anuais de uma produção diversificada entre cobre e ouro. Esses resultados permitem evidenciar o desempenho de produção na mineração da Bolívia.

Departamento	Empresas de mineração	Produção de metais	Produção [Tn/ano]	Produção por empresa [Tn/ano]
LA PAZ	MP1 – mineradora publica 1.	Zinco	12.061	15.798
		Estanho	3.737	
	MP2 – mineradora publica 2.	Cobre	1.900	1.900
	MP3 – mineradora publica 3.	Ouro	0,06	0,06
	MPV1 – mineradora privada 1.	Ouro	0,467	0,467

Tabela 1: Produção das Empresas do departamento de La Paz.
Fonte: Elaboração própria baseado nos dados do Ministério de Mineração e Metalurgia da Bolívia, (2023).

Observa-se que a produção de zinco é dominante na empresa MP1, indicando que essas operam em depósitos ricos em esfalerita (ZnS). Já a empresa MP2 destaca-se pela extração de cobre, com produção de 1.900 toneladas por ano, o que sugere sua atuação sobre corpos minerais de covelina ou covelita (CuS), predominantes em ambientes hidrotermais e aluvionares. Entanto, a empresa MPV1 predomina em o departamento de La Paz.

A Tabela 2 apresenta o comparativo entre as principais empresas mineradoras atuantes, destacando três variáveis principais: a porcentagem da produção mineral, a porcentagem relativa à geração de rejeitos e a quantidade total de rejeitos gerados por cada empresa. Esses dados permitem observar a eficiência no aproveitamento mineral de cada operação. Nota-se que, embora algumas empresas concentrem uma alta participação na produção, também apresentam níveis elevados de geração de rejeitos, evidenciando desafios na otimização dos processos de beneficiamento e na gestão ambiental.

Departamento	Empresas de mineração	Mineração por metais	Porcentagem de mineração [%]	Porcentagem Rejeitos [%]	Rejeitos [Tn/ano]
LA PAZ	MP1 – mineradora publica 1.	Polimetalicos	20 %	80 %	47.510.7
		Cassiterita	55 %	45 %	2.812
	MP2 – mineradora publica 2.	Covelita	67 %	33 %	929,27
	MP3 – mineradora publica 3.	Ouro nativo	0.03%	99,97 %	199,14
	MPV1 – mineradora privada 1.	Ouro nativo	0.03%	99,97 %	1,548.41

Tabela 2 – Rejeitos das Empresas do departamento de La Paz.
Fonte: Elaboração própria baseado nos dados do Ministério de Mineração e Metalurgia da Bolívia, (2023).

A distribuição percentual de minerais metálicos presentes, com destaque são os seguintes: a casiterita (SnO2) da empresa MP1, a covelina (CuS) da empresa MP2, ouro nativo (Au) da empresa MP3, bem como suas respectivas taxas de aproveitamento metalúrgico e as quantidades de rejeitos gerados durante o beneficiamento. Os dados demonstram a relação direta entre o teor do minério e a quantidade de resíduo sólido descartado após o processamento mineral.

A Figura 02 apresenta os dados relativos à produção anual total de metais da empresa MP2. No eixo vertical do gráfico, está representada a quantidade de metais produzidos, expressa em toneladas por ano, abrangendo dois elementos metálicos: estanho e zinco.

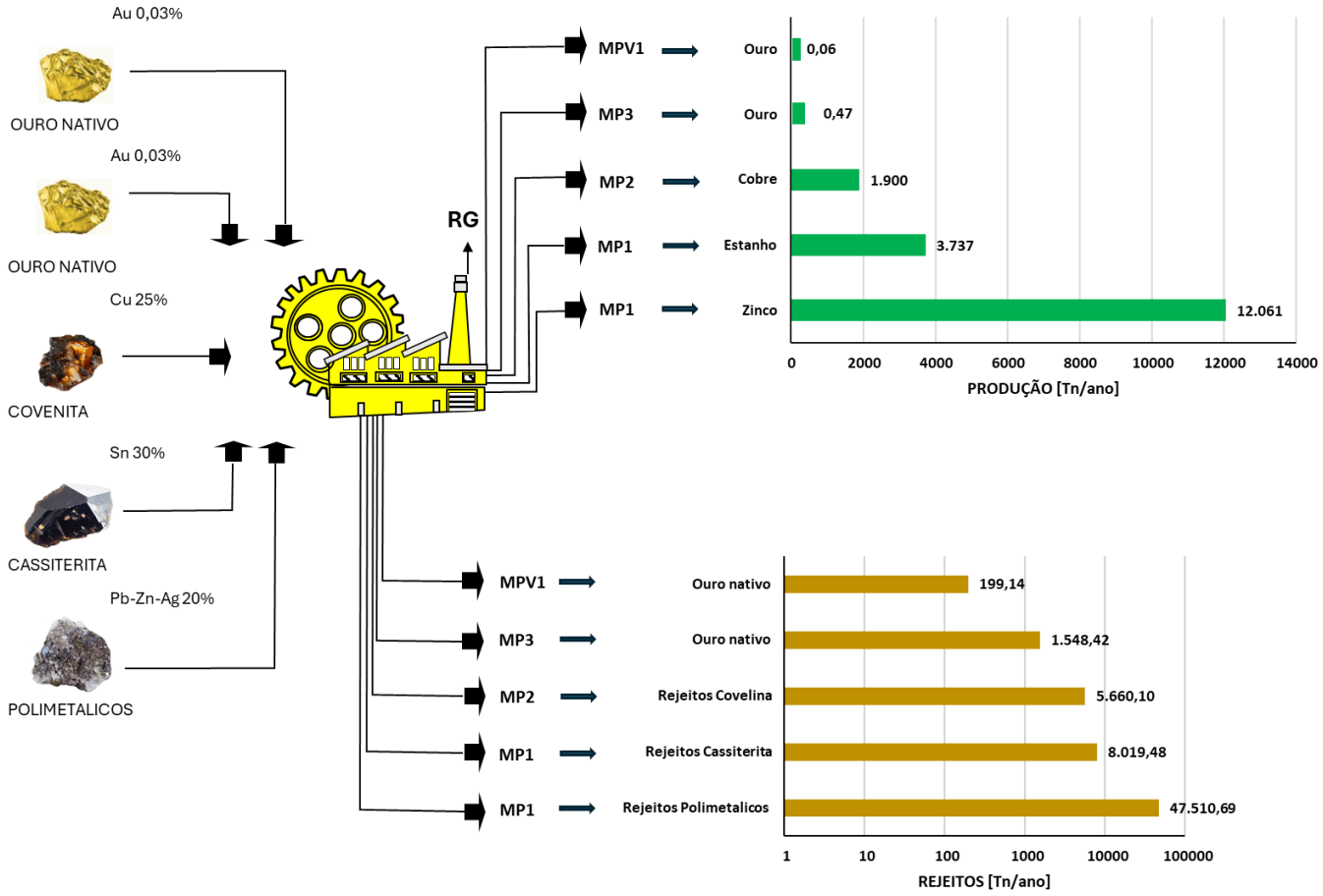


Figura 02 – Produção dos metais e geração de rejeitos totais de metais produzidos na Mineradora Publica 1 (MP1). Fonte: Elaboração própria (2026).

Os dados demonstram que o zinco apresenta a maior produção, totalizando 12.061 toneladas anuais e o estanho com 3.737 toneladas. Enquanto, os dados referentes as quantidades anuais geradas pela empresa MP2. está representada a quantidade de rejeitos, expressa em toneladas por ano, considerando dois rejeitos de mineração: cassiterita e estibinita (polimetalicos). Os resultados indicam que a casiterita possui a maior quantidade de rejeitos, com um total de 2.812,02 toneladas anuais e os polimetalicos com 47.510,69 toneladas. Dessa forma, a produção de zinco é significativamente predominante em relação aos demais metais e os rejeitos de os polimetalicos representam a maior parcela em comparação com a cassiterita.

A Figura 03 apresenta os dados da produção total de metais no departamento de La Paz, está representada a quantidade total de metais produzidos, em toneladas por ano, considerando quatro empresas (MP1, MP2, MP3 e MPV1).

Os resultados indicam que a empresa MP1 lidera com uma produção de 15.798 toneladas, seguido pela empresa MP2 com 1.900 toneladas, empresa MPV1 com 0,467 toneladas e empresa MP3 com 0,06 toneladas. Dessa forma, observa-se a predominância da produção da empresa MP1 do departamento de La Paz/Bolívia.

A Figura 04 apresenta a estimativa de geração total de rejeitos gerados pelas atividades da mineração do departamento de La Paz. Nessa figura, a quantidade total de rejeitos, em toneladas por ano, corresponde às quatro empresas mineradoras MP1, MP2, MP3 e MPV1. Os resultados indicam que a empresa MP1 lidera com 47.510,7 de toneladas, seguido pela empresa MP2 com 2.812 toneladas, empresa MP3 com 929,3 toneladas e empresa MPV1 com 199,14 toneladas. Em síntese, observa-se a predominância de rejeitos da empresa MP1 do departamento de La Paz/Bolívia.

geração de rejeitos, indicando uma relação direta entre a quantidade de minério processado e os resíduos gerados, conforme já discutido na literatura de processamento mineral. No entanto, essa relação não deve ser interpretada apenas de forma proporcional, pois a eficiência operacional e o teor do minério também influenciam significativamente a quantidade de rejeitos produzidos. As diferenças observadas entre as empresas MP1, MP2, MP3 e MPV1 podem estar associadas a variações nas características geológicas e nos processos utilizados, o que reforça a importância de indicadores como a razão rejeito e minério para uma avaliação mais precisa. Além disso, os resultados obtidos apontam para a necessidade de estratégias de gestão e reaproveitamento de rejeitos, considerando seus potenciais impactos ambientais e a crescente demanda por práticas mais sustentáveis na mineração.

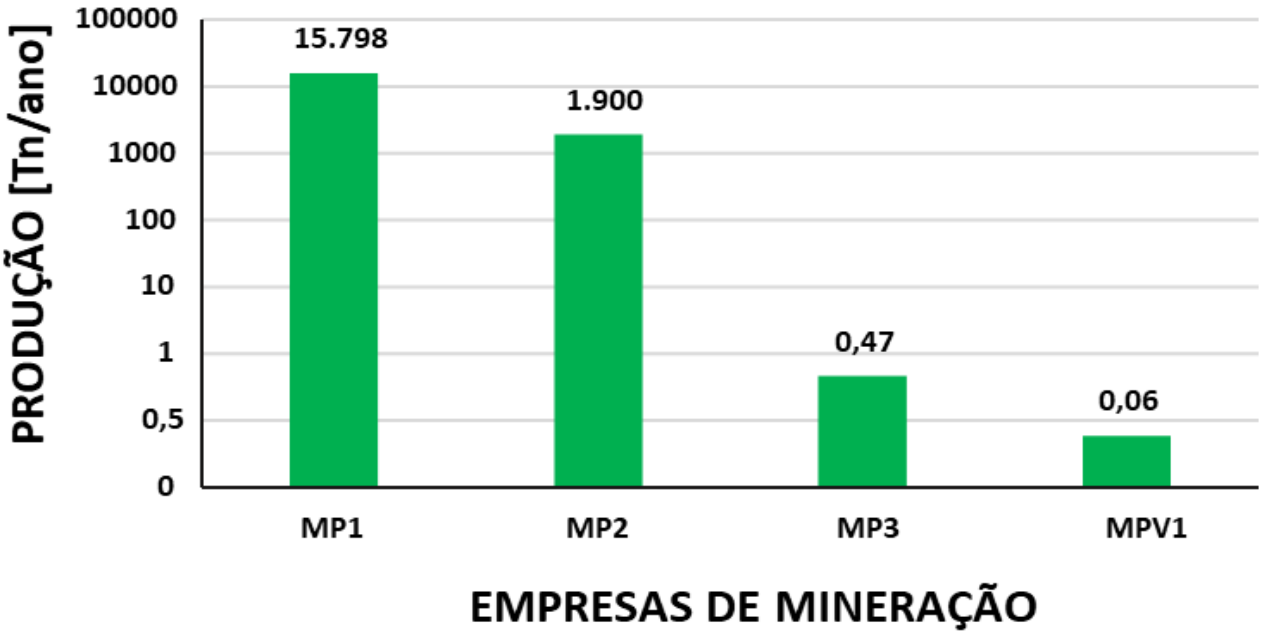


Figura 03– Gráfico de produção total de metais produzidos nas diferentes empresas departamento de La Paz/Bolívia. Fonte: Elaboração própria (2026).

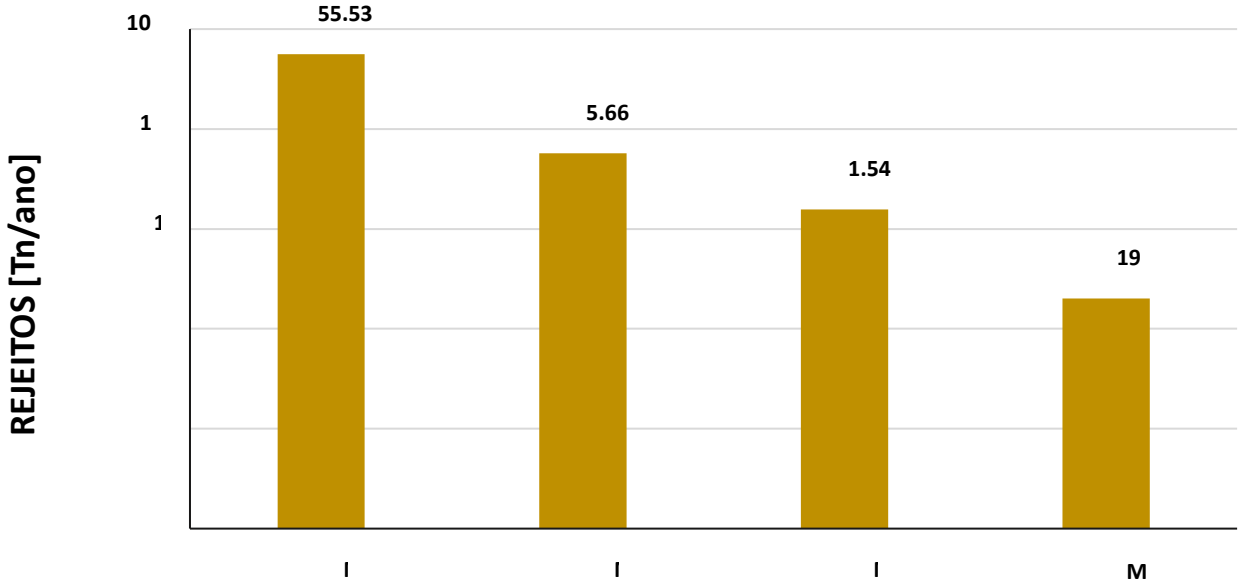


Figura 04 – Geração de rejeitos totais produzidos nas empresas mineradoras no departamento de La Paz/Bolívia. Fonte: Elaboração própria (2026).

A predominância da empresa MP1 nos dois indicadores, capacidade de processamento e geração de rejeitos confirma a necessidade de adoção de tecnologias mais limpas e estratégicas de reaproveitamento de rejeitos, a fim de mitigar os danos ao meio ambiente e aumentar a eficiência produtiva.

A análise dos dados evidencia que a empresa MP1 apresenta a maior quantidade de produção e, consequentemente, a maior

Considerações Finais

A apreciação do potencial de geração de rejeitos no departamento de La Paz/Bolívia revela uma situação crítica, marcada por altas quantidades de resíduos e baixa eficiência nos processos de beneficiamento mineral. Os gráficos de barras, elaborados neste estudo, evidenciam que algumas empresas, embora com menor produção, geram proporcionalmente mais rejeitos, indicando a necessidade de intervenções técnicas e políticas para aumentar a recuperação mineral e reduzir os passivos ambientais. Os resultados reforçam uma urgência de uma gestão integrada dos rejeitos minerais em La Paz, considerando tanto os aspectos técnicos quanto sociais e ambientais. Investimentos em tecnologias limpas, capacitação das cooperativas, fiscalização ambiental e incentivos ao reaproveitamento de resíduos são medidas essenciais para promover uma mineração mais sustentável na região.

Finalmente, este estudo contribui para o debate sobre a sustentabilidade da mineração na Bolívia, ao destacar que o enfrentamento da problemática dos rejeitos deve ser prioridade para garantir a preservação dos recursos naturais e a qualidade de vida das populações afetadas.

Agradecimentos

À Coordenação de aperfeiçoamento de pessoal de nível superior CAPES, pelo suporte financeiro.

Referências Bibliográficas

BALLIVIAN, E.; VELA, A. Diagnóstico de la minería artesanal y de pequeña escala en Bolívia. La Paz, Bolívia: Fundación Plagbol, 2020.

CEPAL - COMISSÃO ECONÔMICA PARA A AMÉRICA LATINA E O CARIBE. La Minería en Pequeña Escala en América Latina: Realidades y Desafíos. Santiago, Chile: Nações Unidas, 2021.

HILSON, G.; MACONACHIE, R. Formalizing artisanal and small-scale mining: contestations and clarifications. 2017.

LOTTERMOSER, B. G. Mine Wastes: Characterization, Treatment and Environmental Impacts. 3. ed. Berlim, Alemanha: Springer, 2010.

MINISTÉRIO DE MINERAÇÃO E METALURGIA. Dossiê Estatístico do Setor Minerometalúrgico. La Paz, Bolívia: Governo da Bolívia, 2023.

XAVIER, A. M. et al. Rejeitos da mineração: tipos e impactos ambientais. Belo Horizonte: UFMG, 2015.

MODELAGEM DO COMPORTAMENTO MECÂNICO DO RSU UTILIZANDO O MÉTODO DOS ELEMENTOS FINITOS

Allan Britis Pinheiro Rocha, Michael Andrade Maedo, Sandro Lemos Machado
Universidade Federal de Uberlândia, e-mail: allanbritis@ufu.br; Universidade Federal de Uberlândia, e-mail: michael.maedo@ufu.br; Universidade Federal da Bahia, e-mail: smachado@ufba.br

Palavras-chave: Resíduos Sólidos Urbanos; Elementos Finitos; Aterros Sanitários.

Resumo

A implementação e validação de um modelo constitutivo capaz de simular o comportamento mecânico dos resíduos sólidos urbanos (RSU) em aterros sanitários é um processo fundamental para o desenvolvimento de grandes projetos geotécnicos voltados para aterros sanitários. Assim, a interpretação das variáveis entre fases e a caracterização dos multiparâmetros comportamentais do RSU são essenciais para o funcionamento de um modelo capaz de reproduzir curvas tensão-deformação de RSU sob diferentes trajetórias triaxiais e ser aplicado em programas de elementos finitos como o *CODE_BRIGHT*. Por essa finalidade, a modelagem desse sistema foi dividida em duas fases: uma focada na pasta e outra na fibra, com o objetivo de representar as propriedades distintas do RSU por meio da interação entre esses dois elementos. A pasta segue à teoria da mecânica dos solos dos estados críticos, enquanto a fibra se baseia em um modelo linear elástico. Isto posto, os resultados numéricos obtidos a partir da implementação foram comparados com dados analíticos e experimentais da literatura para validar a capacidade do modelo em reproduzir as principais tendências comportamentais do RSU, incluindo escalas de deformação e tensão. Neste contexto, o presente trabalho inova ao transpor e adaptar esse referencial teórico para o programa *CODE_BRIGHT*, uma plataforma intrinsecamente voltada para acoplamentos termo-hidro-mecânicos (THM). Assim, essa transição metodológica não apenas valida as tensões e deformações atuais, mas estabelece o arcabouço computacional essencial para futuras simulações multifísicas em aterros sanitários. Em suma, o modelo contribuiu sistematicamente para a predição da deformabilidade, fornecendo uma base promissora para mitigar desafios estruturais na geotecnia ambiental.

Introdução

O crescimento demográfico no século 21, aliado a uma desenfreada onda de urbanização não planejada dos centros urbanos, levou a uma série de impactos ambientais associados a aspectos e mudanças de hábitos da população (Boscov, 2008). Com o aumento dessa demografia e do número de habitantes por m², nas cidades, a geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) cresceu, visto que, atrelado ao aumento populacional, houve o aumento do consumo de bens e serviços concomitantes a novos meios de produção e ao descarte de materiais (Karak *et al.*, 2012).

A princípio, o RSU no Brasil era destinado a ambientes insalubres, pela maioria dos municípios do país (IBGE, 2006), sendo esses espaços denominados como “lixões”. Nestes locais o resíduo tinha contato com todos os componentes ambientais no processo de descarte (Siddiqua *et al.*, 2022). A partir da Lei nº 12.305 de 2 de agosto de 2010, foi instituído no Brasil que todo tipo RSU deve ser disposto de forma ambientalmente segura, visto que o potencial poluidor e degradador do impacto gerado por eles causa grandes danos em todos os compartimentos terrestres (solo, ar e água) e, além desses, interfere na dinâmica social e na sadia qualidade de vida humana e animal (Caldas, 2011).

Para isso, o aterro sanitário foi a tecnologia mais viável, e com o menor nível de impacto ambiental, na destinação final do RSU (Nanda *et al.*, 2021). Consistindo em um sistema que busca soterrar o resíduo, utilizando técnicas de impermeabilização e drenagem de componentes líquidos e gasosos provenientes da decomposição desse material (Dajić *et al.*, 2016). Neste espaço, é possível que o líquido do processo de decomposição do RSU seja coletado e os gases gerados sejam extraídos e transformados a compostos menos agressivos ao meio ambiente (Spokas *et al.*, 2006). Assim, quando o resíduo é posto no aterro sanitário com o tempo, ele começa a se assentar ocasionando índices de recalque que variam de 25% a 50% da altura inicial de instalação (Gomes et al, 2003).

Assim, para a estruturação de um aterro, é necessário o respaldo de uma série de análises, da qual destaca-se a simulação do seu comportamento mecânico (El-Fadel *et al.*, 2000). De acordo com Neto (2018), por conta da diversidade de materiais que compõem o aterro sanitário existe uma heterogeneidade sistemática de suas propriedades, o que dificulta a previsão do comportamento mecânico do resíduo soterrado, por isso, algumas técnicas de acondicionamento vêm sendo utilizadas atreladas a métodos numéricos. E dentre estas, o método dos elementos finitos foi promissor quando comparado a resultados de ensaios laboratoriais de recalque e deslocamento de amostras de aterros (Durmusoglu *et al.*, 2006).

Neste cenário, numericamente, o comportamento mecânico do RSU pode ser descrito com aproximações ao se adotar parâmetros que sustentem a dinâmica e propriedades dos seus materiais, um desses exemplos é a adoção de conceitos elastoplásticos, que são abrangidos na teoria de plasticidade e elasticidade (Neto, 2018). Com isso, modelos como o *Cam-Clay* e *Cam-Clay* Modificado, podem ser utilizados de referencial para diferentes tipos de abordagens, agindo como uma representação elastoplástica do comportamento mecânico do solo considerando equações que descrevem solos reais (Britto & Grunn, 1987).

Assim, os modelos constitutivos tradicionais tratam os resíduos de maneira abrangente, sendo compostos por dois grupos principais de materiais: fibras e pasta (Machado *et al.*, 2008). Cada um desses grupos apresenta leis de comportamento

específicas que, quando combinadas, representam o comportamento global dos resíduos (Machado *et al.*, 2002). À medida que a biodegradação da matéria orgânica ocorre, a proporção de fibras aumenta, entretanto, as fibras também passam por um processo de degradação que tende a influenciar suas propriedades com perdas mecânicas. A interação entre a degradação da matéria orgânica e a alteração das propriedades das fibras é um aspecto importante a ser considerado nos modelos constitutivos que visam caracterizar resíduos (Machado et al. 2008). Ademais, a pasta pode ser modelada como um material que se comporta de acordo com um *framework* atualizado (Machado *et al.,* 2002) de estado crítico, o que implica que sua dinâmica mecânica pode ser descrita em termos de tensões e deformações em condições de equilíbrio crítico.

Por isso, na geotecnia ambiental, para a análise de aterros é necessário realizar simulações do solo sob diferentes condições de carga com o apoio softwares numéricos de elementos finitos, como o *CODE_BRIGHT* que traz enfoque na resolução de problemas termo-hidro-mecânicos (THM) de forma totalmente acoplada (Veinović *et al.*, 2020). Assim, é possível utilizar o método dos elementos finitos para lidar com meios porosos compostos por grãos sólidos, água e gás, definindo condições de contorno complexas, que são essenciais para simulações realistas de aterros (Olivella & Vaunt, 2006). Embora modelos elastoplásticos aplicados em softwares tradicionais forneçam aproximações válidas, a dinâmica de um aterro sanitário é inerentemente multifísica. Com isso, a grande contribuição e inovação deste estudo reside na migração e implementação das sub-rotinas comportamentais do RSU para o *CODE_BRIGHT*. Diferente de plataformas puramente mecânicas, essa transição insere o modelo constitutivo em um ambiente preparado para análises totalmente acopladas, abrindo precedentes estruturais para avaliar como o fluxo de fluidos e as variações mecânicas da biodegradação de resíduos interagem simultaneamente com as deformações do aterro. Com isso é possível avaliar esses resultados numéricos do comportamento mecânico do RSU partindo da implementação deste novo modelo constitutivo, embasado por Neto (2018).

Material e Métodos

A implementação realizada seguia o modelo constitutivo de RSU, fornecido por Neto (2018). Este modelo se encontrava em linguagem de programação *IBM Mathematical FORmula TRANslation System* (*FORTRAN*). Assim, optou-se pelo uso do *Visual Studio Code* e o Compilador da Intel (IFX) para a inserção de comentários nas sub-rotinas no corpo do código fonte modelado. Além disso, parte-se da versão *in-house* do programa *CODE_BRIGHT* para as expressões gerais e visualização do comportamento mecânico em malhas do processo de implementação. Assim, seguiu-se um corpo de análise (Figura 01) com as condições semelhantes ao estabelecido por Neto (2018).

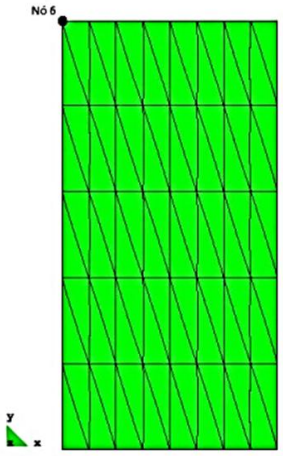


Figura 01: Malha simulada 10cm x 20cm.
Fonte: Neto (2018)

Neste caso, a malha gerada no programa contava com medidas de 10cm de largura e 20 cm de altura, em prol de seguir os tamanhos condizentes a um quarto do corpo de prova real do ensaio triaxial. Assim, foi construída uma malha com o auxílio do processador GiD de 54 nós e 80 elementos, com uma tensão de confinamento de 100 kPa em uma trajetória convencional de 1-3 com a amostra normalmente adensada. Ademais, foram adotados alguns outros parâmetros específicos do compósito (pasta e fibra) que constitui o RSU na simulação, tendo os seguintes valores de entrada:

κ	λ	Γ - 1	M	ν
0.02	0.151	2.630	0.74	0.36

Tabela 01: Parâmetros de estudo.
Fonte: Neto (2018)

Sendo, κ o coeficiente de recompressão do solo para o modelo *Cam-Clay* e *Cam-Clay* modificado, λ o coeficiente de compressão do solo para modelo *Cam-Clay* e *Cam-Clay* Modificado, M a inclinação da projeção da linha de estados críticos no

espaço, ν o coeficiente de Poisson e Γ – 1 o índice de vazios para a tensão p' de 1kPa. Além desses foram adotados os seguintes parâmetros para a pasta e fibra:

κ	λ	e	M	ν	N
0.02	0.151	2.630	0.73	0.36	7.27

Tabela 02: Parâmetros da pasta.
Fonte: Neto (2018)

$P_f(\%)$	γ_{sf}/γ_{sw}	a_f	E_u(MPa)	ν
12.5	0.59	2.500	280	0.25

Tabela 03: Parâmetros da fibra.
Fonte: Neto (2018)

Onde, P_f é a porcentagem de fibra presente no RSU, γ_{sf}/γ_{sw} a densidade relativa da fibra, a_f o parâmetro empírico do modelo associado à mobilização da tensão/deformação da fibra, E_u o módulo de elasticidade das fibras, e ν o coeficiente de Poisson adotado para a fibra. Adicionalmente, foi estabelecido uma condição de contorno na malha (Figura 02), onde se tinha restrição em x na face lateral esquerda e em y na base, com carga na face lateral direita para simular a tensão confinante e na face superior do pistão.

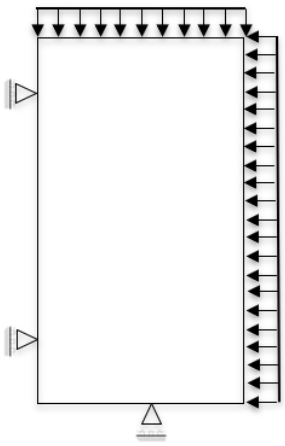


Figura 02: Condições de Contorno.
Fonte: Autor

Estabelecido essas condições as simulações foram realizadas pelo sistema *GiD Simulation©* nas etapas de pré e pós-processamento no programa de elementos finitos *CODE_BRIGHT* para a análise numérica. O pré-processamento foi a etapa onde, definiu a geometria do modelo, suas condições iniciais e de contorno (Figura 02), os modelos constitutivos, as configurações gerais do problema, a estratégia numérica, a malha de elementos finitos (Figura 01) e as propriedades dos materiais e a malha de elementos finitos contidos nas tabelas 01, 02 e 03.

Tais informações foram convertidas por meio de um plugin para três arquivos de dados que são lidos pelo *CODE_BRIGHT,* o qual realiza os cálculos numéricos e fornece a solução das equações governantes, que são geralmente agrupadas em equações de balanço, modelos constitutivos, restrições de equilíbrio e condições iniciais e de contorno. As equações de balanço são: (i) as equações de equilíbrio da mecânica dos sólidos, (ii) equações de balanço de massa da hidráulica dos meios geológicos (solos e rochas), e (iii) a equação de conservação de energia dada pela 1ª lei da termodinâmica.

Os modelos constitutivos relacionam duas variáveis por meio de propriedades materiais (lei de Darcy, lei de Fick, Curva de retenção, dentre outras); as restrições de equilíbrio expressaram a quantidade de uma determinada espécie (e.g., água) na fase (e.g., gás) por meio das variáveis de estado; as condições iniciais e de contorno resultam em solução única ao problema. Após a obtenção da solução numérica (isto é, aproximada), os resultados foram visualizados no GiD para análise crítica.

Além disso, esses resultados foram extraídos e trabalhados também no Excel, de modo a considerar a análise gráfica comparativa do estudo triaxial, com dados obtidos em laboratórios de Neto (2018), para gerar gráficos de comparação. Os resultados focaram nos parâmetros de tensão desviadora por deformação axial e deformação volumétrica por deformação axial em cargas de 100 kPa e 400 kPa. Sendo assim, considerou-se os seguintes intervalos, dos ensaios triaxiais, para a comparação:

Confinante	Trajetória
100 kPa	1:3
100 kPa	1:2
400 kPa	1:3

Tabela 04: Parâmetros de entrada do ensaio.
Fonte: Autor

Resultados e Discussão

Na modelagem do modelo constitutivo, foram implementadas algumas rotinas no *CODE_BRIGHT*. Essas implementações tiveram o propósito de tornar possível a interpretação das equações numéricas que atestam os comportamentos mecânicos do RSU através do *CODE_BRIGHT*. Assim, em cada um dos esquemas, foi trabalhado um macro de caracterização, onde, várias variáveis e parâmetros foram categorizados em sub-rotinas que especificam alguns equacionamentos e caminhos para atingir os resultados esperados permitindo maior controle sobre a evolução das variáveis internas do modelo e garantindo consistência numérica ao longo das iterações do processo computacional.

Assim, foi construída uma rotina chamada *histvar_msw* em que se plotou as sub-rotinas de verificação do número de variáveis históricas, a inicialização dessas variáveis, a atualização dessas no código e o retorno delas, o que se mostrou essencial para a adequada representação do comportamento dependente de trajetória do RSU, especialmente em regimes de carregamento não linear. Neste caso, os parâmetros tratados em *histivar_msw* estavam relacionadas as seguintes representações: condições específicas no modelo, a resposta do material sob diferentes condições de carregamento, as propriedades mecânicas do material, o ajuste das condições iniciais de contorno do modelo, o número de classes e categorias de materiais envolvidos, o armazenamento e análise de outras variáveis durante a simulação e os parâmetros de controle de malha.

Foi implementada também uma rotina denominada *nr_msw* em que nela é simulado, principalmente, o cálculo da derivada da superfície de escoamento em relação a tensão e o cálculo do potencial plástico em relação a tensão, respectivamente, em duas sub-rotinas permitindo uma representação mais robusta da transição entre regimes elásticos e plásticos, aspecto fundamental na modelagem de materiais heterogêneos como o RSU. Essa divisão é apoiada nas seguintes conceituações dos seus parâmetros: a resistência ao cisalhamento, a compreensibilidade e comportamento plástico, a redistribuição das tensões, a função de fluxo em relação às tensões e a proporção volumétrica de componentes rígidos.

Além desta, outra rotina que foi elaborada é a *out_res*, construída para a saída de resultados da simulação numérica, permitindo a análise das propriedades do material e o comportamento mecânico do RSU ao longo do tempo, assim, possibilitando a extração sistemática de dados para comparação direta com resultados experimentais e fortalecendo a confiabilidade da validação do modelo. Conceitualmente, a composição gerada nessa rotina busca gerenciar algumas informações relacionadas ao material, organizar as variáveis de estado e controlar os resultados de saída.

Por fim, a rotina *stress_upd_msw* foi elaborada para implementar as seguintes sub-rotinas: atualização das tensões usando um modelo constitutivo termoplástico e para argilas não saturadas de baixa atividade BBM dado por Garcia & Olivella (1995), parâmetros do RSU e atualização dos índices de vazios permitindo capturar de forma integrada os efeitos acoplados entre deformação, variação volumétrica e evolução das tensões no material. Como ela é a mais extensa das rotinas criadas, existe essa série de sub-rotinas e variáveis que interagem para calcular as novas tensões. Além disso, é importante salientar que a implementação desse sistema, teve inspiração base no modelo desenvolvido por Neto (2018), realizado no *CRISPMSW* que serviu de escopo para uma nova modelagem do RSU no *CODE_BRIGHT* representando uma adaptação relevante do modelo original para um ambiente numérico acoplado mais complexo.

Assim, o comparativo numérico da plotagem dos resultados somado a mudanças do código seguiu um comparativo com os resultados de ensaio triaxial obtidos por Machado et al. (2002) avaliando não apenas a aderência qualitativa das curvas, mas também a consistência do modelo frente a diferentes condições de carregamento. Assim, as simulações seguiram os limites dos percentuais de deformação axial apresentados por Neto (2018) se localizando entre 35 a 40% . Com isso, foi possível obter os seguintes gráficos:

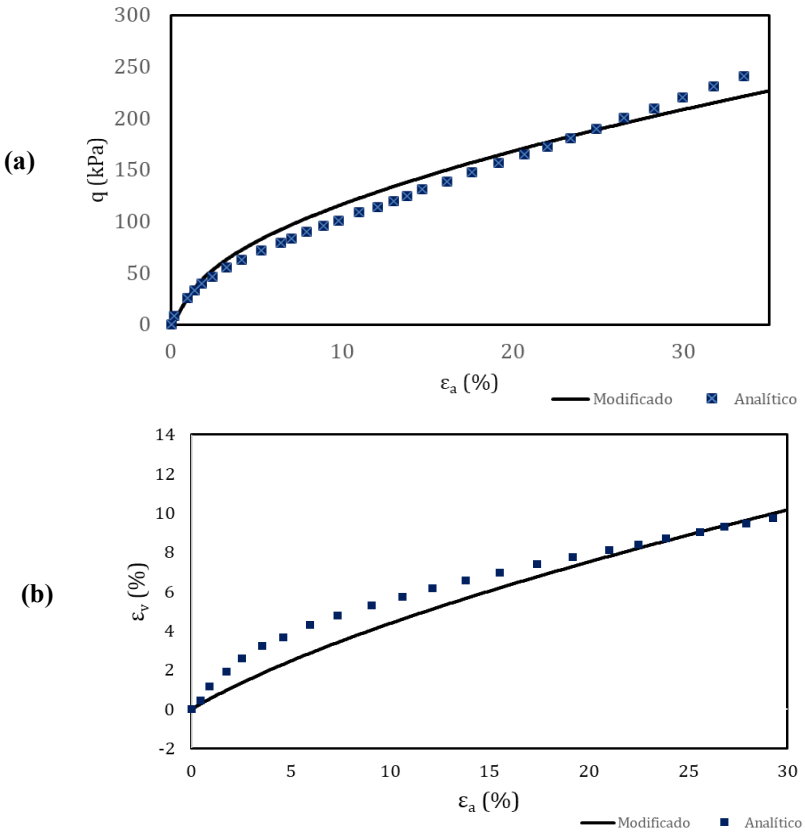


Figura 03: Tensão desviadora x Deformação axial (a) e Deformação Volumétrica x Deformação axial (b), referentes aos dados de tensão confinante de 100 kPa e trajetória de tensões 1:3.
Fonte: Autor

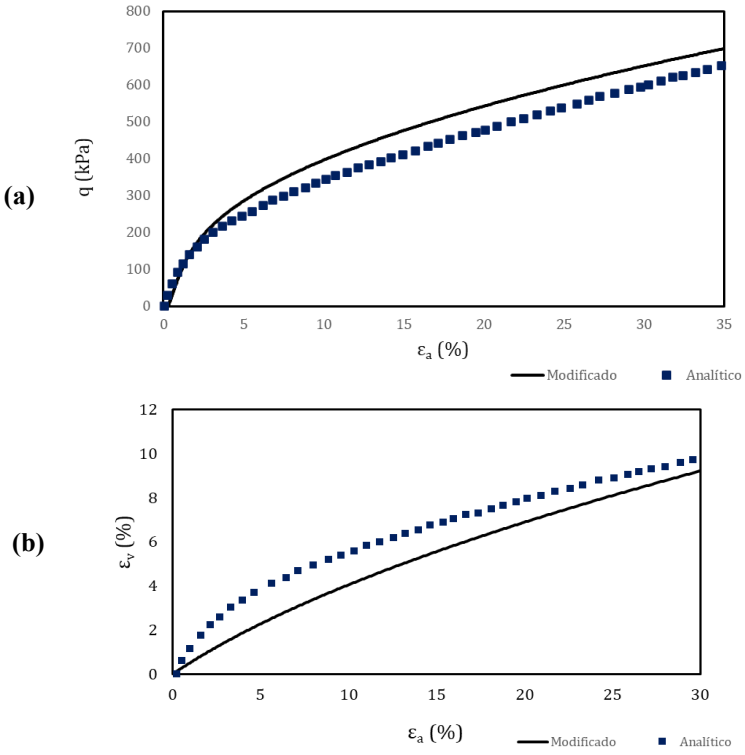


Figura 04: Tensão desviadora x Deformação axial (a) e Deformação Volumétrica x Deformação axial (b), referentes aos dados de tensão confinante de 400 kPa e trajetória de tensões 1:3.
Fonte: Autor

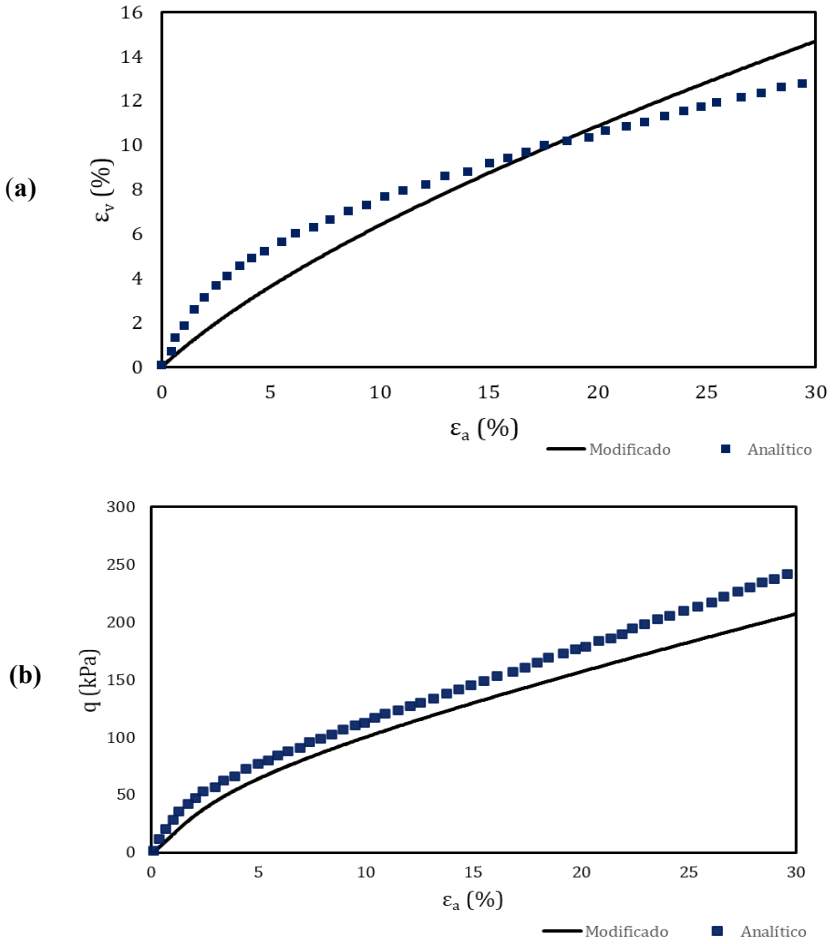


Figura 05: Tensão desviadora x Deformação axial (a) e Deformação Volumétrica x Deformação axial (b), referentes aos dados de tensão confinante de 100 kPa e trajetória de tensões 1:2.
Fonte: Autor

Os resultados gráficos mostrados nas figuras 03, 04 e 05 atestam que a modificação exercida nas sub-rotinas do código de numérico aproximou muito o resultado simulado com o resultado analítico referente a amostragem feita em laboratório através de ensaios triaxiais evidenciando que o modelo foi capaz de reproduzir de forma satisfatória tanto a rigidez inicial quanto a evolução não linear da resposta mecânica do material. Pode ser notado também que o resultado modificado, em determinados incrementos de carga, apresenta trechos com tendência levemente mais linear. Esse comportamento é inerente à formulação implementada na rotina *nr_msw*, na qual a discretização das derivadas da superfície de escoamento e a atualização do potencial plástico governam a transição de rigidez. Durante estágios em que o incremento de tensão não mobiliza integralmente a plastificação da pasta, a resposta elástica do compósito domina temporariamente a trajetória, resultando nessa linearização local que, com o avanço da deformação, converge rigorosamente para a resposta não linear ditada pelo modelo analítico.

Adicionalmente, observou-se que a resposta volumétrica do material apresentou comportamento coerente com os mecanismos de compressibilidade esperados para RSU, indicando que a abordagem adotada foi capaz de representar, ainda que de forma simplificada, os efeitos da reacomodação estrutural interna do material sob carregamento. De forma geral, os resultados indicam que a estratégia de decomposição do RSU em fases (pasta e fibra) contribuiu significativamente para a melhoria da representação mecânica do material, reforçando a importância de abordagens multifásicas na modelagem de resíduos sólidos urbanos.

Considerações Finais

A implementação e modificação de um modelo constitutivo, em um software de análises numéricas para simular o comportamento mecânico dos RSU representou um avanço na capacidade de interpretar e representar um aterro sanitário, de forma mecânica, embora, tenha disposto de desafios notáveis. Com as alterações realizadas e inseridas, essas proporcionaram um modelo constitutivo mais robusto, que permitiu uma interpretação mais clara das equações comportamentais e variáveis analisadas dentro do software *CODE_BRIGHT*. Os resultados obtidos demonstraram que as simulações realizadas se alinharam de forma consistente com os dados experimentais, validando a capacidade do modelo de reproduzir mecanicamente o comportamento do RSU, considerando ainda que, o método dos elementos finitos contribuiu, significativamente, em dispor sistematicamente a construção e interpretação dos ensaios de laboratório em um sistema de simulação.

Por isso, essa ferramenta resultante, contribuirá para validações mais seguras das simulações estabelecidas nas interações dos materiais constituintes do RSU, como a pasta e a fibra, e na maior precisão do comportamento mecânico dos aterros sanitários ao longo do tempo, tendo como principal diferencial tecnológico a consolidação de uma na adaptação bem-sucedida do modelo constitutivo para a estrutura multifísica do *CODE_BRIGHT*. Ao superar os desafios de programação de sub-rotinas complexas para a reprodução mecânica do RSU, o trabalho perpassa a validação analítica padrão. Produzindo uma base computacional robusta, pavimentando o caminho para modelagens termo-hidro-mecânicas (THM) futuras que reflitam a verdadeira dinâmica ambiental da degradação dos resíduos em tempo real. Além disso, os aprimoramentos contínuos do código base oferecem um histórico de atualizações sólido para futuros estudos, possibilitando a revisão e desenvolvimento de novos parâmetros e metodologias aplicadas a esse modelo.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) pelo apoio financeiro concedido e o incentivo a pesquisa e financiamento da iniciação científica que resultou no desenvolvimento deste trabalho. Além disso, agradeço a Universidade Federal da Bahia e os autores José Domingos de Souza Neto e Sandro Lemos Machado por terem compartilhado os dados dos seus anos de estudo sobre o tema para o desenvolvimento do estudo.

Referências Bibliográficas

BOSCOV, M. E. G. Geomecânica dos resíduos sólidos urbanos (2006). Geotecnia Ambiental. 1. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. cap. 2, p. 31-62.

BRITTO, A. M.; GUNN, M. J. Critical State Soil Mechanics via Finite Elements. New York: John Wiley & Sons, 1987.

CALDAS, Átila. Geração de metano devido a digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos – Estudo de caso do aterro sanitário metropolitano centro, Salvador-Ba. 2011. 155 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental Urbana) – Geotecnia, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2011.

DAJIĆ, A. et al. Landfill design: need for improvement of water and soil protection requirements in EU Landfill Directive. Clean Technologies and Environmental Policy, v. 18, p. 753-764, 2016. DOI: 10.1007/s10098-015-1046-2.

DURMUSOGLU, E.; CORAPCIOGLU, M. Y.; TUNCAY, K. Modeling of Settlement in Saturated and Unsaturated Municipal Landfills. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, v. 132, n. 10, p. 1320-1330, 2006. DOI: 10.1061/(ASCE)1090-0241(2006)132:10(1320).

EL-FADEL, M.; KHOURY, R. Modeling Settlement in MSW Landfills: a Critical Review. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, v. 30, n. 3, p. 327-361, 2000. DOI: 10.1080/10643380091184200.

GOMES, L. P.; CONCEIÇÃO, D. C. da; FLECK, A. Avaliação dos Recalques em Sistemas Piloto de Aterramento de Resíduos Sólidos Urbanos. Lixo Brasil. lp. 2003.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Dados geográficos de saneamento no Brasil. 2006.

KARAK, T.; BHAGAT, R. M.; BHATTACHARYYA, P. Municipal solid waste generation, composition, and management: the world scenario. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, v. 42, n. 15, p. 1509-1630, 2012. DOI: 10.1080/10643389.2011.569871.

MACHADO, S. L.; CARVALHO, M. F.; VILAR, O. M. Constitutive Model for Municipal Solid Waste. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, v. 128, n. 11, p. 940-951, 2002. DOI: 10.1061/(ASCE)1090-0241(2002)128:11(940).

MACHADO, S. L.; VILAR, O. M.; CARVALHO, M. F. Constitutive model for long term municipal solid waste mechanical behavior. Computers and Geotechnics, v. 35, n. 5, p. 775-790, 2008. DOI: 10.1016/j.compgeo.2007.11.005.

NANDA, S.; BERRUTI, F. Municipal solid waste management and landfilling technologies: a review. Environmental Chemistry Letters, v. 19, p. 1433-1456, 2021. DOI: 10.1007/s10311-020-01100-y.

NETO, J. D. S. Implementação em elementos finitos de um modelo constitutivo para comportamento mecânico de resíduos sólidos urbanos. 2018. 138 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2018.

OLIVELLA, S.; VAUNAT, J. Application of CODE_BRIGHT – GiD to geotechnical problems. Department of Geotechnical Engineering and Geosciences, 2006.

SIDDIQUA, A.; HAHLADAKIS, J. N.; AL-ATTIYA, W. A. K. A. An overview of the environmental pollution and health effects associated with waste landfilling and open dumping. Environmental Science and Pollution Research, v. 29, p. 58514-58536, 2022. DOI: 10.1007/s11356-022-21578-z.

SPOKAS, K. et al. Methane mass balance at three landfill sites: What is the efficiency of capture by gas collection systems? Waste Management, v. 26, n. 5, p. 516-525, 2006. DOI: 10.1016/j.wasman.2005.07.021.

VEINOVIĆ, Ž. et al. Thermo-hydro-mechanical effects on host rock for a generic spent nuclear fuel repository. The Mining-Geology-Petroleum Engineering Bulletin, p. 65-80, 2020. DOI: 10.17794/rgn.2020.1.6.

SOLO FÉRTIL LIXO ZERO: A IMPLANTAÇÃO DA PRÁTICA DE COMPOSTAGEM E A CURRICULARIZAÇÃO DA EXTENSÃO - CASO NO DISTRITO FEDERAL

1 Letícia Nunes Lopes, 2 Ester Cardoso Paes Rose, 3 Sula Salani, 4 Isadora Matos Ribeiro, 5 Matheus Brito Xavier, 6 Queane dos Santos Xavier e 7 Nayara Soares Silva 8 Mariana de Almeida Pereira Dell'Avanzi

1 Universidade do Distrito Federal, e-mail: leticia.lopes@undf.edu.br; 2 Universidade do Distrito Federal, e-mail:ester.rose@undf.edu.br; 3 Universidade do Distrito Federal, e-mail:sula.salani@undf.edu.br; 4 Universidade do Distrito Federal, e-mail:isadora.ribeiro@undf.edu.br; 5 Universidade do Distrito Federal, e-mail: matheuszxavier98@gmail.com; 6 Universidade do Distrito Federal, e-mail:queane.xavier@gmail.com; 7 Universidade do Distrito Federal, e-mail:nayara.silva@undf.edu.br; 8 Universidade do Distrito Federal, e-mail: marianadellavanzi@undf.edu.br

Palavras-chave: gestão de resíduos sólidos, compostagem e educação ambiental.

Resumo

Este trabalho descreve a implementação da gestão de resíduos juntamente com a construção de uma composteira para uma creche da rede pública do Distrito Federal (DF). Com uma abordagem multidisciplinar, procura-se estabelecer a conscientização da comunidade escolar de forma que se permita a apropriação à prática da compostagem, e a multiplicação do conhecimento pela comunidade, promovendo assim a inclusão social. A pesquisa é liderada pela Universidade do Distrito Federal (UnDF) em parceria com a Universidade de Brasília (UnB) e em articulação indireta com a Secretaria de Educação do Distrito Federal (SEEDF), uma vez que é a responsável pela manutenção dos Centros de Atenção de Primeira Infância (CEPI). O modelo de compostagem adotado no projeto faz referência a proposta biodinâmica. Este modelo advém da Agricultura Biodinâmica, a qual teve seus fundamentos estabelecidos nas oito palestras proferidas por Rudolf Steiner em 1924. O processo de montagem dessa compostagem requer a alternância de camadas de materiais ricos em carbono (seco) e nitrogênio (úmido/esterco) dispostas em pilhas com cerca de 1,5 metros de altura e 2,0 metros de largura. Foram implantadas três composteiras biodinâmicas, uma localizada no CEPI Cajuzinho e outras duas localizadas na UnDF, ambos situados na Região Administrativa do Lago Norte em Brasília-DF. As composteiras localizadas na UnDF seguem protocolo de pesquisa para a verificação do surgimento da macrofauna e análises da microbiologia. O diagnóstico para a implantação da gestão de resíduos demonstrou que os resíduos orgânicos representam 50% da quantidade de resíduos gerados pela instituição e são resultantes da etapa de preparo das refeições das crianças e de restos de alimentos após o consumo. O monitoramento de bioindicadores demonstrou sucessão ecológica compatível com as fases de decomposição aeróbia, com supressão bacteriana na fase termofílica, crescimento progressivo de actinomicetos, redução de 70% na altura da pilha e colonização por minhocas após estabilização térmica, evidenciando o potencial desse conjunto de indicadores para o monitoramento da maturação do composto biodinâmico. Com relação às ações de educação ambiental foram produzidos diferentes materiais que estão sendo aplicados na disseminação do conhecimento para adultos e crianças como jogos pedagógicos, teatro, musicalização, jogo de perguntas e respostas com prêmios, cartilha sobre compostagem e curadoria de filmes de curta duração sobre o tema ambiental e sustentabilidade. Além disso, construção e acompanhamento da composteira com o uso de bioindicadores possibilitou a curricularização da extensão no curso de Tecnologia em Gestão Ambiental da UnDF, pois as práticas estão associadas ao ensino e pesquisa nas áreas de manejo e conservação de solos, geociências, zoologia e microbiologia.

Introdução

O presente trabalho originou-se da necessidade da criação de cenários de prática das disciplinas do currículo do curso de Tecnologia em Gestão Ambiental da Universidade do Distrito Federal (UnDF). Por se tratar de uma instituição de ensino superior em fase de consolidação, emergem desafios inerentes à articulação entre o ensino teórico e a construção do conhecimento em cenários práticos. Nesse sentido, com o intuito de promover a interdisciplinaridade e responder às demandas acadêmicas, docentes das áreas de Biologia, Geografia e Engenharia estruturaram estratégias pedagógicas voltadas à vivência discente em técnicas de campo e laboratoriais. Suprindo a necessidade acadêmica e atendendo a temas relevantes da atualidade, a estratégia delineada fundamentou-se na convergência entre a gestão de resíduos sólidos e a educação ambiental, utilizando a implementação da coleta seletiva como etapa precursora para a prática da compostagem.

Corroborando com esta necessidade, a Lei Distrital nº 7.397/2024 instituiu que até 1º de janeiro de 2030, 100% dos resíduos orgânicos deverão ser obrigatoriamente destinados ao tratamento por processos biológicos ou térmicos. Ainda, a Lei nº 5.610/2016 e o Decreto nº 37.568/2016 definiram as responsabilidades dos grandes geradores de resíduos no DF, incluindo pessoas físicas ou jurídicas que gerem volumes superiores aos "120 litros de resíduos sólidos indiferenciados, gerados por edificação constituída de uma única unidade imobiliária". (art. 2º, II).

Para viabilizar o processo de compostagem, o qual demanda um aporte contínuo e expressivo de resíduos orgânicos, enfrentou-se a limitação da ausência de um restaurante universitário no campus da UnDF. Diante desse cenário logístico, estabeleceu-se uma articulação interinstitucional com o Centro de Educação de Primeira Infância (CEPI) — unidade vinculada à Secretaria de Educação do Distrito Federal (SEEDF) e situada nas proximidades da universidade — visando o suprimento da demanda necessária para a manutenção da pilha de compostagem.

Segundo a SEEDF, o DF conta com 125 creches que atendem crianças em período integral, com jornada diária de cerca de 10 horas e 50 horas semanais, conforme a Lei de Diretrizes e Bases (LDB), art. 29. Durante a jornada escolar, as crianças recebem cinco refeições diárias, gerando grande volume de resíduos sólidos, majoritariamente orgânicos, como cascas de vegetais e restos de comida, e rejeitos (fraldas descartáveis). Assim, conforme a Lei nº 5.610/2016 (alterada pela Lei nº 6.484/2020), essas creches são consideradas grandes geradoras e devem gerenciar seus resíduos ambientalmente, incluindo a apresentação de plano de gerenciamento de resíduos sólidos conforme a Lei nº 12.305/2010, quando solicitado.

É neste contexto que docentes do curso de Tecnologia em Gestão Ambiental da Universidade do Distrito Federal (UnDF) em parceria com a Universidade de Brasília (UnB) criaram um projeto de extensão intitulado "Gerenciamento de Resíduos Sólidos na Comunidade para Aplicação em uma Composteira Avaliada Sob Protocolos De Bioindicação". Este projeto é financiado pela Fundação de Apoio à Pesquisa do Distrito Federal (FAPDF), no Edital 04/2025 (ainda em andamento). A criação do plano de gestão de resíduos na creche tem possibilitado o ensino nas áreas de Gestão de Recursos Naturais, Educação Ambiental, Práticas de Administração e Legislação Ambiental. A construção e acompanhamento da composteira tem permitido o ensino e pesquisa nas áreas de Manejo e Conservação de Solos e geociências. O uso de bioindicadores de compostagem também pode ser objeto de diversas pesquisas para serem desenvolvidas nas áreas de geociências, Zoologia e Microbiologia.

Assim, como objetivo principal, o projeto visa implementar a gestão de resíduos juntamente com a construção de uma composteira para uma creche da rede pública do DF. Com uma abordagem multidisciplinar, procura-se estabelecer a conscientização da comunidade escolar para que se permita a apropriação da prática da compostagem, de forma a multiplicar o conhecimento pela comunidade, promovendo assim a inclusão social.

Considerando as diferentes áreas do conhecimento envolvidas, é importante mencionar que a operacionalização deste projeto vem possibilitando:

- a utilização de recursos obtidos e conhecimento gerado em disciplinas do curso de Tecnologia em Gestão Ambiental a saber: Manejo e Conservação dos Solos, Habilidades Profissionais em Gestão Ambiental - HPGA, Sustentabilidade, Monitoramento da Qualidade Ambiental e Zoologia).
- bolsas de pesquisa a quatro estudantes de graduação (sendo três alunos do curso de Tecnologia em Gestão Ambiental e uma aluna de Serviço Social);
- financiamento de três cursos de capacitação sobre compostagem biodinâmica, agroflorestas e recuperação de áreas degradadas e
- aquisição de equipamentos como estufa, lupas e microscópios para uso em atividades de pesquisa e iniciação científica.

Desta forma, este trabalho está alinhado ao eixo temático "Sustentabilidade, Meio Ambiente e Desenvolvimento Local" e contribui diretamente para os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS): ODS 2 – Fome Zero e Agricultura Sustentável, ao fomentar o uso de fertilizantes naturais; ODS 4 – Educação de Qualidade, ao integrar práticas ambientais no cotidiano escolar; ODS 11 – Cidades e Comunidades Sustentáveis, ao promover a participação cidadã e a gestão de resíduos nas comunidades; ODS 12 – Consumo e Produção Responsáveis, ao valorizar a reutilização de resíduos orgânicos com responsabilidade ambiental.

Material e Métodos

Área experimental

Este trabalho está sendo desenvolvido pela UnDF em parceria com a UnB e em articulação indireta com a SEEDF, uma vez que é a responsável pela manutenção dos CEPI. Foram implantadas três composteiras biodinâmicas, uma localizada no CEPI Cajuzinho e outras duas localizadas na UnDF, ambos situados na Região Administrativa do Lago Norte em Brasília-DF. As composteiras da UnDF foram organizadas seguindo metodologias científicas e nomeadas como Controle e Tratamento. A Composteira Tratamento, durante sua montagem, foi inoculada com microorganismos capturados em uma isca feita com arroz orgânico colocada em área natural de Cerrado. A composteira Controle foi montada sem inoculantes.

Os ensaios laboratoriais pertinentes a identificação e visualização da macrofauna e análises da microbiologia do composto foram conduzidos nos laboratórios parceiros da UnB (Laboratório Interdisciplinar de Biociências - LABIBC - FM e Laboratório de Bentos), enquanto os equipamentos e materiais de consumo necessários aos procedimentos estavam sendo adquiridos por este projeto para a condução das análises no laboratório da UnDF.

Condução dos experimentos

Os CEPI são caracterizados como grandes geradores de resíduos orgânicos e com potencial para implementar composteiras e utilizar o composto em hortas escolares. Esta ação promove a sustentabilidade e efetiva a educação ambiental, envolvendo crianças, suas famílias e colaboradores da instituição.

Tendo em conta as diferentes áreas abrangidas pela proposta, sua operacionalização é esquematizada em três eixos que configuram frentes de trabalho as quais se complementam, a saber: (i) 1º Eixo – gestão de resíduos sólidos e compostagem; (ii) 2º Eixo – monitoramento de bioindicadores e (iii) 3º Eixo – educação ambiental. Os temas trazidos por estes eixos se encaixam em diferentes momentos do cronograma de andamento do projeto, sendo Fase 1 – planejamento e preparação; Fase 2 – implementação e acompanhamento e Fase 3 – avaliação e disseminação. Na Figura 01 estão demonstradas algumas atividades pertencentes a cada frente de trabalho.



Figura 01: Esquema que representa as diferentes frentes de trabalho em eixos temáticos.
Fonte: Autores (2026)

É importante ressaltar a interdependência e relação de cada frente de trabalho, pois a compostagem é possibilitada pela coleta seletiva que é dependente da gestão de resíduos sólidos, o que não ocorre sem atividades de educação ambiental. Ao mesmo tempo, a existência de bioindicadores não ocorre no composto de forma intrínseca, sendo dependente da boa qualidade dos resíduos orgânicos e do adequado manejo da prática de compostagem.

O fluxograma apresentado na Figura 02 demonstra a distribuição de atividades em alinhamento com as três frentes de trabalho demonstradas na Figura 01, em cada fase de andamento segundo o cronograma estabelecido.

Um dos grandes desafios a respeito da compostagem em grandes proporções é justamente a obtenção, transporte e disposição dos resíduos. Considerando isso, o CEPI Cajuzinho, localizado em frente a UnDF, foi selecionado justamente pela proximidade e pela facilidade da disposição dos resíduos nas composteiras. Todo o trajeto é realizado pela equipe técnica do projeto, sem demandar transporte automotor ou veicular. Além disso, a proximidade das instituições proporciona visitas diárias, por estudantes e professores, possibilitando o frequente monitoramento a respeito da educação ambiental dos colaboradores e gestão de qualidade da coleta seletiva para a utilização do resíduo orgânico gerado.

De forma sucinta, o modelo de compostagem adotado no projeto faz referência a proposta biodinâmica. Este modelo advém da Agricultura Biodinâmica, a qual teve seus fundamentos estabelecidos nas oito palestras proferidas por Rudolf Steiner em 1924, conforme Vasconcelos (2009) *apud* Koepf *et al*. (1983). O processo de montagem dessa compostagem requer a alternância de camadas de materiais ricos em carbono (seco) e nitrogênio (úmido/esterco) dispostas em pilhas com cerca de 1,5 metros de altura e 2,0 metros de largura. Na agricultura biodinâmica são utilizados cinco preparados no composto, o que difere o composto orgânico do biodinâmico (Vasconcelos, 2009). Com a ajuda dos preparados de composto, são estimulados os processos de formação do solo, ocorrendo a decomposição ordenada da substância orgânica morta e sua transformação em húmus (Wistinghausen, 2000).

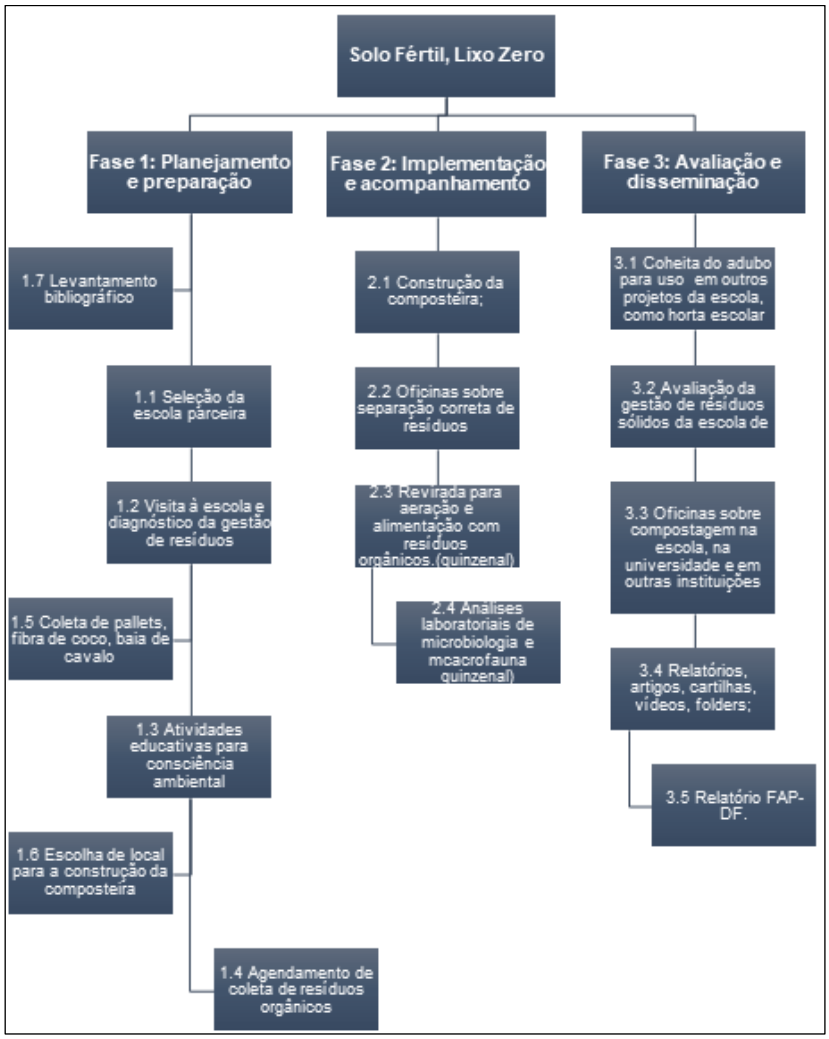


Figura 02: Fluxograma apresentando as fases do projeto com as respectivas atividades.
Fonte: Autores (2026)

Fase 1 – Planejamento e preparação

Com a parceria estabelecida com o CEPI, iniciaram-se as atividades previstas da Fase 1. Os insumos iniciais (bagaço de cana, fibra de coco e baia de cavalo) para a montagem da composteira foram obtidos por forma de doação em locais estratégicos de Brasília-DF. O bagaço de cana foi doado pela Pastelaria Viçosa. O coco foi coletado em containers localizados próximos a quiosques no Setor de Indústria e Abastecimento (SIA), para posterior moagem a fim de obter a fibra. Os paletes foram adquiridos de comerciantes do CEASA – DF, também localizado no SIA. A baia de cavalo, composta por serragem e excrementos de equinos, foi coletada nas proximidades da Sociedade Hípica de Brasília.

Fase 2 – Implementação e acompanhamento

A Fase 2 corresponde às atividades de construção da composteira, alimentação do composto com os resíduos orgânicos e reviradas periódicas para a aeração, observação e coleta de material para análise microbiológica e da macrofauna. A revirada e alimentação ocorrem quinzenalmente sendo as amostras levadas a análises microbiológicas e triagem de macrofauna no laboratório. os animais coletados e triados serão depositados nas coleções de invertebrados do instituto de Biologia da UnB e réplicas serão feitas para a implementação de coleções científicas e didáticas de zoologia na UnDF.

Fase 3 – Implementação e acompanhamento

As atividades previstas na Fase 3 correspondem à avaliação dos resultados de todas as fases anteriores com divulgação dos indicadores medidos e dos produtos gerados durante o desenvolvimento desta pesquisa.

Resultados

Nesta seção são apresentados os resultados obtidos da execução do projeto até o momento da submissão deste artigo. As atividades estão previstas para serem finalizadas em outubro de 2026.

Gestão de resíduos sólidos e compostagem

Na Figura 03 é apresentado o resultado da pesagem dos resíduos sólidos acumulados de 24 horas para o diagnóstico a respeito da geração de resíduos do CEPI Cajuzinho. Este procedimento ocorreu conforme a ABNT NBR 10.004:2004 e a Instrução Normativa nº 89/2016 do Serviço de Limpeza Urbana (SLU), que classificam os tipos de resíduos gerados. Verificou-se, no total, a geração de 91,57 kg/dia de resíduos orgânicos, rejeitos e recicláveis. Os resíduos gerados foram identificados em 45,80 kg/dia de orgânico, 39,40 kg/dia de indiferenciados/rejeitos e 6,40 kg/dia de recicláveis, (Figura 03a). Neste sentido, nota-se que os resíduos orgânicos, que representam 50% da geração de resíduos da instituição, são resultantes da etapa de preparo das refeições das crianças e de restos de alimentos após o consumo (Figura 03b). E ainda, os rejeitos se constituem em sua maioria em fraldas descartáveis, dada a faixa etária atendida pela instituição. Considerando a etapa de diagnóstico não foram observados a geração de resíduos eletroeletrônicos, resíduos perigosos/químicos e resíduos da construção civil.

Com relação à distribuição de coletores para os resíduos, verificou-se que apenas nas áreas do refeitório e da cozinha a segregação dos resíduos é realizada de forma parcial por meio da separação dos recicláveis e restos de comida, sendo, porém, ainda verificada mistura e contaminação de grande quantidade de resíduos orgânicos passíveis de serem utilizados em sistemas de compostagem. Ainda com relação à segregação dos resíduos gerados foi verificada a existência de apenas um coletor comum, sem indicação de separação de resíduos nas demais salas destinadas a atividades administrativas de direção, secretariado e salas de aula. Nas demais salas de aula e salas de apoio às atividades desenvolvidas na instituição, são gerados em sua maioria lixo seco reciclável resultante de trabalhos com de diversos tipos de papel para as atividades lúdicas e pedagógicas com as crianças.

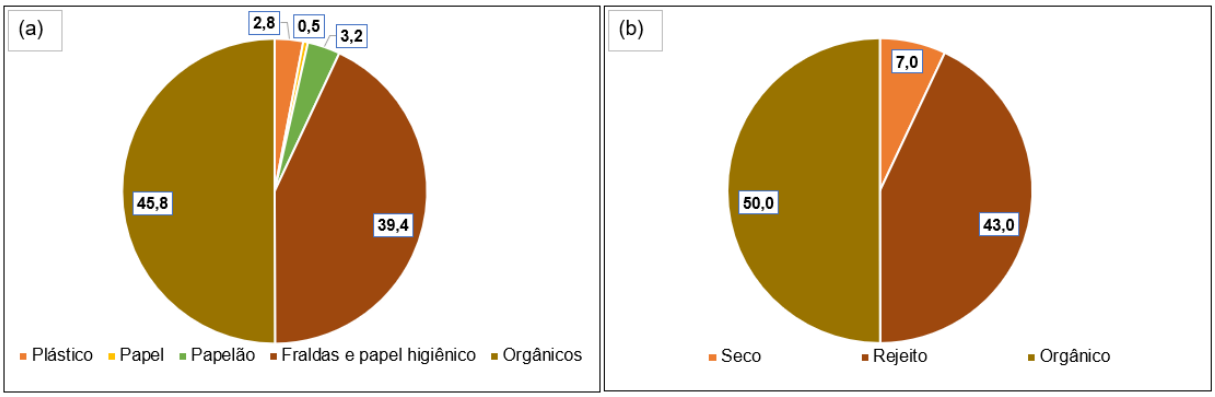


Figura 03: Distribuição dos resíduos sólidos gerados pelo CEPI Cajuzinho acumulados em 24 horas. (a) Pesagem em quilogramas. (b) Representação em porcentagem.
Fonte: Autores (2026)

De acordo com a produção total de resíduos, concluiu-se que os recicláveis gerados pelo CEPI Cajuzinho (plástico, papel e papelão) representam a menor fração. Verificou-se ainda a ausência de locais adequados e contêineres para o armazenamento temporário dos resíduos coletados e disposição final.

Monitoramento de bioindicadores

As análises laboratoriais da microbiota e da macrofauna indicaram que ocorreu uma sucessão de organismos ao longo do amadurecimento da composteira e de suas diversas fases. No que se refere à microbiota, as bactérias mesófilas apresentaram redução na fase termofílica e recuperação da diversidade nas fases de maturação. Os actinomicetos, grupo importante na decomposição da matéria orgânica e na fertilização do solo, aumentaram em quantidade e diversidade ao longo da maturação. Os fungos e leveduras variaram de forma inversamente proporcional às bactérias, sugerindo a complexidade das relações microbiológicas no processo.

Quanto à macrofauna, registrou-se ausência de minhocas nas fases iniciais, período associado às elevadas temperaturas internas da pilha, com colonização progressiva por oligoquetas a partir da estabilização térmica. A redução da altura da pilha acompanhou esse processo, indicando avanço na mineralização da matéria orgânica. Além das minhocas, foram identificados planárias, sanguessugas, ácaros, colêmbolos, aranhas, opiliões e formigas — sendo estas últimas indicadoras de períodos de déficit hídrico na pilha e, portanto, um sinal de manejo a ser corrigido.

A diversidade de organismos registrada evidencia o potencial da composteira biodinâmica como ambiente para aulas práticas da disciplina de Zoologia, possibilitando a observação e a identificação de representantes de diferentes grupos taxonômicos em contexto real, ao mesmo tempo em que contribui para a formação de gestores ambientais capacitados a compreender e a executar protocolos de biomonitoramento.

Como produto secundário dessas atividades, os organismos coletados contribuíram para a constituição de coleções zoológicas científicas e didáticas do curso. O acompanhamento integrado da microbiota e da macrofauna foi incorporado às atividades de iniciação científica e às unidades curriculares de Zoologia e de Monitoramento da Qualidade Ambiental do curso de Tecnologia em Gestão Ambiental da UnDF, exemplificando como um projeto de extensão pode articular, simultaneamente, ensino, pesquisa e educação ambiental em um cenário real de prática sustentável.

Educação ambiental

Uma vez que a realização da compostagem é diretamente possibilitada pela coleta seletiva, ação dependente da compreensão e engajamento da comunidade, foi necessário criar formas de conscientização que possibilitassem a apropriação da prática da compostagem, de forma a multiplicar o conhecimento, promovendo assim a inclusão social. Com essa necessidade, até o momento, foram realizados quatro encontros entre a equipe técnica deste projeto e o CEPI Cajuzinho, voltados a promover a educação ambiental em crianças e adultos. O material didático 'Solo Fértil, Lixo Zero: Um Guia para quem quer Compostar' como ilustra a Figura 04, foi construído com linguagem simples e design atrativo, para ser utilizado na comunidade acadêmica da UnDF, com professoras do CEPI Cajuzinho, merendeiras, profissionais da limpeza, pais e demais pessoas interessadas em praticar a compostagem. A referida cartilha, está no prelo e será apresentada no X Encontro Nacional de Ensino de Biologia, entre os dias 24 e 27 de agosto de 2026 em João Pessoa – PB.

Este trabalho possibilitou a curricularização da extensão no curso de Tecnologia em Gestão Ambiental da UnDF. Neste sentido, os alunos do curso, no âmbito da disciplina de HPGA desenvolveram diferentes produtos para uso em educação ambiental para crianças, na Figura 05a (jogos pedagógicos, teatro e musicalização) e adultos Figura 05b (jogo de perguntas e respostas com prêmios, cartilha sobre compostagem e curadoria de filmes de curta duração sobre o tema ambiental e sustentabilidade).



Figura 04: Duas páginas presentes no material didático 'Solo Fértil, Lixo Zero: Um Guia para quem quer Compostar' que contextualizam a problemática dos resíduos e a necessidade de separação adequada.
Fonte: Autores (2026)



Figura 05: Produção de material para educação ambiental no âmbito da disciplina de HPGA. (a) Educação ambiental para crianças. (b) Educação ambiental para adultos.
Fonte: Autores (2026)

Discussão

No contexto urbano, a grande geração de resíduos orgânicos é uma realidade que vem sendo progressivamente incorporada às legislações, sendo a compostagem apontada como alternativa de destinação, em um processo que compreende a formação do composto como parte do ciclo dos alimentos. O incentivo à compostagem como forma de destinação de resíduos orgânicos urbanos reforça a pertinência do uso do composto no manejo do solo. O composto, resultante da decomposição controlada de resíduos orgânicos adicionados à composteira, atua contribuindo tanto para sua estrutura quanto para o aumento da disponibilidade de nutrientes para as plantas.

Este trabalho busca explicar como a execução de um projeto de extensão sobre a implantação de coleta seletiva e compostagem em uma escola de atenção à primeira infância no Distrito Federal (DF) associada a compostagem de controle e tratamento, implantadas na UnDF, vem possibilitando a ponte entre os conhecimentos da educação ambiental com aqueles provenientes das áreas de Ciências da Natureza. Além disso, no contexto universitário, este projeto estabeleceu a interdisciplinaridade curricular proporcionando que os estudantes observem os processos que alteram o meio ambiente, entendam questões ambientais complexas, avaliem leis e planos ambientais propostos e compreendam como decisões pessoais e institucionais podem afetar significativamente o ambiente em diferentes escalas. Com relação a esta metodologia para a promoção de educação ambiental e sustentabilidade em escolas, este trabalho corrobora diversas bibliografias (de Oliveira *et al*. 2024, Alves *et al.* 2025, de Lima *et al*. 2025, Muniz *et al*. 2026).

Destaca-se que a medição e avaliação dos indicadores que apontarão o cumprimento das metas estabelecidas será realizada posteriormente, uma vez que este projeto encontra-se em fase de andamento/execução.

De acordo com os dados expostos, é inegável a contribuição da implantação da compostagem para o cenário da educação universitária, ainda que grande parte dos desafios esteja na implantação, continuidade e manutenção por parte do CEPI Cajuzinho.

Neste aspecto destaca-se que embora exista o interesse da equipe escolar da instituição, a rotatividade dos funcionários impõe dificuldades à continuação dos procedimentos relacionados à compostagem, o que vem sendo realizado até o momento exclusivamente pela equipe técnica do projeto. Atrelado a este ponto, durante as etapas de alimentação das composteiras e acompanhamento da implantação da coleta seletiva, tem sido observado a presença de resíduos plásticos misturados ao resíduo orgânico. Observa-se que grande parte da não execução da coleta seletiva pela instituição concentra-se nos resíduos provenientes da cozinha. O desafio institucional observado não é único deste projeto de acordo com o que é relatado em outros trabalhos (Oliveira *et al*. 2024, Araújo, 2025 e Garcez *et al.* 2025) e pode ser justificado pela impermanência e constante rotatividade de colaboradores neste setor da instituição.

Considerações Finais

Este trabalho demonstra como a execução de um projeto de extensão sobre a implantação de coleta seletiva e compostagem em uma escola de atenção à primeira infância no Distrito Federal vem fortalecendo a indissociabilidade entre ensino, pesquisa e extensão na Universidade do Distrito Federal. A experiência evidencia que a convergência entre a gestão de resíduos sólidos, o monitoramento de bioindicadores e as ações de educação ambiental, quando articulada a disciplinas do curso de Tecnologia em Gestão Ambiental, cria cenários reais de aprendizagem que transcendem os limites da sala de aula. Ao mesmo tempo, o projeto promove impacto direto na comunidade do CEPI Cajuzinho, ao contribuir para a conscientização de crianças, famílias e colaboradores sobre a importância da separação adequada dos resíduos e do ciclo dos alimentos, reforçando o papel social da universidade pública no território em que está inserida.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer a Fundação de Apoio à Pesquisa do Distrito Federal (FAPDF) que por meio do Edital 04/2025 Seleção Pública De Projetos De Extensão financia este trabalho, a Universidade do Distrito Federal Professor jorge Amaury Maia Nunes (UnDF), em especial ao pró-reitor Guilherme Baroni e a Elaine dos Santos Dias Jacob da Pró Reitoria de Desenvolvimento Regional e Sustentabilidade (PRODRS) e a Universidade de Brasília (UnB) pelo apoio recebido.

Referências Bibliográficas

ARAÚJO, Anne Caroliny Leite de. **Diagnóstico da prática de coleta seletiva de resíduos sólidos urbanos em uma escola do município de Malta-PB**. 2025. 57f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) - Centro de Ciências e Tecnologias Agroalimentar, Universidade Federal de Campina Grande, Pombal, Paraíba, Brasil, 2025.

ALVES, Valquíria Antônia *et al*. **Currículo Verde:** Inserção Da Sustentabilidade No Ensino Básico. Missioneira, v. 27, n. 11, p. 281-290, 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. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm >. Acesso em: 08.11.2012.

DE LIMA, Ana Caroline Ferreira *et al.* **Práticas sustentáveis:** a experiência da compostagem na educação de crianças da Escola Pública Reginaldo Souza Lima. Cuadernos de Educación y Desarrollo-QUALIS A4, v. 17, n. 4, p. e7923-e7923, 2025.

DE OLIVEIRA, Jaime Alencar et al. **Diagnóstico Organizacional Em Um Projeto De Coleta Seletiva, Compostagem E Educação Ambiental Em Escolas Públicas.** Encontro Internacional de Gestão, Desenvolvimento e Inovação (EIGEDIN), v. 7, n. 1, 2024.

DISTRITO FEDERAL. **Decreto nº 37.568, de 24 de agosto de 2016**. Regulamenta a Lei nº 5.610, de 16 de fevereiro de 2016, que dispõe sobre a responsabilidade dos grandes geradores de resíduos sólidos. Diário Oficial do Distrito Federal, Brasília, DF,

24 ago. 2016. Disponível em: https://www.sinj.df.gov.br/sinj/Norma/dc15fbfe4e904a32ba15003e7ec7ad07/Decreto_37568_24_08_2016.pdf. Acesso em: 4 jun. 2025.sinj.df.gov.br+5sinj.df.gov.br+5sinj.df.gov.br+5

DISTRITO FEDERAL. **Lei nº 5.418, de 24 de novembro de 2014.** Dispõe sobre a Política Distrital de Resíduos Sólidos e dá outras providências. Diário Oficial do Distrito Federal, Brasília, DF, 1 dez. 2014. Disponível em: https://www.sinj.df.gov.br/sinj/Norma/78558/Lei_5418_27_11_2014.pdf. Acesso em: 4 jun. 2025.

DISTRITO FEDERAL. **Lei nº 5.610, de 18 de fevereiro de 2016.** Dispõe sobre a responsabilidade dos grandes geradores de resíduos sólidos e dá outras providências. Diário Oficial do Distrito Federal, Brasília, DF, 18 fev. 2016. Disponível em: https://www.sinj.df.gov.br/sinj/Norma/0ff7a122ae454ffb9e01db0589e029e6/Lei_5610_18_02_2016.ht. Acesso em: 4 jun. 2025.

DISTRITO FEDERAL. **Lei nº 6.484, de 14 de janeiro de 2020.** Altera a Lei nº 5.610, de 16 de fevereiro de 2016, que dispõe sobre a responsabilidade dos grandes geradores de resíduos sólidos e dá outras providências. Diário Oficial do Distrito Federal, Brasília, DF, 14 jan. 2020. Disponível em: https://www.sinj.df.gov.br/sinj/Norma/b7f237ba8eca46f08253c463d7fb6270/Lei_6484_14_01_2020.html. Acesso em: 4 jun. 2025.

DISTRITO FEDERAL. **Lei nº 6.518, de 12 de março de 2020.** Dispõe sobre a obrigatoriedade de tratamento dos resíduos sólidos orgânicos no Distrito Federal por processos biológicos. Diário Oficial do Distrito Federal, Brasília, DF, 12 mar. 2020. Disponível em: https://www.sinj.df.gov.br/sinj/Norma/f7ecacd38ccb4c35ba7ba9900ed2e129/Lei_6518_2020.html. Acesso em: 4 jun. 2025.sinj.df.gov.br+1sinj.df.gov.br+1

GARCEZ, Lilyanne Rocha *et al*. **Implantação De Coleta Seletiva Em Escola De Ensino Fundamental.** Educação Ambiental e Boas Práticas de Ensino: Conscientização e Debates. Editora Científica Digital. p. 36-51, 2025.

MUNIZ, Michele Cristina *et al*. **Estimulando o ensino de ciências através da compostagem.** Revista Electrónica de Enseñanza de las Ciencias, v. 25, n. 1, p. 151-173, 2026.

OLIVEIRA, Vivian Verner Guedes; LORDELO, Lidiane Mendes Kruschewsky; DE ALMEIDA, Rosa Alencar Santana. **Estudo comparativo sobre a geração de resíduos sólidos e implantação da coleta seletiva em escolas da rede pública e privada na cidade de Cruz das Almas (BA).** Revista Brasileira de Educação Ambiental (RevBEA), v. 19, n. 2, p. 338-358, 2024.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. **Objetivo de Desenvolvimento Sustentável 12:** Consumo e Produção Responsáveis. Disponível em: https://brasil.un.org/pt-br/sdgs/12. Acesso em: 4 jun. 2025.

SERVIÇO DE LIMPEZA URBANA DO DISTRITO FEDERAL. **Instrução Normativa nº 89, de 23 de setembro de 2016.** Estabelece normas e procedimentos para o gerenciamento de resíduos sólidos no âmbito do Distrito Federal. Diário Oficial do Distrito Federal, Brasília, DF, 23 set. 2016. Disponível em: https://www.sinj.df.gov.br/sinj/Norma/efcbf09c15af42ab92c0d5d26241bbe9/Instru_o_Normativa_89_23_09_2016.html. Acesso em: 4 jun. 2025.

VASCONCELOS, Graziella Baptista. **Adubação orgânica e biodinâmica na produção de chicória (*Cichorium endivia*) e de beterraba (*Beta vulgaris*), em sucessão.** 2009. 85 f. 2009. Tese de Doutorado. Dissertação (Mestrado em Agronomia/Horticultura)–Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, São Paulo, 2010.

WISTINGHAUSEN, C. Von. *et al.* Manual para uso dos Preparados Biodinâmicos. **Caderno de trabalho**, n. 2, p. 10, 2000.

GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS EM MERCADOS PÚBLICOS: ESTUDO DE CASO DO MERCADO DE CAVALEIRO, JABOATÃO DOS GUARARAPES-PE

1 Allyce Maria Xisto da Silva, 2 Elysamia Teles de Almeida Tenório, 3 Maria Juliana Rodrigues Leuthier 4 Leticia Tais Ferreira de Oliveira, 5 Luana Mariz Gomes Braz, 6 Maria Eduarda de Sousa Silva Donato 7 André Felipe de Melo Sales Santos

1 Universidade Federal Rural de Pernambuco, e-mail: allyce.xisto@ufrpe.br; 2 Universidade Federal Rural de Pernambuco, e-mail: elysamia.teles@ufrpe.br; 3 Universidade Federal Rural de Pernambuco, e-mail: juliana.leuthier@ufrpe.br; 4 Universidade Federal Rural de Pernambuco, e-mail: leticiatais06@gmail.com; 5 Universidade Federal Rural de Pernambuco, e-mail: luana.mariz@ufrpe.br; 6 Universidade Federal Rural de Pernambuco, e-mail: eduarda.donato@ufrpe.br; 7 Universidade Federal Rural de Pernambuco, e-mail: andre.felipesantos@ufrpe.br

Palavras-chave: Economia; Resíduo; Feiras livres.

Resumo

O Mercado Público de Cavaleiro, localizado no município de Jaboatão dos Guararapes (PE), constitui um importante polo econômico regional, caracterizado pela intensa comercialização de produtos alimentícios e elevada circulação de pessoas, o que resulta em significativa geração de resíduos sólidos. Nesse contexto, este estudo teve como objetivo realizar um diagnóstico da gestão de resíduos sólidos do mercado, avaliando as condições operacionais, a dinâmica de geração e coleta, bem como a percepção dos feirantes acerca das práticas de gerenciamento. A metodologia adotada constituiu-se em duas etapas: diagnóstico operacional por meio de visitas técnicas e observação direta das atividades de geração, acondicionamento e coleta dos resíduos, e aplicação de pesquisa de percepção junto aos feirantes, realizada entre novembro e dezembro de 2025. Como resultados, encontrou-se ausência completa de segregação na fonte (coleta seletiva), com mistura de resíduos orgânicos, recicláveis e rejeitos, comprometendo a eficiência do sistema de limpeza interno e reduzindo o potencial de valorização dos materiais. A geração média de resíduos foi estimada em aproximadamente 3 toneladas diárias em dias úteis, podendo atingir números maiores nos finais de semana (6t a 8t/dia), sendo a feira livre responsável por cerca de 75% do volume total. Observou-se ainda a presença de resíduos de alto risco sanitário nos setores de carnes e pescados, além de infraestrutura de coleta insuficiente. Portanto, a implementação de um Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos (PGRS), aliado à adoção de boas práticas de gestão, são fundamentais para promover a economia circular, reduzir impactos ambientais e melhorar as condições sanitárias do mercado.

Introdução

Os mercados públicos refletem uma das atividades econômicas mais antigas, onde resistem ao cenário atual de avanço e mudança dos setores industriais, econômicos, sociais e culturais (LIMA, 2019). Nestes locais, os consumidores podem adquirir produtos de qualidade e procedência, à preços mais acessíveis. De acordo com Lobato e Ravena-Canete (2019) e Pereira (2018), tais locais caracterizam-se pela oferta majoritária de produtos alimentícios e por uma intensa dinâmica de circulação, envolvendo comerciantes, trabalhadores e o público consumidor. O bairro de Cavaleiro, que se localiza no município de Jaboatão dos Guararapes em Pernambuco, segundo município mais populoso da Região Metropolitana do Recife, apresenta um intenso comércio e também um expressivo e crescente crescimento populacional. Um dos marcos da feira de Cavaleiro, é o mercado público, inaugurado em 1981, sendo atualmente um dos maiores mercados públicos da Região Metropolitana do Recife. Aos arredores do mercado há um relevante centro comercial, que se torna um atrativo para pessoas de bairros vizinhos, e através destes fatores, o bairro passou a se tornar um subcentro municipal, sendo o seu principal fator atrativo o comércio (BELARMINO; DA SILVA LIMA; ANDRADE, 2020).

Com isso, o mercado público de Cavaleiro é um ambiente que produz grande quantidade de resíduos, como restos de frutas, verduras, carnes, caixas, papel, frios, lanches e confecção. Sendo a parte de natureza putrescível e causadoras de odores, um dos problemas observados em diversos mercados similares. Segundo Pacheco (2008), o gerenciamento destes resíduos pode ser crítico, principalmente para pequenas empresas, que necessitam de recursos e onde o processamento dos resíduos é inviável. Esses ambientes, que possuem alta distribuição de pessoas, necessitam de uma infraestrutura para a coleta, separação e descarte de resíduos adequados. A falta de plano integrado e a política pública de eficiência causam diversos sistemas de cobrança e reduzem a qualidade do local e a higiene, podendo até provocar doenças (SILVA, 2025).

Dessa forma, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) disposta na Lei 12.305, de agosto de 2010 descreve que Resíduos Sólidos é todo "material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, no estado sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível". O Centro de Pesquisa em Ciência, Tecnologia e Sociedade (IPEA) (2020) revelou que apesar de tais regulamentos contribuírem para um progresso, em regências locais em que os recursos são restritos, e estas ações são insuficientes, pois em situações como as evidenciadas nos mercados municipais o descarte dos resíduos não é feito de forma segregada.

Com isso, o objetivo do presente estudo foi diagnosticar e avaliar as práticas de manejo, coleta, segregação, tratamento e as formas de disposição final dos resíduos sólidos gerados no Mercado Público de Cavaleiro.

Material e Métodos

O estudo foi realizado no Mercado Público de Cavaleiro, situado no bairro de Cavaleiro, no município de Jaboatão dos Guararapes - PE, que possui uma população estimada em 684 mil habitantes (IBGE, 2026). De acordo com dados cartográficos, a área está delimitada pelas coordenadas geográficas aproximadas -8°06'03.9" N -34° 58' 16.6" W GMS (DMS) longitude. Devido à ausência de fontes públicas e plantas baixas, não foi possível precisar a metragem exata da área construída. O mercado apresenta uma organização interna composta por setores distintos: o corredor central é ocupado majoritariamente por boxes de carnes, pescados e mercearias; a lateral concentra o comércio de confecções; e a área externa localiza-se a feira livre onde existe a comercialização de produtos hortifruti.

A metodologia adotada possui caráter descritivo e exploratório, com abordagem qualiquantitativa estruturada em duas etapas: a coleta de dados primários, baseados no diagnóstico operacional, e a pesquisa de opinião dos feirantes, a fim de obter um diagnóstico perceptivo. Essa atividade ocorreu entre os meses de novembro e dezembro de 2025. A primeira visita técnica foi realizada no turno da manhã, visando observar o pico das atividades comerciais e o fluxo da geração de resíduos. Nessa etapa, a análise focou na gestão de resíduos (acondicionamento, coleta interna e externa e rotinas de manejo) e nas condições de higiene (boas práticas de fabricação).

Adicionalmente, foi realizada uma entrevista com a administração do local para obter dados oficiais sobre o quantitativo de resíduos, fluxo e funcionamento da equipe de limpeza. Todos os dados foram documentados por meio de anotações e registros fotográficos.

A segunda etapa consistiu na aplicação de um questionário estruturado aos feirantes, durante o turno da tarde devido ao menor fluxo de compradores, assim garantindo tempo adequado para as entrevistas e aceitação maior para a participação. A amostragem foi definida por conveniência, contando com a participação voluntária de 38 feirantes, o que representa uma taxa de resposta de 92,7% em relação ao total de abordagens realizadas. Registrou-se uma taxa de recusa de 7,3%, que optaram por não participar da pesquisa. O tamanho da amostra permitiu uma visão diversificada dos diferentes setores do mercado, garantindo a representatividade das percepções locais.

Este método foi utilizado para assegurar a perspectiva e a vivência prática dos feirantes, visto que são eles que mais experienciam o ambiente. O instrumento de coleta foi um questionário estruturado sobre a percepção da gestão de resíduos, da limpeza do mercado, sobre a presença dos animais domésticos e as sugestões de melhoria. A aplicação foi feita de forma padronizada através da plataforma Google Forms, utilizando os celulares da equipe de forma otimizada.

Por fim, as recomendações foram consolidadas pela triangulação de dados, integrando a análise técnica das deficiências operacionais, às percepções e sugestões de melhoria expressas pelos feirantes.

Resultados e Discussão

Os resultados adquiridos a partir das etapas de observação de campo e do diagnóstico participativo evidenciam que o Mercado Público de Cavaleiro apresenta um cenário em que a logística dos resíduos no mercado apresenta gargalos que não contribuem para a eficiência do sistema de limpeza e a vida útil do local de disposição final, CTR Muribeca. Durante a coleta não há qualquer tipo de separação na fonte (coleta seletiva), ou seja, os resíduos orgânicos de alta biodegradabilidade são transportados junto com materiais recicláveis, resíduos perigosos e rejeitos.

A geração de resíduos sólidos é elevada, com estimativas de aproximadamente 3 toneladas diárias em dias úteis, podendo atingir entre 6 e 8 toneladas em finais de semana e feriados. Esse aumento está diretamente relacionado ao maior fluxo de pessoas e a intensificação das atividades comerciais, confirmando a influência do fator sazonal na produção de resíduos. A análise da distribuição espacial demonstrou que a feira livre é responsável por cerca de 75% do volume total gerado, principalmente devido à predominância de resíduos orgânicos, como restos de frutas, verduras, legumes, vegetais, carnes, aves e peixes.

Esse cenário reforça o caráter biodegradável da maior parte dos resíduos e indica um alto potencial para práticas de tratamento, valorização e disposição final adequada. Nesse sentido, Santos *et al*. (2022) afirmam que a valorização só é alcançada quando os gestores deixarem de tratar a matéria orgânica como lixo e passam a considerá-la matéria-prima, sendo a compostagem uma ferramenta essencial para esse fim. No entanto, a ausência de segregação na fonte compromete esse potencial, uma vez que os resíduos orgânicos frequentemente se misturam com materiais recicláveis e contaminados. Saypariya *et al*. (2024) ressalta que a falta de separação dos resíduos na origem diminui a eficácia dos processos biológicos nos resíduos orgânicos. Além disso, essa mistura inviabiliza a recuperação dos resíduos sólidos secos, como aponta Franchi (2025), ao afirmar que essa mistura representa uma barreira para a reciclagem já que aumentaria o custo operacional devido a necessidade de processos adicionais.

Nos setores de carnes e pescados, observou-se a presença de resíduos de alto risco sanitário, como vísceras e aparas, associados a odores intensos e maior atração de vetores. Essa condição, somada à disposição inadequada e à carência de um manejo específico para os subprodutos de origem animal, eleva significativamente os riscos à saúde pública e ambiental no entorno do mercado (AGOSTINHO; DIAS, 2020). Situação semelhante foi identificada nos banheiros, que geram cerca de 30 kg diários de resíduos sanitários, incorporados à coleta comum sem tratamento diferenciado, contrariando práticas de gerenciamento.

Outro aspecto relevante refere-se à infraestrutura e organização do sistema de coleta, que se mostrou insuficiente diante da demanda. A inexistência de pontos intermediários de descarte com o armazenamento do resíduo sendo feito próximos às bancas dos feirantes (Figuras 01, 02 e 03), o que favorece o acúmulo de resíduos, especialmente nos horários de pico. Além disso, a coleta é feita de maneira rudimentar, utilizando carrinhos manuais (Figura 04).





Figura 01, 02 e 03: Formas observadas de armazenamento de resíduos em setores diversos do mercado.
Fonte: Autores (2025)



Figura 04: Exemplo de veículo utilizado na coleta de resíduos no mercado.
Fonte: Autores (2025)

A dinâmica de geração e coleta apresenta variações ao longo da semana. Nas segundas, terças e quartas, a demanda é menor, sendo disponibilizada um caminhão caçamba de menor capacidade (5 m³) que não realiza compactação (Figura 05). Em feriados e fins de semana, há aumento expressivo na quantidade de resíduos (>50%).



Figura 05: Caminhão caçamba utilizado na coleta e transporte de resíduos.
Fonte: Autores (2025)

A presença de animais livres abandonados (Figura 06, 07 e 08) foi identificada como um dos principais fatores agravantes da problemática, por favorecerem o rompimento de sacos, a dispersão dos resíduos e o aumento dos riscos sanitários devido a zoonoses. Solane (2026) e Baima (2024) abordam o fato de que a presença de animais em mercados públicos é comum e que isso contribui para desafios de saúde pública e higiene como o aumento de doenças, redução da segurança alimentar e outros agravos à saúde humana. Esse cenário evidencia a inter-relação entre aspectos ambientais, sociais e de saúde pública, exigindo soluções integradas. A formalização de parcerias com órgãos de proteção animal para castração e abrigo dos animais abandonados, somada ao investimento em infraestrutura de cercamento e iluminação, é essencial para reduzir riscos de zoonoses e melhorar a higiene do ambiente.



Figura 06, 07 e 08: Registro de presença de animais no mercado.
Fonte: Autores (2025)

No que se refere à percepção dos feirantes, os dados indicam uma visão predominantemente positiva em relação ao ambiente de trabalho, com alto nível de satisfação (97,4% afirmaram gostar de trabalhar no local). Entretanto, a avaliação da limpeza apresentou resultados mais heterogêneos, revelando uma percepção intermediária, com tendência à aprovação, mas ainda indicando necessidade de melhorias.

Destaca-se que 55% dos entrevistados admitem que o acúmulo de lixo impacta negativamente nas vendas, evidenciando a relação direta entre gestão de resíduos e desempenho econômico. Além disso, a maioria dos feirantes (aproximadamente 78%) defende a responsabilidade compartilhada pela limpeza, ressaltando a importância da colaboração entre poder público e usuários do espaço.

Outro resultado significativo foi o elevado apoio (cerca de 90%) à implementação de programas de aproveitamento de alimentos não comercializados, demonstrando abertura dos comerciantes para práticas sustentáveis e socialmente responsáveis. Sendo uma forma de reduzir a produção de resíduos, e ainda aproveitar tudo o que o alimento possa oferecer como fonte de nutrientes, possuindo como princípio básico a diversidade de alimentos e a complementação de refeições com o objetivo de reduzir o custo (CARDOSO, 2015).

De modo geral, os resultados revelam que os principais desafios estão relacionados à ausência de um sistema estruturado de gestão de resíduos, incluindo a falta de um Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos (PGRS), inexistência de segregação na fonte, deficiência na infraestrutura de coleta e fragilidade no controle sanitário.

Destaca-se que essa problemática é observada na grande maioria dos mercados públicos brasileiros, sendo uma questão de saúde pública a ser ampla e seriamente discutida pela sociedade, tendo em vista a importância econômica, social e cultural desses mercados, necessitando de um olhar administrativo mais efetivo e de políticas públicas focadas na solução das diversas problemáticas envolvidas. A falta de recursos, infraestrutura e conhecimento técnico aliada a uma postura de organização e integração dos partícipes da gestão e usuários também deve ser considerada como parte do problema.

Esses achados estão em consonância com estudos realizados em mercados públicos brasileiros, Como os estudos de Belarmino, Da Silva Lima e Andrade (2020) e Sobral (2013) que apontam problemas semelhantes em contextos de grande fluxo, diversidade de atividades e economia. Dessa forma, é necessário a adoção de estratégias integradas que contemplem melhorias operacionais, fortalecimento da responsabilidade compartilhada e valorização dos resíduos. A implementação dessas medidas é fundamental para promover um ambiente mais limpo, seguro e sustentável, além de contribuir para a qualidade de vida dos trabalhadores e usuários do mercado. Para a reversão do cenário atual, é imperativo que a administração municipal elabore, execute e monitore um Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos (PGRS) específico para o mercado, em consonância com a Lei 12.305/2010. Este plano deve priorizar a triagem na fonte como etapa fundamental para viabilizar parcerias estratégicas com cooperativas de catadores para a destinação de materiais secos e a instalação de uma unidade de compostagem local para o tratamento da fração orgânica putrescível

Considerações Finais

As análises realizadas revelam que o Mercado Público de Cavaleiro, apesar de sua importância econômica, social e cultural regional, enfrenta desafios críticos na gestão de seus resíduos sólidos, caracterizados pela ausência de segregação na fonte e infraestrutura de coleta insuficiente para a demanda diária nos períodos de pico. A predominância de resíduos orgânicos (cerca de 75% na feira livre) e o apoio de 90% dos feirantes a programas de aproveitamento de alimentos indicam um alto potencial para a implementação de práticas de economia circular e valorização de resíduos.

Além disso, o diagnóstico apontou a necessidade urgente de elaboração de um PGRS e intervenções de infraestrutura que integrem a gestão ambiental ao controle sanitário e à segurança pública. A disposição dos feirantes para uma gestão compartilhada da limpeza reforça que a sustentabilidade do mercado depende da cooperação entre o poder público, comerciantes e frequentadores, visando não apenas a adequação ambiental, mas a preservação do valor social e econômico deste subcentro municipal.

Agradecimentos

Os autores expressam seus agradecimentos à Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE) e ao Departamento de Tecnologia Rural (DTR) pelo suporte institucional. Agradecemos, de forma especial, ao Professor André Felipe pelo apoio, orientação

e pelas oportunidades de crescimento acadêmico e profissional. Estendemos nossa gratidão à Administração do Mercado Público de Cavaleiro, cuja colaboração e abertura foram fundamentais para a viabilização das visitas técnicas e a coleta de dados deste estudo.

Referências Bibliográficas

AGOSTINHO, Gelbis Martins; DIAS, Aline Peixoto Vilaça. Resíduos sólidos orgânicos e suas possibilidades: uma análise bibliográfica. *In*: CONGRESSO NACIONAL DE PESQUISA E ENSINO EM CIÊNCIAS, 5., 2020, Campina Grande. **Anais** [...]. Campina Grande: Realize Editora, 2020. p. 1-10.

BAIMA, Stephanny Rayane Souza. **Integração entre seres humanos e animais domesticáveis no planejamento urbano**: uma análise no bairro J. Câmara, São José de Ribamar – MA. 2024. 99 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Arquitetura e Urbanismo) – Universidade Estadual do Maranhão, São Luís, 2024.

BELARMINO, Eldeson Mendes; LIMA, Luiz Antonio da Silva; ANDRADE, Gevson Silva. O conceito de lugar aplicado a Cavaleiro-PE: desconstruindo a imagética de bairro em evidências municipais. *In*: CONGRESSO NACIONAL DE EDUCAÇÃO, 6., 2019, Campina Grande. **Anais** [...]. Campina Grande: Realize Editora, 2019. p. 1-6.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. **Diário Oficial da União**: seção 1, Brasília, DF, ano 147, n. 147, p. 3, 3 ago. 2010.

CARDOSO, Fabiane Toste *et al.* Aproveitamento integral de alimentos e o seu impacto na saúde. **Sustentabilidade em Debate**, Brasília, v. 6, n. 3, p. 131-143, set./dez. 2015. DOI: 10.18472/SustDeb.v6n3.2015.16105.

FRANCHI, Natália Serio. **Economia circular e reciclagem de plásticos**: análise das barreiras tecnológicas e regulatórias da pirólise no Brasil. 2025. 57 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Química) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2025.

INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA (IPEA). Gestão dos resíduos sólidos no Brasil: desafios e perspectivas. **Portal Ipea**, Brasília, DF, [*s. d.*]. Disponível em: https://www.ipea.gov.br/portal/index.php?option=com_content&view=article&id=33334. Acesso em: 23 fev. 2025.

LIMA, Fhillipe Germano Bezerra. **MERCADO PÚBLICO DE JAGUARIBE:**: uma proposta de requalificação arquitetônica considerando as características da feira livre. 2019. 152 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Arquitetura, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2019.

LOBATO, F. H. S.; RAVENA-CAÑETE, V. "O açaí nosso de cada dia": formas de consumo de frequentadores de uma feira amazônica (Pará, Brasil). **Ciências Sociais Unisinos**, São Leopoldo, v. 55, n. 3, p. 397-410, set./dez. 2019. DOI: 10.4013/csu.2019.55.3.09.

NUNES, Ernane Rosa *et al.* Avaliação das condições higiênico sanitárias no mercado público de Russas, Ceará. **Informativo de Economia Regional**, Fortaleza, v. 18, n. 2, p. 31-36, abr./jun. 2013.

PACHECO, J. W. **Guia técnico ambiental de frigoríficos**: industrialização de carnes (bovina e suína). São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 2008.

Pereira, A. L. (2018). **Mercados públicos como patrimônio cultural - um estudo da Cidade de Goiânia**. (Trabalho de Conclusão de Curso). Universidade de Brasília - UNB, Brasília, DF, Brasil.

SANTOS, Karin Luise dos *et al*. O ensino da compostagem doméstica como instrumento para promoção da economia circular em sistemas de gestão e gerenciamento de resíduos sólidos urbanos. **Revista Brasileira de Educação Ambiental**, [*S. l.*], v. 17, n. 6, p. 296–319, 2022. DOI: 10.34024/revbea.2022.v17.13341.

SAYPARIYA, Dakshesh Chimanbhai *et al.* Composting of organic fraction of municipal solid waste in a three-stage biodegradable composter. **Heliyon**, [*S. l.*], v. 10, n. 17, e37444, set. 2024. DOI: 10.1016/j.heliyon.2024.e37444.

SILVA, Erivaldo M. da. Análise da gestão de resíduos sólidos no mercado público do Alto da Conceição em Mossoró-RN: conflitos entre legislação e práticas, impactos socioambientais e propostas para uma gestão eficiente. *In*: CONGRESSO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA, 5., 2025, Mossoró. **Anais** [...]. Mossoró: UFERSA, 2025. p. 1-12.

SOLANO, Alane Raiany Sales *et al.* Consequência da presença de animais abandonados nos mercados públicos para saúde e bem-estar da comunidade. *In*: SEMINÁRIO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA DA UFERSA, 31., 2025, Mossoró. **Resumos** [...]. Mossoró: UFERSA, 2025. p. 1-2.

VARIAÇÃO ESPACIAL DAS CARACTERÍSTICAS GEOTÉCNICAS DE SOLOS DE UM ATERRO SANITÁRIO PARA USO COMO COBERTURA DO SOLO

1 Ana Laura Honório Silva, 2 Laís Roberta Galdino de Oliveira, 3 Lana Kainy Torres Souza
1 Universidade Federal de Goiás (UFG), e-mail: analaura.honorio25@gmail.com;
2 UFG, e-mail: laisroberta@ufg.br,
3 UFG, e-mail: lana.torres@discente.ufg.br

Palavras-chave: destinação final; resíduos sólidos; permeabilidade.

Resumo

Os aterros sanitários são obras de engenharia projetadas para receber resíduos sólidos, visando proporcionar sua disposição final de forma correta e segura. Para tanto, tais estruturas possuem diversos sistemas que garantem a proteção ambiental, como a camada de cobertura que serve para evitar a formação de lixiviado em excesso e a emissão de gases de efeito estufa (GEEs). Essas camadas de cobertura geralmente são construídas com solos de baixa permeabilidade, encontrados na área do próprio aterro sanitário. Assim, este estudo teve por objetivo avaliar a adequação de solos provenientes de duas jazidas e empregados como camada de cobertura em um aterro sanitário localizado em na Região Metropolitana de Goiânia/GO. A metodologia da pesquisa é baseada na coleta de amostras deformadas das jazidas, ensaios laboratoriais (massa específica, granulometria, limite de liquidez, limite de plasticidade, compactação, permeabilidade e difração de raios X) e o comparativo dos resultados com estudos e normas nacionais e internacionais. De acordo com os resultados obtidos, os solos das duas jazidas atendem aos parâmetros necessários para utilização como camadas de cobertura, especialmente no que diz respeito à permeabilidade, apesar da variabilidade espacial encontrada entre eles, sendo classificados conforme o Sistema Unificado de Classificação de Solos (SUCS) como argila e silte de baixa compressibilidade. Dessa forma, conclui-se que os resultados deste trabalho contribuem para a otimização da operação do aterro sanitário, auxiliando na execução de camadas de cobertura mais eficientes quanto a geração de lixiviado e emissão de biogás, mitigando assim os impactos ambientais.

Introdução

Os aterros sanitários são obras de engenharia projetadas para confinar os resíduos sólidos urbanos e mitigar impactos ambientais, relacionados, principalmente, como a geração de lixiviado e biogás. O lixiviado possui alta carga poluidora com potencial de contaminar águas superficiais e subterrâneas (Braga; Zaneti, 2021). E o biogás, composto majoritariamente por metano (CH_4) e gás carbônico (CO_2), contribui significativamente para a intensificação do efeito estufa. Estima-se que, até 2030, os aterros sanitários serão responsáveis por 13% das emissões antropogênicas globais de GEEs (MMA, 2022), o que vai de encontro às metas brasileiras de redução firmadas no Acordo de Paris (2015) e no Programa Metano Zero (Brasil, 2022).

Para o controle dessas emissões de GEEs e da infiltração de águas pluviais, os sistemas de cobertura (diária, intermediária e final) são fundamentais. Essas camadas devem atuar como barreiras de baixa permeabilidade, sendo o solo argiloso o material mais utilizado no Brasil devido ao custo e disponibilidade (Ferreira et al., 2022).

Entretanto, o uso de solos de jazidas locais esbarra no desafio da variabilidade espacial das propriedades geotécnicas, que podem variar horizontal e verticalmente em uma mesma região (Oliveira et al., 2023). Essa heterogeneidade exige uma caracterização rigorosa para garantir a eficiência da barreira técnica.

A norma brasileira, se limita a estabelecer que no local de instalação do aterro sanitário é desejável a existência de uma reserva natural e homogênea de solo com coeficiente de permeabilidade igual ou inferior a 10^{-8} $m.s^{-1}$ (ABNT, 1997). Sendo assim, as camadas de cobertura de aterros sanitários são dimensionadas visando atender somente este parâmetro de permeabilidade, excluindo os diversos fatores que podem influenciar em sua efetividade. Segundo Oliveira, Souza e Oliveira (2023), outros fatores que influenciam no desempenho da camada são: tipo de solo, grau de compactação, espessura e metodologias de execução desta camada. Os índices de expansão também demandam atenção, pois o risco de trincas e fissuras no solo pode inviabilizar a segurança ambiental da barreira física do aterro sanitário.

Nesse contexto, o objetivo do presente trabalho é avaliar a adequação de solos de duas jazidas, considerando sua variabilidade espacial, para uso como camada de cobertura em um aterro sanitário localizado na Região Metropolitana de Goiânia/GO.

Material e Métodos

O solo utilizado neste estudo é oriundo de duas jazidas localizadas em um aterro sanitário localizado na Região Metropolitana de Goiânia. As amostras de solo da Jazida 1 foram coletadas no mês de fevereiro e da Jazida 2 em novembro, ambas no ano de 2022. Em cada jazida foram coletados aproximadamente de 50 kg de solo, baseando nas quantidades mínimas exigidas pelas normativas de cada ensaio realizado (descritas abaixo no tópico Ensaios geotécnicos), garantindo não ser necessário uma nova coleta.

Coleta das amostras

A coleta de amostra deformada nas jazidas ocorreu conforme o disposto na norma NBR 9604 (ABNT, 2024a). O solo da Jazida 1 foi coletado em um talude de 1,2 m, onde foram desconsiderados os 20 cm mais próximos a superfície. O solo da Jazida 2 foi coletado na superfície do terreno, onde existia um volume de solo removido com o auxílio de uma retroescavadeira, sendo desprezado cerca de 5 cm, devido a possibilidade de lixiviação de partículas finas.

Parâmetros de análise

Diversas normativas e estudos estabelecem as características geotécnicas ideais para camadas impermeabilizantes de aterros sanitários. No cenário internacional, destacam-se os parâmetros estabelecidos por Daniel (1993), Qasim e Chiang (1994), Kabir e Taha (2004), USEPA (2004) e DWAFRSA (2005). Já no contexto brasileiro, é essencial considerar as recomendações da CETESB (1993), Rocca (1993), ABNT (1997) e Mariano (2008). Assim sendo, essas normativas e estudos serão utilizadas na discussão dos resultados.

Ensaios geotécnicos

A caracterização física, mecânica e hidráulica dos solos deu-se através da realização do preparo das amostras para ensaios de caracterização e compactação (ABNT, 2024b) e, posteriormente, os ensaios de granulometria (ABNT, 2025b), limite de plasticidade (ABNT, 2016a), limite de liquidez (ABNT, 2016b), coeficiente de permeabilidade (ABNT, 2021), compactação (ABNT, 2025c) e método da pastilha (Nogami; Villibor, 1994). Todos estes ensaios foram realizados no Laboratório de Geotecnia (LabGEO), localizado na Escola de Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Goiás (EECA-UFG).

A partir dos resultados dos ensaios de caracterização física, os solos foram classificados conforme o Sistema Unificado de Classificação de Solos (SUCS) e textura.

Além disso, foi realizado o cálculo do índice de atividade (IA), que fornece indicação sobre a mineralogia da fração argilosa, através dos resultados de granulometria e índice de plasticidade. E como os solos analisados possuem percentual de fração argilosa entre 20% e 40%, utilizou-se a Equação 1, proposta por Seed, Woodward e Lundgren (1964), para o cálculo desse índice. Vale salientar também que a Equação 1 é válida para solos com porcentagem de argilominerais entre 10% e 40%.

$$A = \frac{IP}{C-10} \qquad (01)$$

Onde: A é atividade da argila; IP é índice de plasticidade (%) e C é teor da fração de argila no solo (%).

Com os resultados do ensaio de granulometria foi possível determinar o Teor de Agregação (TA) e a Porcentagem de Dispersão (PD), sendo elas inversamente proporcionais. A TA é calculada utilizando a Equação 2, proposta por Silva (2010), e a PD (Equação 3) foi proposta pela NBR 13602 (ABNT, 2020).

$$TA = \frac{B-A}{B} \times 100 \qquad (02)$$

$$PD = \frac{A}{B} \times 100 \qquad (03)$$

Onde: TA é teor de agregação (%), PD é porcentagem de dispersão (%), A é porcentagem de argila sem defloculante (%) e B é porcentagem de argila com defloculante (%).

A caracterização mineral dos solos foi realizada a partir do método de análise de difração de raios X (DRX). Este ensaio foi realizado na Central de Análise Multiusuário (CAM), localizado no Instituto de Química da Universidade Federal de Goiás (IQ-UFG). Os resultados obtidos no ensaio foram analisados no *software HighScore*, onde foi possível determinar alguns minerais que fazem parte das amostras de solo a partir da comparação de picos. Com a mineralogia definida foi utilizada a base de dados *Crystallography Open Database* (COD) para obtenção do arquivo de informação cristalográfica (CIF). Tal arquivo foi aberto no *software Mercury* para ajuste de picos conforme o ângulo 2θ do ensaio, nesse caso de 5 a 80 graus. Por fim, foi utilizado o *software Origin* para plotar os dados obtidos nos ensaios e no *software Mercury*.

Resultados e Discussão

A Figura 1 apresenta a curva de distribuição granulométrica dos dois solos. A partir da análise com defloculante (CD), foi possível notar que os solos da Jazida 1 e Jazida 2 possuem valores diferentes de composição, sendo a Jazida 1 com maior quantidade de argila que a Jazida 2, que possui uma grande fração de areia fina. Já o comportamento das curvas sem defloculante (SD) evidencia que, em seu estado natural, ocorre uma forte agregação das partículas finas, deslocando as curvas para diâmetros aparentes maiores. Tal diferença apresentada nos ensaios de granulometria pode ser explicada pela distância de 150 metros entre as jazidas e pela coleta do solo ter sido realizada em diferentes profundidades.

A Tabela 1 apresenta os demais parâmetros obtidos durante os ensaios de caracterização física dos solos.

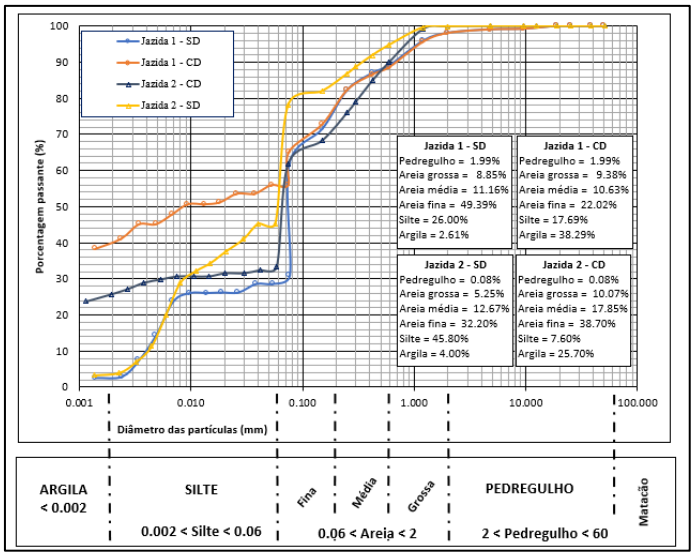


Figura 1: Curva de distribuição granulométrica.
Legenda: CD (com defloculante), SD (sem defloculante).

Tabela 1: Caracterização do solo.

Parâmetros	Jazida 1	Jazida 2
Limite de liquidez LL (%)	43	43
Índice de plasticidade IP (%)	15	18
Grau de expansão (Ferreira e Vilar, 2015)	Médio	Médio
Classificação (Jenkins, 1947 *apud* Caputo, 1988)	Medianamente plástico	Altamente plástico
Índice de atividade (IA)	0,53	1,15
Sistema Unificado de Classificação de Solos (SUCS)	Silte de baixa compressibilidade (ML)	Argila inorgânica de baixa compressibilidade (CL)
Teor de agregação (%)	93,18	84,44
Porcentagem de dispersão (%)	6,82	15,56
Classificação do Método da Pastilha	Solo argiloso laterítico (LG')	Solo argiloso laterítico (LG')
Classificação textural	Franco argiloso	Franco argiloso arenoso
k ($m.s^{-1}$)	$8,41 \times 10^{-8}$	$2,37 \times 10^{-9}$

Segundo Sridharan e Prakash (2000), solos com o mesmo limite de liquidez podem ter diferentes limites de plasticidade, pois possuem diferentes comportamento em relação à mudança de volume. Nesse sentido, o solo da Jazida 1, foi classificado como medianamente plástico e o da Jazida 2 como altamente plástico. De acordo com Moraci et al. (2017), solos altamente plásticos são difíceis de compactar e possuem susceptibilidade à fissura por retração devido aos ciclos de secagem e umedecimento, o que propicia o aumento da condutividade hidráulica. Para camadas de cobertura isso não é adequado, pois possibilita a entrada exacerbada de líquidos, como águas das chuvas, e saída de gases.

Além disso, quanto mais ativa a argila de um solo, mais plástico ele se apresenta. Tal característica é devido ao argilomineral presente no solo. De acordo com Skempton (1953) argilas com índices próximos a 0,5 apresentam o argilomineral caulinita, e com valores próximos de 1,0, a ilita.

Em relação ao grau de expansão do solo, que conforme Ferreira e Vilar (2015), é avaliado a partir do limite de liquidez e índice de plasticidade, os dois solos estudados possuem grau de expansão médio. Sendo assim, é preciso atentar-se a provável ocorrência de fissuras na camada de cobertura, o que provoca impactos negativos em camadas cujo principal propósito seja a impermeabilização (Oliveira, Souza e Oliveira, 2023).

A argila da Jazida 2, diferentemente da Jazida 1, é ativa. De acordo com Araújo (2018), o índice de atividade maior que 1,0 indica uma argila com indicativos de resistência a compressão simples e de consistência dura. Valores menores que 0,75 indicam que o potencial de variação de umidade e volume por ação da argila é considerado baixo, ou seja, o solo não apresenta índice de expansão alto quando úmido, e grande incidência de fissuras ou trincas quando seco (Silva, 2016). De acordo com Lopes et al. (2022), a caulinita é relativamente estável na presença de água, possui baixa capacidade de troca catiônica, não é expansiva e apresenta a menor plasticidade entre os principais argilominerais; a montmorilonita e a ilita apresentam

expansibilidade na presença de água, alta plasticidade e limites de liquidez elevados. Os solos argilosos constituídos por argilominerais do grupo das ilitas apresentam valores de condutividade hidráulica menores que os constituídos por caulinitas, visto que as partículas apresentarem maior área de superfície específica (Lukiantchuki, 2007).

De acordo com a classificação SUCS, o solo da Jazida 1 foi definido como silte de baixa compressibilidade, enquanto o da Jazida 2 como argila inorgânica de baixa compressibilidade. A compressibilidade indica a facilidade com que o solo tem para diminuir o seu volume quando uma determinada pressão é aplicada, sendo assim, solos com baixa compressibilidade possuem alta resistência ao decréscimo de volume quando submetido a uma carga mecânica (Ferreira et al., 2022).

O elevado teor de agregação, superior na Jazida 1, indica que as partículas estão fortemente aderidas entre si, conferindo ao solo um comportamento de grãos mais graúdos em seu estado natural (Camargos et al., 2019). Esse fenômeno é intrínseco à gênese dos solos tropicais lateríticos (classificados como LG'), sendo ambos os solos das jazidas estudadas classificados desta forma. Durante o processo de laterização, o intenso intemperismo químico promove a lixiviação de bases e a concentração residual de óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio, como a gibsita e a caulinita identificadas no DRX. Esses óxidos atuam como agentes cimentantes naturais, promovendo a formação de microagregados estáveis que resistem à dispersão em água sem a presença de agentes químicos defloculantes (Santos; Parreira, 2015). A análise da porcentagem de dispersão do solo das duas jazidas indica um solo não dispersivo pelo resultado ser menor que 20% (Volk, 1937 apud Silva, 2014). De acordo com Villibor e Alves (2019), os solos tropicais, por estarem expostos às condições de clima tropical úmido com temperaturas elevadas, ação mais intensa da chuva e a evaporação, passam pelo processo de laterização, que ocorre pelo intenso intemperismo químico combinado com a presença do ácido húmico, gerado pelo surgimento de vegetação na rocha fragmentada pelo intemperismo físico. Nesse sentido, no processo de laterização, os cátions básicos são lixiviados e geram uma concentração residual de óxidos de ferro e de alumínio fazendo com que a fração argila dos solos lateríticos seja formada principalmente pelo argilomineral caulinítico e apresente elevados teores de óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio (Santos e Parreira, 2015).

Em relação à textura, os solos foram classificados como francos. Segundo Ferreira (2020), o conceito dessa classificação pode ser exprimido pelas propriedades de areia, silte e argila exibidas em proporções iguais. Entretanto, isso não indica que o solo possui a mesma porcentagem desses materiais. Vale ressaltar que a argila, mesmo em quantidade muito pequena, é suficiente para atribuir propriedades de plasticidade e coesão ao solo, diferente da areia e do silte, que possuem menor influência no comportamento do solo se encontrados em baixa quantidade (Pinto, 2006). Sendo assim, o solo da Jazida 1 apresenta propriedades de argila e da Jazida 2 de areia argilosa.

O comparativo entre os picos dos solos obtidos por meio da DRX e dos minerais a partir da base de dados do programa *HighScore* (Figura 2) revelou a presença de caulinita, quartzo e gibsita (uma das formas minerais do hidróxido de alumínio). Dessa forma, este se torna mais um indicativo de que os solos analisados são lateríticos e que na presença de água formam agregações estáveis e possuem capacidade reduzida de adsorção de água (Santos e Parreira, 2015).

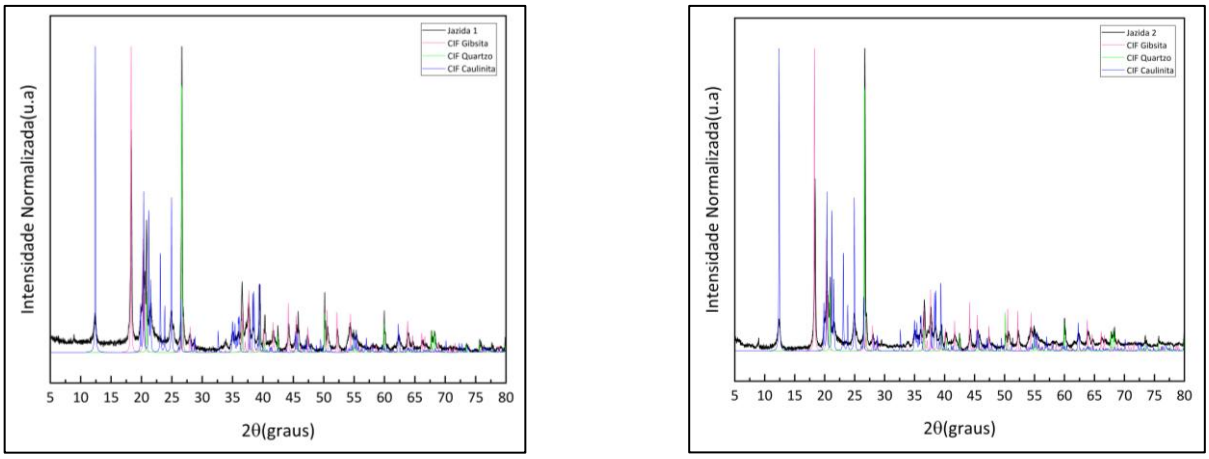


Figura 02: Comparativo do ensaio DRX para o solo da Jazida 1 e 2 e picos de minerais.

A Figura 3 mostra as curvas de compactação (Proctor Normal) de cada solo. Segundo Pantic et al. (2022), este é um dos mais importantes procedimentos de estudo e controle de qualidade de aterros de solo compactado.

De acordo com Dang et al. (2022), cada solo apresenta curvas diferentes de compactação. Nesse sentido, os solos arenosos apresentam baixo teor de umidade no ponto ótimo, mas um peso específico seco elevado, por outro lado, os argilosos apresentam um teor de umidade alto, mas uma massa específica seca baixa (Pinto, 2006). A curva de um solo mais argiloso demonstra ser mais aberta ao passo que de um solo arenoso é mais fechada.

Nesse aspecto, observa-se que a curva de compactação do solo da Jazida 1 apresenta um comportamento parecido com o de um solo argiloso, e o da Jazida 2 de uma mistura de areia e argila, por apresentar uma forma mais achatada, mas com alto teor de umidade e massa específica seca. Tais características discutidas estão em conformidade com os apresentados por Pinto (2006) nas curvas de compactação para diferentes tipos de solo.

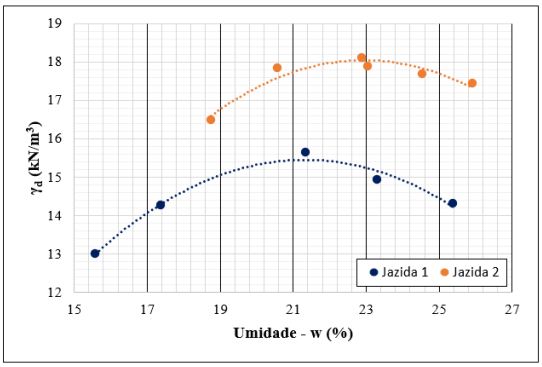


Figura 03: Curva de compactação

Os coeficientes de permeabilidade (Tabela 1) obtidos para ambas as jazidas se alinham aos valores típicos para solos argilosos compactados, geralmente situados na ordem de 10^{-9} m.s^{-1} (Ferreira et al., 2022). Embora referências clássicas apresentem valores para solos em umidade natural, Oliveira et al. (2023), reforça que a eficiência das camadas de cobertura de aterros sanitários depende estritamente da compactação na umidade ótima ou ligeiramente acima dela, visando a mínima condutividade hidráulica.

Essa sensibilidade é corroborada por estudos que demonstram que desvios de apenas 2,5% abaixo da umidade ótima podem elevar a permeabilidade em até dez vezes (Lima et al., 2026). Assim, os solos de ambas as jazidas apresentam desempenho compatível com as exigências técnicas da NBR 13.896 (ABNT, 1997),

Assim, a Tabela 02 apresenta a comparação de resultados obtidos por meio dos ensaios com as recomendações nacionais e internacionais utilizadas no âmbito de camadas de cobertura de aterros sanitários. O solo da Jazida 1 atingiu o recomendado por Daniel (1993), Qasim e Chiang (1994), Kabir e Taha (2004) e DWAFRSA (2005), já o solo da Jazida 2 atendeu aos requisitos de Rocca (1993), CETESB (1993), Daniel (1993), Kabir e Taha (2004) e Mariano (2008).

Tabela 02: Resumo das características geotécnicas para camada de cobertura.

Autor/Jazida	k (m.s^{-1})	Classificação SUCS	%retida na #4	% de finos	IP (%)	$\rho_{d\ máx}$(kg/m^3)	Conformidade	
							Jazida 1	Jazida 2
Jazida 1 (J1)	8,41*10^{-8}	ML	1	65,05	15	1564	-	-
Jazida 2 (J2)	2,37*10^{-9}	CL	0	61,84	18	1805	-	-
Rocca (1993) e CETESB (1993)	≤10^{-7}	CL, CH, SC ou OH	-	>30	≥15	-	NC	C
Daniel (1993)	<10^{-7}	-	<3	>20	>7	-	C	C
Qasim e Chiang (1994)	<10^{-7}	-	<50	>30	7 a 15	-	C	NC
ABNT (1997)	10^{-8}	-	-	-	-	-	C	C
Kabir e Taha (2004)	-	-	-	-	-	≥ 1450	C	C
USEPA (2004)	<10^{-7}	-	-	30-50	7 a 15	-	NC	NC
DWAFRSA (2005)	<1,6* 10^{-7}	-	-	-	5 a 15	-	C	NC
Mariano (2008)	-	-	-	-	-	Entre 1780 e 1950	NC	C

Legenda: k - permeabilidade, ρ_d – massa específica, ML - silte inorgânico de baixa compressibilidade, CL - argila inorgânica de baixa a média compressibilidade, CH - argila inorgânica de alta compressibilidade, SC - areia argilosa, misturas bem graduadas de areia e argila , OH - argila orgânica de média a alta compressibilidade, C - conforme, NC - não conforme.

Considerações Finais

O propósito dessa pesquisa foi verificar o enquadramento de solos de duas jazidas, localizadas na área de um aterro sanitário, para confecção de camadas de cobertura do referido aterro sanitário, sendo realizadas comparações com valores adotados por normas e estudos nacionais e internacionais. Para isso, foram realizados ensaios de limite de liquidez, de limite de plasticidade, de granulometria com sedimentação, compactação, permeabilidade e difração de raios X (DRX).

A análise dos parâmetros geotécnicos indica que a Jazida 1 possui conformidade com a norma brasileira (ABNT, 1997) e com os requisitos de Daniel (1993), Qasim e Chiang (1994), Kabir e Taha (2004) e DWAFRSA (2005) Embora não atenda ao limite da ABNT (1997), o resultado encontra-se na mesma ordem de grandeza exigida, o que demonstra um desempenho limítrofe e potencial para conformidade plena via maior controle de compactação. A Jazida 2 possui conformidade com a norma brasileira (ABNT, 1997) e com os requisitos de Rocca (1993), CETESB (1993), Daniel (1993), Kabir e Taha (2004) e Mariano (2008).

Os materiais da Jazida 1 e 2 foram classificados no sistema SUCS como argila e silte de baixa compressibilidade (CL e ML), respectivamente, e apresentaram grau de expansão médio, resultados que indicam um equilíbrio favorável entre a impermeabilidade necessária e a estabilidade volumétrica da camada. Essa caracterização é fundamental, pois assegura que, apesar da variabilidade espacial identificada nas fontes de extração, o solo possui as propriedades adequadas para compor a barreira hidráulica do aterro sanitário, minimizando riscos de fissuração e garantindo a eficiência no controle de efluentes e gases.

Recomenda-se que seja avaliada de maneira mais detalhada a mineralogia do solo a partir de fluorescência de raios X (FRX), que permite a identificação exata da composição e concentração de elementos presentes na amostra que possam ter características expansivas.

Agradecimentos

Os autores agradecem o financiamento da pesquisa pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Goiás (FAPEG/GO) por meio do projeto Avaliação da influência da adição de materiais alternativos nos parâmetros geotécnicos de um solo empregado como camada de cobertura de um aterro de resíduos sólidos (Nº 202310267000214).

Referências Bibliográficas

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13896**: Aterros de resíduos não perigosos - Critérios para projeto, implantação e operação. Rio de Janeiro: ABNT, 1997.

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 6459**: Solo - Determinação do limite de liquidez. Rio de Janeiro: ABNT, 2016a.

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7180**: Solo - Determinação do limite de plasticidade. Rio de Janeiro: ABNT, 2016b.

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13602**: Solo - Avaliação da dispersibilidade de solos argilosos pelo ensaio sedimentométrico comparativo – Ensaio de dispersão SCS. Rio de Janeiro: ABNT, 2020.

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 14545**: Solo – Determinação do coeficiente de permeabilidade de solos argilosos à carga variável. Rio de Janeiro: ABNT, 2021.

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9604**: Abertura de poço e trincheira de inspeção em solo, com retirada de amostras deformadas e indeformadas – Procedimento. Rio de Janeiro: ABNT, 2024a.

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 6457**: Amostras de solo – Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização. Rio de Janeiro: ABNT, 2024b.

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 6458**: Grãos de pedregulho retidos na peneira de abertura 4,8 mm - Determinação da massa específica, da massa específica aparente e da absorção de água. Rio de Janeiro: ABNT, 2025a.

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7181**: Solo – Análise granulométrica. Rio de Janeiro: ABNT, 2025b.

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7182**: Solo - Ensaio de compactação. Rio de Janeiro: ABNT, 2025c.

ACORDO DE PARIS. Adotado em 12 dez. 2015. Paris: Organização das Nações Unidas, 2015.

BRAGA, L. C.; ZANETI, I. C. B. B. A Fitorremediação como Alternativa de Tratamento em Emissões de Lixiviado em Aterros Fechados. **Fronteiras: Journal of Social, Technological and Environmental Science**, v. 10, n. 3, p. 51-65, set./dez. 2021. http://dx.doi.org/10.21664/2238-8869.2021v10i3.p51-65.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Programa Nacional Metano Zero**. 2022. https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/mudanca-do-clima/ozonio/ProgramaMetanoZero.pdf.

CAMARGOS, C. S.; GÓNGORA, I.; SILVA, H. E. F.; SOUZA, M. V.; PEREIRA, L. S. Emprego de polietileno de baixa densidade (PEBD) reciclado para reforço de solos. In: **XVI Pan-American Conference on Soil Mechanics and Geotechnical Engineering (XVI PCSMGE)**, 2019, Cancún. Anais [...]. Cancún: XVI PCSMGE, 2019.

CAPUTO, H. P. **Mecânica dos solos e suas aplicações**. Rio de Janeiro: LTC, 1988.

CETESB. COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Resíduos Sólidos Industriais**. São Paulo: CETESB, 1993. 234 p.

DANG, M.; CHAI, J.; XU, Z.; QIN, Y. Soil Water Characteristic Curve Test of Waste under Different Compaction Densities and Analysis of the Multi-Factors that Affect the Instability of Landfill Slopes. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 31, n. 2, p. 1601-1615, 2022. https://doi.org/10.15244/pjoes/142610.

DANIEL, D. E. **Geotechnical practice for waste disposal**. Londres: Chapman & Hall, 1993. 693 p.

DWAFRSA. DEPARTMENT OF WATER AFFAIRS AND FORESTRY FROM REPUBLIC SOUTH AFRICA. **Minimum requirements for waste disposal by landfill**. Pretoria: DWAFRSA, 2005.

FERREIRA, N. V. R. **Avaliação do estado ambiental dos solos na envolvente de uma unidade industrial**. 2020. 133 f. Dissertação (Mestrado em Ciências e Tecnologia do Ambiente) – Universidade do Porto, Porto, 2020.

FERREIRA, R. P. S.; JUCÁ, J. F. T.; MARIANO, M. O. H.; OLIVEIRA JÚNIOR, A. I. Solid Waste Group: Covering layers of sanitary landfills. **Research, Society and Development**, v. 11, n. 11, p. e379111133742, 2022. 10.33448/rsd-v11i11.33742.

FERREIRA, S. R. M; VILAR, O. M. **Solos colapsáveis e expansivos**. Solos não saturados no contexto geotécnico. São Paulo: ABMS, 2015.

PANTIC, J. J.; RAKIC, D.;IKODINOVIC, I. B.; DJURIC, T.; HADZI-NIKOVIC, G. Geotechnical Effects of Municipal Solid Waste Destruction with Different Compaction Methods. **Proceedings of the Bulgarian Academy of Sciences**, Sofia, v. 75, n. 1, p. 110–120, 2022. https://doi.org/10.7546/CRABS.2022.01.13.

KABIR, M. H.; TAHA, M. R. Assessment of physical properties of a granite residual soil as an isolation barrier. **Eletronic Journal of Geotechnical Engineering**, v. 92c, p. 1-13, 2004.

LIMA, E. A. F.; FILHO, D. A. S.; SCALIZE, P. S.; RODRIGUES, F. W. A.; OLIVEIRA, L. R. G.; MASCARENHA, M. M. A. Avaliação da viabilidade técnica do uso de lodo de estação de tratamento de água em camadas de cobertura de aterros sanitários. **Scientia Plena**, v. 22, n. 01, 2026. 10.14808/sci.plena.2026.019911.

LOPES, T. C. S.; PORTELA, J. C.; BATISTA, R. O.; BANDEIRA, D. J. D. C.; LEITE, I. D. O.; RAMALHO, L. B.; SÁ, F. V. D. S. Clay Fraction Mineralogy and Structural Soil Attributes of Two Soil Classes under the Semi-Arid Climate of Brazil. **Land**, v. 11, n. 12, 2022.

LUKIANTCHUKI, J. A. **Influência do teor de bentonita na condutividade hidráulica e na resistência ao cisalhamento de um solo arenoso utilizado como barreira impermeabilizante**. 2007. 150 f. Dissertação (Mestrado em Geotecnia) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.

MARIANO, M. O. **Avaliação da retenção de gases em camadas de cobertura de aterros sanitários**. 2008. 225 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2008.

MORACI, N.; BUSANA, S.; CORTELLAZO, G.; FAVERETTI, M.; MANDAGLIO, M. C.; SCHEPIS, M. Design and construction of a compacted clay liner in cover system of a municipal solid waste (MSW) landfill using nonstandard procedures. **Canadian Geotechnical Journal**, v. 55, n. 8, p. 1182-1192, 2017. https://doi.org/10.1139/cgj-2017-0371.

NOGAMI, J. S.; VILLIBOR, D. F. Identificação expedita dos grupos da classificação MCT para solos tropicas. In: **X Congresso Brasileiro de Mecânica dos Solos e Engenharia de Fundações**, 1994, Foz do Iguaçu.

OLIVEIRA, C. E. M.; NUNES, J. M. M.; SOUSA, B. M.; DOS SANTOS, P. H. M.; NASCIMENTO, A. P. da S.; DA SILVA, A. D. A.; DE OLIVEIRA, A. L. L.; SANTOS, M. F. da S. Análise de viabilidade do solo de uma área no município de Caxias-MA para uso em camadas de aterro sanitário. **Revista Caribeña**, v. 12, n. 4, p. 1860–1873, 2023. DOI: 10.55905/rcssv12n4-020.

OLIVEIRA, M. R.; SOUZA, L. K. T. S.; OLIVEIRA, L. R. G. Influência da espessura da camada e do grau de compactação no desempenho de camadas de cobertura de aterros sanitários. **REEC**, v. 19, n. 1, 2023. https://doi.org/10.5216/reec.v19i1.74277.

PINTO, C. S. **Curso Básico de Mecânica dos Solos em 16 aulas**. São Paulo: Oficina de Textos, 2006. 359 p.

QASIM, S. R.; CHIANG, W. **Sanitary Landfill Leachate**: generation, control and treatment. Nova Iorque: CRC Press, 1994. 352 p.

ROCCA, A. C. C. **Resíduos sólidos industriais**. São Paulo: CETESB, 1993. 234 p.

SANTOS, E. F.; PARREIRA, A. B. Estudo Comparativo de Diferentes Sistemas de Classificações Geotécnicas Aplicadas aos Solos Tropicais. In: **44ª reunião anual de pavimentação e 18º encontro nacional de conservação rodoviária**, 2015, Foz do Iguaçu. Anais [...]. Foz do Iguaçu: ABPv, 2015.

SEED, H. B.; WODDWARD, R. J.; LUNGDREM, R. Fundamental aspects of the Atterberg limits. **Journal of the Soil Mechanic and Foundations Division**, v. 90, n. 6, p. 75-106, 1964. https://doi.org/10.1061/JSFEAQ.0000685.

SILVA, R. C. **Investigação de jazidas de solos tropicais para uso em pavimentação na região metropolitana de Goiânia – GO**. 2010. 177 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2010.

SILVA, D. J. B. V.; BERNARDES, G. P.; LOLLO, J. A.; SIMÕES, S. J. C.; TRANNIN, I. C. B. Avaliação de métodos de proteção para talues em Estrada não-pavimentada. **Geotecnia**, n. 130, p. 57-77, 2014. https://doi.org/10.24849/j.geot.2014.130.03.

SILVA, D. L. M.; SANTOS, J. J. N.; ARAÚJO NETO, C. L.; MONTEIRO, V. E. **Influência da plasticidade e mineralogia do solo no desempenho de liners em aterros sanitários**. In: Congresso Técnico Científico da Engenharia e da Agronomia – CONTECC, Foz do Iguaçu. Anais ... Foz do Iguaçu: CONFEA, 2016.

SKEMPTON, A. W. Soil mechanics in relation to geology. **Proceedings of the Yorkshire Geological Society**, v. 29, n. 1, p. 33-62, 1953. https://doi.org/10.1144/pygs.29.1.33.

SRIDHARAN, A. E.; PRAKASH, K. Classification procedures for expansive soils. **ICE Proceedings Geotechnical Engineering**, v. 143, n. 4, p. 235-240, 2000. https://doi.org/10.1680/geng.2000.143.4.235.

USEPA. UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Technical guidance for RCRA/CERCLA final covers**. Washington, D.C.: U.S. EPA, 2004. 421 p.

VILLIBOR, D. F.; ALVES, D. M. L. **Pavimentação de baixo custo para regiões tropicais**: projeto e construção. Florianópolis: Egis, 2019. 86 p.

AFUGENTAMENTO DE AVES SILVESTRES DENTRO DE ATERROS SANITÁRIOS: APLICAÇÃO DA FITA ESPANTA-PÁSSAROS

1 Flávia Maria Bezerra de Medeiros Souza, 2 Maria Eduarda de Sousa Silva Donato, 3 José Victor de Macêdo Simões, 4 Adelso Tiago Pereira da Conceição

1FMS Consultoria e Engenharia Ambiental, e-mail: fmsconsultoriaambiental@gmail.com; 2 Universidade Federal Rural de Pernambuco, e-mail: eduardafmsconsultoriaambiental@gmail.com; 3 Universidade Federal Rural de Pernambuco, e-mail: victorfmsconsultoriaambiental@gmail.com; 4 Universidade Federal de Pernambuco, e-mail: adelsofmsconsultoriaambiental@gmail.com

Palavras-chave: Afugentamento; Aterro Sanitário; Avifauna.

Resumo

A gestão de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) no Brasil é marcada por um crescimento escalar, atingindo a produção anual de 81,6 milhões de toneladas. Diante dessa conjuntura, o aterro sanitário estabelece-se como a principal infraestrutura de engenharia para a disposição final, projetada para mitigar impactos à saúde pública e ao meio ambiente. Contudo, a atratividade desses locais para populações de avifauna silvestre em busca de recursos alimentares acarreta desafios complexos, incluindo desequilíbrios ecológicos, riscos à segurança aeronáutica e a potencial disseminação de patógenos zoonóticos. O presente estudo teve como escopo avaliar a viabilidade técnica e a eficácia da fita espanta-pássaros como mecanismo de afugentamento em ambiente de aterro. A fundamentação metodológica consistiu em um estudo de caso em um aterro mecanizado de Classe II localizado em Ipojuca (PE). A pesquisa integrou levantamento bibliográfico qualitativo e análise comparativa de protocolos de controle aviário. A aplicação experimental envolveu o posicionamento de fitas refletivas holográficas em estacas de 1,6 metros, com espaçamento de 1,5 metros ao redor do perímetro da frente de serviço. Os resultados, demonstram que a sinergia entre estímulos visuais (reflexo solar) e sonoros (ruído eólico) é eficaz na geração de uma ilusão de perigo, sem infligir danos físicos aos espécimes. Evidenciou-se que dispositivos de alta visibilidade apresentam desempenho superior a métodos convencionais onerosos. Conclui-se que a implementação de fitas refletivas constitui uma estratégia robusta para a gestão ambiental, sendo a rotatividade espacial dos dispositivos uma condição imperativa para mitigar o processo de habituação das aves e assegurar a sustentabilidade operacional do sistema de controle.

Introdução

A redução do índice de desemprego no Brasil em 2024 implica no aumento do poder de compra da população e, consequentemente, maior geração de resíduos sólidos urbanos (RSU). No entanto, a geração média de RSU per capita no Brasil manteve-se com cada habitante gerando, em média, 1,051 kg de RSU por dia, havendo um aumento de menos de meio ponto percentual. Dessa forma, a geração anual estimada é de mais de 81,6 milhões de toneladas, sendo cerca de 384 kg de resíduos sólidos gerados por habitante durante o ano. Com a geração de resíduos sendo evidenciada, sua disposição final deve levar em conta uma série de critérios técnicos de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança, e a minimizar impactos ambientais adversos. No Brasil, a disposição final que se enquadra nessa definição é o aterro sanitário, uma obra de engenharia que, segundo a Norma de Referência nº 7/2024 da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), deve apresentar uma base impermeabilizada e sistemas de drenagem de lixiviado, gases e águas pluviais, além de outras exigências operacionais. No Brasil, cerca de 69,7 milhões de toneladas de RSU foram encaminhadas para disposição final (adequada e inadequada), o que corresponde a 85,5% do que é gerado ao ano. As projeções feitas para o Panorama Nacional de Resíduos Sólidos de 2025 indicam que apenas 59,7% dessa quantidade foi disposta em aterros sanitários (ABREMA, 2025).

A gestão de resíduos é uma atribuição complexa em todos os países, com implicações para a saúde humana, a preservação ambiental, a sustentabilidade e a economia circular. O método de aterro sanitário para a disposição final de resíduos permanece geralmente aceito e utilizado. Estudos comparativos de vários métodos de gerenciamento de resíduos sólidos (aterro sanitário, incineração, compostagem etc.) mostram que, entre as opções tecnológicas de tratamento e disposição o aterro sanitário é popular na maioria dos países devido ao custo e às exigências técnicas factíveis (Vaverková, 2019). Os aterros sanitários podem atrair uma comunidade de aves grande e diversificada. Embora as aves sejam atraídas principalmente para os locais de disposição de resíduos para alimentação, elas comumente utilizam os habitats ao redor do aterro para a manutenção ecossistêmica. Compreender os fatores relacionados à diversidade e abundância de aves em aterros sanitários pode ajudar a fundamentar decisões relativas à conservação, ao controle populacional e aos demais pontos de gestão (Malekian et al., 2021). Em um nicho ecológico alterado pela ação humana, o comportamento das aves pode se adaptar às mudanças influenciadas pelo ser humano. Espécies que dependem de alimentos antropogênicos podem formar grupos sociais consistentes em locais como aterros sanitários (Saalfeld et al., 2013).

Nestes ambientes, destaca-se o urubu-de-cabeça-preta (*Coragyps atratus*), uma ave necrófaga que apresenta alta plasticidade comportamental e adaptabilidade a nichos ecológicos alterados pela ação antrópica. Por serem espécies oportunistas, os urubus utilizam os aterros como fontes previsíveis de recursos alimentares, desenvolvendo mecanismos de aprendizagem rápidos para otimizar a busca por resíduos orgânicos. Sazima (2007) ressalta que essa espécie demonstra uma capacidade cognitiva avançada, conseguindo associar elementos antropogênicos (como sacos plásticos) à presença de alimento.

O comportamento das aves muda em função do uso de aterros sanitários, por exemplo, com o desenvolvimento de novos mecanismos de aprendizagem para melhor aproveitamento dos alimentos provenientes desses locais (Sazima, 2007). O risco de infecção por patógenos também pode aumentar, passando das aves para os humanos que vivem nas proximidades (Plaza et al., 2019). Assim, o uso extensivo de aterros sanitários pode alterar a ecologia das aves em nível local, regional e global (Noreen; Sultan, 2021). Ao longo do tempo, muitos métodos têm sido utilizados para controlar ataques de aves em plantações e reduzir os danos causados a elas. Entre os métodos simples utilizados pelos agricultores para espantar pássaros, incluem-se o uso de pipas, balões, faixas coloridas e refletoras, espelhos, espantalhos com formas humanas e artificiais, predadores treinados, como cães, ou predadores naturais, como falcões, águias e corujas. Esses métodos são muito caros e ineficientes, pois os pássaros rapidamente se acostumam a eles, percebem que a ameaça não é real e os ignoram sempre que vêm se alimentar (Pruteanu et al., 2023). Dessa forma, o presente artigo visa investigar a viabilidade e a eficácia da implantação da fita espanta-pássaros como uma tecnologia sustentável e de baixo custo para o afugentamento de aves silvestres como os urubus (*Coragyps atratus*) em aterros sanitários.

Material e Métodos

Caracterização do Local

O aterro sanitário utilizado como base para o presente estudo foi um aterro sanitário mecanizado para resíduos sólidos Classe II, conforme a Norma ABNT NBR N° 10.004/2024, com recebimento médio 100 toneladas/dia, ocasionalmente atingindo até 400 toneladas/dia. O aterro sanitário estudado possui uma área de 43,74 hectares, ficando, entre outras, nas coordenadas UTM (N, E, Z) identificadas no Quadro 01, em Engenho Água Fria, S/N, Nossa Senhora do Ó, Ipojuca – PE.

Quadro 01: Coordenadas do aterro sanitário estudado.

Norte	Este	Cota
906.2082,46	274.480,94	6,351
906.2088,12	274.919,64	29,508
906.2281,58	275.081,58	17,386
906.2348,39	275.400,65	33,24
906.2269,92	275.528,80	17,555
906.3510,71	275.688,58	18,77
906.2128,01	275.596,64	5,866
906.1940,08	275.798,42	15,44
906.1736,02	275.711,82	10,54
906.1783,87	275.446,54	12,903
906.1920,94	274.959,13	13,934
906.2080,08	274.809,50	2,378

Fonte: Autores (2026)

O município de Ipojuca/PE está localizado na Mesorregião Metropolitana e na Microrregião de Suape do Estado de Pernambuco, limitando-se a norte com a cidade de Cabo de Santo Agostinho, a sul com o município de Sirinhaém, a leste com o Oceano Atlântico e a oeste com Escada. Localizado a cerca de 45 km da capital do estado, Recife, possui uma extensão territorial de 521,801km, com uma população de 98.932 pessoas (IBGE, 2022). A sede do município tem uma altitude aproximada de 10 m e coordenadas geográficas de latitude 08° 23’ 52” Sul e longitude 35° 03’ 37” Oeste, cujo acesso é feito pela BR-101 e PE-060.

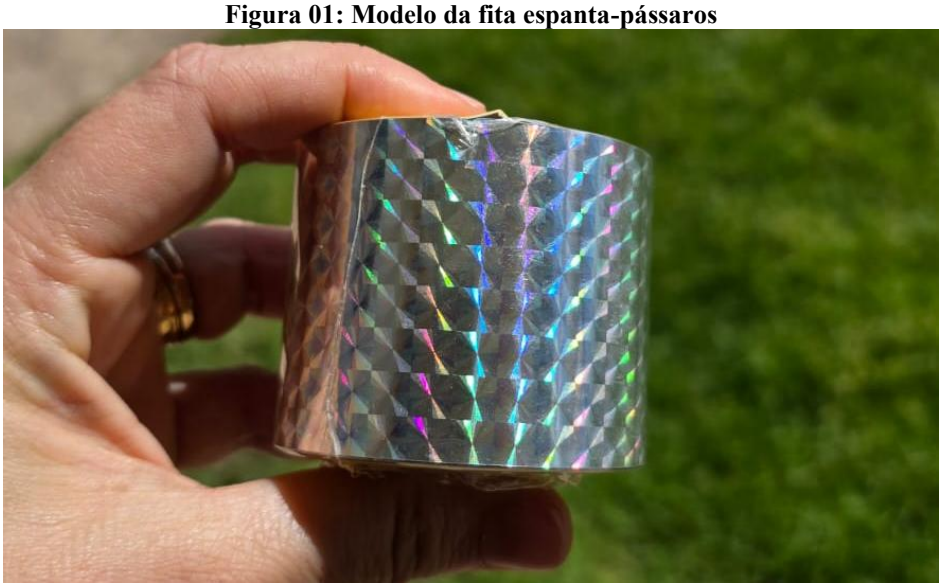
Passos metodológicos

Para a fundamentação teórica e técnica deste estudo, realizou-se uma pesquisa bibliográfica e documental sistemática em bases de dados de relevância científica, tais como Science Direct, Scopus e Web of Science. A estratégia de busca foi delimitada pela utilização dos descritores em língua inglesa *"landfill"* e *"wild birds"*. A seleção resultou na identificação de 15 artigos científicos que apresentaram aderência à temática proposta. Quanto à natureza da pesquisa, o estudo classifica-se como descritivo com abordagem qualitativa. Como procedimento científico, adotou-se o método comparativo, visando conferir robustez à interpretação dos dados e validar os resultados encontrados.

A metodologia de implantação fundamentou-se na instalação de dispositivos de afugentamento ao redor da frente de serviço das células de resíduos do aterro sanitário de Ipojuca. O procedimento iniciou-se com a utilização de fitas refletivas de polietileno, de características prateadas e holográficas, escolhidas por combinarem baixo custo de implantação com a preservação da integridade física das aves (Figura 01). Tecnicamente, o material apresenta uma alta taxa de reflexão lumínica e elevada resistência a fatores abióticos, como a incidência direta de radiação solar e umidade, garantindo a integridade da barreira mesmo sob condições intempéricas. Operacionalmente, a fita foi seccionada em tiras com comprimento entre 30 e 50 cm, instaladas de forma a garantir a máxima exposição à ação do vento. Essas tiras foram fixadas em arames de nylon (linha de pesca) interligados a estacas de aproximadamente 1,6 metros de altura, posicionadas com um distanciamento médio de 1,5 metros entre si (Figura

02). A eficácia do sistema baseou-se na sinergia entre o estímulo lumínico, gerado pelo reflexo da luz solar, e o estímulo auditivo provocado pelo ruído do vento ao balançar o material, criando uma ilusão de movimento em toda a área monitorada. Para mitigar a capacidade de habituação de espécies como o urubu (*Coragyps atratus*), a metodologia previu a mobilidade do aparato, acompanhando a expansão e retração da frente de serviço conforme a descarga de resíduos. Essa rotatividade geográfica constante renova o fator "novidade" do estímulo visual e sonoro, dificultando o processo de aprendizagem e adaptação das aves ao ambiente alterado.

Figura 01: Modelo da fita espanta-pássaros



Fonte: Autores (2026)

Figura 02: Simulação visual da implantação



Fonte: IA Generativa via Assistente do Google (projeção visual), 2026.

Resultados e Discussão

No ramo industrial, Hornain e Rosely (2025) avaliaram diferentes métodos, visuais e sonoros, para o afugentamento de aves, sendo eles: alarmes transmitidos por alto-falantes portáteis, dispositivo sonoro que emite luz, metilantranilato com máquina de névoa portátil, modelos móveis e estáticos de aves predatórias, CD refletor e fitas refletivas de alta e baixa visibilidade. Após a realização do experimento, os resultados evidenciaram que os métodos mais eficazes na área estudada foram o modelo móvel de ave predatória, a fita de alta visibilidade, o CD refletor e a fita de baixa visibilidade, respectivamente. Os demais dispositivos também apresentaram desempenhos positivos, porém com eficiência relativamente inferior aos métodos citados anteriormente. Desse modo, os autores concluíram que a combinação de diferentes estratégias e a rotatividade geográfica desses instrumentos é uma alternativa eficaz para potencializar os resultados obtidos. As variações de eficácia entre os métodos testados pelos autores estão sintetizadas no Quadro 02, evidenciando a superioridade dos estímulos visuais e sonoros combinados.

Quadro 02: Comparativo de eficácia dos métodos.

Método	Eficácia (Hornain e Rosely, 2025)	Estímulos Gerados	Aplicabilidade no Aterro
Modelo móvel de ave predatória	Muito Alta	Visual (Movimento)	Média (exige manutenção mecânica)
Fita de alta visibilidade	Alta	Visual e Sonoro	Alta (baixo custo e fácil manejo)
CD Refletor	Alta	Visual	Média (estático e menor área de brilho)
Fita de baixa visibilidade	Alta	Visual e Sonoro	Alta
Dispositivos sonoros/Alarmes	Positiva	Sonoro	Baixa (risco de habituação rápida)
Máquina de névoa (químico)	Inferior	Olfativo/Químico	Baixa (risco de contaminação ambiental)

Elaboração: Autores (2026)

De acordo com Micaelo et at. (2023), em primeiro momento, as aves tendem a evitar o espaço onde as fitas são instaladas devido ao estranhamento com o novo elemento no ambiente. Além disso, o ruído provocado pelo impacto do vento nas fitas é um fator que potencializa sua eficiência em relação a outros dispositivos refletores, ou seja, a combinação de aspectos sonoros e visuais é mais indicada do que apenas objetos brilhantes e chamativos. No entanto, os animais podem se adaptar à presença das fitas, enfatizando a necessidade da rotatividade dos elementos e a associação com outros métodos de afugentamento. Ainda assim, é uma alternativa de baixo custo, fácil aplicação e reposicionamento, sendo recomendada para áreas com presença moderada de aves.

Conforme Pruteanu et al. (2023), métodos visuais e auditivos são acessíveis e seus custos podem ser otimizados através de tecnologias autônomas e programáveis, permitindo o gerenciamento de grandes áreas em curtos intervalos de tempo. A premissa econômica é clara: o investimento em controle deve ser significativamente inferior ao prejuízo causado pelos danos das aves. O controle mais eficaz é aquele que equilibra as necessidades operacionais com a integração de métodos combinados (acústicos, visuais e físicos), garantindo a proteção do meio ambiente e das comunidades vizinhas. Ao transpor essas evidências para o cenário do aterro sanitário analisado no presente artigo, observa-se que a fita espanta-pássaros se alinha às recomendações de melhor custo-benefício dos estudos. Enquanto tecnologias complexas como drones ou lasers exigem alto investimento e mão de obra especializada, a fita refletiva atua de forma autônoma, utilizando o vento para gerar estímulos sonoros e a luz solar para o impacto visual.

Além disso, a natureza dinâmica da frente de serviço de um aterro favorece a estratégia de "rotatividade" sugerida por Micaelo et al. (2023) e Hornain e Rosely (2025). Como as estacas com as fitas precisam ser reposicionadas periodicamente para acompanhar a descarga dos resíduos, o fator "novidade" do estímulo visual é renovado naturalmente, dificultando o processo de aprendizagem e adaptação das aves, como os urubus (*Coragyps atratus*), conhecidos por sua alta capacidade de habituação em ambientes antropogênicos. Dessa forma, a aplicação da fita não apenas mitiga o impacto ambiental imediato, mas se apresenta como uma barreira física e psicológica que respeita o bem-estar animal, evitando métodos letais ou químicos que poderiam contaminar ainda mais o ecossistema local. A convergência entre os requisitos teóricos e a realidade operacional da frente de serviço justifica a adoção da fita refletiva, conforme detalhado na matriz de decisão apresentada no Quadro 03.

Quadro 03: Matriz de decisão para implementação da Fita Espanta-Pássaros.

Critério de Avaliação	Evidências	Aplicação no Aterro
Mecanismo de Ação	Combinação de aspectos sonoros e visuais (Micaelo et al., 2023).	Reflexo solar aliado ao ruído provocado pelo vento na frente de serviço.
Prevenção de Habituação	Necessidade de rotatividade geográfica (Hornain e Rosely, 2025).	Reposicionamento natural das estacas conforme o avanço da célula de lixo.
Viabilidade Econômica	Baixo custo e fácil aplicação (Pruteanu et al., 2023).	Dispensa tecnologias complexas e mão de obra especializada.
Impacto Ambiental	Métodos não letais e físicos (Micaelo et al., 2023).	Barreira psicológica que respeita o bem-estar animal sem resíduos químicos.

Elaboração: Autores (2026)

Comentários finais

A gestão ambiental de aterros sanitários no Brasil, diante do cenário de crescente geração de resíduos sólidos urbanos, exige soluções que integrem eficiência operacional e sustentabilidade ecológica. O presente estudo demonstrou que a presença massiva de avifauna, embora seja um fenômeno biológico natural de busca por alimento, configura um desafio técnico complexo que impacta a segurança sanitária e a integridade dos ecossistemas locais. A investigação sobre a aplicação da fita espanta-pássaros revelou-se um caminho promissor para mitigar esses impactos de forma ética e economicamente viável.

Os principais pontos encontrados evidenciam que a eficácia da fita refletiva não reside apenas em suas propriedades visuais, mas na sinergia entre o estímulo lumínico (reflexo solar) e o estímulo auditivo (ruído produzido pelo vento). Esta combinação atua no instinto de preservação das aves, gerando um ambiente de desconforto e incerteza que desestimula o pouso

e a permanência na frente de serviço. Observou-se que, comparada a métodos de alto custo como o uso de drones, lasers ou falcoaria treinada, a fita oferece uma solução autônoma que não demanda manutenção constante ou operação especializada, tornando-a ideal para a realidade operacional de aterros mecanizados de médio porte, como o estudado em Ipojuca/PE.

Um achado fundamental deste trabalho é a superação do problema da habituação. Como destacado na literatura consultada, aves sinantrópicas como o urubu (*Coragyps atratus*) possuem alta capacidade cognitiva e de adaptação. Entretanto, a dinâmica intrínseca do aterro sanitário atua como um mecanismo natural de rotatividade. Essa mudança constante na configuração espacial dos refletores impede que as aves identifiquem o dispositivo como uma ameaça inofensiva, mantendo o índice de afugentamento elevado ao longo do tempo.

Do ponto de vista socioambiental, a utilização desta tecnologia reforça o compromisso com o bem-estar animal e a saúde pública. Ao evitar métodos letais ou o uso de repelentes químicos que poderiam lixiviar e contaminar o solo ou os recursos hídricos, o aterro sanitário cumpre seu papel de obra de engenharia segura. Além disso, o controle da avifauna reduz o risco de dispersão de patógenos para comunidades vizinhas e diminui a probabilidade de incidentes em áreas próximas a aeródromos, contribuindo para a segurança aérea regional.

Em suma, a fita espanta-pássaros apresenta-se como uma tecnologia de baixo custo, alta durabilidade e baixo impacto ambiental, sendo plenamente recomendável para a gestão de aterros sanitários. Para estudos futuros, sugere-se a avaliação quantitativa da redução populacional de espécies específicas a longo prazo e a experimentação da fita em conjunto com dispositivos sonoros bioacústicos, visando criar um sistema de controle integrado ainda mais robusto e adaptável às variações sazonais da avifauna silvestre.

Agradecimentos

Os autores expressam seu agradecimento à FMS Consultoria e Engenharia Ambiental pelo suporte técnico e pela viabilização desta pesquisa. Estendemos nossa gratidão à administração e à equipe operacional do Aterro Sanitário estudado, pela abertura das instalações, pelo fornecimento dos dados essenciais e pela oportunidade de estudo em campo. Este trabalho não seria possível sem a colaboração e o compromisso dessas instituições com o desenvolvimento de tecnologias sustentáveis para o setor de saneamento.

Referências Bibliográficas

ABREMA - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE RESÍDUOS E MEIO AMBIENTE. Panorama dos resíduos sólidos no Brasil, 2025.

HORNAIN, Imran Mohd; ROSELY, Nik Fadzly N. Efficacy of several types of pest birds deterrents and general trend of pest birds at an industrial factory. **Tropical Life Sciences Research**, v. 36, n. 1, p. 109-126, 2025.

IBGE- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Brasileiro de 2022.** Rio de Janeiro: IBGE, 2022.

MALEKIAN, Mansoureh; HADI, Marzieh; TARKESH, Mostafa. Landscape features affecting bird diversity and abundance at an urban landfill site: a case study in Central Iran. **Bird Study**, v. 68, n. 1, p. 21–29, 2021.

MICAELO, E. B.; LOURENÇO, L. G. P. S.; GASPAR, P. D.; CALDEIRA, J. M. L. P.; SOARES, V. N. G. J. Birds deterrent solutions for crop protection: approaches, challenges, and opportunities. **Agriculture**, v. 13, n. 4, 2023.

NOREEN, Z.; SULTAN, K. A global modification in avifaunal behavior by use of waste disposal sites (waste dumps/rubbish dumps): a review paper. **Pure Applied Biology**, v. 10, p. 603–616, 2021.

SAAFELD, S.T.; HILL, B.L.; LANCTOT, R.B. Shorebird responses to construction and operation of a landfill on the Arctic Coastal Plain. **Condor**, v. 115, p. 816–829, 2013.

PLAZA, P.I.; BLANCO, G.; MADARIAGA, M.J.; BOERI, E.; TEIJEIRO, M.L.; BIANCO, G.; LAMBERTUCCI, S.A. Scavenger birds exploiting rubbish dumps: Pathogens at the gates. **Transbound. Emerg. Dis**., v. 66, p.873-881, 2019. https://doi.org/10.1111/tbed.13097

PRUTEANU, A.; VANGHELE, N.; CUJBESCU, D.; MIHAELA, N.; GAGEANU, I. Review of effectiveness of visual and auditory bird scaring techniques in agriculture. **22nd International Scientific Conference Engineering for Rural Development,** 2023. DOI: 10.22616/ERDev.2023.22.TF056.

SAZIMA, I. From carrion-eaters to bathers' bags plunderers: how black vultures (Coragyps atratus) could have found that plastic bags may contain food. **Rev. Bras. Ornitol.**, v. 15, p. 617-620, 2007.

VAVERKOVÁ, D.M. Landfill impacts on the environment – review. **Geosciences** v. 9, p. 2–16, 2019.

MANEJO LOCAL DE RESÍDUOS ORGÂNICOS: UMA PROPOSTA DE SOLUÇÃO DESCENTRALIZADA PARA A VILA DE SÃO JORGE (GO)

1 Nathalia Cristina de Souza Silva, 2 Romulo Araujo Olguins, 3 Rafael Gomes Pereira, 4 Jessé Corrêa Cortes, 5 Laila Cananda Pequeno da Silva, 6 Francisco J. C. Pineda, 7 Carlos H. R. Lima, 8 Thaianna Elpídio Cardoso

Universidade de Brasília, Faculdade de Tecnologia. e-mails: nathalia.cristina@aluno.unb.br[1]; romulo.olguins@aluno.unb.br[2]; pereira-rafael.rp@aluno.unb.br[3]; jesse.cortes@aluno.unb.br[4]; lailacananda@gmail.com[5]; pineda@unb.br[6]; chrlima@unb.br[7], thaiannacardoso@gmail.com[8].

Palavras-chave: Vermicompostagem; Resíduos Orgânicos; Gestão Descentralizada.

Resumo

O artigo apresenta uma proposta de gerenciamento descentralizado de resíduos sólidos orgânicos para a Vila de São Jorge (Alto Paraíso, GO), situada no entorno do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, região de elevada sensibilidade ambiental e forte vocação turística. O estudo avalia a implementação de um projeto-piloto baseado nas tecnologias de compostagem (método UFSC) e de vermicompostagem para o tratamento local da fração orgânica, que pode representar até 49,9% dos resíduos sólidos urbanos conforme dados de composição gravimétrica da macrorregião Centro-Oeste (Brasil, 2025). A iniciativa prioriza a articulação com o setor gastronômico local, visando desviar resíduos atualmente transportados por aproximadamente 275 km até o aterro sanitário mais próximo, o que acarreta elevados custos operacionais e expressivas emissões de gases de efeito estufa. O projeto prevê a implantação de um pátio de compostagem urbano com área de 300 m² e ciclo de tratamento de 135 dias, assegurando condições adequadas de sanitização térmica e estabilização biológica para a produção de composto orgânico de alta qualidade. Os resultados indicam que o modelo é tecnicamente robusto, economicamente viável — com investimento inicial estimado em R$ 107.500,00 — e ambientalmente estratégico, ao contribuir para o alcance da meta municipal de redução de 40% das emissões de gases de efeito estufa até 2030. Além disso, a proposta promove a economia circular, reduz a dependência de destinação externa e fortalece as cadeias produtivas locais, em especial a agricultura.

Introdução

A gestão de resíduos sólidos urbanos (RSU) em distritos turísticos inseridos em ecossistemas de alta vulnerabilidade ambiental, como a Vila de São Jorge em Alto Paraíso de Goiás, apresenta desafios logísticos e sanitários. A gestão inadequada de resíduos sólidos é um obstáculo grave, visto que a destinação final frequentemente ocorre em lixões a céu aberto, sem sistemas de proteção ambiental nem de captação de biogás e de chorume. Segundo Bundhoo (2018), a fração orgânica representa cerca de 52% dos resíduos sólidos gerados nessas regiões, sendo a aplicação da compostagem e da vermicompostagem uma opção tecnológica sustentável, altamente eficaz e de baixo custo para prevenir a contaminação do solo e dos corpos de água, reduzindo as emissões de gases de efeito estufa (GEE) associadas aos lixões.

A compostagem consiste na conversão aeróbia de resíduos orgânicos de origem vegetal e animal em adubo. Trata-se predominantemente de um processo microbiológico impulsionado pelas atividades de diversas bactérias, actinomicetos e fungos. Nesse processo, microrganismos aeróbios utilizam a matéria orgânica como substrato, decompondo compostos complexos em intermediários e, posteriormente, transformando-os em substâncias mais simples (XIAO et al., 2017). A vermicompostagem se assemelha à compostagem tradicional, diferenciando-se apenas por utilizar a interação entre minhocas e microrganismos para produzir um composto estabilizado, conhecido como vermicomposto ou húmus de minhoca. Nesse sistema, as minhocas atuam como as principais estimuladoras da degradação ao dividirem, condicionarem e ingerirem os resíduos, o que aumenta a área de superfície exposta à ação microbiana. Durante a digestão no trato intestinal das minhocas, com o auxílio de diversas bactérias e enzimas, os nutrientes essenciais (como nitrogênio, fósforo, potássio e cálcio) são convertidos em formas químicas solúveis em água e biodisponíveis para as plantas (LIM et al., 2016).

No Brasil, a gestão de resíduos orgânicos é definida pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei nº 12.305/2010), que estabelece a ordem de prioridade na gestão de resíduos, e pela Resolução CONAMA nº 481/2017, que fixa critérios e procedimentos para garantir a saúde e a segurança ambiental no processo de compostagem. Essas diretrizes, associadas ao método UFSC de compostagem, destacam-se como uma tecnologia social de baixo custo baseada no sistema de leiras estáticas com aeração passiva. De acordo com o manual técnico de referência (SANTOS et al., 2017), a técnica reduz o reviramento mecânico frequente ao utilizar uma base de material estruturante e tubulações que garantem o fluxo de oxigênio por convecção natural, permitindo que o processo alcance a fase termofílica necessária para a inativação de patógenos, tornando-o ideal para pátios urbanos descentralizados. A combinação dessas técnicas estrutura um sistema resistente de biotransformação, assegurando que o gerenciamento dos resíduos orgânicos satisfaça os requisitos de sustentabilidade e conformidade técnica.

A viabilidade técnica do pátio de compostagem descentralizado depende inteiramente da qualidade do resíduo recebido, o que demanda uma colaboração sinérgica entre os diversos setores envolvidos (gastronômico, hoteleiro, residencial, escolar, etc.) e o poder público local. Essas parcerias devem ser estruturadas em pilares de educação ambiental, capacitando os diversos atores para a correta segregação na fonte. Ao mitigar a presença de contaminantes físicos e químicos no fluxo de descartes, garante-se que a matéria orgânica chegue à unidade de tratamento com alto grau de pureza. Essa gestão compartilhada não apenas otimiza a eficiência

biológica dos processos de compostagem e vermicompostagem, mas também assegura a produção de um adubo orgânico de excelência, fechando o ciclo da economia circular com segurança sanitária e valor agregado para a agricultura local.

A criação de uma unidade de tratamento descentralizada na Vila de São Jorge, no município de Alto Paraíso, no Estado de Goiás, resultou de uma demanda da comunidade local. Atualmente, os resíduos sólidos da região são transportados por cerca de 275 km até o aterro sanitário mais próximo, situado em Águas Lindas de Goiás - GO (CGA Baru), o que aumenta significativamente a pegada de carbono e torna o frete um custo elevado para o município. Além disso, parte do resíduo reciclável é destinado a um local de transbordo na própria Vila, que também tem sido utilizado para descartes inapropriados, gerando impacto ambiental. Ao assumir o tratamento da fração orgânica (que corresponde a aproximadamente 36% do volume gerado) com uma gestão compartilhada na própria fonte, a unidade de tratamento dispensaria esse deslocamento de longa distância, transformando assim um problema logístico em um benefício ambiental e econômico para a comunidade.

Nesse sentido, este trabalho busca avaliar a implantação de um projeto piloto de compostagem descentralizada na Vila de São Jorge, sistematizado como um pátio urbano em parceria com a comunidade e o setor gastronômico. A iniciativa visa desviar a fração orgânica da coleta convencional para promover o tratamento local, convertendo passivos ambientais em insumos para a agricultura e para áreas verdes. Esta estratégia alinha o município aos princípios da economia circular e atende às ODS 11 (Cidades e Comunidades Sustentáveis) e 12 (Consumo e Produção Responsáveis), ao reduzir a sobrecarga da disposição e otimizar a gestão de resíduos.

Base Metodológica

O presente trabalho caracteriza-se como uma pesquisa aplicada, estruturada a partir de revisão bibliográfica, análise documental e estudos de caso no distrito de São Jorge, no município de Alto Paraíso (GO). O objetivo metodológico consiste na elaboração de um manual técnico para implantação de uma usina de compostagem comunitária, adaptado às condições locais, com destaque nos processos logísticos e operacionais nos pátios de compostagem, bem como a gestão e gerenciamento da qualidade da fração orgânica advinda das fontes geradoras, com ênfase no setor gastronômico, categorizados de acordo com o porte e o potencial de geração de resíduos, visando assim assegurar a viabilidade operacional do sistema proposto.

A etapa de revisão e análise bibliográfica fundamentou-se em artigos científicos que abordam a compostagem e a vermicompostagem como alternativas sustentáveis para o tratamento de resíduos orgânicos. Estudos como os de Goswami et al. (2017) e Singh et al. (2023) foram utilizados para compreender os aspectos operacionais e agronômicos dos processos, incluindo a eficiência, o controle de variáveis e o potencial de reaproveitamento do composto. Além disso, trabalhos como os de Andersen et al. (2012) e Bernstad & Jansen (2012) contribuíram para a definição de uma abordagem baseada em estudos de caso e na utilização de dados específicos do território, reforçando a importância de soluções adaptadas ao contexto local.

Na etapa de análise documental, foram utilizados dados preliminares do PMGIRS (em desenvolvimento), que subsidiou a caracterização do cenário local, incluindo aspectos relacionados à geração, composição e manejo dos resíduos sólidos urbanos. As informações obtidas foram analisadas de forma crítica, considerando possíveis limitações associadas a dados estimados e projeções.

Com base nessas etapas, foi estruturado o diagnóstico do contexto local, considerando o perfil turístico do distrito, a sazonalidade na geração de resíduos e a predominância da fração orgânica. Sendo assim, considerando o diagnóstico apresentado, definiu-se a proposta técnica de implantação de uma usina de compostagem descentralizada, adotando o modelo de pátio urbano com leiras estáticas e aeração passiva, selecionado por sua viabilidade técnica, baixo custo de implantação e facilidade operacional, eliminando a necessidade de transporte de longa distância dos resíduos gerados até aterros em outros municípios.

A definição dos critérios técnicos para a implementação da unidade seguiu etapas de zoneamento e análise locacional, considerando o distanciamento das residências, a drenagem e a acessibilidade, resultando na seleção da área localizada nas coordenadas geográficas 14° 10' 29.7" S 47° 48' 35.4" W. Os procedimentos metodológicos incluem a triagem de resíduos (aceitos e não aceitos) e a padronização das etapas operacionais de compostagem. Também foram considerados parâmetros de controle, como a relação Carbono/Nitrogênio (C/N), temperatura, umidade e aeração, em conformidade com a Resolução CONAMA nº 481/2017, visando garantir a eficiência do processo e a qualidade do composto final.

No que se refere à dinâmica operacional, o sistema fundamenta-se na segregação na fonte, considerada o principal diferencial para assegurar a qualidade da fração orgânica e a eficiência do tratamento. O fluxo de recebimento dos resíduos provenientes do setor gastronômico contempla etapas de pré-tratamento, que envolvem a trituração e o peneiramento do material para ajuste da granulometria e da porosidade. Após isso, realiza-se o balanceamento da relação Carbono/Nitrogênio (C/N), garantindo as condições ideais para a atividade microbiana. As leiras de compostagem operam como reatores biológicos, com tempo de residência de três meses, período necessário à completa estabilização da matéria orgânica do composto final.

Complementarmente, a metodologia integrou o planejamento operacional e o arranjo institucional da unidade, fundamentados no Objetivo de Desenvolvimento Sustentável 17 (Parcerias e Meio de Implementação). Para assegurar a eficiência no processo de triagem, estabeleceram-se definições da logística e a frequência de coleta junto aos geradores, bem como estratégias de capacitação técnica e fornecimento de contêineres específicos aos estabelecimentos parceiros, viabilizados por meio da cooperação entre a administração municipal e o setor privado. Tal cooperação visa a viabilizar a realização de uma análise gravimétrica contínua, tornando os estabelecimentos gastronômicos agentes importantes no monitoramento da geração de resíduos. Por fim, foram definidas diretrizes para o uso do composto produzido, com aplicação prevista em hortas comunitárias, viveiros e áreas verdes, contribuindo para a valorização dos resíduos orgânicos e para o fortalecimento da economia circular no território. Entretanto, a aceitação do sistema de compostagem e do uso de adubo oriundo desse processo permanece limitada por fatores econômicos, regulatórios e informativos (CHEN et al., 2011).

Resultados e Discussão

Controle operacional da compostagem e vermicompostagem: parâmetros críticos e fases do processo

Os requisitos mínimos para evitar minimamente a proliferação de patógenos como a *Salmonella* são promover um monitoramento e controle constantes principalmente da temperatura e da umidade. O ideal é que a temperatura se mantenha acima de 55 ºC, evitando patógenos e sementes de plantas invasoras, e que a umidade seja mantida no intervalo de 45-55%, atuando como reguladora da condutividade térmica e transportando solutos essenciais(LIM et al, 2016). Com uma umidade abaixo desse intervalo, impede-se que a temperatura atinja os valores desejáveis para fins de sanitização. Porém, o excesso de umidade bloqueia a difusão de oxigênio e gera subprodutos anaeróbios, responsáveis por odores (CHEN et al), que devem ser evitados em qualquer área onde ocorram serviços de hospitalidade/lazer.

Durante a fase inicial, chamada de mesofílica, a temperatura tem a função de ativar as reações bioquímicas; deve ser feito o monitoramento para observar se está havendo, de fato, ascensão térmica constante da temperatura ambiente até a faixa próxima de 40 °C. Juntamente, a umidade adequada atua como facilitadora da hidrólise de compostos orgânicos simples, liberando, assim, energia na forma de calor metabólico. Quando a umidade não está adequadamente equilibrada nesse estágio, a transição para a fase seguinte é comprometida, o que gera um processo gradual de formação de uma condição que favorece a atração de vetores em ambientes urbanos (LIM et al., 2016).

A fase termofílica, que segue a mesofílica, representa o estado mais crítico do controle operacional, caracterizado pela intensificação da atividade microbiológica e pela sanitização da massa. Nessa etapa, as condições térmicas oscilam entre 60 e 70ºC, favorecendo a eliminação de patógenos e degradando moléculas mais complexas, como lipídios e proteínas, fortemente presentes no ambiente de restaurantes. Entretanto, valores superiores à esse intervalo, geram o efeito indesejável de secar a massa, e consequentemente, desacelerar as reações químicas de interesse. Sendo necessário, neste último caso, uma intervenção operacional, seja de revolvimento ou de irrigação, para estabilizar novamente o sistema.

Após esse pico térmico, o sistema entra no período mais longo (por volta de 2 meses), o de maturação, em que a temperatura tende a declinar até atingir o ponto de estabilidade com o ambiente. A principal relevância dessa fase é a humificação. Na humificação, a umidade é vital para evitar a mineralização excessiva e a perda de nitrogênio (composto fundamental para o adubo natural). Um controle de umidade é necessário para que seja alcançado um produto final que não seja instável, tampouco fitotóxico, o que CHEN et al. (2011) discutem como uma das principais causas para a baixa adoção de fertilizantes orgânicos, que desconfiam da qualidade e da segurança do insumo.

A vermicompostagem é outro complemento que visa melhorar o composto ou acelerar o processo descrito anteriormente, sendo utilizada como espécie principal, a *Eisenia fetida* (minhoca-vermelha-da-califórnia). Em comparação a outras opções, é necessário um controle de temperatura diferente e mais rigoroso, por conta do limite da espécie, não sobrevivendo geralmente a temperaturas maiores que 30-35ºC. A recomendação é que se realize vermicompostagem apenas após o resfriamento completo da massa antes de estar pré-compostada. Todo esse processo de controle, em ambos os casos, é fundamental para a formação de um resíduo rico em nutrientes, como N, P e K, juntamente de um húmus estável para ser aplicado diretamente no solo.

A transição da fase termofílica para a vermicompostagem é o ponto de maior sensibilidade e requer melhor logística. O ideal, quando aplicado ambos métodos (compostagem e vermicompostagem) é que alcance primeiro a faixa por volta dos 55ºC para garantir a segurança sanitária, posteriormente é necessário resfriar e oferecer para as minhocas, e seguir o processo até a estabilização final. Segundo Rashid e Shahzad (2021), o tratamento em múltiplas etapas, feito corretamente, maximiza os ganhos de nutrientes e gera maior produção de fertilizantes de alto valor, podendo substituir os adubos químicos, em sua maioria ureia e DAP, em hortas e jardins locais, auxiliando também a economia local.

Viabilidade Técnica e Econômico-Financeira

A viabilidade do sistema descentralizado depende de uma separação eficaz, garantindo que o resíduo sólido orgânico chegue à usina de compostagem. Para manter a eficiência biológica, o aceite fica restrito à fração orgânica, formada por restos de vegetais, frutas, borra de café e sobras de alimentos preparados (incluindo proteínas e gorduras). É vedada a inclusão de contaminantes físicos, como plásticos, vidros e metais, bem como de resíduos químicos de limpeza e bitucas de cigarro (Tabela 1). A presença de materiais não biodegradáveis impede o tratamento e compromete a qualidade agronômica do adubo final, podendo inviabilizar seu uso agrícola caso não atenda aos critérios estabelecidos por normativas nacionais, como a Resolução CONAMA nº 01/2009 e a Instrução Normativa SDA nº 27/2006. A gestão compartilhada entre o setor privado e o poder público permite desviar uma porcentagem significativa da massa total de resíduos em relação à coleta convencional.

Tabela 1 - Protocolo de Segregação e Critérios de Aceite na Fonte

Categoria	Materiais Aceitos (Fração Orgânica Pura)	Materiais Proibidos (Contaminantes e Restrições)
Vegetais e Frutas	Cascas, sementes, talos e polpas de vegetais não ácidos.	Cítricos (laranja, limão, abacaxi), cascas de alho e cebola em excesso (bactericidas naturais).
Alimentos Preparados	Sobras de refeições, massas, grãos, proteínas animais e gorduras.	Ossos grandes, carcaças inteiras e excesso de óleos vegetais líquidos.
Outros Orgânicos	Borra de café, filtros de papel e material estruturante (palhada/serragem).	Dejetos de animais domésticos, fraldas descartáveis, sementes de plantas invasoras e madeira tratada/pintada.
Contaminantes Físicos	Nenhum	Plásticos, vidros, metais, bitucas de cigarro e tecidos sintéticos.
Contaminantes Químicos	Nenhum	Detergentes, óleos minerais, medicamentos, solventes e produtos de higiene.

Para certificar a viabilidade desse sistema, a logística de condicionamento inicial nos estabelecimentos deve ser sistemática, buscando atenuar os impactos negativos que podem vir a afetar a experiência do turista. O armazenamento deve ser feito em recipientes herméticos e higienizados, evitando a lixiviação e a emissão de odores que atraiam vetores. De acordo com Eriksson et al. (2005), a gestão, quando feita por uma perspectiva sistemática, exige que a segregação em sua fonte seja primorosa. A presença de contaminantes físicos (plásticos e/ou vidros) ou químicos (produtos de limpeza) nos resíduos de cozinha inviabiliza o tratamento biológico e compromete a qualidade do adubo final. Quando há um gerenciamento exemplar, impede-se a fermentação anaeróbia precoce e preserva-se a matéria-prima com integridade para o futuro processo aeróbio.

A gestão de resíduos sólidos urbanos (RSU) de Alto Paraíso de Goiás é direcionada pelo Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PMGIRS), que estabelece, de forma preliminar, o encaminhamento da fração orgânica e dos rejeitos para o aterro sanitário CGA Baru, em Águas Lindas de Goiás - GO. Essa logística de transporte, por consequência da distância, está submetida aos parâmetros de custos da Portaria SUROC nº 3/2026 da ANTT, que regulamenta os pisos mínimos de frete para o transporte rodoviário de cargas do tipo granel sólido. Para o Manual da Ferramenta de Rotas e Custos, a simulação de rotas permite quantificar o impacto financeiro da destinação final e evidenciar o potencial de economia resultado do desvio da massa de resíduos orgânicos do aterro sanitário por meio de tratamento local. Ademais, a redução do uso de veículos pesados contribui diretamente para a diminuição das emissões atmosféricas, o que contribui para uma das metas do PMGIRS de redução de 40% das emissões de gases de efeito estufa (GEE) até 2030, alinhando-se com as diretrizes do Instituto de Energia e Meio Ambiente (IEMA, 2025).

A Tabela 2 a seguir apresenta o comparativo de impacto econômico dos gastos anuais com a logística de transporte e disposição da fração orgânica e os valores evitáveis caso haja a implantação de tratamento local na Vila de São Jorge.

Tabela 2 - Comparativo de Impacto Econômico: Modelo de Destinação Atual x Custos Evitados (Fração Orgânica)

Descrição do Parâmetro	Unidade	Modelo de Destinação Atual	Custos Evitados	Fonte
Geração Estimada de Orgânicos	t/ano	1.804,5	-	Dados preliminares do PMGIRS
Custo de Frete (Carreta 6 eixos)	R$/ano	R$ 170.130,00	R$ 170.130,00	Portaria SUROC nº 3/2026
Custo de Frete (Carreta 7 eixos)	R$/ano	R$ 190.292,00	R$ 190.292,00	Portaria SUROC nº 3/2026
Redução de Emissões de GEE	%	-	40%	Dados preliminares do PMGIRS

A implementação da usina de tratamento de resíduos orgânicos na Vila de São Jorge apresenta viabilidade no projeto técnico e econômico fundamentada no refinamento de processos e no baixo impacto espacial de sua infraestrutura. O investimento inicial está direcionado à compra de maquinário específico e à estruturação de um pátio de 300 m², projetado para suportar o ciclo de 135 dias, garantindo a bioestabilização eficiente de 0,55 m³/dia de resíduos orgânicos tratados. A Tabela 3 indica a estimativa de custo associado à infraestrutural, de maquinário e de operação.

Tabela 3 - Estimativa de Maquinário e Custo de Operação

Categoria	Item	Detalhamento Técnico	Valor Estipulado
Investimento	Galpão e Administrativo	Estrutura de 300 m² incluindo central administrativa e área de pré-tratamento	R$ 65.000
	Impermeabilização	Piso técnico para o pátio de 4 leiras (capacidade 50 m³) com drenagem de chorume	R$ 18.000
	Maquinário	Triturador de resíduos verdes e peneira rotativa para o refinamento final.	R$ 20.500
	Sistemas de Aeração	Estruturas para as 4 leiras trapezoidais (2 m x 1,5 m).	R$ 3.200
Operação Mensal	Mão de Obra	1 operador técnico para o manejo do ciclo térmico e da vermicompostagem.	R$ 2.500
	Mão de Obra	Coleta alternada a cada 2 dias para aporte de 0,55 m³/dia.	R$ 2.000
	Insumos e Análises	Inoculantes biológicos, monitoramento de temperatura (60°C-70°C) e testes de NPK.	R$ 2.000
TOTAL INICIAL	Soma do Investimento em Infraestrutura e Equipamentos		R$ 107.500
TOTAL MENSAL	Custo Fixo Operacional		R$ 7.700

Descrição do Sistema de Compostagem

A usina de compostagem de resíduos orgânicos da Vila de São Jorge viabilizará o tratamento anual de aproximadamente 200 m³ de biomassa por meio dos processos de compostagem e de vermicompostagem. Esta metodologia garante a desinfecção de patógenos do material e a aceleração da mineralização, formando um composto final com superioridade nutricional que apresenta maior biodisponibilidade de macroelementos essenciais, como nitrogênio, fósforo e magnésio, comparando-se aos sistemas de compostagem isolados . O período projetado de 135 dias é essencial para garantir a bioestabilização completa e o atendimento dos parâmetros da relação C/N e umidade, estabelecidos pela Instrução Normativa nº 25 do MAPA. Na perspectiva econômica, a alta qualidade dos macroelementos permite competitividade no mercado de adubos, sendo precificado o composto final em R$ 3,00 por embalagem de 15 kg, o que o fortalece como uma alternativa financeira viável, considerando os fertilizantes comerciais de alto custo (PEREIRA et al.; BORSATO, 2015).

Como uma opção de mitigar a geração de resíduos orgânicos e contornar a sobrecarga gerada no sistema de coleta municipal em época de alta temporada, a implementação da compostagem de forma sistemática terá como foco inicial os restaurantes e bares (serviços de alimentação com alta rotatividade) da Vila, que são os maiores geradores de resíduos orgânicos, de acordo com recente gravimetria feita no município. Dessa forma, essa fração de resíduos orgânicos poderá ser convertida em valor agregado no próprio local de origem, por meio de fertilizantes orgânicos de alta qualidade.

O sistema projetado caracteriza-se por ser uma unidade de pequeno porte, com área total de aproximadamente 300 m² (Figura 1). A usina conterá uma central administrativa, além de um sistema de tratamento prévio que antecede o encaminhamento para as leiras. O pátio comporta quatro leiras de seção trapezoidal, com 2 m de largura por 1,5 m de altura (Figura 2), totalizando uma capacidade de estocagem simultânea de aproximadamente 50 m³ de resíduos em processo. Considerando que os estabelecimentos locais são majoritariamente de médio porte, a logística de coleta é estabelecida com frequência alternada de dois dias, garantindo um aporte diário médio de 0,55 m³ na unidade. Esse intervalo impede a fermentação anaeróbia precoce na fonte e assegura a integridade da matéria-prima para o tratamento aeróbio. Operacionalmente, as leiras funcionam em estágios cronológicos: enquanto uma leira permanece em fase de carregamento ativo, as demais cumprem o ciclo de 90 dias de estabilizaç,ão térmica seguido da fase de vermicompostagem de 45 dias, totalizando 135 dias para o processo completo. Para otimizar o giro de estoque, utiliza-se a mistura de composto maturado com resíduo fresco como inoculante biológico, acelerando a fase termofílica (60°C a 70°C), indispensável à sanitização do material antes da etapa final de vermicompostagem. Após todo este processo, o composto passará por um peneiramento final, com o objetivo de refinamento, garantindo o ajuste da porosidade da massa.

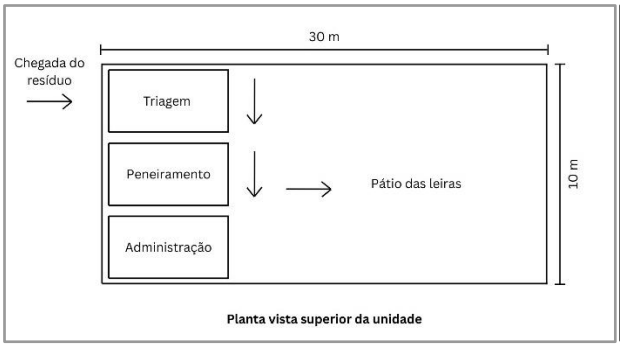


Figura 1 - Usina de Compostagem

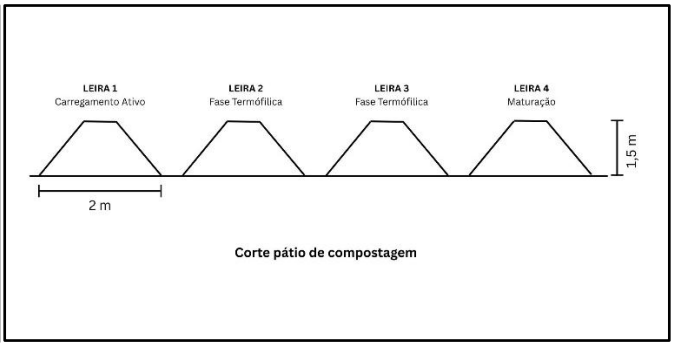


Figura 2 - Leiras de Compostagem

O engajamento dos funcionários nos estabelecimentos parceiros será sustentado pela padronização visual e pelo acompanhamento constante, o que ajudará a transformar a separação em um Procedimento Operacional Padrão (POP). Para manter a pureza da fração orgânica, as cozinhas vão receber sinalização visual clara (cartazes e adesivos) em pontos estratégicos das áreas de pré-preparo e descarte, explicando, de forma lúdica, os materiais aceitos e os proibidos. Além disso, o uso de balanças na fonte permitirá medir o volume gerado antes do armazenamento em recipientes herméticos, garantindo uma análise gravimétrica contínua. Esses dados serão posteriormente transformados em relatórios de *feedback* para os gestores e as equipes.

A sustentabilidade do sistema orienta-se na educação ambiental contínua, entendida como eixo estruturante da segurança operacional dos estabelecimentos, com foco prioritário em funcionários e gestores. Nesse contexto, é indispensável a realização de capacitações sistemáticas que promovam a compreensão dos resíduos não como rejeitos, mas como recursos com valor ambiental e econômico, e que reforcem que os procedimentos de controle vão além de exigências burocráticas, constituindo instrumentos essenciais para a eficiência do sistema. Diante da elevada rotatividade de pessoal, os treinamentos devem ser permanentes, atualizados e acessíveis, apoiados por medidas complementares, como sinalização visual adequada nas áreas operacionais, feedbacks periódicos sobre o volume de adubo produzido e estratégias voltadas ao fortalecimento do senso de pertencimento e da responsabilidade dos envolvidos. Conforme destacado por Oliveira (2019), a disseminação adequada da informação e o engajamento operacional reduzem significativamente o risco de contaminação cruzada e asseguram o cumprimento dos procedimentos, consolidando a qualidade da segregação na fonte. Como resultado, fortalecem-se as etapas subsequentes do processo, viabilizando a compostagem e a vermicompostagem como soluções efetivas de saneamento e de promoção do desenvolvimento sustentável.

Conclusão

O trabalho propõe a implantação de uma unidade descentralizada de manejo de resíduos orgânicos na Vila de São Jorge (Alto Paraíso de Goiás), utilizando técnicas de compostagem (método UFSC) e de vermicompostagem. A iniciativa foca no setor gastronômico local para desviar cerca de 36% do volume de resíduos que, atualmente, percorrem 275 km até o aterro sanitário CGA Baru. A metodologia baseia-se em pátios de leiras estáticas com aeração passiva, o que exige uma segregação rigorosa na fonte, apoiada por educação ambiental. Os resultados indicam que o projeto é economicamente viável, com um investimento inicial de R$ 107.500,00, e ambientalmente estratégico, pois auxilia o município a atingir a meta de redução de 40% nas emissões de gases de efeito estufa até 2030.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Universidade de Brasília (UnB) e à Faculdade de Tecnologia pelo suporte acadêmico e técnico fundamental para o desenvolvimento deste estudo. Um agradecimento especial estende-se ao Decanato de Extensão (DEX/UnB) e a Rede de Extensão Polo Chapada (Projeto SIGAA PJ922-2025), cujo apoio foi essencial para a articulação e execução das atividades no território da Chapada dos Veadeiros .Registra-se, igualmente, agradecimento à comunidade e ao setor gastronômico da Vila de São Jorge, bem como aos gestores públicos de Alto Paraíso de Goiás, pelo fornecimento de dados e pela colaboração essencial na construção desta solução para o manejo local de resíduos orgânicos.

Referências Bibliográficas

ANDERSEN, J. K. et al. Home composting as an alternative treatment option for organic household waste: an LCA approach.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10007: Amostragem de resíduos sólidos. Rio de Janeiro: ABNT, 2004. 21 p.

BERNSTAD, A.; JANSEN, J. Comparison of separate collection and home composting of organic waste.

BORSATO, Vítor Moreira. Análise de viabilidade técnica-econômica-financeira da implantação de um empreendimento de compostagem de resíduos orgânicos a ser instalado na cidade de Ponta Grossa. 2015. 121 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia de Produção) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), Ponta Grossa, 2015.

BRASIL. Agência Nacional de Transportes Terrestres. Portaria SUROC nº 3, de 13 de março de 2026: Reajusta os coeficientes

dos pisos mínimos previstos no anexo II da Resolução nº 5.867, de 14 de janeiro de 2020. Diário Oficial da União: seção 1 - Extra D, Brasília, DF, n. 49-D, p. 1, 13 mar. 2026.

BRASIL. Lei nº 12.305/2010 - Política Nacional de Resíduos Sólidos.

BRASIL. Ministério das Cidades. Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico – SINISA. Painel de Indicadores. Brasília, DF: Ministério das Cidades,[2025]. Disponível em: . Acesso em: [03 de maio de 2026].

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima; Ministério dos Transportes. Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários: Ano-base 2024. Brasília: Instituto de Energia e Meio Ambiente (IEMA), 2025.

BUNDHOO, Zumar M. A. Solid waste management in least developed countries: current status and challenges faced. Journal of Material Cycles and Waste Management, [s. l.], v. 20, n. 3, p. 1867-1877, 2018. DOI: https://doi.org/10.1007/s10163-018-0728-3. Disponível em: https://link.springer.com/article/10.1007/s10163-018-0728-3. Acesso em: 30 abr. 2026.

CHEN, S. et al. Adoption of solid organic waste composting products: A review. 2011.

CONAMA. Resolução nº 481/2017.
MAPA. Instrução Normativa nº 25.

DORES-SILVA, Paula Regina; LANDGRAF, Maria Diva; REZENDE, Maria Olímpia de Oliveira. Compostagem versus vermicompostagem: comparação das técnicas utilizando resíduos vegetais, esterco bovino e serragem. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 20, n. 1, p. 65–72, 2015.

ERIKSSON, O. et al. Municipal solid waste management from a systems perspective. Journal of Cleaner Production, v. 13, n. 3, 2005.

GOSWAMI, L. et al. Impact of different composting methods on compost quality and plant growth.

LIM, S. L. et al. Sustainability of using composting and vermicomposting in managing sewage sludge and dairy waste. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 2016.

OLIVEIRA, Rebeca Borges de. Análise do gerenciamento de resíduos sólidos orgânicos pela metodologia avaliação do ciclo de vida: estudo de caso sobre restaurantes no Distrito Federal. 2019. 107 f. Monografia (Bacharelado em Engenharia Ambiental) – Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Faculdade de Tecnologia, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2019.

PAULA, Alaim Silva de; REICHERT, Geraldo Antônio. Manual do Usuário: Ferramenta de Rotas e Custos: Gestão Integrada de Resíduos Sólidos Urbanos. Brasília: Ministério do Desenvolvimento Regional; ProteGEEr, 2021.

PEREIRA, H. da S.; VALENTE, B. S.; XAVIER, E. G. Qualidade do produto final: composto versus vermicomposto. In: II ENCONTRO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA DO IFSUL CAMPUS BAGÉ (ENCIF), [s.d.], Bagé.

RASHID, M. I.; SHAHZAD, K. Food waste recycling: a key performance indicator of circular economy. 2021.

SANTOS, R. S. et al. Manual de Compostagem: Processo de baixo custo. Florianópolis: Centro de Estudos e Promoção da Agricultura de Grupo (CEPAGRO) / UFSC, 2017.

SHARMA, Satyawati; PRADHAN, Kaviraj; SATYA, Santosh; VASUDEVAN, Padma. Potentiality of earthworms for waste management and in other uses – a review. The Journal of American Science, v. 1, n. 1, p. 4–16, 2005.

SINGH, J. et al. Vermicomposting as a sustainable option for municipal solid waste management.

XIAO, R. et al. Impact of different composting methods on compost quality and plant growth. Ecological Engineering, 2017.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 01, de 2009.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA). Instrução Normativa nº 27, de 2006.

A COMPOSTAGEM NO CONTEXTO DA SECA: CASO DE COMPOSTEIRA NO DISTRITO FEDERAL

1 Ester Cardoso Paes Rose, 2 Mariana Dellavanzi, 3 Sula Salani, 4 Marco Antonio Vieira Ribeiro, 5 Alice Alves Rodrigues, 6Luciane Ferreira Costa, 7 Cicero Celio de Figueiredo , 8 Leticia Nunes Lopes

1 Universidade do Distrito Federal, e-mail: ester.rose@undf.edu.br; 2 Universidade do Distrito Federal, e-mail: mariana.dellavanzi@undf.edu.br; 3, e-mail: sula.salani@undf.edu.br; 4 Universidade do Distrito Federal; e-mail: marco.ribeiro@undf.edu.br; 5 Universidade do Distrito Federal; e-mail: alice.rodrigues@undf.edu.br; 6 Universidade do Distrito Federal; e-mail: luciane.costa@undf.edu.br; 7 Universidade de Brasília; e-mail: cicerocf@unb.br; 8 Universidade do Distrito Federal; e-mail: leticia.lopes@undf.edu.br

Palavras-chave: compostagem tropical, sucessão microbiológica, manejo de aeração

Resumo

A compostagem é uma alternativa sustentável para o reaproveitamento de resíduos orgânicos, sendo influenciada por fatores como temperatura, umidade e atividade microbiana. Este trabalho teve como objetivo avaliar o processo de compostagem biodinâmica conduzido no Distrito Federal durante o período de seca. A pesquisa monitorou a sucessão microbiológica e a evolução físico-química da leira quinzenalmente, por 128 dias. A composteira foi construída com diferentes materiais orgânicos e manejada por meio de reviradas periódicas e regas para garantir a umidade. Foram realizadas análises de temperatura, pH, quantificação de bactérias e fungos totais, além da determinação de coliformes e caracterização morfológica bacteriana. A temperatura atingiu 63 °C na fase inicial, indicando ocorrência da fase termofílica, enquanto o pH se manteve próximo da neutralidade ao longo do processo. Observou-se variação na população microbiana, com predomínio de bactérias gram-negativas em condições anaeróbicas de sobrecarga de resíduos e posterior prevalência de gram-positivas com a recuperação da aeração. A composição química final indicou um composto estabilizado, com relação C/N adequada e altos teores de matéria orgânica. Conclui-se que a compostagem biodinâmica foi eficiente mesmo em condições climáticas de baixa umidade, sendo possível recuperar o processo após desequilíbrios operacionais.

Introdução

A compostagem é uma solução ecológica e barata para reaproveitamento de resíduos orgânicos. Esse processo se dá pela ação de microrganismos, em especial fungos e bactérias, que degradam a matéria orgânica em compostos mais simples, passíveis de reutilização por outros organismos, como as plantas (Khalid, Ullah e Umar, 2022).

Diversos fatores podem influenciar o sucesso de uma composteira, e estes estão relacionados com a ação dos microrganismos na biotransformação dos compostos (De Oliveira Filho, 2017).

Estudos demonstram que a umidade pode ser um fator determinante para a atividade microbiana na compostagem (Liang, Das e McLennon, 2003). Umidades muito baixas podem causar desidratação, que suspende o processo biológico, teores elevados de umidade, por outro lado, podem produzir condições anaeróbicas na composteira, levando a produção de chorume (Bertoldi, Vallini e Pera, 1983; Tiquia-Arashiro, Tam e Hodgkiss, 1996), além de atrasar a degradação da matéria orgânica com ausência da fase termofílica (Souza *et al*, 2020). A faixa indicada para a umidade na compostagem varia entre 40 e 60% (Kiehl, 1998). A umidade na compostagem pode inclusive influenciar na liberação de gases de efeito estufa, como CH4 e N2O, sendo umidades muito altas (66%) influenciando a maior liberação destes gases (Ermolaev, Lallander e Vinneras, 2019). O processo de compostagem de resíduos sólidos urbanos encontra como desafio o excesso de umidade, que pode variar dependendo de fatores externos como excesso de sol ou de sombra (Souza *et al*, 2020; Souza, Carmo e Silva, 2019).

Este trabalho teve como objetivo avaliar o processo de compostagem biodinâmica no Distrito Federal, no período de seca. A biodinâmica é uma técnica de agricultura orgânica, em que diversas preparações fermentadas são adicionadas ao processo de compostagem, para acelerar a decomposição e melhorar a qualidade do composto (Koepf, Pettersson e Schaumann, 1983). O clima Tropical de Savana, no qual o Distrito Federal está inserido, é caracterizado por duas estações bem definidas: verão chuvoso e inverno seco (Alvares *et al*, 2013). Durante o período de execução do projeto, foram registrados quinzenalmente dados de temperatura, pH e análises de microrganismos, além de registros da macrofauna existente na composteira.

Material e Métodos

A composteira foi construída no dia 24/03/2025, no campus norte da Universidade do Distrito Federal, Lago Norte, Brasília - DF. Como sustentação, foram utilizados 8 pallets de forma a formar uma caixa de 2,4m x 1m. A composteira foi construída com as seguintes camadas: folhagem na parte inferior para sustentação das demais camadas, material de baia de cavalo (contendo esterco e serragem), coco triturado, bagaço de cana triturado, margaridão (*Tithonia diversifolia*), resíduo orgânico e papelão picado (Figura 1). Para a biodinâmica, foram acrescentados os seguintes compostos 502 a 506 na última camada, e 500, 501 e 507 por aspersão por cima da composteira. Por cima da composteira, para proteger, foram acrescentadas folhas de palmeira.



Figura 1. Montagem da composteira. Fonte: o autor.

A composteira era revirada camada por camada regularmente, nas datas 24/04, 15/05, 04/06 e 16/06. A alimentação da composteira com mais resíduos orgânicos ocorreu nos dias 24/04 e 12/06. Também foi realizada a rega da composteira, a cada 2 dias ou de acordo com a aparência do composto: apertando o composto com a mão, se estivesse seco e não saísse água, era realizada a rega.

Quinzenalmente, até o dia 29/07, foram coletados dados de temperatura, pH, e análises microbiológicas. A temperatura da composteira era verificada com termômetro analógico tipo espeto. Para a aferição do pH, 9g foram diluídos em 60ml de água destilada, segundo protocolo descrito por Symanski (2005) e De Oliveira Filho (2017), e aferido em fita medidora.

Para as análises microbiológicas, foram realizadas coletas quinzenais de composto gerado na composteira. Uma vez por mês recolhia-se cerca de 100g de amostra do composto a cerca de 20cm da superfície, armazenando em saco plástico estéril para análises. Em seguida, 10g da amostra do composto era diluída em 90ml de água peptonada previamente esterilizada por autoclavagem. Após homogeneização da amostra, seguiu-se a diluição seriada da solução do composto em tubos contendo 9 ml de água peptonada autoclavada. Foram feitas diluições seriadas até 10^{-4}.

Para análise das bactérias totais existentes no composto, foi feito o plaqueamento de 0,1 ml da diluição 10^{-4} em placas de Petri contendo ágar padrão de contagem (PCA), por meio da técnica spread plate. A análise foi feita em duplicata. Após o plaqueamento, as placas foram armazenadas em estufa a 36oC por 24h. As colônias formadas foram contadas manualmente e o cálculo para a determinação da quantidade de bactérias no composto consiste na média aritmética do número de colônias de cada placa da duplicata, multiplicado pelo fator de diluição (10^4), dividido pelo volume inoculado na placa (0,1). A unidade final é UFC/g,

Para análise dos fungos existentes no composto, foi feito o plaqueamento de 0,1 ml da diluição 10^{-3} em placas de Petri contendo ágar batata (PDA), por meio da técnica spread plate. A análise foi feita em duplicata. Após o plaqueamento, as placas são armazenadas a temperatura ambiente por 5 dias. O método de contagem e cálculo é o mesmo descrito para bactérias totais.

A análise da presença de coliformes totais foi feita uma vez por mês e se trata da determinação do número mais provável de coliformes pela aplicação da técnica de tubos múltiplos. É inoculado em 3 tubos contendo caldo lauril sulfato (LSB) 1 ml das diluições 10-1, 10-2 e 10-3, totalizando 9 tubos. Cada tubo contém em seu interior um tubo de durham, que determina a formação de gás. As diluições que apresentam culturas crescidas (meio turvo) e têm a formação de bolhas no interior do durham são consideradas amostras positivas, e segue para cálculo do número mais provável segundo Silva (2010).

A cada 15 dias de análise, foram escolhidas de 3 colônias de bactérias crescidas em PCA e, com o auxílio de uma alça de níquel, cada colônia foi espalhada em uma lâmina para microscopia. Após fixação em chama, as lâminas foram coradas por coloração de Gram, utilizando-se o kit de coloração da NewProv e seguindo as instruções do fabricante.

As lâminas coradas contendo culturas de bactérias foram analisadas em microscópio com aumento de 1000x, com óleo de imersão. As amostras são avaliadas quanto à morfologia e à coloração de Gram, e comparadas com a aparência da cultura na placa de petri, permitindo a classificação nos principais grupos.

Após desmontada a composteira, o composto foi avaliado no Laboratório Terra (Goiânia - GO) quanto a composição química, segundo a metodologia "Fertilizantes, corretivos, substratos e remineralizadores" do Manual de Métodos Analíticos Oficiais do MAPA (Brasil, 2024)

Os dados quantitativos obtidos ao longo do processo de compostagem — temperatura (°C), densidade de bactérias ($\times 10^6$ UFC g^{-1}), fungos ($\times 10^5$ UFC g^{-1}) e coliformes totais ($\times 10^2$ NMP g^{-1}) — foram organizados em série temporal de dez coletas, realizadas entre março de 2025 a julho de 2025, abrangendo as fases inicial, termofílica, resfriamento, mesofílica e de maturação.

Devido ao tamanho amostral reduzido e à distribuição não confirmada como normal, optou-se por estatística não paramétrica em todas as análises. As associações entre pares de variáveis foram avaliadas pelo coeficiente de correlação de Spearman (*rho*). Para quantificar a incerteza das estimativas de correlação, foram calculados intervalos de confiança de 95% pelo método bootstrap com 10.000 reamostras com reposição (IC95%). A significância estatística foi fixada em $\alpha = 0,05$. Os dados ausentes em variáveis específicas foram tratados par a par: cada correlação foi calculada com o subconjunto de observações em que ambas as variáveis estavam disponíveis, com o respectivo n informado. Todas as análises foram realizadas no programa past5.3

As estatísticas descritivas foram calculadas para cada variável dentro de cada fase do processo. Para os coliformes totais, dada a existência de apenas um registro por fase, os dados são apresentados de forma exclusivamente descritiva, sem inferência estatística.

Resultados

As reviradas e alimentações da composteira aconteceram regularmente. Na primeira revirada, dia 24/04, foi acrescentado mais resíduo orgânico para alimentar a composteira. Durante a segunda revirada da composteira, no dia 15/05, percebeu-se que o resíduo orgânico não estava completamente decomposto e estava com cheiro de chorume (Figura 2a). Por conta disso, foi elaborada uma estratégia de recuperação da decomposição, revirando e espalhando melhor o resíduo por toda a composteira e acrescentando margaridão (Figura 2b). No dia 04/06 foi realizada outra revirada e a composteira já estava recuperada (Figura 2c).



Figura 2. Aspecto da composteira nas reviradas do dia 15/05 (a e b) e 04/06 (c), mostrando o resíduo orgânico não decomposto (a), a aeração manual e o acréscimo de margaridão (b) e a composteira recuperada (c). Fonte: o autor.

A temperatura atingiu valores máximos na fase termofílica (mediana = 55 °C; amplitude: 50–63 °C), declinando progressivamente até a fase de maturação (mediana = 23 °C; amplitude: 21–25 °C), o que é coerente com o padrão esperado para compostagem aeróbia. A densidade de bactérias apresentou valor elevado na coleta inicial (65×10^6 UFC g^{-1}, valor estimado), queda expressiva na fase termofílica (mediana = $2,70 \times 10^6$) e recuperação na fase mesofílica (mediana = $8,99 \times 10^6$), seguida de novo declínio na maturação (mediana = $4,59 \times 10^6$). O comportamento dos fungos seguiu tendência semelhante, com queda na fase termofílica (mediana = $4,10 \times 10^4$), pico na mesofílica (mediana = $9,80 \times 10^4$) e retorno a valores mais baixos na maturação. O pH variou entre 6 e 7 ao longo dos dias. A Figura 3 apresenta estes resultados, e os descritivos por fase estão na Tabela 1.

Fase	n	Temperatura (°C)	Bactérias (×10⁶ UFC g⁻¹)	Fungos (×10⁴ UFC g⁻¹)	Coliformes (×10² NMP g⁻¹)
Inicial	1	25,0	65,0 (est.)	15,0 (est.)	53,0
Termofílica	3–4	Med. 55,0 (50,0–63,0)	Med. 2,70 (2,15–8,75)	Med. 4,10 (3,15–4,53)	3,6 (n = 1)
Resfriamento	1	46,0	7,05	4,55	1.100,0
Mesofílica	2	Med. 32,5 (28,0–37,0)	Med. 8,99 (6,40–11,58)	Med. 9,80 (7,18–12,43)	240,0 (n = 1)
Maturação	2	Med. 23,0 (21,0–25,0)	Med. 4,59 (4,50–4,68)	Med. 4,51 (3,38–5,65)	460,0 (n = 1)

Med. = mediana; amplitude entre parênteses (mín.–máx.); est. = valor estimado; n = número de observações com dados disponíveis.

Tabela 1. Estatísticas descritivas (mediana e amplitude) das variáveis microbiológicas e de temperatura por fase do processo de compostagem. Med. = mediana; est. = valor estimado; n = número de observações com dados disponíveis.

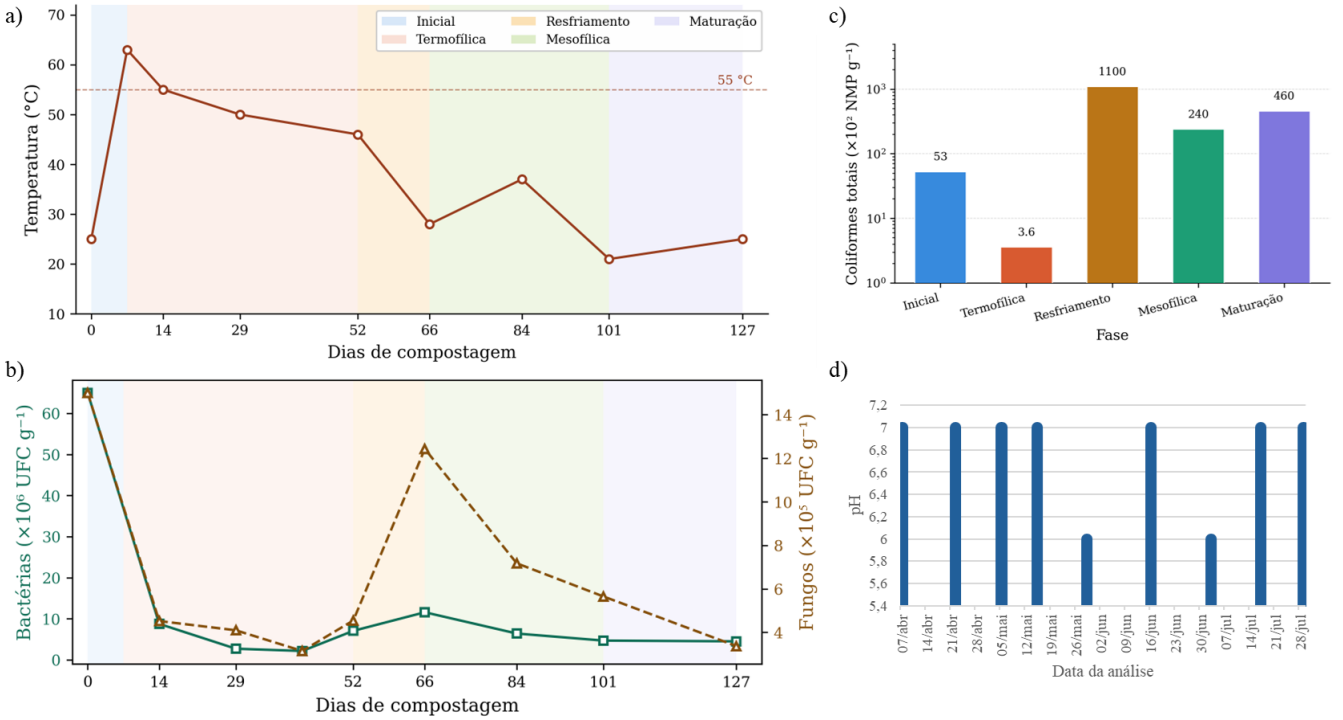


Figura 3. a) Evolução da temperatura ao longo do processo de compostagem, com delimitação das fases por sombreamento. A linha tracejada indica o limiar de 55oC para higienização de patógenos; b) Densidade de bactérias (eixo esquerdo, quadrados) e fungos (eixo direito, triângulos) ao longo do processo de compostagem. Sombreamento indica as fases do processo; c) Densidade de coliformes totais por fase do processo de compostagem (escala logarítmica. Valores em x10^2 NMPg^{-1} (n=1 por fase); d) Gráfico do pH das amostras avaliado ao longo dos dias de compostagem, mostrando variação entre o pH 6 e 7.

Com relação aos testes estatísticos, entre os sete pares de variáveis testados, apenas a correlação entre a densidade de bactérias e a densidade de fungos foi estatisticamente significativa (*rho* = 0,833; IC95% = [0,174; 1,000]; p = 0,005; n = 9). O intervalo de confiança não inclui o zero, confirmando a robustez da associação positiva: ao longo das fases da compostagem, o aumento ou a redução na densidade bacteriana foi acompanhado por variação concomitante na densidade fúngica. Esse padrão é compatível com a co-resposta de ambos os grupos às mesmas condições de substrato, umidade e disponibilidade de nutrientes.

A tendência de queda da temperatura ao longo do tempo apresentou correlação negativa moderada, porém não significativa (*rho* Dia × Temperatura = −0,552; IC95% = [−1,000; 0,240]; p = 0,123; n = 9), resultado esperado dado o tamanho amostral. As demais correlações foram fracas e não significativas (Tabela 2). Para os coliformes totais, o número reduzido de registros válidos (n = 5) e a elevada dispersão dos valores observados inviabilizaram qualquer inferência estatística.

Par de variáveis	n	r_s	IC 95% bootstrap	p-valor
Bactérias × Fungos	**9**	**0,833**	**[0,174; 1,000]**	**0,005***
Dia × Temperatura	9	−0,552	[−1,000; 0,240]	0,123
Dia × Bactérias	9	−0,333	[−1,000; 0,569]	0,381
Temperatura × Fungos	8	−0,347	[−1,000; 0,452]	0,399
Dia × Fungos	9	−0,117	[−0,828; 0,795]	0,765
Temperatura × Bactérias	8	−0,024	[−0,848; 0,747]	0,955
Temperatura × Coliformes	5	−0,205	[−1,000; 1,000]	0,741

** p < 0,05. IC = intervalo de confiança. Linha destacada = resultado estatisticamente significativo. Análises em Python 3 (SciPy 1.x).*

Tabela 2. Correlações de Spearman (r_s) entre pares de variáveis, com intervalos de confiança de 95% obtidos por bootstrap (10.000 reamostras).

A avaliação da morfologia de algumas colônias escolhidas em cada placa de PCA mostrou que estavam presentes no composto em sua grande maioria bacilos gram positivos, assim como bacilos gram negativos e alguns cocos, estreptococos e

estafilococos gram positivos, como mostra a Tabela 3. Quanto à composição química do composto final, a análise trouxe os resultados apresentados na Tabela 4.

Data	Colônia na placa PCA	Morfologia microscopia
24/03	Colônia 1	Bacilo gram positivo; Estreptococo gram positivo
	Colônia 2	Diplococo gram positivo
	Colônia 3	Coco e estafilococo gram positivos
07/04	Colônia 1	Bacilo gram positivo
	Colônia 2	Bacilo gram positivo
22/04	Colônia 1	Bacilo e estreptobacilo gram positivo
	Colônia 2	Bacilo gram positivo
	Colônia 3	Bacilo gram negativo
05/05	Colônia 1	Bacilo gram positivo
	Colônia 2	Bacilo gram positivo e bacilo gram negativo
	Colônia 3	Coco e estafilococo gram negativos
15/05	Colônia 1	Bacilo gram positivo e bacilo gram negativos
	Colônia 2	Estreptococo gram negativo
	Colônia 3	Bacilo gram negativo
29/05	Colônia 1	Bacilo e diplobacilo gram positivos
	Colônia 2	Bacilo e cocos gram positivos
	Colônia 3	Coco e diplococo gram negativos
16/06	Colônia 1	Actinomiceto (gram positivo)
	Colônia 2	Bacilo Gram negativo
	Colônia 3	Actinomiceto (gram positivo)
03/07	Colônia 1	Coco e estreptococo gram positivos
29/07	Colônia 1	Bacilo gram positivo
	Colônia 2	Bacilo gram positivo
	Colônia 3	Estreptococo gram positivo

Tabela 3. Avaliação microscópica de colônias crescidas em ágar PCA.

Componente	Quantidade
Matéria Orgânica	69,80%
Umidade	8,30%
Relação C/N	19,30%
P_2O_5	0,77%
N	2,10%

Ca	2,05%
Mg	0,35%
S	0,33%
Cu	35 mg/kg
Fe	2594mg/kg
Mn	235mg/kg
Zn	26mg/kg
Carbono Orgânico	40,50%
K_2O (Tot. Org)	0,72%

Tabela 4. Análise química do composto final.

Discussão

Para a realização de uma boa compostagem, vários fatores estão envolvidos, como temperatura, umidade, aeração e relação C/N (Souza, 2020). Esses parâmetros atuam de forma interdependente, influenciando diretamente a atividade microbiológica e a sucessão de comunidades ao longo do processo. Em muitos trabalhos, a umidade tem sido apresentada como um fator limitante para atingir uma temperatura elevada na fase termofílica (Souza, Carmo e Silva, 2019), o que não foi observado neste estudo. A composteira desse trabalho, desenvolvida em estação seca do clima Tropical de Savana, atingiu temperatura máxima de 63 ºC, valor característico de fase termofílica e indicativo de intensa atividade microbiana. A fase termofílica é considerada crucial para a eficiência da compostagem, pois está associada à degradação acelerada da matéria orgânica mais complexa, como celulose e hemicelulose, além da sanitização do composto, com a inativação de patógenos e sementes de plantas daninhas (Haug, 1993; Ryckeboer et al., 2003). A manutenção de temperaturas elevadas por um período prolongado, como observado neste trabalho, sugere que houve adequada disponibilidade de substrato e condições favoráveis à atividade de microrganismos termófilos. Além disso, a rápida elevação da temperatura nos primeiros dias indica um bom equilíbrio inicial entre carbono e nitrogênio e adequada porosidade do material, fatores essenciais para o estabelecimento da fase termofílica.

O pH do composto variou entre 6 e 7 ao longo do processo, comportamento esperado em sistemas de compostagem, refletindo a dinâmica microbiana. Inicialmente, há produção de ácidos orgânicos pela degradação de compostos facilmente assimiláveis, seguida pela elevação do pH devido à degradação desses compostos e à liberação de compostos nitrogenados, como amônia. Ao final, o composto apresentou pH próximo da neutralidade, indicando a estabilização do material (Haug, 1993; Bernai *et al*, 1998).

A segunda alimentação da composteira, no dia 24/04, coincidiu com a fase de resfriamento do composto. Após avaliação, percebeu-se que foi acrescentado um grande volume de resíduo orgânico de forma localizada, promovendo um desequilíbrio na relação C/N e aumento de umidade em pontos específicos, resultando em uma massa compacta e pouco permeável. Esse cenário comprometeu a difusão de oxigênio, favorecendo a formação de ambientes anaeróbicos e a consequente produção de chorume (Haug, 1993; Rynk, 1992; Liang, Das e McLennon., 2003). A análise microscópica das culturas obtidas neste período também sugere a presença de condições anaeróbicas ou de baixa oxigenação. Nos dias 05/05 e 15/05 observou-se uma maior frequência de bactérias gram-negativas na pilha, incluindo cocos, estreptococos, estafilococos e bacilos. Neste mesmo período, verificou-se também um aumento no número de coliformes totais, com o pico no dia 15/05, atingindo 1100 NMP/g (Figura 2). Muitas bactérias gram-negativas, incluindo coliformes, são anaeróbias facultativas, o que favorece sua proliferação em condições de disponibilidade limitada de oxigênio. Esses microrganismos atuam predominantemente nas fases iniciais da compostagem como colonizadores primários, degradando compostos orgânicos mais simples (Haug, 1993; Ryckeboer *et al*, 2003).

A recuperação da composteira no dia 15/05, por meio da reaeração manual e redistribuição do material, coincidiu com o final da fase termofílica (temperatura de aproximadamente 46 ºC), favorecendo a transição para a fase mesofílica. Esse processo resultou em um aumento da atividade microbiana, observando-se uma maior proliferação de fungos e bactérias, com correlação positiva e significativa (rho = 0,833; p = 0,005). Nessa fase, há maior diversidade microbiológica e intensificação da degradação de compostos intermediários. Neste período, verificou-se uma redução no número de coliformes e aumento na prevalência de bactérias gram-positivas, como bacilos, cocos, estreptococos e actinomicetos. Os cocos e estreptococos gram positivos atuam principalmente na fase mesofílica e metabolizam carboidratos e proteínas simples, se multiplicando rapidamente em ambientes com oxigenação. Os bacilos gram-positivos, como espécies do gênero *Bacillus*, são decompositores eficazes, capazes de quebrar proteínas e carboidratos complexos que as gram-negativas não conseguiram processar. Os actinomicetos atuam na degradação da celulose e da lignina, e normalmente aparecem geralmente quando a umidade está equilibrada e o oxigênio é abundante (Lawal, Timilehin, Mzungu, 2024). A complexidade microbiológica observada provavelmente ocorreu devido a adição das preparações biodinâmicas, que promovem uma proliferação microbiana seletiva que otimiza a transformação da biomassa em húmus estável (Piccolo, Drosos e Cozzolino, 2026)

Os resultados da composição química indicaram que a maturação do composto foi bem sucedida, com relação C/N dentro dos parâmetros estabelecidos para compostos estabilizados (Bernai *et al*, 1998). A Instrução Normativa vigente estabelece a concentração mínima de 40% de matéria orgânica no composto, valor amplamente superado neste estudo (69,8%) (Brasil, 2009). O teor de carbono orgânico (40,5%) também excedeu significativamente o teor mínimo exigido, que é de 15%, evidenciando a qualidade do composto obtido (Brasil, 2009). Quanto à composição nutricional, a concentração de nitrogênio (2,1%) observada encontra-se dentro da faixa comumente reportada para compostos orgânicos estabilizados (1–3%), atendendo aos padrões legais (Brasil, 2009). As concentrações de P_2O_5 e K_2O apresentaram-se equilibradas, em consonância com a variabilidade típica desses nutrientes em fertilizantes orgânicos (Haug, 1993). Os valores de Mn (235 mg/kg), Zn (26 mg/kg) e Cu (35 mg/kg) estão dentro das faixas normais para adubos orgânicos, sem indícios de contaminação por metais pesados (Bernai, 2009; Petruzzelli, 1996). A baixa umidade final observada no composto (8,5%) pode ser atribuída às condições climáticas da região, caracterizadas por baixa umidade relativa e elevada taxa de evaporação. O elevado teor de ferro (2594 mg/kg), provavelmente reflete a influência dos solos locais, ricos nesse elemento como os latossolos avermelhados (Vale *et al*, 2024). Por outro lado, os baixos teores de Mg e S podem estar associados à baixa disponibilidade natural desses minerais no solo do Cerrado (Goedert, 1986).

Considerações Finais

O presente trabalho demonstrou que a compostagem biodinâmica se demonstrou uma abordagem eficaz para a compostagem, especialmente no clima seco do Cerrado. Mesmo com complicações ao longo do tempo, como o acúmulo de resíduo e formação de chorume, foi possível recuperar o processo de compostagem. A sucessão microbiológica apontou para uma correta maturação do composto, cuja composição química final apresentou resultados satisfatórios.

Agradecimentos

Os autores gostariam de agradecer a FAP-DF, aos Laboratório Interdisciplinar de Biociências e Laboratório de Higiene dos Alimentos da Universidade de Brasília e a Universidade do Distrito Federal Professor jorge Amaury Maia Nunes (UnDF) pelo apoio recebido.

Referências Bibliográficas

ALVARES, Clayton Alcarde; STAPE, José Luiz; SENTELHAS, Paulo Cesar; GONÇALVES, José Leonardo de Moraes; SPAROVEK, Gerd. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.

BERNAI, M. P.; PAREDES, C.; SÁNCHEZ-MONEDERO, M. A.; CEGARRA, J. Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes. *Bioresource Technology*, v. 63, n. 1, p. 91–99, 1998.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa nº 25, de 23 de julho de 2009. Estabelece as normas sobre as especificações e garantias, tolerâncias, registro, embalagem e rotulagem dos fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos, organominerais e biofertilizantes destinados à agricultura. **Diário Oficial da União**: seção 1, Brasília, DF, 28 jul. 2009.

DE BERTOLDI, M.; VALLINI, G.; PERA, A. The biology of composting: a review. *Waste Management & Research*, v. 1, n. 2, p. 157–176, 1983.

DE OLIVEIRA FILHO, Josemar Gonçalves; PEREIRA DA CAMARA; CRISTINA FARIAS DE SOUSA, Teresinha; DE ALMEIDA CRUZ, Italo; BURANELO EGEA, Mariana; ALVES DE SOUSA FALCÃO, Heloisa; ROSA DA SILVA, Edilsa. CARACTERIZAÇÃO MICROBIOLÓGICA DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS ORGÂNICOS EM PEQUENA ESCALA. **COLLOQUIUM AGRARIAE**, v. 13, n. 2, p. 130–136, 2017. DOI: 10.5747/ca.2017.v13.n2.a168.

ERMOLAEV, E.; LALANDER, C.; VINNERÅS, B. Greenhouse gas emissions from small-scale fly larvae composting with *Hermetia illucens*. **Waste Management**, v. 96, n. 1, p. 65–74, 2019.

GOEDERT, Wenceslau J. **Solos dos cerrados: tecnologias e estratégias de manejo.** Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 1986.

HAUG, Roger T. **The practical handbook of compost engineering.** Boca Raton: CRC Press, 2018.

KHALID, Ibrahim; ULLAH, Sadiq; UMAR, Iqbal Saeed. The problem of solid waste: origins, composition, disposal, recycling, and reusing. **International Journal of Advanced Science and Computer Applications**, v. 1, n. 1, p. 27–40, 2021. DOI: 10.47679/ijasca.v1i1.6.

KIEHL, E. J**. Manual de Compostagem: maturação e qualidade do composto**. Piracicaba:E. J. Kiehl, 1998.

KOEPF, H. H.; PETTERSSON, B. D.; SCHAUMANN, W. **Agricultura biodinâmica.** São Paulo: Nobel, 1983.

LAWAL, Ibrahim; TIMILEHIN, Adesoji; MZUNGU, I. Microbial community dynamics and succession during composting of organic wastes: a systematic review. **Journal of Applied Sciences and Environmental Studies**, v. 7, n. 2, p. 126–140, 2024.

LIANG, C.; DAS, K. C.; MCCLENDON, R. W. The influence of temperature and moisture contents regimes on the aerobic microbial activity of a biosolids composting blend. **Bioresource Technology**, v. 86, n. 2, p. 131–137, 2003.

PETRUZZELLI, G. Heavy metals in compost and their effect on soil quality. In: DE BERTOLDI, M.; SEQUI, P.; LEMMES, B.; PAPI, T. (org.). **The science of composting**. Dordrecht: Springer, 1996.

PICCOLO, Alessandro; DROSOS, Marios; COZZOLINO, Vincenza. Microbial proliferation activity of biodynamic preparations and biodynamic compost. *Chemical and Biological Technologies in Agriculture*, 2026.

RYCKEBOER, Jaak; MERGAERT, J.; VAES, K.; KLAMMER, S.; DE CLERCQ, Deborah; COOSEMANS, J.; INSAM, Heribert; SWINGS, Jean. A survey of bacteria and fungi occurring during composting and self-heating processes. **Annals of Microbiology**, v. 53, p. 349–410, 2003.

RYNK, Robert; KAMP, M.; WILLSON, G.; SINGLEY, M.; RICHARD, Tom; KOLEGA, J.; GOUIN, F.; LALIBERTY, L.; KAY, David; MURPHY, D.; HOITINK, H. A. J.; BRINTON, Will. **On-farm composting handbook**. Ithaca: NRAES, 1992.

SILVA, Neusely; JUNQUEIRA, Valéria Christina Amstalden; SILVEIRA, Neliane Ferraz de Arruda; TANIWAKI, Marta Hiromi. **Manual de métodos de análise microbiológica de alimentos.** 4.ed. São Paulo: Livraria Varela, 2010. 624 p.

SOUZA, Luan Alves de; CARMO, Dirlane de Fátima do; SILVA, Flávio Castro da; PAIVA, Walter de Meira Lima. Análise dos principais parâmetros que influenciam a compostagem de resíduos sólidos urbanos. **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, [S. l.], v. 8, n. 3, 2020. DOI: 10.66205/rvbma.v8i3.390.

SOUZA, Luan Alves de; CARMO, Dirlane de Fátima do; SILVA, Flávio Castro da. Uso de microrganismos eficazes em compostagem de resíduos sólidos orgânicos de feira e restaurante. **Revista Tecnológica da Universidade Santa Úrsula,** v. 2, n. 2, 2019.

SYMANSKI, Caroline Seitenfus. **CARACTERIZAÇÃO DE BACTÉRIAS MESÓFILAS PRESENTES EM PROCESSO DE COMPOSTAGEM.** Dissertação (Mestrado em Microbiologia Agrícola e do Ambiente - Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.

TIQUIA-ARASHIRO, Sonia; TAM, N. F. Y.; HODGKISS, Ivor. Effects of composting on phytotoxicity of spent pig-manure sawdust litter. **Environmental Pollution**, v. 93, n. 3, p. 249–256, 1996.

VALE, Bianca Soares do; YOKOYAMA, Elder; BARRAL, Uidemar Morais; MACEDO, Arthur Siqueira de; CARMO, Janine Araujo do; MOREIRA, Giovanni. Suscetibilidade magnética como ferramenta para avaliação de solos no cerrado: estudo de um latossolo vermelho-amarelo em área florestal. **Latinmag Letters,** v. 14, n. especial, F.01, p. 1–7, 2024.

TERRITÓRIOS DA EXCLUSÃO: A PRODUÇÃO ESPACIAL DA PRECARIEDADE NOS MUNICÍPIOS DO ESTADO DO MARANHÃO

1 Giovanny Cid dos Santos Castro, 2 Márcio José Celeri.
1 Universidade de São Paulo, gio.castro@usp.br; 2 Universidade Federal do Maranhão, marcio.celeri@ufma.br.

Palavras-chave: Gestão de Resíduos; Catadores; Territórios da Exclusão.

Resumo

Este artigo analisa a gestão de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) no estado do Maranhão, com foco na desigualdade territorial na cobertura de coleta, na destinação e na disposição final, e nos impactos sobre a exclusão territorial dos catadores de materiais recicláveis. A pesquisa combina dados secundários (Censo Demográfico 2022, SNIS 2022 e SINISA 2024 (ano-base 2023)) e trabalho de campo em 5 municípios do interior do estado, por meio de observação indireta, registros fotográficos e aerofotogrametria com VANT. Os resultados evidenciam um quadro de precariedade estrutural: o Maranhão ocupa a última posição nacional em cobertura de coleta domiciliar (74%), percentual inflado pela contribuição dos grandes centros e que mascara uma mediana urbana de apenas 63,4%. Um paradoxo adicional emerge do cruzamento dos dados: 23 municípios declaram cobertura de coleta igual ou superior a 90% e, simultaneamente, 100% de destinação inadequada, o que revela que a coleta e a destinação são problemas autônomos e igualmente graves. Dos 138 municípios respondentes ao SNIS 2022, apenas 12 registraram qualquer percentual de disposição em aterros sanitários. Enquanto 109 municípios abriram lixões após a vigência da PNRS (2010), 20 deles com catadores de materiais recicláveis ativos trabalhando e, por vezes, morando nesses mesmos espaços. Os 16 municípios com índice máximo de precariedade e catadores ativos concentram 70% dos trabalhadores mapeados e 96% dos domicílios de catadores, materializando os denominados *territórios da exclusão.* A sobreposição entre o local de trabalho, a moradia e o passivo ambiental. O número de 474 catadores registrados deve ser lido como limite inferior de uma realidade sistematicamente subnotificada, podendo chegar a 600–800 trabalhadores adultos quando se consideram os municípios sem dados. Conclui-se que a crise não resulta de falhas pontuais, mas de uma lógica persistente de transferência de custos ambientais para populações vulneráveis, agravada pela inexistência de indústrias recicladoras no estado, pela ausência de programas de coleta seletiva em 214 dos 217 municípios e pela incapacidade institucional de mensurar, registrar e planejar. A superação desse modelo demanda, dentre uma série de ações urgentes, a criação de consórcios intermunicipais regionais, a implementação de pesagem obrigatória, o encerramento dos lixões com PSA de transição para catadores e a adoção de uma política industrial regional para a reciclagem.

Introdução

A gestão de RSU no Brasil transcende as técnicas de engenharia, configurando-se como um campo de conflitos ambientais e de apropriação desigual do território.

No estado do Maranhão, evidencia-se um paradoxo: apesar dos avanços jurídicos em nível nacional (Leis nº 12.305/2010 - Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) e nº 14.026/2020 - Novo Marco do Saneamento Básico), os municípios do estado possuem baixas taxas de cobertura de coleta, não dispõem de programas de coleta seletiva e destinam quase integralmente seus RSU a lixões a céu aberto. Os dados do SINISA 2024 (ano-base 2023) confirmam e aprofundam a constatação de que, dos 138 municípios maranhenses respondentes, apenas 12 registram qualquer percentual de disposição em aterro sanitário, enquanto 127 declaram o lixão como a forma de disposição final predominante, o que não atende às exigências legais vigentes. Os 79 municípios não respondentes ao módulo (36,4% do total estadual) representam, por si sós, um indicador de precariedade institucional: a incapacidade de reportar é correlata à incapacidade de gerir. Outro ponto relevante é o descumprimento legal, evidenciado pelo fato de que 104 dos 149 lixões registrados no SNIS (2022) iniciaram suas operações após a entrada em vigor da PNRS (2010).

Esse cenário impõe severa exclusão territorial às populações vulneráveis, especialmente aos catadores de materiais recicláveis, que habitam moradias insalubres nas imediações dos lixões e sofrem com a ausência de indústrias recicladoras no estado, dependendo de atravessadores para a compra dos materiais selecionados a baixo custo.

Compreender essa dinâmica é fundamental não só para o cumprimento legal, mas também para a viabilidade do Plano Maranhão 2050, cujas metas de universalização do saneamento e de redução da pobreza necessariamente devem passar pelo fechamento dos lixões e pela integração dos catadores. Neste contexto, este artigo analisa a dinâmica espacial da cobertura de coleta e destinação de RSU no Maranhão e como esse impacto resulta na exclusão territorial dos catadores. Os objetivos específicos são: mapear a desigualdade na cobertura domiciliar; caracterizar as condições operacionais por meio de um índice de precariedade dos lixões; e evidenciar a exclusão territorial enfrentada pelos catadores.

Material e Métodos

Esta pesquisa adotou uma abordagem quali-quantitativa, desenvolvida em três etapas. Na primeira etapa, realizou-se uma revisão bibliográfica que fundamentou o quadro teórico da pesquisa. Seguida por levantamento de dados secundários, com base no Censo Demográfico 2022 (IBGE), com comparativo ao Censo 2010, para os indicadores de cobertura de coleta

domiciliar; Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) Série Histórica, ano de referência 2022, pelos indicadores de unidades de processamento (UP) e destinação final (UP 027, UP029, UP032, UP036, UP037, UP038, UP039, UP040, UP081, UP082 e UP 083); condições operacionais dos lixões e presença de catadores; e (3) SINISA 2024 (ano-base 2023), especialmente o indicador IRS 3002 (percentual de disposição final inadequada), utilizado para validar e corrigir a classificação das unidades de destinação. Os dados foram tabulados em planilhas eletrônicas no Excel e processados no Sistema de Informação Geográfica (QGIS 3.x), com sobreposição de *shapefiles* municipais do IBGE.

A partir dos indicadores do SNIS (2022), construiu-se um Índice de Precariedade dos Lixões (IPL), composto por cinco variáveis binárias: queima de resíduos a céu aberto; ausência de impermeabilização da base; ausência de drenagem de chorume; ausência de monitoramento ambiental; e presença de animais. Cada condição crítica confirmada soma 1 ponto ao índice (0–5). Municípios sem dados no SNIS recebem *score* 6 (lixão presumido), categoria que expressa a própria precariedade institucional, pois municípios que não reportam ao SNIS tendem a ter uma gestão mais deficiente do que os que o fazem.

Na terceira etapa, conduziu-se trabalho de campo em maio de 2024, com visitas técnicas a lixões nos municípios de São Bento, Presidente Sarney, Peri Mirim, Pinheiro e Pedro do Rosário, no interior do Estado do Maranhão. Escolheram-se pela acessibilidade e viabilidade, além de representarem diferentes portes e já apresentarem problemas conhecidos. Foram realizados registros fotográficos e aerofotogrametria com Veículo Aéreo Não Tripulado (VANT). Para a coleta de dados primários e o mapeamento detalhado das áreas de estudo, utilizou-se um VANT do modelo DJI Mini Pro. Além de observação direta, com uma lista de verificação das condições dos lixões e da dinâmica de trabalho dos catadores.

As imagens aéreas capturadas foram posteriormente processadas e georreferenciadas no software de Sistema de Informação Geográfica (SIG) QGIS, garantindo a precisão espacial e a integração dos dados às análises geoespaciais realizadas.

Resultados e Discussão

Territórios da exclusão: fundamentos teóricos para a análise espacial dos lixões

Sob a ótica da Geomorfologia Antropogênica, os lixões transcendem a condição de meros depósitos, configurando-se como formas de relevo antrópico não planejadas, as *quais* Ian Douglas (1985) denomina "made *ground"*. Viles e Goudie (2016) situam tais intervenções no Antropoceno, em que a ação humana altera os fluxos hidrológicos e os processos erosivos. Os lixões nos municípios maranhenses tornam-se, assim, um novo estrato da paisagem: a cada camada de resíduo depositado, sem impermeabilização ou drenagem de chorume, consolida-se uma intervenção geomorfológica irreversível sobre planícies fluviais e áreas de recarga hídrica, revelando tanto a materialidade da degradação ambiental quanto os padrões sociais excludentes que a produzem. Para a operacionalização conceitual dessas desigualdades, a publicação "*Catadores e Espaços de (In)visibilidade*" (Gonçalves-Dias; Sakurai; Ziglio, 2020) propõe a categoria "espaços da invisibilidade" para capturar a dimensão social e simbólica do apagamento dos catadores: trabalhadores que fogem do desemprego, mas continuam invisibilizados, produzindo valor sem serem reconhecidos pelo Estado e pela sociedade. Acolhendo essa formulação como ponto de partida, propomos, neste artigo, a categoria "territórios da exclusão" como uma proposta reflexiva e analítica: mais do que invisíveis, os espaços dos lixões e das vilas de catadores são produzidos politicamente.

Raffestin (1993) propõe que o território é sempre produto de relações de poder exercidas sobre o espaço e as suas territorialidades. Enquanto Santos (2008) propõe pensar o território a partir do uso, logo, "território usado", como o espaço apropriado e vivido pelos agentes concretos, moldado pelas contradições do uso. Os "territórios da exclusão" aqui propostos buscam articular essas duas dimensões: são territórios onde o poder se exerce pela omissão sistemática, pela não instalação de infraestrutura adequada, pela não fiscalização, pela não integração dos catadores, e onde o *território usado* pelos mais pobres coincide, não por acaso, com os passivos ambientais que ninguém quer. O que o mapa revela (Figura 02) não é um vazio de gestão, mas a geografia precisa de uma decisão política: 104 lixões abertos após 2010 não são falhas administrativas isoladas, são *territórios da exclusão* em construção permanente. Celeri (2012) já apontava os limites estruturais da PNRS em municípios de pequeno porte, dada a precariedade de sua capacidade administrativa, fiscal, entre outras.

A exclusão territorial se consolida quando lixões são instalados em áreas afastadas dos centros urbanos; por vezes, ocorrem em áreas de sensibilidade ecológica, geomorfológica e hídrica. O afastamento para as áreas periféricas atrai os catadores, que passam a habitar vilas em suas imediações, consolidando um cenário que dialoga com o conceito de pobreza historicamente e espacialmente construída, conforme abordado por Santos (2008), que enfatiza a dimensão geográfica e temporal da produção das desigualdades. É resultado de escolhas de gestão pública que territorializam passivos ambientais sobre as populações mais vulneráveis (Celeri *et al*., 2025).

A desigualdade que os percentuais escondem: cobertura de coleta, coleta seletiva e subnotificação

Os dados do Censo Demográfico 2022 (IBGE) e do SINISA (2023) revelam que o Maranhão ocupa a última posição nacional em cobertura da coleta domiciliar de RSU, com apenas 74% dos domicílios atendidos; este valor é significativamente inferior à média nacional de 92% e está distante de estados como São Paulo (99%), que lidera o ranking. Na prática, isso significa que 26% da população no Maranhão não tem acesso à coleta domiciliar. Contudo, esse percentual estadual (74%) precisa ser problematizado, pois consideramos inflado pela contribuição das três maiores cidades: São Luís (1,1 milhão de hab., 96%), Imperatriz (261 mil hab., 96%) e Timon (182 mil hab., 89%), que, juntas, concentram cerca de 25% da população do estado. Proporcionalmente, são as cidades com maior cobertura de coleta, acima de 90%. Nesse sentido, a concentração demográfica atendida pela coleta domiciliar mascara a realidade crítica do interior, onde a maioria dos municípios opera com cobertura inferior a 50% (Figura 01). Embora 94 dos 138 municípios respondentes declarem cobertura total acima de 90%, a cobertura urbana

domiciliar (IRS 0001) apresentou mediana de apenas 63,4%, o que indica que a coleta regular não alcança uniformemente as áreas periféricas, mesmo nos municípios formalmente atendidos.

A profunda discrepância espacial na cobertura de coleta de RSU nos municípios do estado do Maranhão reflete uma dinâmica estrutural, típica de regiões em desenvolvimento. De acordo com o Banco Mundial (2012), em países, regiões e contextos de menor desenvolvimento econômico, a prestação desse serviço tende a operar sob uma lógica de exclusão, historicamente direcionada a áreas de 'alta visibilidade', zonas de maior renda e polos comerciais. Esse viés locacional justifica, em teoria, a concentração da eficiência nos grandes centros maranhenses, em detrimento do vasto interior desassistido. Além disso, consolida-se no estado um grave paradoxo orçamentário: embora a etapa de coleta chegue a consumir entre 80% e 90% dos recursos municipais destinados à gestão de resíduos nesses cenários, a eficiência e a frequência do serviço permanecem criticamente baixas (Hoornweg; Bhada-Tata, 2012). A incapacidade de universalizar a coleta na origem atua como o primeiro vetor da degradação ambiental, confirmando que a ineficiência do poder público nesta etapa elementar do saneamento reflete uma fragilidade institucional que compromete toda a cadeia de gestão urbana.

A Figura 01 evidencia a desigualdade territorial na prestação do serviço: enquanto o litoral norte e os grandes polos concentram índices superiores a 75%, a faixa central e o sul do estado apresentam cobertura predominantemente inferior a 50%, com municípios sem qualquer serviço de coleta.

No entanto, problematizamos outro ponto de similar importância: 23 municípios maranhenses declaram cobertura de coleta domiciliar igual ou superior a 90% e, simultaneamente, 100% de disposição inadequada (IRS 3002 = 100%). Entre eles figuram municípios de porte médio e grande, como Imperatriz, Açailândia, Bacabal, Pinheiro e Codó, o que indica que o RSU está sendo coletado com relativa eficiência e encaminhado integralmente aos lixões. Esse dado desfaz a premissa recorrente na literatura de gestão de resíduos: a de que a cobertura da coleta e a adequação da destinação constituem um continuum, em que municípios com melhor cobertura de coleta tenderiam a apresentar melhor destinação. No Maranhão, coleta e destinação são dois problemas autônomos e igualmente graves: o primeiro, parcialmente equacionado nos centros urbanos; o segundo, sistematicamente negligenciado em todo o território. Coletar sem destinar adequadamente não resolve o problema ambiental, apenas o desloca da rua para o lixão, transferindo o passivo do espaço público visível para os territórios periféricos onde vivem e trabalham os catadores.

Da destinação inadequada à exclusão territorial: lixões e catadores de materiais recicláveis

A persistência da destinação inadequada como regra no território maranhense reflete uma perversa lógica institucional comum a países e regiões considerados *em desenvolvimento*. De acordo com o Banco Mundial (2012), o vazadouro a céu aberto (*open dumping*, lixão a céu aberto) mantém-se como o método predominante nestes contextos devido à sua aparente "gratuidade" financeira imediata para as administrações locais. Contudo, essa prática configura uma falsa economia de gestão: ao evitar os custos técnicos e operacionais exigidos para a implementação de aterros sanitários adequados, o poder público externaliza os massivos custos ambientais e de saúde pública (Hoornweg; Bhada-Tata, 2012). No Maranhão, esta externalização tem um endereço geográfico e social claro: os custos da ineficiência estatal são transferidos diretamente às populações vulneráveis e aos catadores de materiais recicláveis. Assim, o lixão consolida-se não apenas como uma infraestrutura precária, mas também como um mecanismo pelo qual o Estado poupa recursos orçamentais à custa da perpetuação da *exclusão territorial*. A criticidade estrutural pode ser observada tanto pelos dados disponíveis quanto pela ausência deles (falta de transparência) registrados pelo SNIS (2022). De 217 municípios maranhenses, 160 autodeclararam seus dados; destes, 148 destinam seus RSU a lixões a céu aberto. Enquanto 12 declaram a disposição final adequada (aterro sanitário). Destaca-se, ainda, que, dos 149 lixões registrados, 104 (69,8%) iniciaram suas operações após a aprovação da PNRS (2010), o que demonstra que a lei não criou as condições materiais para sua implementação. A análise das condições operacionais dos lixões revela um padrão sistemático de precariedade ambiental. A Tabela 01 apresenta os principais indicadores de risco, calculados com base nos registros do SNIS com respostas válidas.

Indicador de precariedade	Respondentes (n)	Situação crítica (n)	% críticos
Sem drenagem de chorume	76	74	97,4%
Sem impermeabilização da base	78	71	91,0%
Sem monitoramento ambiental	74	61	82,4%
Queima de resíduos a céu aberto	76	43	56,6%
Presença de animais	74	17	23,0%
Catadores atuando	73	30	41,1%

Tabela 01: Indicadores de precariedade operacional dos lixões no Maranhão, SNIS 2022.
Fonte: Autoria própria, com dados do SNIS (2022).
Obs.: Percentuais calculados com base em registros com resposta válida.

Os dados revelam que 97,4% dos lixões não possuem sistema de drenagem de chorume e 91% carecem de impermeabilização da base, o que significa que o líquido percolado infiltra diretamente no solo e nos lençóis freáticos. Os lixões visitados estão a menos de 2 km de corpos hídricos e em áreas sujeitas a inundação sazonal.

A Figura 02 sintetiza espacialmente o quadro de precariedade: o domínio do vermelho escuro (*scores* 5–6) cobre a maior parte do território maranhense, com concentração nos municípios do norte, do oeste e do centro-sul do estado. Os poucos

municípios com *score* 0 (verde), localizados no litoral norte, são os que destinam seus resíduos ao Aterro Sanitário da Titara, em Rosário, a única unidade de destinação adequada em operação no estado. A dimensão humana da crise manifesta-se com maior intensidade na situação dos catadores. O SNIS (2022) registra 462 catadores adultos atuando em 26 municípios, além de 12 crianças menores de 14 anos em 2 municípios; ver Tabela 02. Particularmente reveladoras são as 53 moradias de catadores em 6 municípios, cujos nomes — Vila Lixão, Lixão do Morro, Lixão Vila São João — expressam com precisão brutal a sobreposição entre local de trabalho, moradia e passivo ambiental. As seis vilas de catadores (símbolo de casinha preta) estão encravadas em municípios de alta precariedade, materializando o que denominamos *exclusão territorial*: a sobreposição entre o local de trabalho, o local de moradia e o passivo ambiental; ver Figura 03.

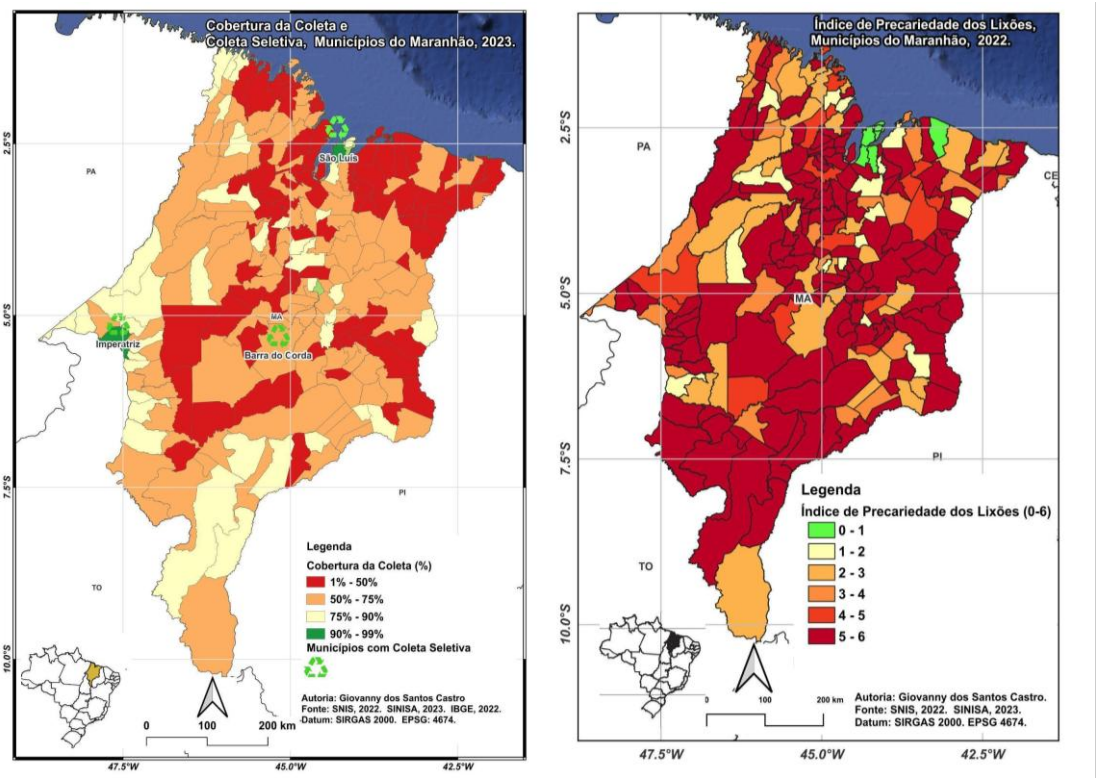


Figura 01: Cobertura da coleta de RSU e municípios com coleta seletiva, Maranhão, 2023.
Figura 02: Índice de precariedade dos lixões no Maranhão, 2022–2023.
Fonte: Autoria própria, com dados do SNIS (2022) e do SINISA (2023).

Município	Catadores > 14 anos	Catadores < 14 anos	Domicílios de catadores
Açailândia	118	—	20 (Vila Lixão)
Imperatriz	70	—	—
Bacabal	50	—	5 (Lixão Vila São João)
Chapadinha	30	—	—
Cantanhede	20	—	20 (Lixão Municipal)
Governador Nunes Freire	20	—	—
Cururupu	20	10	4
Viana	15	—	—
Alto Alegre do Pindaré	14	—	—
Buriticupu	12	—	—
Alto Parnaíba	2	2	2
Buriti Bravo	3	—	2 (Lixão do Morro)
Total	462	12	53 moradias / 6 municípios

Tabela 02: Catadores de materiais recicláveis registrados nos lixões municipais do Maranhão, SNIS 2022.
Fonte: Autoria própria, com dados do SNIS (2022). (—) indica valor zero ou não informado.

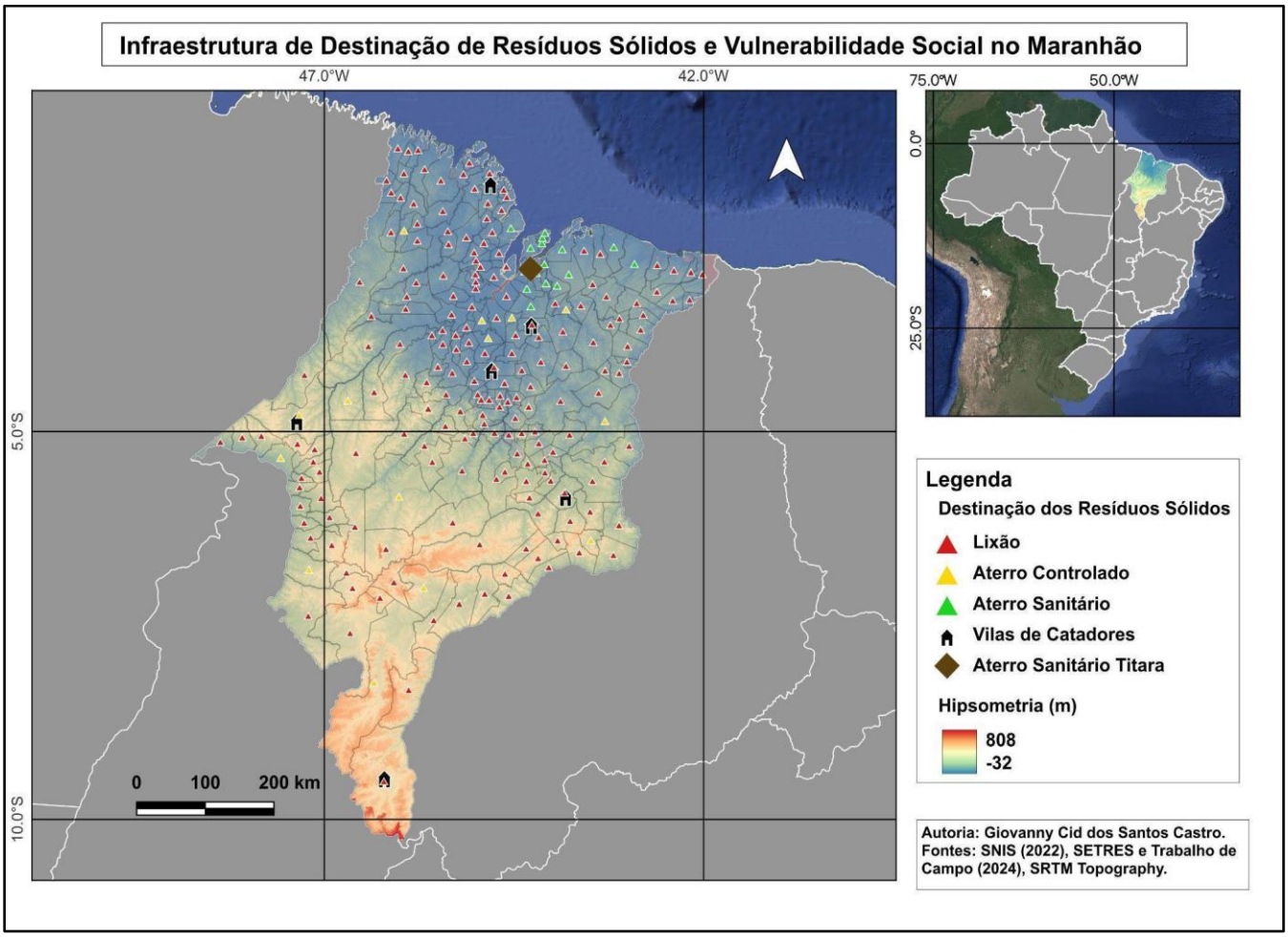


Figura 03: **Unidades de destinação final de RSU nos municípios do Maranhão, SNIS 2022.**
Fonte: Autoria própria, com dados do SNIS (2022).

A sobreposição entre a precariedade máxima dos lixões e a presença de catadores não é casual; é estruturalmente produzida. Os 16 municípios com score de precariedade igual ou superior a 4 que registram catadores ativos concentram 324 dos 462 adultos mapeados no estado, o que corresponde a 70% do total, e 51 dos 53 domicílios de catadores, praticamente toda a exclusão territorial quantificada pelo SNIS 2022. Nesses municípios, o lixão reúne simultaneamente as piores condições ambientais registradas: ausência de drenagem de chorume, sem impermeabilização da base, queima a céu aberto e presença de animais, e é exatamente nesses ambientes que os catadores trabalham, e em muitos casos habitam. Açailândia exemplifica com precisão brutal essa lógica: score 5, lixão aberto em 2014, 118 catadores adultos e 20 domicílios na Vila Lixão. Bacabal repete o padrão: score 5, 50 catadores, 5 domicílios no Lixão Vila São João. Cururupu, score 5, 20 catadores e 4 domicílios, com lixão em operação desde 1992. O que os dados revelam não é uma correlação estatística entre precariedade e presença humana; é a confirmação de que os piores lixões atraem os catadores mais vulneráveis, ou, dito de outra forma, que a exclusão territorial se aprofunda precisamente onde o Estado mais se ausenta. Quanto mais precário o lixão, mais invisível o trabalhador que nele sobrevive.

A Figura 04 documentou detalhadamente aspectos da gestão de resíduos nos municípios do interior do estado do Maranhão. O aterro controlado (4A) e o lixão (4B) registrados por VANT, e o catador (4C) transportando materiais em bicicleta adaptada na via de acesso, sem qualquer equipamento de proteção ou vínculo formal de trabalho.

Dos 127 municípios classificados com *score* 6 (lixão presumido), sem qualquer dado no SNIS 2022 , 70 responderam ao módulo do SINISA 2024, mas nenhum declarou a presença de catadores em lixões. Esse resultado não pode ser interpretado como ausência de catadores: entre os municípios que dispõem de dados no SNIS, 31 dos 90 com lixão confirmado registram catadores ativos, o que corresponde a uma taxa de ocorrência de 34%. Aplicada conservadoramente aos 127 municípios sem dados, essa proporção sugere que entre 40 e 45 municípios adicionais poderiam ter catadores não registrados, o que elevaria a estimativa estadual de 474 para algo entre 600 e 800 trabalhadores, considerando apenas os adultos. A invisibilidade dos catadores nos sistemas de informação, portanto, não é uma falha técnica de preenchimento: é o reflexo direto da incapacidade institucional dos municípios de menor porte de reconhecer, registrar e, consequentemente, integrar esses trabalhadores às políticas públicas. O número de 474 catadores, amplamente citado neste artigo, deve ser lido não como um dado preciso, mas como um limite inferior de uma realidade que os sistemas auto declaratórios subnotificam sistematicamente.

A cadeia produtiva da reciclagem no Maranhão opera em colapso estrutural que vai além da destinação inadequada. Apenas 3 dos 217 municípios (São Luís, Imperatriz e Barra do Corda) possuem programas formais de coleta seletiva, o que resulta em taxa de reciclagem inferior a 1% (Brasil, 2023), a mais baixa entre os estados brasileiros com dados disponíveis. Essa ausência não é contingente; é o reflexo direto da inexistência de indústrias recicladoras no estado. Todo o material triado pelos catadores percorre centenas de quilômetros até unidades de transformação localizadas em São Paulo, Goiás, Pará e Ceará, passando por uma cadeia de intermediários que reduz sistematicamente o preço pago na origem. O catador maranhense realiza, portanto, a etapa mais árdua da logística reversa, a triagem manual em condições totalmente insalubres, e retém a menor fração do valor gerado ao longo de toda a cadeia. Essa estrutura não é uma disfunção de mercado; é a expressão espacial dos dois circuitos da economia urbana descritos por Santos (2008), em que o circuito inferior opera como fornecedor precarizado e invisível do circuito superior, sem poder de barganha, sem regularidade e sem reconhecimento institucional. A ausência do Estado nesse elo, aliada à ausência de programas de coleta seletiva, de galpões de triagem, de incentivos à instalação de indústrias recicladoras e de remuneração formal aos catadores, não é omissão passiva, mas uma escolha política que transfere os custos da logística reversa para os sujeitos mais vulneráveis da cadeia, enquanto os benefícios econômicos da reciclagem são apropriados fora do território estadual. Enquanto o Maranhão não desenvolver uma política industrial regional para a reciclagem, com incentivos fiscais à instalação de indústrias transformadoras, à ampliação dos galpões de triagem e à remuneração via Pagamento por Serviços Ambientais, a coleta seletiva permanecerá residual e a exclusão dos catadores será estrutural.



Figura 04: Registros de trabalho de campo sobre a gestão de resíduos sólidos nos municípios do interior do estado do Maranhão, 2024. (A) Vista aérea (VANT) de aterro controlado municipal: área murada e com acesso controlado, presença de guarita e trabalhadores, adjacente a cemitério (~100 m) e vegetação de palmeiras de babaçu (espécie protegida), classificado como adequado pelo gestor municipal, mas sem impermeabilização ou drenagem de chorume. (B) Vista aérea (VANT) do lixão municipal: acesso tomado por resíduos, proximidade imediata de residências e de açudes de piscicultura, evidenciando risco de contaminação hídrica e alimentar. (C) Catador em bicicleta adaptada para transporte de materiais coletados no lixão.
Fonte: Autoria própria, trabalho de campo (2024).

Comentários Finais

A análise espacial revela que a crise do saneamento no Maranhão decorre de decisões políticas e de desigualdades territoriais. A infraestrutura adequada concentra-se nos grandes polos (apenas 12 municípios destinam resíduos ao Aterro Sanitário da Titara), enquanto o interior opera sob precariedade sistemática: com mais de 200 municípios que utilizam lixões a céu aberto ou aterros controlados.

A falha da PNRS no Maranhão não se limita à permanência dos lixões pré-existentes: manifesta-se, de forma ainda mais reveladora, na abertura de novos lixões após a entrada em vigor da PNRS. Os dados do SNIS 2022 e do SINISA 2024 identificam 109 municípios que iniciaram operações de disposição inadequada após 2010. Desses, 20 têm catadores ativos trabalhando nesses mesmos lixões, incluindo casos como Açailândia, onde um lixão aberto em 2014 concentra 118 catadores e *score* máximo de precariedade (5); Cantanhede, com lixão inaugurado em 2016 e 20 catadores, e 20 domicílios nas imediações, em condições igualmente precárias. Isso significa que a lei não apenas falhou em encerrar os "territórios da exclusão" existentes; ela permitiu, sob sua vigência, a produção de novos "territórios da exclusão", nos quais a precariedade ambiental e o trabalho informal se instalaram simultaneamente e de forma estrutural. A PNRS criou um marco jurídico sem criar as condições materiais, institucionais e fiscais para sua implementação; e o resultado, no Maranhão, é uma paisagem de lixões mais nova, mais disseminada e igualmente precária do que a que a lei pretendia extinguir.

Para os catadores, a crise é estrutural e existencial. Os 462 adultos e 12 crianças registrados representam a fração visível de uma categoria maior, historicamente invisibilizada. Suas 53 moradias em 6 municípios , com nomes como “Vila Lixão” e “Lixão do Morro” , não resultam de escolha, mas da ausência dela. Esses “espaços da invisibilidade” (Gonçalves-Dias; Sakurai; Ziglio, 2020), quando analisados à luz das relações de poder que os produzem (Raffestin, 1993; Santos, 2008), revelam-se “territórios da exclusão”: onde a omissão pública é, ela mesma, uma política de transferência de passivos para os mais pobres.

Projetos em andamento, como o Aterro Sanitário de Imperatriz (60% concluído) e o de Balsas (licença concedida), representam avanços necessários, porém insuficientes. Sem galpões de triagem e PSA de transição, corre-se o risco de modernizar a destinação sem erradicar a exclusão territorial. Nestes termos, como recomendações expressas e urgentes: aumento da cobertura de coleta de resíduos domiciliares, com maior atendimento para a população do estado, criação de consórcios intermunicipais regionais, vide o modelo cearense que reduziu os lixões em 60% em cinco anos; programa estadual de monitoramento em tempo real, com utilização de sensoriamento remoto e validação de campo, a partir das autodeclarações; implementação de PSA para catadores, com projetos-piloto em São Luís (cooperativas como Associacao dos Catadores do Maranhão (ASCAMAR), com o repasse por tonelada de recicláveis, e em Imperatriz (renda de transição vinculada ao novo aterro), financiados por ICMS Ecológico, Fundo Estadual do Meio Ambiente (FEMA) ou Ministério das Cidades (MINC). Enquanto o Estado mantiver, em 200 dos seus 217 municípios, a operação de lixões a céu aberto, a exclusão territorial dos catadores trata-se de uma política de invisibilidade e de exclusão, de transferência de custos ambientais para os mais empobrecidos.

Dentre as limitações metodológicas da pesquisa, a principal reside na dependência de bases autodeclaratórias (SNIS e SINISA), cujas inconsistências foram documentadas em campo. Sobre o IPL, é importante frisar que o índice captura um instantâneo das condições em 2022–2023, sem avaliar a trajetória temporal. O trabalho de campo concentrou-se em municípios do interior do Maranhão, devido à representatividade da precariedade no estado.

Agradecimentos

O autor agradece ao Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal do Maranhão (PPGGEO-UFMA), ao Laboratório de Extensão, Pesquisa e Ensino de Geografia, (LEPENG-UFMA), aos colegas de laboratório e de campo. Agradeço ao Prof. Dr. Reinaldo Paul Pérez Machado pelo incentivo à participação no evento. Ao Programa de Pós-Graduação em Geografia Humana (DG/FFLCH-USP); ao Laboratório de Aerofotogrametria e Sensoriamento Remoto (LASERE); às catadoras e aos catadores dos municípios visitados pela disposição em compartilhar suas experiências. O presente trabalho foi realizado com apoio da FAPESP, Processo nº 2025/05308-0.

Referências Bibliográficas

ACSELRAD, H. (Org.). **A duração das cidades: sustentabilidade e risco nas políticas urbanas**. Rio de Janeiro, 2001.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a **Política Nacional de Resíduos Sólidos**. Diário Oficial da União, Brasília, DF, seção 1, p. 3, 3 ago. 2010.

BRASIL. Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020. Atualiza o **marco legal do saneamento básico**. Diário Oficial da União, Brasília, DF, seção 1, p. 1, 16 jul. 2020.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS): diagnóstico temático de resíduos sólidos urbanos**, 2022. Brasília: MDR, 2023.

CASTRO, G. C. S. **Atuação dos catadores de materiais recicláveis e reutilizáveis a partir da ASCAMAR em São Luís**. Dissertação (Mestrado em Geografia). Universidade Federal do Maranhão, São Luís, 2024.

CASTRO, G. C. S.; CELERI, M. J. O trabalho dos catadores de materiais recicláveis e reutilizáveis em São Luís no contexto do Maranhão contemporâneo. **Revista Geoaraguaia**, Barra do Garças, v. 14, n. 2, p. 1-20, dez. 2024.

CASTRO, G. C. S.; RUFINO, D. C. **A questão dos resíduos sólidos no espaço urbano: as potencialidades do MNCR e o direito à cidade**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEÓGRAFAS E GEÓGRAFOS, 8., 2024, São Paulo. Anais [...]. São Paulo: AGB, 2024.

CELERI, M. J. **A política nacional dos resíduos sólidos: proposta de adequação para a gestão e o gerenciamento para os consórcios intermunicipais**. Tese (Doutorado em Geografia) — Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2012.

CELERI, M. J.; RUFINO, D. C.; MONTENEGRO JÚNIOR, C. M.; CASTRO, G. C. S. **Espaço, trabalho e exclusão: a dinâmica dos catadores de materiais recicláveis na Baixada Maranhense**. Geofronter, Campo Grande, v. 11, p. 01-26, 2025.

DOUGLAS, I. **The urban environment**. London: Edward Arnold, 1983.

GONÇALVES-DIAS, S. L. F.; SAKURAI, T.; ZIGLIO, L. (Org.). **Catadores e espaços de (in)visibilidade**. São Paulo: Blucher, 2020. 292.

HARVEY, D. **Justiça social e a cidade**. Tradução de Mário Nagle. São Paulo: Hucitec, 1980.

HARVEY, D. **O direito à cidade**. Lutas Sociais, São Paulo, n. 29, p. 73-89, jul./dez. 2012.

HOORNWEG, D.; BHADA-TATA, P. **What a waste: a global review of solid waste management**. Washington, DC: World Bank, 2012.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo Demográfico 2022: resultados preliminares**. Rio de Janeiro: IBGE, 2023.

JANNUZZI, P. M. **Indicadores sociais no Brasil: conceitos, fontes de dados e aplicações**. 5. ed. Campinas: Alínea, 2012.

LEFEBVRE, H. **O direito à cidade**. São Paulo: Moraes, 1991.

MARANHÃO. Governo do Estado. **Plano Maranhão 2050**. São Luís: Governo do Estado do Maranhão, 2024.

MINISTÉRIO DAS CIDADES. Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico (SINISA); **Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos**, 2024. Brasília: Ministério das Cidades, 2025.

RAFFESTIN, C. **Por uma geografia do poder**. Tradução de Maria Cecília França. São Paulo: Ática, 1993.

RODRIGUES, A. M. **Produção e consumo do e no espaço urbano**. São Paulo: Hucitec, 1998.

SANTOS, M. **O espaço dividido: os dois circuitos da economia urbana dos países subdesenvolvidos**. 2. ed. São Paulo: EDUSP, 2008.

SANTOS, M. **O espaço do cidadão**. 3. ed. São Paulo: EDUSP, 1996.

SILVEIRA, M. L. **Modernização contemporânea e nova constituição dos circuitos da economia urbana**. Espaço e Tempo, São Paulo, n. 19, p. 246-262, 2015.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. **Série histórica, resíduos sólidos**. Brasília: Ministério do Desenvolvimento Regional, 2023.

VILES, H.; GOUDIE, A. **Geomorphology in the Anthropocene**. Cambridge: Cambridge University Press, 2016.

EFICIÊNCIA ENERGÉTICO-ECOLÓGICA DE USINAS HÍBRIDAS DE CONVERSÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS E GÁS NATURAL OU BIOMETANO EM ELETRICIDADE

Pedro de Souza Assunção, Maria Luisa Nerys de Moraes Carneiro, Ademir Abdala Prata Junior
Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto de Geociências e Ciências Exatas (IGCE), Rio Claro, e-mail: pedro.s.assuncao@unesp.br; UNESP, IGCE, Rio Claro e-mail: luisa.carneiro@unesp.br; UNESP, IGCE, Rio Claro, e-mail: ademir.prata@unesp.br

Palavras-chave: Usina de Recuperação Energética; Eficiência Ecológica; *Waste-to-Energy*.

Resumo

O presente trabalho avalia o desempenho ambiental de diferentes configurações de usinas híbridas de recuperação energética de resíduos (WTE-GT) operando em ciclo combinado com turbinas a gás, por meio do indicador Eficiência Energético-Ecológica (EE), proposto por Carneiro e Gomes (2019). Foram analisadas nove configurações de usinas divididas em dois grupos: quatro usinas repotenciadas (*Repowered Waste-to-Energy Plants* — Rep-1 a Rep-4), resultantes da integração de turbinas a gás a ciclos Rankine pré-existentes, e cinco usinas avançadas (*Advanced Hybrid Waste-to-Energy Plants* — Adv-1 a Adv-5), concebidas como sistemas de ciclo combinado de alta eficiência. Os combustíveis analisados foram resíduos sólidos urbanos (RSU), gás natural (GN) e biometano. Os fatores de emissão foram obtidos a partir do banco de dados *AP-42* da *U.S. Environmental Protection Agency* (USEPA) e da literatura especializada, enquanto os parâmetros termodinâmicos — eficiência líquida (η) e participações dos combustíveis (δ) — foram estimados por meio de simulações no *software* Thermoflex©. A partir desses dados, foram calculados o Indicador de Poluição (Π) e a Eficiência Energético-Ecológica (EE) para quatro cenários distintos em cada configuração, combinando emissões controladas e não controladas com e sem o desconto do carbono biogênico (*offset*), totalizando 72 casos analisados. Os resultados demonstram que os sistemas de controle de emissões proporcionam um acréscimo de aproximadamente 14 pontos percentuais na EE. No cenário de emissões controladas sem consideração da origem do carbono, as usinas avançadas apresentaram desempenho ambiental ligeiramente superior ao das repotenciadas, com EE em torno de 85% contra 84%. Quando se considera o desconto do carbono biogênico e o uso de biometano, ambos os grupos atingem valores de EE próximos a 92,5%, evidenciando o expressivo ganho ambiental associado à substituição do gás natural por biocombustíveis. Os resultados reforçam a viabilidade da recuperação energética de resíduos como alternativa sustentável aos aterros sanitários, em consonância com a Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei n° 12.305/2010) e com os objetivos da Lei do Combustível do Futuro (Lei n° 14.993/2024).

Introdução

A eficiência energético-ecológica (EE) é um indicador inovador que incorpora a eficiência termodinâmica de sistemas energéticos a variáveis ambientais atreladas às emissões de gases poluentes que impactam tanto nas mudanças climáticas quanto na toxicidade humana (Carneiro, 2019). Trata-se de uma métrica de eficiência energética e sustentabilidade útil para quantificar o desempenho dos sistemas de conversão energética, possibilitando comparações entre diferentes tecnologias.

A redução progressiva da utilização de aterros sanitários está prevista no Planares – Plano Nacional de Resíduos Sólidos, publicado em 2022 como instrumento da Política Nacional de Resíduos Sólidos (Brasil, 2010). Ele estabelece uma meta de aproximadamente 50% de redução da destinação dos resíduos sólidos urbanos (RSU) em aterros até 2040. As usinas de Recuperação Energética de Resíduos (URE ou *Waste-to-Energy*, WTE) tradicionais são uma alternativa aos aterros sanitários, permitindo a conversão de resíduos não recicláveis da coleta municipal em energia elétrica e/ou térmica. A vantagem destas plantas é que, por utilizarem uma tecnologia avançada, realizam um processo de queima em altas temperaturas, produzindo vapor e gerando eletricidade em um ciclo termodinâmico. Elas permitem minimizar o volume de rejeitos e eliminar sua toxicidade rapidamente, ao mesmo tempo em que gera eletricidade continuamente próximo aos centros urbanos. Para controlar a emissão dos poluentes atmosféricos oriundos da queima, são utilizados equipamentos de abatimento de alta tecnologia que garantem o cumprimento dos mais restritivos padrões de qualidade ambiental.

Neste trabalho, a eficiência energético-ecológica é utilizada de forma inovadora para mensurar a performance de UREs bicombustíveis, movidas a rejeitos sólidos urbanos e gás natural ou biometano. Estas UREs híbridas (WTE-GT) operam em ciclo combinado (Carneiro, 2019; Carneiro, 2023), sendo uma alternativa mais eficiente do que as UREs tradicionais. Nelas, o ciclo a vapor é interligado a um ciclo a gás por uma caldeira de recuperação. O sistema funciona da seguinte forma: a queima dos resíduos ocorre em uma caldeira revestida de material anticorrosivo, gerando vapor, este, por sua vez, é superaquecido pelo calor residual da queima do gás natural (GN) ou biometano em uma turbina a gás (GT) (Carneiro, 2023). A presença do combustível gasoso é o que diferencia a URE convencional da URE híbrida, e isto é o que permite aumentar a eficiência energética do sistema, uma vez que o poder calorífico do gás natural/biometano é bem superior ao dos resíduos. Apesar de ser um combustível fóssil, o gás natural é um combustível bastante limpo, e não exige sistema de controle de poluição específico, além disso, pode ser substituído facilmente pelo biometano, que é de origem 100% renovável.

A opção da utilização do biometano nas usinas, pela substituição ou mistura com gás natural, mostra que a tecnologia se adequa aos objetivos estabelecidos pela Lei nº 14.993/2024 (Lei Combustível do Futuro) (Brasil, 2024) que visa a descarbonização da matriz energética do país e o incentivo a utilização de biocombustíveis, tendo como um dos principais focos o biometano.

Objetivos

Avaliar o desempenho ambiental de diferentes configurações de Usinas Híbridas de Recuperação Energética de Resíduos (WTE-GT) operando em ciclo combinado com turbinas a gás por meio do indicador Eficiência Energético-Ecológica (EE), proposto por Carneiro e Gomes (2019).

Materiais e Métodos

A metodologia de cálculo da Eficiência Energético-Ecológica (EE) utilizada é a denominada "*Approach IV*", conforme descrito em proposta por Carneiro e Gomes (2019). Este indicador é do tipo quanto maior melhor. A Equação 1 descreve a formulação de EE, representada pela variável ε e η a eficiência térmica do sistema, ambos adimensionais. O parâmetro Π é o indicador de poluição atmosférica do sistema, expresso em kg de poluente/MJ.

$$\varepsilon = \left(2{,}01.\frac{\eta}{(\eta + \Pi)}.ln\,(1{,}645 - \Pi)\right)^{1{,}7} \quad (1)$$

O indicador de poluição (Π), necessário para calcular a EE, foi obtido com base na adaptação descrita por Carneiro e Gomes (2019) para usinas que utilizam múltiplos combustíveis, sendo expresso pela Equação 2, em que $\delta_{combustível}$ representa a porcentagem de participação do combustível no sistema, e $\Pi_{combustível}$ representa o indicador de poluição do combustível, expresso em kg de poluente/MJ. Este indicador é do tipo quanto maior pior.

$$\Pi = \delta_{RSU}.\Pi_{RSU} + \delta_{GN}.\Pi_{GN} \quad (2)$$

Os indicadores de poluição referentes ao resíduo sólido urbano (Π_{RSU}) e ao gás natural (Π_{GN}) foram calculados conforme descrito na Equação 3, em que f_{eq} é o fator de emissão equivalente, expresso em kg de poluente/kg de combustível, e LHV o poder calorífico inferior (PCI) do combustível, expresso em MJ/kg de combustível.

$$\Pi_{(RSU\ ou\ GN)} = \frac{f_{eq\ (RSU\ ou\ GN)}}{LHV_{(RSU\ ou\ GN)}} \quad (3)$$

O fator de emissão equivalente (f_{eq}) é uma combinação do fator de emissão de 1,4-diclorobenzeno equivalente ($f_{1,4-DCBeq}$) e do fator de emissão de dióxido de carbono equivalente (f_{CO2eq}), de acordo com as equações (4), (5) e (6). A metodologia de Hofstetter et al. (1999), que utiliza a correlação com o número de mortes prematuras por milhão de habitantes europeus por ano baseou o fator de emissão de 1,4-diclorobenzeno equivalente ($f_{1,4-DCBeq}$). O fator de emissão de dióxido de carbono equivalente (f_{CO2eq}) [1] é baseado na metodologia LCA (*life cycle assessment*) e nos parâmetros calculados por Huijbregts et al. (2000).

$$f_{eq\ (RSU\ ou\ GN)} = 0{,}742.f_{1,4-DCBeq\ (RSU\ ou\ GN)} + 0{,}258.f_{CO2eq\ (RSU\ ou\ GN)} \quad (4)$$

$$f_{1,4-DCBeq} = 4{,}54.f_{SO2} + 56{,}71.f_{NOx} + 38{,}75.f_{PM} \quad (5)$$

$$f_{CO2eq} = f_{CO2} + 28.f_{CH4} + 265.f_{N2O} \quad (6)$$

Nas equações 4, 5 e 6, os fatores de emissão de cada poluente são expressos em kg de poluente/kg de combustível.

Para adequar o fator f_{eq} a diferentes valores de poder calorífico utiliza-se o fator de emissão equivalente de referência ($f_{eq,ref}$) associado a um poder calorífico de referência (HV_{ref}) e ao poder calorífico desejado (HV) [1], conforme a Equação 7. Tanto os fatores de emissão (f_{eq} e $f_{eq,ref}$) quanto os poderes caloríficos (HV e HV_{ref}) são expressos, preferencialmente, em kg de poluente/kg de combustível e MJ/kg de combustível, respectivamente.

$$f_{eq} = f_{eq,ref}.\frac{HV}{HV_{ref}} \quad (7)$$

Dois indicadores de poluição podem ser determinados para cada combustível: Π_{HT} associado à toxicidade humana (*human toxicity*), e Π_{GW} relacionado às mudanças climáticas (*global warming*). Sendo eles baseados nas Eqs. 3, 5 e 6 e definidos pela Equação 8, em que os indicadores de poluição ($\Pi_{(HT\ ou\ GW)}$) são expressos em kg de 1,4-DCBeq ou CO_2eq/MJ, os fatores de emissão ($f_{1,4\text{-}DCBeq\ ou\ CO2eq}$) expressos em kg de 1,4-DCBeq ou CO_2eq/kg de combustível e os valores do poder calorífico inferior (LHV) em MJ/kg de combustível. Esses podem ser integrados para calcular o indicador de poluição (Π) de cada combustível na Equação 9 substituindo a Eq. 3.

$$\Pi_{(HT\ ou\ GW),combustível} = \frac{f_{(1,4-DCBeq\ ou\ CO2eq),combustível}}{LHV_{combustível}} \quad (8)$$

$$\Pi = 0{,}742.\Pi_{HT} + 0{,}258\Pi_{GW} \quad (9)$$

Esses coeficientes podem ser aplicados na Eq. 2 para calcular o indicador de poluição dos sistemas para cada problemática, toxicidade humana e mudanças climáticas. Estes podem ser aplicados na Eq. 1 para determinar a eficiência energética-ecológica para ambas as problemáticas, respectivamente ε_{HT} e ε_{GW}.

$$\varepsilon_{(HT\ ou\ GW)} = \left(2{,}01.\frac{\eta}{\left(\eta + \Pi_{(HT\ ou\ GW)}\right)}.\ln\left(1{,}645 - \Pi_{(HT\ ou\ GW)}\right)\right)^{1{,}7} \quad (10)$$

Também pode-se calcular o indicador de poluição (Π) pelos calculados na Eq. 8 pela seguinte expressão:

$$\Pi = \delta_{RSU}.(0{,}742.\Pi_{HT} + 0{,}258\Pi_{GW})_{RSU} + \delta_{GN}.(0{,}742.\Pi_{HT} + 0{,}258\Pi_{GW})_{GN} \quad (11)$$

Foram consideradas dois tipos de fatores de emissão da queima dos combustíveis: (1) emissões não controladas (associadas a cada poluente $f_{poluente}$) e (2) emissões controladas (dependendo do fator de abatimento do poluente: σ). As emissões controladas são aquelas onde há abatimento de poluentes, expressas pela Equação 12 (Cârdu & Baica, 2000).

$$f_{poluente\ (controlada)} = \left(1 - \sigma_{poluente}\right).f_{poluente\ (não\ contolada)} \quad (12)$$

Tendo em vista que o carbono presente nas emissões pode ser de origem fóssil ou biogênica, dependendo do combustível, foi investigada a influência da origem do carbono queimado. O carbono proveniente de biomassa (fonte não fóssil ou renovável), é chamado carbono biogênico. Ele está presente nos combustíveis biometano e resíduo sólido urbano (RSU). O teor de carbono biogênico que representa a fração de carbono oriundo de matéria orgânica (σ) foi chamado "*offset*", conforme metodologia de Filho et al. (2013). Este pode ser enquadrado de maneira similar ao apresentado na Eq. 12 substituindo o fator de abatimento pelo teor de carbono biogênico do combustível.

Os fatores de emissão dos poluentes analisados incluem: dióxido de carbono (CO_2), dióxido de enxofre (SO_2), óxidos de nitrogênio (NO_2 ou NO_x), material particulado (MP), metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O), conforme a Tabela 1. Esses fatores estão organizados por tipo de combustível e subdivididos em emissões controladas e não controladas. As emissões controladas incorporam em seus valores as eficiências de abatimento (fatores de redução), quando aplicável.

Assumindo-se o biometano intercambiável com o gás natural, foram utilizados os mesmos fatores de emissão e abatimento para ambos os combustíveis.

Foram adotados fatores de emissão e redução da *U.S. Environmental Protection Agency* (EPA): "Fatores de emissões de poluentes atmosféricos (*AP-42*)" e da literatura especializada.

Tabela 1: Fatores de Emissão para Gás Natural/Biometano e para Resíduo Sólido Urbano.

Poluente	Fator de Emissão (kg/MJ)		Fator de Emissão (kg/ton)	
	Gás Natural (GN)/Biometano [a]		Resíduo Sólido Urbano (RSU)[b]	
	Não Controlada	Controlada	Não Controlada	Controlada
CO_2	$4{,}73 \times 10^{-2}$	-	$9{,}85 \times 10^{2}$	-
CO_2, *offset*	0[c]	-	$2{,}86 \times 10^{2}$ [d]	-
SO_2	$1{,}46 \times 10^{-6}$	-	1,73	$2{,}77 \times 10^{-1}$ [e]
NO_2 ou NO_x	$1{,}38 \times 10^{-4}$ (NO_x)	$4{,}26 \times 10^{-5}$ (NO_x)[f]	1,83 (NO_x)	1,00 (NO_2)[g]
MP	$2{,}84 \times 10^{-6}$	-	12,6	$3{,}11 \times 10^{-2}$ [e]
CH_4	$3{,}70 \times 10^{-6}$	-	-	-
N_2O	$1{,}29 \times 10^{-6}$	-	$\frac{(1{,}05 \times 10^{-1})}{(1-\sigma_n)}$ [h]	$1{,}05 \times 10^{-1}$ [g]

[a] – HHV_{GN} = 38 MJ/m³, T = 15,6 °C e P = 1 atm (USEPA - AP-42);
[b] – $LHV_{RSU} \approx$ 10,5 MJ/kg (USEPA - AP-42);
[c] – Apenas aplicável para o biometano;
[d] – É a ideia do carbono biogênico proposta Filho et al. (2013) aplicada aos coeficientes obtidos por Giuliano et al. (2008), no qual o método de cálculo se equivale aos utilizados nas emissões controladas, com fração de carbono biogênico σ_c = 0,71;
[e] – Equipamento de controle de emissão: lavador a seco + filtro de tecido; (USEPA - AP-42);
[f] – Técnica remoção de NOx ($DeNO_x$) (USEPA - AP-42);
[g] – Técnica $DeNO_x$ por redução não catalítica (SNCR) com uso ureia no forno (Giuliano et al., 2008);
[h] – σ_n é o fator de redução de N_2O, para SNCR com ureia (Hwang et al., 2017)

Foram adotados os seguintes valores de poder calorífico: LHV_{RSU} = 12,622 MJ/kg, LHV_{GN} = 47,141 MJ/kg e HHV_{GN} = 52,225 MJ/kg (ESSOM CO. LTD., 2019). A fração de carbono biogênico considerada nos cálculos foi σ_c = 0,51 (Ryu, 2010). Os demais parâmetros são coletados de simulações com *software* Thermoflex©, disponíveis na Tabela 2.

O estudo está dividido em dois layouts de usinas: "*Repowered Waste-to-Energy Plants"* e "*Advanced Hybrid Waste-to-Energy Plants*". As usinas *Repowered Waste-to-Energy Plants* consistem em UREs repotenciadas, isto é, são usina mono-combustível pré-existentes que foram adaptadas para operar em ciclo combinado com turbina a gás, a fim de aumentar a sua eficiência energética. A repotenciação foi considerada pela integração de diferentes modelos de turbinas a gás a um ciclo Rankine pré-existente em uma URE de médio porte subutilizada, conforme estudado por Bianchi et al. (2015) em quatro casos: Rep-1: Arranjo A com turbina *KAWASAKI* GPB180D; Rep-2: Arranjo A com turbina *General Electric* LM2500PH; Rep-3: Arranjo B com turbina *Siemens* SGT-600; Rep-4: Arranjo B com turbina *General Electric* LM2500+PK.

As usinas *Advanced Hybrid Waste-to-Energy Plants* são usinas híbridas teóricas altamente eficientes voltada para conversão de resíduos sólidos urbanos e gás natural em energia elétrica. Neste layout foi considerado um ciclo combinado com turbina a gás de grande porte e uma caldeira de recuperação de calor (HRSG) com possibilidade de queima suplementar de gás (SF). Foram cinco casos estudados por (Carneiro, 2019), com variações na pressão de vapor da entrada do desaerador (PDEA) e os modelos das turbinas, conforme abaixo: Adv-1: PDEA de 5 bar e turbina GE LM6000PD associada a uma HRSG com queima suplementar; Adv-2: PDEA de 5 bar e turbina GE LM6KPGSPT associada a uma HRSG sem queima suplementar; Adv-3: PDEA de 3 bar e turbina GE LM6000PD associada a uma HRSG com queima suplementar; Adv-4: PDEA de 5 bar e turbina GE LM6000PD associada a uma HRSG com queima suplementar; Adv-5: PDEA de 5 ba e turbina MHPS H-25 associada a uma HRSG com queima suplementar.

Com isso, um total de nove configurações foram avaliadas, quatro configurações de plantas repotenciadas e cinco de plantas avançadas. A Tabela 2 mostra as percentagens de participação do RSU (δ_{RSU}) e do gás natural ou biometano ($\delta_{GN\ ou\ Bio}$), além da eficiência termodinâmica (η) do ciclo combinado para cada configuração avaliada.

Tabela 2: Porcentagens de Participação e Rendimento dos Casos Analisados.

Tipo de Usina	Usina	$\delta_{GN\ ou\ Bio}$	δ_{RSU}	η
Repowered Waste-to-Energy	Rep-1	40,20 %	59,80 %	29,75 %
	Rep-2	41,14 %	58,86 %	30,62 %
	Rep-3	45,54 %	54,46 %	30,08 %
	Rep-4	48,36 %	51,64 %	32,80 %
Advanced Hybrid Waste-to-Energy	Adv-1	32,45 %	67,55 %	37,50 %
	Adv-2	32,45 %	67,55 %	37,60 %
	Adv-3	31,12 %	68,88 %	37,16 %
	Adv-4	31,30 %	68,70 %	36,91 %
	Adv-5	32,78 %	67,22 %	37,08 %

As usinas Adv apresentam maiores eficiências térmicas e maiores participações de RSU do que as usinas Rep, isso mostra o quanto a tecnologia do ciclo combinado pode contribuir para maximizar a produção energética aumentando a participação do combustível de resíduo.

Resultados e Discussão

Para analisar a importância do controle de poluição atmosférica, dividiu-se os resultados em duas partes: "emissões controladas" e "emissões não controladas". As emissões controladas pressupõem a utilização de equipamentos ou processos de abatimento de poluentes gasosos, conforme a Tabela 1. As emissões não controladas pressupõem que não há abatimento de poluentes na planta. Na prática, não seria possível operar sem controle de poluição, em razão das legislações ambientais, entretanto, para fins deste estudo, optou-se por analisar os indicadores de poluição e da eficiência energético-ecológica para casos com e sem controle de poluição.

Na Tabela 3 estão os quatro casos de emissões controladas analisados nos dois tipos de layout (*Repowered* e *Advanced*): Caso {"C", GN}: o sistema queima resíduos urbanos e gás natural (RSU + GN), as emissões de RSU e GN sofrem abatimento e o carbono emitido pela queima de RSU+GN não é diferenciado entre fóssil e biogênico; Caso {"C", Bio}: o sistema queima resíduos urbanos e biometano (RSU + Bio), as emissões de RSU e biometano sofrem abatimento e o carbono emitido pela queima de RSU+Bio não é diferenciado entre fóssil e biogênico; Caso {"C", GN, *offset*}: o sistema queima resíduos urbanos e gás natural (RSU + GN), as emissões de RSU e GN passam por sistema de abatimento e considera-se parte do carbono emitido pela queima de RSU como biogênico; Caso {"C", Bio, *offset*}: o sistema queima resíduos urbanos e biometano (RSU + Bio), as emissões de RSU e Bio passam por sistema de abatimento e consideram-se duas fontes de carbono biogênico: o emitido pelo biometano e parte do carbono emitido pela queima de RSU;

Tabela 3: Indicadores de Poluição (kg de poluente equivalente/MJ) e Eficiência Ecológica (%) dos cenários de emissões controladas.

Tipo de Usina	Usina	Cenários de emissões controladas							
		"C", GN		"C", Bio		"C", GN, *offset*		"C", Bio, *offset*	
		Π	ε	Π	ε	Π	ε	Π	ε
Repowered Waste-to-Energy	1	$2{,}38 \times 10^{-2}$	83,50	$2{,}38 \times 10^{-2}$	83,50	$1{,}64 \times 10^{-2}$	88,26	$1{,}09 \times 10^{-2}$	92,01
	2	$2{,}36 \times 10^{-2}$	83,88	$2{,}36 \times 10^{-2}$	83,88	$1{,}64 \times 10^{-2}$	88,49	$1{,}08 \times 10^{-2}$	92,26
	3	$2{,}31 \times 10^{-2}$	84,05	$2{,}31 \times 10^{-2}$	84,05	$1{,}63 \times 10^{-2}$	88,38	$1{,}01 \times 10^{-2}$	92,62
	4	$2{,}27 \times 10^{-2}$	85,13	$2{,}27 \times 10^{-2}$	85,13	$1{,}63 \times 10^{-2}$	89,04	$9{,}71 \times 10^{-3}$	93,31
Advanced Hybrid Waste-to-Energy	1	$2{,}48 \times 10^{-2}$	85,16	$2{,}48 \times 10^{-2}$	85,16	$1{,}64 \times 10^{-2}$	89,86	$1{,}20 \times 10^{-2}$	92,49
	2	$2{,}48 \times 10^{-2}$	85,18	$2{,}48 \times 10^{-2}$	85,18	$1{,}64 \times 10^{-2}$	89,88	$1{,}20 \times 10^{-2}$	92,50
	3	$2{,}50 \times 10^{-2}$	84,98	$2{,}50 \times 10^{-2}$	84,98	$1{,}65 \times 10^{-2}$	89,80	$1{,}22 \times 10^{-2}$	92,33
	4	$2{,}49 \times 10^{-2}$	84,93	$2{,}49 \times 10^{-2}$	84,93	$1{,}65 \times 10^{-2}$	89,76	$1{,}22 \times 10^{-2}$	92,31
	5	$2{,}47 \times 10^{-2}$	85,08	$2{,}47 \times 10^{-2}$	85,08	$1{,}64 \times 10^{-2}$	89,79	$1{,}20 \times 10^{-2}$	92,46

É notável que quanto maior o indicador de poluição (PI) menor será a eficiência ecológica (EE). A EE é também influenciada pela eficiência termodinâmica (eta). Dentre os combustíveis, o RSU é o que possui o maior potencial poluidor por energia gerada, com isso, os sistemas com maiores participações deste combustível tendem a apresentar os maiores indicadores de poluição, mesmo quando aplicado a hipótese do *offset* de carbono biogênico.

Dos cenários de emissões controladas com uso de gás natural ("C, GN" na Tabela 3), as usinas avançadas (Adv-1 a Adv-5) tiveram um índice de poluição de aproximadamente 25 gramas de poluente equivalente por MJ de energia produzido, resultado este pouco pior do que o das usinas repotenciadas (Rep-1 a Rep-4) com 23-24 g poluente eq./MJ de energia produzido. Em compensação, a eficiência energética-ecológica (EE) foi melhor nas usinas avançadas Adv-1 a Adv-5 (~85 %) em comparação às repotenciadas Rep-1 a Rep-4 (~84%). Este resultado pode ser explicado pelo fato de as eficiências termodinâmicas das usinas avançadas serem muito maiores do que as das usinas repotenciadas (~37% das avançadas vs ~32% das repotenciadas). Interessante notar que o índice de poluição e a EE só se alteram com a substituição do gás natural pelo

biometano se for considerado o *offset* de carbono biogênico. As usinas repotenciadas operando com biometano ("C, Bio", offset) apresentaram EE na faixa de 92-93% quando descontada a emissão de carbono biogênico, em comparação com EE de ~84% quando não se leva em conta a origem do carbono ("C, Bio"). Como era de se esperar, no geral, as repotenciadas tiveram um desempenho ambiental pior do que as usinas avançadas. A configuração Rep-4 foi a exceção, apresentando EE maior do que algumas configurações Adv. Isso se explica pelo fato desta configuração ter a menor fração de combustível de resíduo (51,6% de RSU), isto é, sua fração de GN ou biometano (48,4% de GN) é a maior dentre todas as usinas analisadas, o que faz com que contribui para um menor índice de poluição e maior eficiência energético-ecológica.

Na Tabela 4 são mostrados os resultados dos indicadores de poluição e da eficiência energético-ecológica para os quatro casos de emissões não controladas analisados nos dois tipos de layout (*Repowered* e *Advanced*), são eles: Caso {"NC", GN}: o sistema queima resíduos urbanos e gás natural (RSU + GN), as emissões de RSU e GN não sofrem nenhum tipo de abatimento de poluentes e o carbono emitido pela queima de RSU+GN não é diferenciado entre fóssil e biogênico; Caso {"NC", Bio}: o sistema queima resíduos urbanos e biometano (RSU + Bio), as emissões de RSU e biometano não sofrem nenhum tipo de abatimento de poluentes e o carbono emitido pela queima de RSU+Bio não é diferenciado entre fóssil e biogênico; Caso {"NC", GN, *offset*}: o sistema queima resíduos urbanos e gás natural (RSU + GN), as emissões de RSU e GN não sofrem nenhum tipo de abatimento e considera-se parte do carbono emitido pela queima de RSU como biogênico; Caso {"NC", Bio, *offset*}: o sistema queima resíduos urbanos e biometano (RSU + Bio), as emissões de RSU e Bio não sofrem nenhum tipo de abatimento e consideram-se duas fontes de carbono biogênico: o emitido pelo biometano e parte do carbono emitido pela queima de RSU;

Tabela 4: Indicadores de Poluição (kg de poluente equivalente/MJ) e Eficiência Ecológica (%) dos cenários de emissões não controladas.

Tipo de Usina	Usina	Cenários de emissões não controladas							
		"NC", GN		"NC", Bio		"NC", GN, *offset*		"NC", Bio, *offset*	
		Π	ε	Π	ε	Π	ε	Π	ε
Repowered Waste-to-Energy	1	$4{,}88 \times 10^{-2}$	69,54	$4{,}88 \times 10^{-2}$	69,54	$4{,}14 \times 10^{-2}$	73,35	$3{,}59 \times 10^{-2}$	76,35
	2	$4{,}83 \times 10^{-2}$	70,24	$4{,}83 \times 10^{-2}$	70,24	$4{,}10 \times 10^{-2}$	73,96	$3{,}54 \times 10^{-2}$	77,00
	3	$4{,}62 \times 10^{-2}$	71,00	$4{,}62 \times 10^{-2}$	71,00	$3{,}95 \times 10^{-2}$	74,52	$3{,}33 \times 10^{-2}$	77,97
	4	$4{,}49 \times 10^{-2}$	73,02	$4{,}49 \times 10^{-2}$	73,02	$3{,}85 \times 10^{-2}$	76,28	$3{,}19 \times 10^{-2}$	79,83
Advanced Hybrid Waste-to-Energy	1	$5{,}24 \times 10^{-2}$	71,45	$5{,}24 \times 10^{-2}$	71,45	$4{,}41 \times 10^{-2}$	75,30	$3{,}97 \times 10^{-2}$	77,44
	2	$5{,}24 \times 10^{-2}$	71,49	$5{,}24 \times 10^{-2}$	71,49	$4{,}41 \times 10^{-2}$	75,34	$3{,}97 \times 10^{-2}$	77,48
	3	$5{,}31 \times 10^{-2}$	71,04	$5{,}31 \times 10^{-2}$	71,04	$4{,}46 \times 10^{-2}$	74,96	$4{,}03 \times 10^{-2}$	77,01
	4	$5{,}30 \times 10^{-2}$	70,97	$5{,}30 \times 10^{-2}$	70,97	$4{,}45 \times 10^{-2}$	74,90	$4{,}02 \times 10^{-2}$	76,97
	5	$5{,}23 \times 10^{-2}$	71,36	$5{,}23 \times 10^{-2}$	71,36	$4{,}40 \times 10^{-2}$	75,21	$3{,}95 \times 10^{-2}$	77,38

A importância dos sistemas de abatimento de poluentes fica evidente comparando-se os resultados das Tabelas 3 e 4. As usinas repotenciadas com gás natural sem controle de emissões ("NC", GN ou Bio) apresentam índices de poluição (PI) de 45-48 g poluente eq./MJ de energia gerado e eficiências energético-ecológicas (EE) na faixa de 70-73%, em comparação com 23-24 g pol eq./MJ e EE de 83-85% das usinas com controle de emissões.

Considerações Finais

A Eficiência Energético-Ecológica (EE) foi utilizada como índice de performance ambiental de diferentes modelos de usinas híbridas de queima de resíduos e gás natural ou biometano para geração de eletricidade. Foram analisados 4 cenários de 9 configurações diferentes de usinas em dois blocos, totalizando 72 casos. Os dois blocos analisados foram de "emissões controladas" e "emissões não controladas", para quantificar a importância dos sistemas de controle de poluição atmosférica. A presença de sistemas de controle de emissões proporciona um aumento de quase 14 pontos percentuais (p.p.) na eficiência ecológica. Os dois tipos de Usinas de Recuperação Energética analisadas foram as usinas repotenciadas (*Repowered Waste-to-Energy Plants)* e usinas avançadas (*Advanced Hybrid Waste-to-Energy Plants*). No geral, quando há controle de emissões e não se considera a origem do carbono, as usinas avançadas apresentaram melhor desempenho ambiental do que as repotenciadas, com EE ~ até 1.3 ponto percentual superior. Já quando se considera a origem do carbono, as usinas repotenciadas e avançadas operando com biometano ao invés de gás natural apresentam valores de EE muito semelhantes (EE ~92,5%). As repotenciadas operando com biometano somente apresentam eficiência ecológica 0,5 p.p. superior às avançadas quando não há controle de poluição. Como na prática não seria possível operar sem controle de poluição, os resultados mais desejáveis são os das emissões controladas (EC). Quando se considera EC nas usinas com gás natural, a eficiência ecológica é pelo menos 4,4 pontos percentuais superior àquelas onde se desconsidera a origem do carbono. Já nas EC em usinas com biometano, a EE é pelo menos 7,4 p.p. superior àquelas onde não se contabiliza o desconto do carbono biogênico.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), Brasil. Processo nº 2025/04265-6. As opiniões, hipóteses e conclusões ou recomendações expressas neste material são de responsabilidade dos autores e não necessariamente refletem a visão da FAPESP.

Referências Bibliográficas

BIANCHI, M.; BRANCHINI, L.; CESARI, S.; DE PASCALE, A.; MELINO, F. Repowering existing under-utilized wte power plant with gas turbines. **Applied Energy**, 160:902–911, dec 2015.

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 ago. 2010.

BRASIL. Lei nº 14.993, de 8 de outubro de 2024. Dispõe sobre a promoção da mobilidade sustentável de baixo carbono e a captura e a estocagem geológica de dióxido de carbono; institui o Programa Nacional de Combustível Sustentável de Aviação (ProBioQAV), o Programa Nacional de Diesel Verde (PNDV) e o Programa Nacional de Descarbonização do Produtor e Importador de Gás Natural e de Incentivo ao Biometano; altera as Leis nºs 9.478/1997, 9.847/1999, 8.723/1993 e 13.033/2014; e revoga dispositivo da Lei nº 10.438/2002. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 9 out. 2024.

CÂRDU, M.; BAICA, M. Regarding the energy ecologic efficiency of desulphurization and denox systems and installations in thermopower plants. **Energy Conversion and Management**, 2000;41(11):1155–64.

CARNEIRO, M. L. N. M. **Aproveitamento energético de resíduos urbanos: central geradora híbrida em ciclo combinado com gás natural** [livro eletrônico]. Rio de Janeiro: Ed. da Autora, 2023. PDF. ISBN 978-65-00-86660-5.

CARNEIRO, M. L. N. M. **Energy, Exergy, Economic, Environmental (4E) Analysis of Hybrid Systems for Electricity Generation from Municipal Solid Waste and Natural Gas**. 2019. Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica) — Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2019.

ESSOM CO. LTD. Heating values of hydrogen and fuels, 2019.

FILHO, P. T. D.; SILVEIRA, J. L.; TUNA, C. E.; LAMAS, W. Q. Energetic, ecologic and fluid-dynamic analysis of a fluidized bed gasifier operating with sugar cane bagasse. **Applied Thermal Engineering**, 57(1-2):116–24, 2013.

GIUGLIANO, M.; GROSSO, M.; RIGAMONTI, L. Energy recovery from municipal waste: A case study for a middle-sized Italian district. **Waste Management**, 28(1):39–50, 2008.

HOFSTETTER, P.; BRAUNSCHWEIG, A.; METTIER, T.; MÜLLER-WENK, R.; TIETJE, O. The mixing triangle: Correlation and graphical decision support for LCA-based comparisons. **Journal of Industrial Ecology**, 3(4):97–115, 1999.

HUIJBREGTS, M. A. J.; THISSEN, U.; GUINÉE, J. B.; JAGER, T.; KALF, D.; VAN DE MEENT, D.; RAGAS, A. M. J.; SLEESWIJK, A. W.; REIJNDERS, L. Priority assessment of toxic substances in life cycle assessment. Part I: calculation of toxicity potentials for 181 substances with the nested multi-media fate, exposure and effects model USES-LCA. **Chemosphere**, 2000:541–73.

HWANG, K. L.; CHOI, S. M.; KIM, M. K.; HEO, J. B.; ZOH, K. D. Emission of greenhouse gases from waste incineration in Korea. **Journal of Environmental Management**, 196:710–718, jul. 2017.

RYU, C. Potential of municipal solid waste for renewable energy production and reduction of greenhouse gas emissions in South Korea. **Journal of the Air & Waste Management Association**, 60(2):176–83, 2010.

SARNO, G. D. **Plano Nacional de Resíduos Sólidos**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2022.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **AP-42: Compilation of Air Emissions Factors from Stationary Sources**. Washington, DC: EPA.

FATORES DE EMISSÃO DE DIFERENTES MÉTODOS DE DISPOSIÇÃO FINAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS: UMA REVISÃO SISTEMÁTICA

Nicole Gauziski Puentes, Silmara Tchissola Antunes Da Silva, Joice Cristini Kuritza Denk Gonçalves.
Universidade Federal do Paraná, e-mail: nicolegauziskipuentes@gmail.com; Universidade Federal do Paraná, e-mail: silmaraantunes@ufpr.br; Universidade Federal do Paraná, e-mail: joicekuritza@ufpr.br

Palavras-chave: Aterro Sanitário; Incineração; Compostagem.

Resumo

A gestão aprimorada de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) exige métricas que possam contribuir na quantificação dos impactos ambientais, dentre eles a Emissão de Gases de Efeito Estufa (GEE), das diferentes rotas tecnológicas de tratamento e disposição final. O objetivo deste estudo foi realizar uma revisão sistemática da literatura para compilar, comparar e avaliar os Fatores de Emissão (FE) associados a três possibilidades de tratamento e disposição final: aterro sanitário, incineração e compostagem, analisando suas respectivas metodologias de derivação. A metodologia seguiu o protocolo PRISMA, a partir das bases de dados *Scopus* e *Web of Science,* e identificou 25 artigos aprovados para leitura e análise, pois apresentavam dados numéricos de FE com fundamentação metodológica clara. Os resultados demonstraram que a gestão tecnológica e a composição gravimétrica são os principais determinantes da carga poluidora. No aterro sanitário, a implementação de sistemas de recuperação de energia pode reduzir as emissões em cerca de 82%, embora apresente alta heterogeneidade espacial. Na incineração, observou-se que as medições reais em chaminé podem ser até quatro vezes superiores aos modelos teóricos do IPCC, evidenciando a influência do tipo de incinerador (grelha móvel vs. leito fluidizado) e dos sistemas de controle de poluição. Para a compostagem, a escala da operação e o método de aeração mostraram-se decisivos na magnitude das emissões de GEE e odores. Conclui-se que a carência de dados primários locais força uma dependência excessiva de valores padrão do IPCC, o que pode gerar incertezas e super ou subestimativas nos inventários de emissões. A literatura converge para a necessidade urgente de transparência metodológica e da realização de monitoramentos in-situ, especialmente para poluentes negligenciados, visando consolidar inventários nacionais confiáveis e orientar políticas de gestão de resíduos adaptadas à realidade local.

Introdução

Os Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) têm sido gerados com uma produção média per capita de aproximadamente 0,74 kg/dia, acompanhando o crescimento econômico e a urbanização, podendo atingir até 2,0 kg/dia (World Bank, 2018; UNEP, 2024). No cenário brasileiro, esta taxa situa-se em torno de 1,04 kg/dia (ABREMA, 2024). Para gerir, descartar e dar a destinação adequada a esta grande quantidade, métodos diversos de disposição final de RSU são implementados em todo o mundo, sendo que o aterro sanitário é a técnica mais empregada, atingindo 37% em escala global, seguido pelo método de incineração, reciclagem e compostagem, respectivamente. Apesar da existência de todos esses métodos, cerca de 33% do RSU global não é gerenciado de maneira correta, o que compromete a qualidade ambiental dos ecossistemas (YANG et al., 2024).

A escolha entre as diferentes rotas tecnológicas é condicionada por fatores socioeconômicos, disponibilidade de área e, primordialmente, pela composição gravimétrica dos resíduos. O aterro sanitário, predominante devido ao seu custo competitivo, é uma fonte expressiva de metano (CH_4) decorrente da decomposição anaeróbia da fração orgânica (YANG et al., 2024). Em contrapartida, a incineração apresenta-se como uma alternativa de rápida redução volumétrica e recuperação energética, contudo, sua operação resulta na liberação direta de dióxido de carbono (CO_2) fóssil e biogênico, além de outros poluentes atmosféricos (LARSEN et al., 2024). Paralelamente, a compostagem destaca-se no tratamento de biorresíduos ao promover a ciclagem de nutrientes, embora o processo demande controle rigoroso para minimizar a geração de óxido nitroso (N_2O) e emissões fugitivas (GONZÁLEZ et al., 2025). Diante dessas disparidades nos perfis de emissão, torna-se imperativo o uso de métricas que permitam a comparação entre os impactos ambientais de cada método.

Para quantificar e comparar os principais impactos ambientais provenientes dos Gases do Efeito Estufa (GEE) dos diferentes métodos apresentados, a literatura científica tem aderido à determinação de Fatores de Emissão (FE), definidos como a relação métrica entre a massa de poluente liberada e a unidade de atividade, neste caso, a tonelada de resíduo processada (IPCC, 2006). No entanto, a aplicação desses fatores é permeada por incertezas, uma vez que muitos inventários de GEE ainda dependem do uso de valores padrão (*default*) propostos pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, do inglês *Intergovernmental Panel on Climate Change*), que acabam por não refletir as particularidades operacionais e climáticas de cenários específicos (KUMAR et al., 2004). Estudos recentes indicam que variáveis como a eficiência dos sistemas de captação de biogás em aterros, a temperatura de combustão em incineradores e o método de aeração na compostagem alteram drasticamente os resultados analíticos (YANG et al., 2024), portanto, a compreensão das metodologias de criação desses fatores e a identificação de lacunas nos dados locais são fundamentais para garantir a confiabilidade dos inventários de emissões e a eficácia das políticas de mitigação ambiental.

Nesse contexto, a variabilidade nos métodos de quantificação e a frequente dependência de parâmetros genéricos evidenciam a necessidade de uma análise integrada e criteriosa da produção científica recente (YANG et al., 2024). Observa-se

que a robustez de um inventário de emissões não reside apenas nos valores absolutos dos fatores encontrados, mas na transparência e no rigor das abordagens metodológicas empregadas em sua derivação. Diante desse cenário, o presente trabalho consiste em uma revisão sistemática da literatura, realizada por meio das bases de dados *Scopus* e *Web of Science*, com o objetivo de compilar, comparar e avaliar os FE associados ao aterro sanitário, à incineração e à compostagem de RSU, analisando as respectivas metodologias de cálculo. Busca-se, com isso, consolidar um referencial técnico que reduza as incertezas em inventários de gases de efeito estufa e oriente a seleção de rotas tecnológicas baseada em evidências metodologicamente validadas e reprodutíveis.

Material e Métodos

A presente revisão sistemática foi conduzida seguindo as recomendações do protocolo PRISMA (*Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses*) (PAGE et al., 2021), a partir da consulta às bases de dados *Scopus* e *Web Of Science*. A coleta de dados foi realizada em dezembro de 2025 e a estratégia de busca utilizou descritores em língua inglesa, abrangendo os temas: resíduos sólidos urbanos (*municipal solid waste*), aterro sanitário (*landfill*), incineração (*incineration*), compostagem (*composting*) e fatores de emissão (*emission factor*), sem a utilização de recorte temporal. A combinação destes termos e operadores booleanos resultou na seguinte busca: ("Municipal Solid Waste" OR "MSW") AND ("Landfill" OR "Incineration" OR "Composting") AND ("Emission Factor*"). Para a composição do portfólio bibliográfico estabeleceram-se critérios de elegibilidade que incluíram apenas artigos originais e de revisão, publicados em periódicos com revisão por pares, que apresentassem valores numéricos de FE. Foram excluídos estudos focados exclusivamente em resíduos industriais ou hospitalares e trabalhos que omitiram a fundamentação metodológica do FE apresentado. O processo de seleção seguiu as etapas de identificação, triagem de títulos e resumos, e avaliação da elegibilidade através da leitura integral.

A sistematização do processo de triagem e elegibilidade, conduzida conforme as recomendações do protocolo PRISMA, é ilustrada na Figura 1, que apresenta quantitativamente o fluxo de informações e as justificativas para o descarte de estudos durante a revisão das metodologias de disposição final de Aterro Sanitário, Incineração e Compostagem, respectivamente. Dos 25 estudos incluídos, foram extraídas informações relativas à autoria, ano, método de disposição final e, prioritariamente, às abordagens metodológicas de cálculo e premissas operacionais, permitindo uma análise comparativa não apenas dos valores de FE, mas também do rigor técnico empregado na sua derivação.

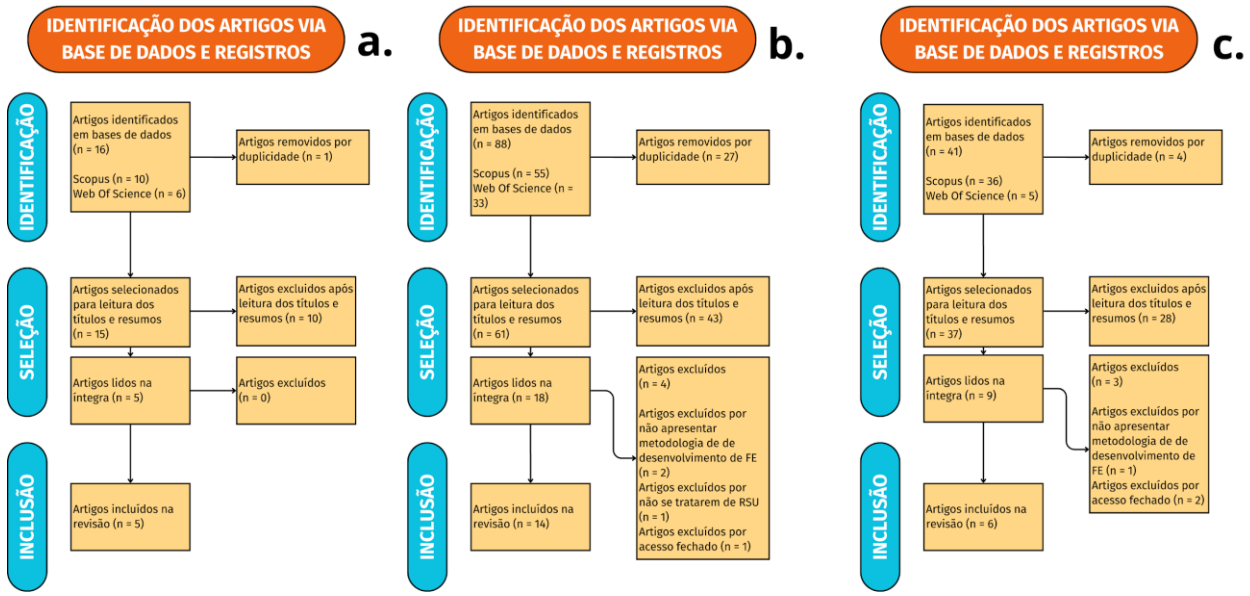


Figura 01: Fluxograma do processo de identificação, triagem e inclusão dos artigos baseado no protocolo PRISMA 2020. (a) Aterro Sanitário; (b) Incineração; (c) Compostagem.
Fonte: As autoras (2026)

Resultados e Discussão

A análise dos dados compilados para o método de Aterro Sanitário apresentou resultados amplos, com diferentes metodologias e poluentes medidos, conforme apresenta a Tabela 01. Ressalta-se que para assegurar o foco em dados primários e metodologias específicas, os artigos de revisão analisados durante a coleta foram omitidos das tabelas comparativas. Os resultados revelam que a gestão tecnológica é o principal determinante das emissões em aterros sanitários. O estudo de Friedrich e Trois (2013) demonstra que a implementação de sistemas de recuperação de energia pode reduzir o fator de emissão de GEE em aproximadamente 82% comparado a aterros sem captura de biogás. Adicionalmente, Gallego et al. (2024) indicam que as emissões de poluentes não ocorrem de forma uniforme ao longo da área da instalação, com a frente de descarga apresentando taxas de emissão de Compostos Orgânicos Voláteis Totais (TVOC) drasticamente superiores às células em fase de pré-selagem ou lagoas de lixiviados.

Autor (Ano)	País	Valor do FE	Metodologia
Gallego et al. (2024)	Espanha	Célula em fase de pré-selagem: TVOC: 3,73 g/s[1]; H_2S: 1,02 g/s[1]; NH_3: 1,38 g/s[1]; Lagoa de lixiviados: TVOC: 0,44 g/s[1]; H_2S: 0,98 g/s[1]; NH_3: 1,82 g/s[1]; Frente de descarga: TVOC: 10,9 g/s[1]; H_2S: 0,16 g/s[1]; NH_3: 0,23 g/s[1].	Modelagem numérica de dispersão.
Nana et al. (2024)	Burkina Faso	Transporte: 2612,99 g/L[2].	Medições de concentração na pluma e no ar ambiente.
Lucernoni et al. (2016)	Itália	Odor: 0,011 $ou_E/m^2/s$[3].	Amostragem através de câmara de fluxo e caracterização das concentrações de emissões e odor.
Friedrich e Trois (2013)	África do Sul	Aterro sem coleta de gás: GEE: 2.532 $kgCO_2e/t$[4]; Aterro com coleta e queima de gás: GEE: 739 $kgCO_2e/t$[4]; Aterro com coleta e geração de energia: GEE: 441 $kgCO_2e/t$[4].	Balanço de carbono baseado em um modelo de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV).

[1] Gramas de poluente por segundo (taxa de fluxo de massa). [2] Gramas por litro de combustível. [3] Unidade de Odor Europeia por metro quadrado por segundo (taxa de emissão de odor por unidade de área e tempo). [4] Tonelada de resíduo.

Tabela 01: Levantamento de fatores de emissão e abordagens metodológicas para o método de Aterro Sanitário. Fonte: As autoras (2026)

No método de Incineração, os resultados compilados refletem a influência da diversidade tecnológica de queima e dos diferentes sistemas de tratamento de gases nos FEs, conforme detalhado na Tabela 02 a seguir. Assim como no levantamento anterior, artigos de revisão foram desconsiderados nesta tabela para priorizar dados derivados de medições diretas ou modelagens específicas.

Autor (Ano)	País	Valor do FE	Metodologia	Tipo de incinerador
Zhao et al. (2024)	China	HCBD: 0,01 kg/t[4].	Dados mais recentes da literatura.	-
Vasileiadou et al. (2023)	Grécia	CO_2: 98,9 g/MJ[5]; NO: 1,7 g/MJ[5]; SO_2: 0,6 g/MJ[5].	Análise elementar de amostras e determinação de poder calorífico.	-
Tang et al. (2023)	China	Grelha móvel: PCDD/Fs: 51,13 ng TEQ/t[4]; Leito Fluidizado PCDD/Fs: 290,9 ng TEQ/t[4].	Modelagem através de simulações de modelo de qualidade do ar e de modelo atmosférico.	Grelha móvel vs Leito Fluidizado.
Kang et al. (2022)	Coreia do Sul	Coleta periódica: CH_4: 0,000236 kg/t[4]; Coleta contínua: CH_4: 0,000237 kg/t[4]; Medição contínua: CH_4: 0,000209 kg/t[4].	Comparação entre amostragem periódica, contínua e medição contínua.	Grelha móvel.
Kang et al. (2021)	Coreia do Sul	Grelha móvel NH_3: 0,010 kg/t[4]; Grelha móvel SCR: NH_3: 0,010 kg/t[4]; Grelha móvel SNCR: NH_3: 0,011 kg/t[4]; Leito Fluidizado: NH_3: 0,004 kg/t[4]; Leito Fluidizado SCR: NH_3: 0,002 kg/t[4]; Leito Fluidizado SNCR: NH_3: 0,006 kg/t[4].	Amostragem, análise da concentração de NH_3 e análise estatística.	Grelha móvel vs Grelha móvel com Redução Catalítica Seletiva (SCR) vs. Grelha móvel com Redução Catalítica Não Seletiva (SNCR) vs. Leito Fluidizado vs. Leito Fluidizado com SCR vs. Leito Fluidizado com SNCR.
Kang et al. (2020)	Coreia do Sul	NH_3: 0,0091 kg/t[4].	Amostragem e análise da concentração de NH_3.	Grelha móvel, SCR.

Lee et al. (2015)	Coreia do Sul	Fusão por pirólise: N_2O: 0,0155 kg/t[4]; CH_4: 0,0089 kg/t[4]; Grelha móvel: N_2O: 0,0791 kg/t[4]; CH_4: 0,0113 kg/t[4].	Amostragem média diária, avaliação da concentração dos gases através de cromatografia gasosa.	Fusão por Pirólise vs. Grelha móvel.
Chung et al. (2013)	Coreia do Sul	Tier 2a: CO_2: 420 kg/t[4]; Tier 3: CO_2: 730 kg/t[4]; Medição real: CO_2: 1600 kg/t[4].	Comparação entre Tier 2a (IPCC), Tier 3 (específico da planta) e medição real na chaminé.	Grelha móvel.
Park et al. (2011)	Coreia do Sul	Grelha Móvel (menor capacidade), SCR: N_2O: 0,071 kg/t[4]; Grelha móvel (maior capacidade), SCNR: N_2O: 0,075 kg/t[4]; Grelha e Forno rotativo, SCR: N_2O: 0,153 kg/t[4].	Amostragem com medição da concentração de N2O proveniente das chaminés.	Grelha móvel (200 t/dia), SCR vs. Grelha Móvel (500 t/dia), SNCR vs. Grelha e Forno rotativo (750 t/dia), SCR.
Koehler et al. (2011)	Europa	CYC: CO_2: 1000 kg/t[4]; SO_2: 0,1 a 1,0 kg/t[4]; DRY: CO_2: 1000 kg/t[4]; SO_2: 0,1 a 1,0 kg/t[4]; WET: CO_2: 1000 kg/t[4]; SO_2: 0,01 kg/t[4].	Modelo probabilístico específico para sistemas com técnicas de tratamento de gases DRY, WET e CYC.	Grelha móvel.
Kim et al. (2010)	Coreia do Sul	Tier 2a: CO_2: 1060 kg/t[4]; Tier 3: CO_2: 950 kg/t[4].	Comparação entre método Tier 2a e Tier 3 e análise de propriedades físicas (matéria seca e carbono) dos resíduos.	-
Morselli et al. (2008)	Itália	SO_2: 1,29 kg/t[4].	Avaliação regional via ACV.	-
Harrison et al. (2000)	EUA	CO_2-biomassa: 657,5 kg/t[4]; NO_x: 0,821 kg/t[4]; SO_x: 0,345 kg/t[4].	Modelo de Inventário de Ciclo de Vida (LCI) por componente de resíduo.	-

[4] Tonelada de resíduo. [5] Gramas de poluente por Megajoule (MJ) de energia produzida.

Tabela 02: Levantamento de fatores de emissão, abordagens e especificações metodológicas para o método de Incineração. Fonte: As autoras (2026)

A análise comparativa da Tabela 02 revela disparidades significativas nos FEs dependendo da tecnologia de combustão e dos sistemas de controle implementados. No que tange à emissão de dioxinas e furanos (PCDD/Fs), os dados de Tang et al. (2023) indicam que a tecnologia de grelha móvel apresenta um desempenho superior, com emissões de 51,13 ng TEQ/t, valor aproximadamente seis vezes menor que o registrado para o leito fluidizado (290,9 ng TEQ/t). Inversamente, para a amônia (NH_3), o estudo de Kang et al. (2021) demonstra que o leito fluidizado emite menos (0,004 kg/t) quando comparado à grelha móvel (0,010 kg/t).

Quanto aos GEE, a fusão por pirólise mostrou-se mais eficiente na mitigação de N_2O (0,0155 kg/t) em relação à grelha móvel convencional (0,0791 kg/t), segundo Lee et al. (2015). No entanto, a maior discrepância observada reside na metodologia de quantificação de CO_2 relatada por Chung et al. (2013): enquanto o modelo padrão do IPCC (Tier 2a) estima 420 kg/t, a medição real em chaminé revelou um valor de 1.600 kg/t, evidenciando que modelos teóricos podem subestimar as emissões reais em quase quatro vezes.

A influência da capacidade e dos sistemas de abatimento também é clara nos dados de Park et al. (2011), onde a unidade de maior porte com sistema combinado de grelha e forno rotativo apresentou o maior fator de emissão de N_2O (0,153 kg/t), o dobro do registrado em incineradores de grelha simples com SCR (0,071 kg/t). Por fim, a eficiência do tratamento de gases é exemplificada por Koehler et al. (2011), cujos dados mostram que sistemas de limpeza via via úmida (WET) reduzem as emissões de SO_2 para 0,01 kg/t, um valor até cem vezes inferior aos sistemas secos (DRY) ou de ciclone (CYC).

Quanto à rota de Compostagem, os FEs sistematizados evidenciam a importância das premissas operacionais, como o tipo de aeração e a escala da instalação (comunitária ou industrial), conforme apresentado na Tabela 03. Mantendo o critério metodológico adotado nas tecnologias anteriores, os dados aqui expostos referem-se exclusivamente a estudos de caso experimentais ou modelagens diretas.

A análise dos resultados da Tabela 03 demonstra que a tecnologia de aeração e a escala da planta são os principais determinantes das emissões na compostagem. No que tange aos GEE, o estudo de Friedrich e Trois (2013) evidencia que as cúpulas aeradas emitem menos (172 kgCO2e/t) do que o sistema de leiras revolvidas (185 kgCO2e/t) para resíduos de jardim. Em paralelo, a compostagem comunitária em módulos reduzidos, analisada por González et al. (2025), apresenta um FE de GEE drasticamente inferior, de apenas 36,11 kgCO2eq/t, sugerindo que a escala da operação impacta significativamente a geração de emissões fugitivas.

Autor (Ano)	País	Valor FE	Metodologia	Tipo de instalação
González et al. (2025)	Espanha	CH_4: 0,09 kg/t[6]; N_2O: 0,12 kg/t[6]; GEE: 36,11 kgCO_2eq/t[6]; VOC: 1,26 kg/t[6].	Amostragem e análises das taxas de emissões diárias e teor de matéria seca.	Sistema de Compostagem Comunitária composta por quatro módulos de 1 m³.
Zarra et al. (2016)	Itália	Recebimento dos resíduos: Odor: 4,17 x 10^6 ou_E/t^4; Resíduos verdes: Odor: 2,51 x 10^6 ou_E/t^4; Armazenamento do produto final: Odor: 1,90 x 10^6 ou_E/t^4.	Amostragem e caracterização das concentrações de emissões e odor em quatro fontes da planta.	Planta integrada Anaeróbica-Aeróbica com recuperação de energia
Friedrich e Trois (2013)	África do Sul	Leiras Revolvidas GEE: 185 kgCO_2e/t[4]; Cúpulas Aeradas: GEE: 172 kgCO_2e/t[4].	Modelagem de ACV e cálculo de balanço de massa.	Leiras Revolvidas vs. Cúpulas Aeradas (ambos só compostam resíduos de jardim).
Cadena et al. (2009)	Espanha	NH_3: 3,9 kg/t[4]; COV: 0,21 kg/t[4] ou 0,82 kg/t[6].	Amostragem, questionamento e análise in situ e em laboratório, a depender do poluente.	Planta em escala real tratando fração orgânica de resíduos separada na fonte.
Sironi et al. (2006)	Itália	Recebimento dos resíduos: Odor: 12,553 x 10^6 ou_E/t^4; Resíduos verdes: Odor: 3,015 x 10^6 ou_E/t^4; Armazenamento do produto final: Odor: 7.536 x 10^6 ou_E/t^4.	Amostragem através de túnel de vento e caracterização das concentrações de emissões e odor em diversos locais da planta.	Estudo em 40 plantas de Tratamento Mecânico-Biológico.

[4] Tonelada de resíduo. [6] Tonelada de Matéria Seca (MS).

Tabela 03: Levantamento de fatores de emissão, abordagens metodológicas e características operacionais para o método de Compostagem.
Fonte: As autoras (2026)

Quanto às emissões odoríferas, observa-se que as plantas de tratamento mecânico-biológico possuem um potencial de impacto superior; os dados de Sironi et al. (2006) indicam emissões na recepção (12,553 x 10^6 ou_E/t) cerca de três vezes maiores do que as registradas em plantas integradas anaeróbicas-aeróbicas (4,17 x 10^6 ou_E/t) por Zarra et al. (2016). Adicionalmente, a análise de Cadena et al. (2009) destaca que o tratamento da fração orgânica separada na fonte resulta em emissões de amônia (3,9 kg/t) substancialmente elevadas em comparação aos compostos orgânicos voláteis (0,21 kg/t), o que reforça a influência direta da composição do resíduo no perfil de contaminantes atmosféricos liberados.

Entretanto, a síntese dos resultados obtidos nos diferentes métodos de disposição final evidencia que a precisão dos FEs é comprometida por lacunas estruturais na coleta de dados primários. A carência de informações detalhadas provenientes de indústrias e municípios locais impõe uma dependência recorrente dos valores padrão (*defaults*) das diretrizes do IPCC, os quais, embora facilitem a contabilização inicial, introduzem incertezas significativas ao ignorar variações climáticas, operacionais e tecnológicas, tendendo a gerar valores superestimados. Essa imprecisão é comprovada pelos estudos de Chung *et al.* (2013) e Kim *et al*. (2010), conforme citado anteriormente.

Adicionalmente, ao avaliar de maneira sucinta e íntegra os artigos, percebe-se que a robustez dos inventários é afetada por uma lacuna de transparência metodológica, a omissão da fundamentação dos cálculos e dos coeficientes utilizados, gerando dificuldades quanto a reprodutibilidade e a comparação direta entre os achados científicos. Junto disso, observa-se que a variabilidade dos FEs está intrinsecamente ligada à composição gravimétrica dos resíduos, a qual oscila conforme o contexto geográfico e o nível de renda da população. Essa heterogeneidade física, que define o teor de carbono orgânico degradável e nitrogênio, torna imperativo que os modelos de cálculo ajustem seus coeficientes à realidade local para evitar erros grosseiros nas estimativas de poluentes.

Por fim, a literatura analisada converge para um consenso sobre a insuficiência de dados atuais, demandando a realização urgente de estudos experimentais e monitoramentos de longo prazo. É indispensável a realização de medições in-situ

que capturem a variabilidade espacial e sazonal que os modelos teóricos falham em refletir. Existe, ainda, um apelo para a investigação de poluentes "negligenciados", como o N_2O em aterros, o HCBD e NH_3 na incineração, e os compostos orgânicos voláteis (COVs) na compostagem. A geração desses novos dados é um pré-requisito fundamental não apenas para a academia, mas para a consolidação de inventários nacionais confiáveis e para a seleção de tecnologias de gestão de resíduos que sejam verdadeiramente sustentáveis e adaptadas às particularidades regionais.

Comentários finais

A presente revisão sistemática permitiu consolidar um panorama crítico sobre os FEs nas rotas de aterro sanitário, incineração e compostagem, evidenciando que a precisão dos inventários de GEE depende fundamentalmente da superação de lacunas metodológicas e da obtenção de dados primários. A análise integrada dos resultados permitiu concluir que: (i) a carência de dados locais detalhados força uma dependência excessiva de valores padrão do IPCC, o que pode gerar incertezas significativas e superestimativas em cenários regionais específicos; (ii) existe uma lacuna crítica de transparência metodológica na literatura, dificultando a reprodutibilidade e a comparação direta entre os diferentes estudos; e (iii) a literatura converge para a necessidade urgente de novos estudos experimentais e de monitoramento *in-situ*, focando em poluentes menos explorados. Em suma, o desenvolvimento de inventários nacionais confiáveis e a seleção de rotas tecnológicas sustentáveis exigem uma transição de modelos teóricos genéricos para métricas baseadas em evidências empíricas e metodologicamente validadas.

Agradecimentos

Os Autores agradecem à Fundação Araucária pela concessão de bolsa de iniciação científica e a Universidade Federal do Paraná (UFPR) pelo apoio recebido.

Referências Bibliográficas

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE RESÍDUOS E MEIO AMBIENTE (ABREMA). **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2024.** São Paulo: ABREMA, 2024.

CADENA, E. et al. A methodology to determine gaseous emissions in a composting plant. **Waste Management**, v. 29, n. 11, p. 2799–2807, nov. 2009.

CHUNG, J.-D.; DORJDEREM, M.; HWANG, S.-M. Estimation of CO2 emissions in incinerator by actual measurement and IPCC guideline. **Asian Journal of Chemistry**, v. 25, n. 10, p. 5856–5860, 2013.

FRIEDRICH, E.; TROIS, C. GHG emission factors developed for the collection, transport and landfilling of municipal waste in South African municipalities. **Waste Management**, v. 33, n. 4, p. 1013–1026, abr. 2013.

GALLEGO, E. et al. Determination of emission factors from a landfill through an inverse methodology: Experimental determination of ambient air concentrations and use of numerical modelling. **Environmental Pollution**, v. 351, p. 124047, 28 abr. 2024.

GONZÁLEZ, D. et al. A Community Composting Initiative to Valorise Kitchen Biowaste in a Catalan Primary School: Process Performance, Greenhouse Gases and VOC Emission Analysis. **Waste and Biomass Valorization**, v. 16, n. 11, p. 5965–5976, 11 abr. 2025.

HARRISON, K. W. et al. A life-cycle inventory model of municipal solid waste combustion. **Journal of the Air & Waste Management Association**, v. 50, n. 6, p. 993-1003, 2000.

HU, Y.; CHENG, H.; TAO, S. The growing importance of waste-to-energy (WTE) incineration in China's anthropogenic mercury emissions: Emission inventories and reduction strategies. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 97, p. 119–137, dez. 2018.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. Hayama: IGES, 2006.

KANG, S.; WOO, J.; JEON, E. Ammonia emission characteristics and emission factor of municipal solid waste incineration plant. **Sustainability**, v. 12, n. 18, p. 7309, 7 set. 2020.

KANG, S.; ROH, J.; JEON, E. Major elements to consider in developing ammonia emission factor at municipal solid waste (MSW) incinerators. **Sustainability**, v. 13, n. 4, p. 2197, 18 fev. 2021.

KANG, S.; WOO, J.; JEON, E. Comparative Study of Sampling and Measurement Methods for the Development of CH4 Emission Factors at MSW Incinerators. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 19, n. 14,

p. 8647, 15 jul. 2022.

KAZA, S. et al. **What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050**. Washington, DC: World Bank, 2018.

KIM, B.-S. et al. Property Analysis of Municipal Solid Waste and Estimation of CO2 Emissions from Waste Incinerators. **Journal of Korean Society for Atmospheric Environment**, v. 26, n. 6, p. 657–665, 31 dez. 2010.

KOEHLER, A. et al. Probabilistic and technology-specific modeling of emissions from municipal solid-waste incineration. **Environmental Science & Technology**, v. 45, n. 8, p. 3487–3495, 15 abr. 2011.

KUMAR, S. et al. Estimation of methane emission from municipal solid waste landfill sites in Delhi. **Resour. Conserv. Recycl.**, v. 42, p. 223–240, 2004.

LARSEN, T. H. et al. Energy and environmental assessment of waste-to-energy technologies. **Waste Management**, v. 182, p. 210-225, 2024.

LEE, J. et al. Development of non-CO2 emission factors from MSW pyrolysis melting treatment in Korea. **Environmental Earth Sciences**, v. 74, n. 5, p. 4157–4162, 30 abr. 2015.

LUCERNONI, F. et al. Evaluation of an Odour Emission Factor (OEF) to estimate odour emissions from landfill surfaces. **Atmospheric Environment**, v. 144, p. 87–99, nov. 2016.

MORSELLI, L. et al. Environmental impacts of waste incineration in a regional system (Emilia Romagna, Italy) evaluated from a life cycle perspective. **Journal of Hazardous Materials**, v. 159, n. 2-3, p. 505–511, nov. 2008.

NANA, B. et al. Greenhouse Gas Emissions Assessment in Waste Management: A Case Study of Polesgo Landfill, Ouagadougou, Burkina Faso. **IEEE**, p. 1–8, 28 nov. 2024.

PAGE, M. J. et al. The PRISMA 2020 statement: an updated guideline for reporting systematic reviews. **Systematic Reviews**, v. 10, n. 1, p. 1-11, 2021.

PARK, S.; CHOI, J.-H.; PARK, J. The estimation of N2O emissions from municipal solid waste incineration facilities: The Korea case. **Waste Management**, v. 31, n. 8, p. 1765–1771, ago. 2011.

SIRONI, S. et al. Odour emission factors for the prediction of odour emissions from plants for the mechanical and biological treatment of MSW. **Atmospheric Environment**, v. 40, n. 39, p. 7632–7643, dez. 2006.

TANG, L. et al. PCDD/Fs emission inventory and environmental impact of municipal solid waste incineration plants in Shandong Province. **Chinese Society for Environmental Sciences**, v. 43, n. 2, p. 572-581, 2023.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP). **Global Waste Management Outlook 2024: Beyond an age of waste**. Nairobi: UNEP, 2024.

VASILEIADOU, A.; ZORAS, S.; DIMOUDI, A. A comprehensive experimental study of municipal solid waste (MSW) as solid biofuel and as composite solid fuel in blends with lignite: quality characteristics, environmental impact, modeling, and energy cover. **Energy, Ecology and Environment**, v. 8, n. 3, p. 211–240, 2 mar. 2023.

YANG, G. et al. A review on the evaluation models and impact factors of greenhouse gas emissions from municipal solid waste management processes. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 31, p. 27531–27553, 2024.

ZARRA, T. et al. Odour emissions characterization for impact prediction in anaerobic-aerobic integrated treatment plants of municipal solid waste. **Chemical Engineering Transactions**, v. 54, p. 91-96, 2016.

ZHAO, C. et al. Atmospheric emissions of hexachlorobutadiene in fine particulate matter from industrial sources. **Nature Communications**, v. 15, n. 1, 4 jun. 2024.

ANÁLISE DO FLUXO DE NITROGÊNIO EM RESÍDUOS SÓLIDOS ALIMENTARES: ESTUDO DE CASO DO PROGRAMA DE ALIMENTAÇÃO DE MERENDA ESCOLAR DO DISTRITO FEDERAL

1**Rômulo Luiz Lima de Oliveira,** 1**Daniela Aline Pacífico Soto**2,3**Eneida C. F. de Brites,** 2**Francisco J. C. Pineda**

[1]Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, e-mail:romulo.lima@aluno.unb.br; soto.daniela@aluno.unb.br; [2]Programa de Pós-graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, e-mail: pineda@unb.br; [3]Instituto Federal de Brasília, e-mail: eneida.brites@ifb.edu.br

Palavras-chave: nitrogênio reativo; resíduos sólidos orgânicos; impactos ambientais.

Resumo

O crescente debate sobre a geração de resíduos, o esgotamento de recursos naturais e as mudanças climáticas proporcionam uma maior clareza sobre a insustentabilidade do modelo linear de produção e consumo. Nesse contexto, a gestão de resíduos sólidos orgânicos se destaca como um desafio relevante. Sob a perspectiva do metabolismo urbano, esses resíduos representam fluxos de materiais que alteram ciclos biogeoquímico, entre eles o do nitrogênio, com ao aumento das formas de nitrogênio reativo (Nr), capazes de gerar impactos ambientais significativos. Diante disso, este trabalho teve como objetivo compreender o comportamento do fluxo de N no gerenciamento de resíduos sólidos orgânicos pós-consumo em um sistema controlado, como o ambiente escolar por meio de um estudo de caso na Escola Classe 115 Norte, em Brasília, DF. Para esse mapeamento, foi utilizada a Análise de Fluxo de Materiais (AFM), ferramenta que permite rastrear o percurso dos materiais dentro de um sistema, identificando perdas, acúmulos e pontos críticos. Os resultados indicaram que as práticas culinárias de preparo de alimento contribuem pra o desperdício de nitrogênio e o descarte de resíduos orgânicos alimentares evitáveis após o consumo das refeições escolares representa um ponto crítico do sistema, estando diretamente relacionado ao desperdício de alimentos. Além disso, o transporte como etapa no gerenciamento de resíduo contribui para o aumento de Nr no ambiente. Estratégias como o planejamento mais adequado do cardápio, considerando a aceitação dos alunos, e a adoção de práticas sustentáveis de gestão desses resíduos podem reduzir sua contribuição aos impactos ambientais, como a emissão de gases e a geração de lixiviado associadas à destinação final em aterros sanitários.

Introdução

O debate acerca do aumento da geração de resíduos, associado ao esgotamento de recursos naturais e aos efeitos das mudanças climáticas, tem despertado atenção de pesquisadores, gestores públicos e sociedade civil. O modelo linear de produção e consumo - baseada na lógica de extrair, produzir, consumir e descartar – evidencia a insustentabilidade de recursos e ampliação dos impactos ambientais (Bursztyn; Bursztyn, 2012). Nesse cenário, a geração e o gerenciamento de resíduos sólidos se tornam grandes desafios, pela associação a diferentes poluentes que desencadeiam distintos impactos ambientais.

Entre esses poluentes, o nitrogênio se destaca por sua versatilidade no ambiente, apresentando-se em diversas formas reativas. As diferentes formas de nitrogênio reativo (Nr) estão relacionadas à múltiplos impactos e as ações antrópicas intensificaram de maneira significativa o ciclo do nitrogênio, modificando fluxos naturais e aumentando a presença de suas formas reativas no ambiente (Erisman et al., 2013). Atividades como a agricultura intensiva, o uso de fertilizantes sintéticos, a queima de combustíveis fósseis e a geração de resíduos sólidos urbanos aumentaram a presença de compostos nitrogenados em diferentes compartimentos ambientais (Han et al. 2020) Esse excesso altera o equilíbrio do ciclo, fazendo com que moléculas de nitrogênio passem por processos sucessivos de transformação e gerem impactos que se propagam em escala local e global (Aryal et al., 2022).

Diante disso, considerando que os resíduos orgânicos representam aproximadamente 50% dos resíduos sólidos urbanos (RSU) gerados (Ramachandra et l. 2018) e dominam as entradas de nitrogênio nos sistemas de gerenciamento de resíduos (Hatley et al., 2024), torna-se fundamental analisar esse fluxo sob a perspectiva de uma gestão sustentável do nitrogênio. Essa fração é composta por restos de alimentos, podas de jardins, resíduos agroindustriais e outros materiais orgânicos (Martínez et al., 2024).

Entre esses, os resíduos orgânicos alimentares, provenientes do desperdício em domicílios, restaurantes, escolas, feiras e supermercados, demandam atenção especial, pois estão diretamente relacionados tanto à insegurança alimentar quanto à má gestão de recursos naturais (Sarangi el al., 2024). Estima-se que cerca de 35% da produção de alimentos no Brasil seja desperdiçada anualmente, colocando o país entre os dez que mais perdem alimentos no mundo (Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2015).

O desperdício alimentar pode ocorrer em diferentes etapas e influencia diretamente as estratégias de prevenção e tratamento. Durante o preparo, os resíduos são gerados na manipulação prévia ao consumo, como cascas, talos, folhas e aparas, frequentemente descartados e correspondem a resíduos inevitáveis. Já o desperdício pós-consumo ocorre quando alimentos prontos ou parcialmente consumidos são descartados, sendo considerado mais crítico e evitáveis, pois evidencia falhas no planejamento entre oferta e demanda (Papargyropoulou et al., 2014), além de refletir hábitos alimentares pouco sustentáveis. Em um país marcado por elevados índices de insegurança alimentar, como o Brasil, o descarte de alimentos próprios para consumo também se configura como uma questão ética que deve mobilizar toda a sociedade (Santos et al., 2020).

Diante desse contexto, o presente trabalho busca responder às seguintes questões: (1) Quais os pontos críticos de perdas e desperdícios do sistema analisado? (2) Quais ações podem contribuir para a redução de perdas e de impactos ambientais? Para tanto, este estudo tem como objetivo mapear os fluxos de nitrogênio associados aos resíduos alimentares da Escola Classe 115 Norte, em Brasília, DF, por meio de um estudo de caso fundamentado na Análise de Fluxos de Materiais (AFM).

Material e Métodos

A pesquisa foi desenvolvida por meio de um estudo de caso na Escola Classe 115 Norte, em Brasília, DF, utilizando a AFM para mapear os fluxos de nitrogênio associados aos resíduos orgânicos gerados na merenda escolar, com construção do diagrama e balanço de massa no software STAN 2.7.101. O sistema analisado compreendeu as etapas de preparo e consumo das refeições, bem como o manejo, transporte e destinação final dos resíduos sólidos orgânicos gerados na unidade. Foram excluídas do escopo as etapas de produção, transporte dos alimentos até a escola e armazenamento prévio, uma vez que o foco recaiu sobre a gestão interna dos resíduos após o recebimento dos alimentos e seu encaminhamento posterior pelo Sistema de Limpeza Urbana (SLU). A estação de transbordo foi considerada apenas como ponto de transferência, sem tratamento dentro dos limites do sistema.

Foram estruturados dois fluxos principais: (I) o nitrogênio contido nos alimentos e (II) o nitrogênio associado ao transporte e à operação no aterro. As entradas de alimentos foram obtidas a partir das planilhas de controle diário da alimentação escolar fornecidas pela escola (SEEDF, 2025), conhecidas como “mapa da merenda”, que registram os gêneros alimentícios recebidos, o cardápio semanal, a quantidade efetivamente utilizada no preparo e o número de alunos presentes. Considerando que os cardápios seguem ciclo semanal padronizado, com baixa variação entre semanas, analisou-se uma semana letiva como representativa do padrão médio de geração de resíduos. Adotou-se como entrada do sistema a quantidade de alimentos efetivamente utilizada no preparo das refeições, e não o total recebido, com base na informação dos funcionários de que os gêneros alimentícios entregues são consumidos ao longo da semana, sem perdas significativas durante o armazenamento.

A massa de nitrogênio dos alimentos foi estimada indiretamente a partir do teor de proteínas da Tabela Brasileira de Composição de Alimentos (TBCA), utilizando o fator de conversão de Jones (1931), segundo o qual o teor de proteína corresponde ao nitrogênio total multiplicado por 6,25. Assim, o teor de nitrogênio em 100 g de alimento foi obtido pela divisão do teor de proteína por 6,25, procedimento fundamentado nas determinações de nitrogênio total pelo método de Kjeldahl (Kjeldahl, 1883; Jones, 1941).

Os fluxos de saída no ambiente escolar foram determinados por análise gravimétrica dos resíduos alimentares, conforme o Guia Sueco-Brasileiro – Gravimetria de RSU Domiciliar (Swedish EPA, 2020). As frações foram segregadas e pesadas diariamente, ao longo de uma semana letiva, com uso de balança. Quando houve mistura entre categorias de alimentos, os componentes foram identificados e a massa distribuída proporcionalmente entre as categorias correspondentes. As categorias adotadas seguiram as definidas no mapa da merenda, de modo a garantir compatibilidade entre os dados de entrada e saída. A massa de nitrogênio na saída foi estimada novamente com base na TBCA, considerando o teor de proteína dos alimentos após o preparo.

Para os fluxos externos à escola, considerou-se o aterro sanitário como etapa final de destinação. Nesse processo, os principais fluxos de saída correspondem às emissões gasosas e às perdas por lixiviado, enquanto parte do nitrogênio permanece acumulada como estoque no corpo do aterro. Para a estimativa dessas parcelas, adotaram-se as proporções de 67,4% para emissões atmosféricas, 12,8% para lixiviado e 19,8% para estoque (Lohmann, 2020), aplicadas ao nitrogênio encaminhado ao aterro.

Também foi analisado o fluxo de nitrogênio associado ao transporte dos resíduos da escola até a estação de transbordo (12,5 km) e desta até o aterro sanitário (37,2 km), de modo a comparar a magnitude desse fluxo com o nitrogênio contido nos resíduos alimentares. O consumo total de diesel foi estimado pela Equação (01), adaptada de Silva (2021):

$$C\_Transporte = (1 + \alpha) * (f_1 * \sum\_Trecho1 P_i * D_{ij} + f_2 * (\sum\_Trecho2\ P_i * D_j)) \quad (01)$$

Onde: C_Transporte é o consumo total de diesel no transporte (L/semana), α é o fator de proporcionalidade do consumo de combustível no trajeto de volta, com o caminhão vazio, considerado igual a 0,5, f_1 é o fator de consumo de combustível do caminhão compactador (L/g.km), f_2 é o fator de consumo de combustível da carreta de grande porte (L/g.km), P_i é o peso do nitrogênio contido nos resíduos orgânicos alimentares na escola (g/semana), D_{ij} é a distância entre a escola e a estação de transbordo (km), D_j é a distância entre a estação de transbordo até o aterro sanitário (km). Considerou-se ainda que cada quilograma de diesel contém 0,87 mg de nitrogênio (AnalytikJena, 2018) e, adotando densidade de 0,84 kg/L (Liu et al., 2018), obteve-se o fator de 0,0007308 g N/L. Assim, a quantidade de nitrogênio associada ao diesel consumido foi estimada pela Equação (02).

$$N \times C\_Transporte = N\_Consumido \quad (02)$$

Onde: N é nitrogênio contido no diesel (g/L), C_Transporte é o consumo total de diesel no transporte (L/semana), N_Consumido é o nitrogênio total presento no diesel (g)

Também foi considerado o consumo de diesel utilizado pelos maquinários do aterro para o gerenciamento dos resíduos que são aterrados. Segundo Leme (2010), são necessários 0,293 L de diesel para cada tonelada de resíduos aterrados. Dessa forma, para foi possível estimar a o consumo do combustível por meio da Equação (03):

$$0{,}293 \times P\_i = C\_Transporte \quad (03)$$

Onde: P_i é o peso do nitrogênio contido nos resíduos orgânicos alimentares na escola (g/semana), C_Transporte é o consumo total de diesel nos maquinários do aterro (L/semana);

Os fluxos de saída associados ao consumo de diesel foram representados pelas emissões atmosféricas de N_2O e NOx provenientes da combustão. Para o N_2O, utilizou-se o fator de emissão de 0,08 g/L de diesel (Agar et al., 2007), convertido em massa de N pela Equação (04).

$$(0{,}08\times C\_Transporte)\times \frac{28}{44} = \text{Emissão de } N_2O \text{ (em massa de N)} \quad (04)$$

Onde: 0,08 é o fato de emissão (g N_2O/L de diesel), C_Transporte é o consumo total de diesel para transporte dos resíduos e maquinários do aterro (L/semana), 28/44 corresponde à fração mássica de nitrogênio no N_2O

Para o NOx, reportado como NO_2 segundo o IPCC (2006), adotou-se o fator de emissão de 3,9 kgNO_2/TJ, convertido para 0,141 g/L, e a massa de nitrogênio foi estimada pela Equação (05).

$$(0{,}141\times C\_Transporte)\times \frac{14}{46} = \text{Emissão de } NO_2 \text{ (em massa de N)} \quad (05)$$

Onde: 0,141 é o fator de emissão (g NO_2/L), C_Transporte é o consumo total de diesel para transporte dos resíduos e maquinários do aterro (L/semana),14/46 é a fração mássica de nitrogênio no NO_2

Resultados e Discussão

Na semana selecionada para análise, de 24/11/2025 a 28/11/2025, a escola atendeu em média 299 alunos por dia. O cardápio correspondente está apresentado na Tabela 01:

24/11/2025	25/11/2025	26/11/2025	27/11/2025	28/11/2025
Arroz, feijão, couve e carne moida e polenta com queijo	Arroz, feijão salada de pepino, couve e asinha de frango assada.	Canjica e Frutas picadas (Abacaxi e Mamão)	Pão com Atum ao molho e queijo Suco de Abacaxi Frutas picadas com Leite em pó (Maçã, Melão)	Paleta Suína desfiada ao molho branco, Macarrão ao molho, Feijão, Batata-doce corada, abobora e Couve refogada

Tabela 01: Cardápio semanal para o nível educacional da EC 115 Norte para a semana de análise. Fonte: SEEDF (2025)

O fluxo de entrada no sistema é representado pelas massas de nitrogênio estimadas em cada alimento utilizado na semana. A soma totalizou 4.899,19 g de nitrogênio. Em termos de concentração proteica, os alimentos com maior teor foram atum pouch, leite em pó e feijão preto. Entretanto, ao se considerar a quantidade efetivamente utilizada no preparo das refeições ao longo da semana, os itens de maior contribuição para a entrada total de nitrogênio foram leite em pó, coxinha da asa e arroz parboilizado. Esse resultado mostra que a representatividade de cada alimento no fluxo de entrada depende não apenas de sua composição nutricional, mas também do volume empregado no cardápio escolar.

As saídas associadas ao preparo das refeições compreenderam as perdas ocorridas durante o preparo, os resíduos gerados no processo e o nitrogênio incorporado às refeições. As perdas foram estimadas pela diferença entre a massa de nitrogênio do alimento cru e a massa de nitrogênio após o preparo, com base na TBCA, totalizando 1.040,9 g de nitrogênio.

Na quantificação dos resíduos orgânicos alimentares, foram consideradas apenas as frações evitáveis, uma vez que não havia dados sobre o teor de nitrogênio das frações inevitáveis, como cascas, ossos e peles.

Foi realizada a pesagem das massas de resíduos e a estimativa da massa de nitrogênio descartada pela cozinha e pelo refeitório separadamente, permitindo diferenciar os desperdícios gerados no preparo das refeições daqueles ocorridos após o consumo pelos alunos, identificando a etapa de maior contribuição para o desperdício.

A Tabela 02 detalha os valores dos fluxos de entrada e de saídas que ocorrem no ambiente escolar:

Categoria	Fluxo de entrada		Fluxo de saída			
	Massa de alimento utilizada na semana (kg)	Massa de nitrogênio presentes nos alimentos (g)	Massa total de resíduos descartada pela cozinha (kg)	Massa de nitrogênio descartado pela cozinha (g)	Massa total de resíduos descartada pelo refeitório (kg)	Massa de nitrogênio descartado pelo refeitório (g)
Açúcar cristal	**1**	**0,51**	**0,00**	**0,00**	**0,00**	**0,00**
Amido de milho	**1**	**1,02**	**0,00**	**0,00**	**0,00**	**0,00**
Arroz cozido	**20**	**454,40**	**0,62**	**2,01**	**1,79**	**5,76**
Atum Pouch	**7,8**	**328,22**	**0,00**	**0,00**	**0,00**	**0,00**
Canjica	**6**	**67,10**	**0,00**	**0,00**	**1,54**	**5,82**
Feijão cozido	**8**	**258,56**	**0,62**	**4,77**	**1,94**	**14,78**
Feijão cozido	**6**	**215,04**	**0,00**	**0,00**	**0,00**	**0,00**
Fubá	**6**	**67,78**	**0,00**	**0,00**	**0,00**	**0,00**
Leite em pó	**28**	**1164,80**	**0,00**	**0,00**	**0,00**	**0,00**
Macarrão Padre Nosso	**4**	**65,28**	**0,62**	**4,85**	**0,15**	**1,14**

Óleo de soja	**22**	**0,00**	**0,00**	**0,00**	**0,00**	**0,00**
Polpa de Tomate	**1**	**4,35**	**0,00**	**0,00**	**0,00**	**0,00**
Sal	**1,8**	**0,00**	**0,00**	**0,00**	**0,00**	**0,00**
Abacaxi Pérola	**35,7**	**38,84**	**0,97**	**1,06**	**0,00**	**0,00**
Abóbora	**8**	**22,40**	**2,43**	**5,59**	**0,91**	**2,10**
Alho	**0,9**	**8,21**	**0,00**	**0,02**	**1,20**	**0,00**
Batata Doce	**10**	**35,04**	**0,52**	**1,80**	**0,83**	**2,89**
Carne Bov. Acém Moída	**14**	**443,52**	**0,13**	**5,55**	**0,64**	**27,34**
Cebolinha	**0,6**	**1,59**	**0,00**	**0,00**	**0,00**	**0,00**
Coentro	**0,7**	**2,34**	**0,43**	**1,42**	**0,00**	**0,00**
Couve Manteiga	**8**	**36,74**	**0,07**	**0,30**	**0,42**	**1,77**
Coxinha da Asa	**28**	**837,76**	**0,44**	**3,24**	**5,32**	**4,92**
Mamão	**17,8**	**23,35**	**0,85**	**1,11**	**3,31**	**3,65**
Melão	**17,8**	**17,37**	**3,12**	**3,05**	**10,42**	**7,90**
Paleta Suína	**9**	**306,72**	**0,00**	**0,00**	**0,00**	**0,00**
Pão Brioche	**15**	**195,60**	**0,34**	**4,43**	**1,16**	**15,06**
Pepino	**6**	**6,72**	**0,00**	**0,00**	**1,15**	**1,28**
Pimentão	**1,2**	**2,11**	**0,34**	**0,59**	**0,15**	**0,26**
Queijo	**8**	**273,92**	**0,00**	**0,00**	**0,00**	**0,00**
Repolho	**9**	**16,13**	**0,00**	**0,00**	**0,00**	**0,00**
Salsa	**0,6**	**3,75**	**0,00**	**0,00**	**0,00**	**0,00**
Total	**302,90**	**4.899,19**	**11,48**	**39,77**	**30,89**	**94,66**

Tabela 02: Valores dos fluxos de entrada e de saída dos processos que ocorrem no ambiente escolar

A soma das massas de nitrogênio descartadas na cozinha e no refeitório resultou em 134,43 g de N encaminhados à destinação final em aterro sanitário. Desse total, estimou-se que 90,61 g foram liberados na forma de emissões gasosas, 17,21 g transferidos para o lixiviado e 26,62 g permaneceram acumulados no aterro como estoque no sistema.

Com base nos dados obtidos, foi possível consolidar o fluxo de nitrogênio no sistema, desde a entrada dos alimentos na escola até a destinação final dos resíduos em aterro sanitário (**Figura 01**). Observou-se perda significativa de nitrogênio (21%) durante o preparo dos alimentos, indicando que os métodos culinários adotados podem contribuir para desperdício nutricional relevante. O preparo pode alterar a quantidade e a qualidade das proteínas disponíveis, uma vez que processos como cozimento, aquecimento prolongado, fermentação e uso de altas temperaturas modificam sua estrutura, podendo melhorar a digestibilidade, mas também provocar perdas, sobretudo quando há descarte da água de cocção ou manipulação excessiva dos alimentos (Sá, Moreno e Carciofi, 2019; Sun-Waterhouse et al., 2013). Além disso, diferentes formas de preparo influenciam a solubilidade, a estabilidade e as características sensoriais das proteínas, afetando seu aproveitamento nutricional (Sun-Waterhouse et al., 2013). Esses resultados sugerem que práticas de preparo mais eficientes podem reduzir perdas evitáveis de nutrientes antes mesmo da geração dos resíduos.

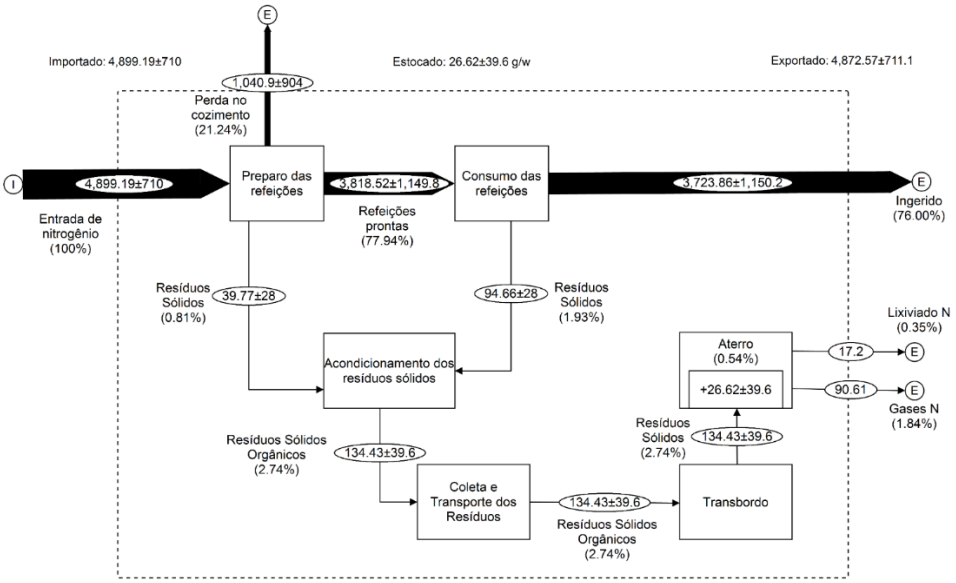


Figura 01: Fluxo do nitrogênio dos resíduos orgânicos alimentares da escola EC 115 Norte durante a semana 24/11/2025 a 28/11/2025
Fonte: Autor

Entre os fluxos associados aos resíduos sólidos, a maior quantidade de nitrogênio em resíduos orgânicos alimentares evitáveis foi observada no refeitório (1,93%), superando a registrada na cozinha (0,81%). Isso indica que o principal ponto de desperdício de nitrogênio no sistema avaliado ocorre após a distribuição das refeições, no momento do consumo, sugerindo a necessidade de ajustes no cardápio e nas porções servidas, de modo a ampliar a aceitação pelos alunos e reduzir as perdas. Ainda assim, ações preventivas na etapa de preparo também são relevantes, já que a cozinha constitui um ambiente mais controlado e com maior potencial para adoção de boas práticas.

Embora a análise tenha sido realizada em apenas uma semana, o período foi considerado representativo da dinâmica da merenda escolar, uma vez que o planejamento do cardápio e o recebimento de alimentos seguem ciclos semanais. Assim, os resultados permitem identificar um padrão típico de geração de resíduos e de fluxos de nitrogênio associados ao preparo e ao consumo das refeições. Ainda que os valores absolutos sejam reduzidos em escala semanal, sua repetição ao longo do ano letivo pode resultar em quantidades expressivas de nitrogênio desperdiçado, sobretudo quando se considera o conjunto das escolas da rede pública do Distrito Federal.

Os resultados também reforçam a importância de ações de conscientização sobre desperdício de alimentos, insegurança alimentar e educação ambiental, desenvolvidas de forma didática e adequada ao público infantil. A abordagem precoce desses temas pode favorecer a formação de hábitos mais conscientes ao longo da vida (Csima et al., 2024).

Considerando a massa total de 134,43 g de nitrogênio destinada ao aterro sanitário, foi estimado um cenário hipotético de reciclagem desse nutriente por compostagem. Adotando uma eficiência média de recuperação de nitrogênio de 40,1% (Zhao et al., 2020), cerca de 53,9 g de N poderiam retornar ao solo na forma de composto orgânico. Utilizando a ureia como fertilizante de referência, em razão de seu teor de 46% de nitrogênio (Swify et al., 2023), essa quantidade corresponderia a aproximadamente 117 g de ureia que deixariam de ser utilizados. Considerando o preço médio nacional do fertilizante em 2021 de aproximadamente R$ 2.600 por tonelada (R$ 2,60/kg) (CONAB, 2023), a recirculação desse nitrogênio representaria economia aproximada de R$ 0,30 na escala analisada. Embora esse valor direto seja pequeno, o resultado evidencia o potencial da compostagem como estratégia de economia circular, ao permitir a valorização de resíduos alimentares, a recuperação de nutrientes e a substituição parcial de fertilizantes sintéticos.

Extrapolando-se esse resultado para a escala de 1 tonelada de nitrogênio destinada ao aterro sanitário, cerca de 401 kg de N poderiam ser recuperados via compostagem. Essa quantidade equivale a aproximadamente 872 kg de ureia evitados, o que corresponderia a uma economia estimada de R$ 2.267,00 em fertilizante mineral. Assim, ainda que os ganhos econômicos sejam pouco perceptíveis em pequena escala, tornam-se mais relevantes à medida que se ampliam os fluxos de resíduos orgânicos analisados.

Para o fluxo de entrada de nitrogênio associado ao consumo de diesel, estimou-se, no transporte dos resíduos, um consumo total de $2{,}0104 \times 10^{-4}$ L/semana, correspondente a $1{,}46920 \times 10^{-7}$ g de N. Na operação do aterro sanitário, o consumo estimado foi de $3{,}9388 \times 10^{-5}$ L/semana, equivalente a $2{,}87847 \times 10^{-8}$ g de N.

Quanto ao fluxo de saída dos processos que utilizam diesel, estimaram-se, para o transporte dos resíduos, emissões de $1{,}02348 \times 10^{-5}$ g de N na forma de N_2O e $8{,}62724 \times 10^{-6}$ g de N na forma de NO_2. Para a operação do aterro, os valores correspondentes foram de $2{,}00521 \times 10^{-6}$ g de N_2O e $1{,}69026 \times 10^{-6}$ g de NO_2.

Quando comparados ao fluxo de nitrogênio associado aos alimentos, esses valores foram muito inferiores, indicando baixa representatividade no balanço total de massa. Diante disso, esse fluxo foi extrapolado para um ano, aproveitando a possibilidade de modelagem temporal no STAN. Essa extrapolação baseou-se na relativa constância das distâncias percorridas pelos veículos e na baixa variação esperada do peso transportado, em razão da regularidade do cardápio da merenda escolar. Também foi incluída a estimativa do fluxo de entrada de nitrogênio atmosférico que reage no processo de combustão, obtida pelo balanço de massa no STAN. A Figura 02 ilustra o comportamento desse fluxo no sistema ao longo do ano.

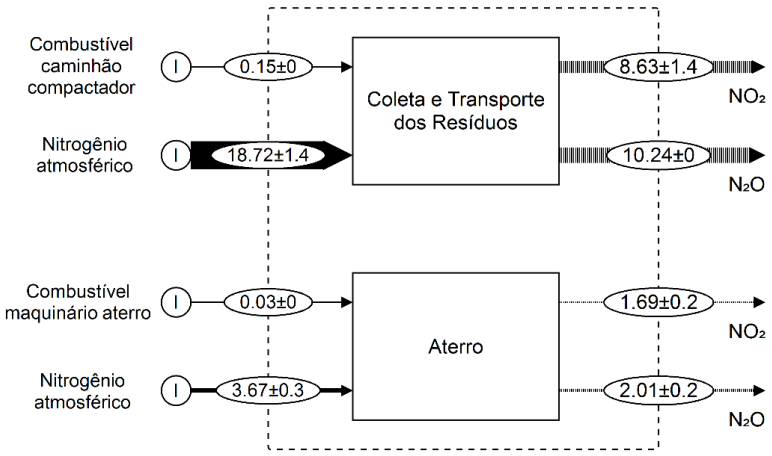


Figura 02: Fluxo do nitrogênio relacionados aos processos com consumo de diesel durante o ano
Fonte: Autor

A análise do fluxo de nitrogênio associado ao transporte mostra que a contribuição direta do diesel em termos de massa é reduzida. A principal fonte de nitrogênio responsável pelas emissões não está no combustível, mas no nitrogênio atmosférico (N_2) envolvido no processo de combustão dos motores (Yang et al., 2024). Em condições de alta temperatura, típicas da queima do diesel, esse N_2 reage com o oxigênio por meio do mecanismo térmico de Zel'dovich (Jo et al., 2022), formando óxidos de nitrogênio (NOx), incluindo NO_2. Assim, embora o transporte apresente baixa representatividade em massa, ele converte nitrogênio não reativo em formas reativas com potencial de impacto ambiental. Por isso, uma análise complementar por Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) poderia ser relevante, especialmente em categorias como aquecimento global e eutrofização.

Comentários finais

A análise do fluxo de nitrogênio associado ao preparo e ao consumo da merenda escolar na EC 115 Norte mostrou que a principal entrada desse elemento no sistema ocorre por meio dos alimentos utilizados no cardápio semanal, totalizando 4.899,19 g de nitrogênio. Entre os itens analisados, alimentos com maior teor proteico, como atum pouch, leite em pó e feijão preto, apresentaram maior concentração de nitrogênio, enquanto leite em pó, coxinha da asa e arroz parboilizado se destacaram pela maior contribuição ao fluxo de entrada, em razão das quantidades utilizadas.

Quanto às saídas, os resultados indicaram perdas de nitrogênio durante o preparo das refeições e descarte na forma de resíduos orgânicos alimentares evitáveis, totalizando 134,43 g de N encaminhados ao aterro sanitário. A maior parcela desse desperdício ocorreu no refeitório, após o consumo das refeições pelos alunos, evidenciando a importância de estratégias voltadas à melhoria da aceitação do cardápio e ao ajuste das porções servidas.

No aterro sanitário, esse nitrogênio distribui-se entre emissões gasosas, lixiviado e acúmulo no sistema, evidenciando que o desperdício alimentar representa não apenas perda de nutrientes, mas também potencial fonte de impactos ambientais. Embora os fluxos de nitrogênio associados ao transporte e à operação do aterro, quando considerados apenas a partir do nitrogênio contido no diesel, tenham se mostrado pouco representativos em termos de massa, o transporte contribui para a conversão do nitrogênio atmosférico em formas reativas, como NOx e N_2O, com potencial de impacto ambiental.

Nesse contexto, a aplicação da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) constitui etapa importante para aprofundar a compreensão dos impactos associados a cada processo do sistema. Ainda que o estudo tenha considerado apenas uma semana de análise, os resultados permitiram caracterizar o comportamento do fluxo de nitrogênio na unidade avaliada e indicam que, quando acumulados ao longo do ano letivo ou ampliados para outras escolas da rede pública, esses valores podem assumir maior relevância ambiental. Os achados reforçam, portanto, a importância de ações voltadas à redução do desperdício de alimentos, à educação alimentar e ambiental no ambiente escolar e à adoção de estratégias de gestão de resíduos orgânicos que favoreçam a recuperação de nutrientes.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Fundação de Apoio à Pesquisa do Distrito Federal (FAPDF) pelo apoio financeiro concedido sob o n° 00193-00001612/2024-49 e ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos da Universidade de Brasília (PTARH/UnB) pelo apoio de laboratório e infraestrutura.

Referências Bibliográficas

AGAR, Betsy J.; BAETZ, Brian W.; WILSON, Bruce G. Fuel Consumption, Emissions Estimation, and Emissions Cost Estimates Using Global Positioning Data. Journal of the Air & Waste Management Association, vol. 57, no. 3, p. 348–354, Mar. 2007. https://doi.org/10.1080/10473289.2007.10465328.

ANALYTIKJENA. Determination of Trace Nitrogen Contents in Different Types of Fuels and Fuel Blends According to ASTM D4629 resp. DIN 51444. out. 2018.

ARYAL, B.; GURUNG, R.; CAMARGO, A. F.; FONGARO, G.; TREICHEL, H.; MAINALI, B.; ANGOVE, M. J.; NGO, H. H.; GUO, W.; PUADEL, S. R. Nitrous oxide emission in altered nitrogen cycle and implications for climate change. Environmental Pollution, v. 314, p. 120272, dez. 2022.

BURSZTYN, Maria Augusta; BURSZTYN, Marcel. Fundamentos de política e gestão ambiental : caminhos para a sustentabilidade. Rio De Janeiro: Garamond, 2012.

CSIMA, M.; PODRÁCZKY, J.; KERESZTES, V.; SOÓS, E.; FINÁNCZ, J. The Role of Parental Health Literacy in Establishing Health-Promoting Habits in Early Childhood. Children, v. 11, n. 5, p. 576, 10 maio 2024.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO - CONAB. Insumos agropecuários. Brasília: CONAB, 2023.

ERISMAN, J. W.; GALLOWAY, J. N.; SEITZINGER, S.; et al. Consequences of human modification of the global nitrogen cycle. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences, v. 368, n. 1621, p. 20130116–20130116, 2013. Disponível em: https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3682738/.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO). The State of Food and Agriculture Social protection and agriculture: breaking the cycle of rural poverty. [s.l.: s.n.], 2015. Disponível em: https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/4704f05c-5ce0-40d0-b568-27be1de6a227/content.

HAN, Yuguo; FENG, Gary; SWANEY, Dennis P.; DENTENER, Frank; KOEBLE, Renate; OUYANG, Ying; GAO, Wei. Global and regional estimation of net anthropogenic nitrogen inputs (NANI). Geoderma, vol. 361, p. 114066, Mar. 2020. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.114066.

HATLEY, G. A.; PAHLOW, M.; BELLO-MENDOZA, R.; GUTIÉRREZ-GINÉS, M. J. Identifying leverage points using material flow analysis to circularise resources from urban wastewater and organic waste. Journal of Environmental Management, v. 369, p. 122215, out. 2024.

Intergovernmental Panel on Climate Change - IPCC. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Reference Manual. 2006.

JONES, D. B. factos for converting percentages of nitrogen in foods and feeds into percentages of proteins. ago. 1931.

Kjeldahl, J. (1883) A New Method for the Determination of Nitrogen in Organic Matter. Zeitschrift für Analytische Chemie, 22, 366-382. http://dx.doi.org/10.1007/BF01338151

LEE, N.-H.; SONG, S.-H.; JUNG, M.-J.; KIM, R.-H.; PARK, J.-K. Dynamic emissions of N₂O from solid waste landfills: A review. Environmental Engineering Research, v. 28, n. 6, 24 fev. 2023.

LEME, M. M. V. Avaliação das Opções Tecnológicas para Geração de Energia a Partir dos Resíduos Sólidos Urbanos: Estudo de Caso. Juno.Unifei.Edu.Br, p. 0–138, 2010.

LIU, H.; MA, J.; DONG, F.; YANG, Y.; LIU, X.; MA, G.; ZHENG, Z.; YAO, M. Experimental investigation of the effects of diesel fuel properties on combustion and emissions on a multi-cylinder heavy-duty diesel engine. Energy Conversion and Management, v. 171, p. 1787–1800, set. 2018.

LOHMANN, Gabriele. Análise de fluxo de carbono, nitrogênio e fósforo e avaliação de impactos ambientais em aterro sanitário e na compostagem de resíduos sólidos urbanos. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2020.

MARTÍNEZ, R. D. S.; JIMÉNEZ, L. D.; JUÁREZ, O. A.; HERNÁNDEZ, S. C. Characterization of municipal solid waste with the perspective of biofuels and bioproducts recovery in Northeast Mexico. Journal of Material Cycles and Waste Management, v. 26, n. 6, p. 3665–3680, 7 out. 2024.

PAPARGYROPOULOU, Effie; LOZANO, Rodrigo; K. STEINBERGER, Julia; et al. The food waste hierarchy as a framework for the management of food surplus and food waste. Journal of Cleaner Production, v. 76, n. 76, p. 106–115, 2014. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0959652614003680.

RAMACHANDRA, T.V.; BHARATH, H.A.; KULKARNI, Gouri; HAN, Sun Sheng. Municipal solid waste: Generation, composition and GHG emissions in Bangalore, India. Renewable and Sustainable Energy Reviews, vol. 82, p. 1122–1136, Feb. 2018. https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.09.085.

SÁ, Amanda Gomes Almeida; MORENO, Yara Maria Franco; CARCIOFI, Bruno Augusto Mattar. Food processing for the improvement of plant proteins digestibility. Critical Reviews in Food Science and Nutrition, vol. 60, no. 20, p. 3367–3386, 25 Nov. 2019. https://doi.org/10.1080/10408398.2019.1688249.

SAMAR SWIFY; ROMAS MAŽEIKA; BALTRUŠAITIS, Jonas; DONATA DRAPANAUSKAITĖ; KAROLINA BARČAUSKAITĖ. Review: Modified Urea Fertilizers and Their Effects on Improving Nitrogen Use Efficiency (NUE). Sustainability, vol. 16, no. 1, p. 188–188, 25 Dec. 2023. https://doi.org/10.3390/su16010188.

SANTOS, Karin Luise dos; PANIZZON, Jenifer; CENCI, Manuela Machado; et al. Perdas e desperdícios de alimentos: reflexões sobre o atual cenário brasileiro. Brazilian Journal of Food Technology, v. 23, 2020. Disponível em: https://doi.org/10.1590/1981-6723.13419.

SARANGI, P. K.; PAL, P.; SINGH, A. K.; SAHOO, U. K.; PRUS, P. Food Waste to Food Security: Transition from Bioresources to Sustainability. Resources, v. 13, n. 12, p. 164, 25 nov. 2024.

SEEDF. PLANO ANUAL DE TRABALHO PROGRAMA DE ALIMENTAÇÃO ESCOLAR DA SECRETARIA DE ESTADO DE EDUCAÇÃO DO DISTRITO FEDERAL. Disponível em: <https://www.educacao.df.gov.br/alimentacao-escolar>. Acesso em: 4 mar. 2026.

SILVA, Victor Alexsander Oliveira. Aplicação de Avaliação de Ciclo de Vida na estimativa das emissões de gases de efeito estufa relacionadas ao consumo de alimentos: estudo de caso em Brasília, DF. 2021. xiv, 289 f., il. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos)—Universidade de Brasília, Brasília, 2021.

SUNG MIN JO; VENTURI, Simone; SHARMA, Maitreyee P; ALESSANDRO MUNAFÒ; PANESI, Marco. Rovibrational-SpecificQCTandMasterEquationStudyonN2(X1Σg +) +O(3P)andNO(X2Π)+N(4S)SystemsinHigh-EnergyCollisions. ˜ The □journal of physical chemistry. A/˜ The □journal of physical chemistry. A., vol. 126, no. 21, p. 3273–3290, 23 May 2022. https://doi.org/10.1021/acs.jpca.1c10346. Accessed on: 10 May 2024.

SUN-WATERHOUSE, Dongxiao; ZHAO, Mouming; WATERHOUSE, Geoffrey I. N. Protein Modification During Ingredient Preparation and Food Processing: Approaches to Improve Food Processability and Nutrition. Food and Bioprocess Technology, vol. 7, no. 7, p. 1853–1893, 17 May 2014. https://doi.org/10.1007/s11947-014-1326-6.

SWEDISH EPA. *Guia Sueco Brasiliero Gravimetria de RSU Domicioliar*. [S.l: s.n.], 2020.

Tabela Brasileira de Composição de Alimentos (TBCA). Universidade de São Paulo (USP). Centro de Pesquisa em Alimentos (FORC). Versão 7.3. São Paulo, 2025. Disponível em http://www.fcf.usp.br/tbca

YANG, Ruomiao; LIU, Junheng; LIU, Zhentao; LIU, Jinlong. Applying separate treatment of fuel- and air-borne nitrogen to enhance understanding of in-cylinder nitrogen-based pollutants formation and evolution in ammonia-diesel dual fuel engines. Sustainable Energy Technologies and Assessments, vol. 69, p. 103910, 17 Jul. 2024. DOI https://doi.org/10.1016/j.seta.2024.103910. Available at: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2213138824003060.

ZHAO, S.; ZHENG, Q.; WANG, H.; FAN, X. Nitrogen in landfills: Sources, environmental impacts and novel treatment approaches. Science of The Total Environment, v. 924, p. 171725, maio 2024.

ZHAO, Shuaixiang; SCHMIDT, Susanne; QIN, Wei; LI, Ji; LI, Guoxue; ZHANG, Weifeng. Towards the circular nitrogen economy – A global meta-analysis of composting technologies reveals much potential for mitigating nitrogen losses. Science of The Total Environment, vol. 704, p. 135401, Feb. 2020. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135401. Accessed on: 25 May 2020.

SUCESSÃO ECOLÓGICA EM COMPOSTEIRA BIODINÂMICA: MICROBIOTA E MACROFAUNA COMO BIOINDICADORES DE MATURAÇÃO

1 Sula Salani, 2 Ester Cardoso Paes Rose, 3 Mariana de Almeida Pereira Dell'Avanzi, 4 Marco Antônio Vieira Ribeiro, 5 Austin Silva de Carvalho, 6 Alice Alves Rodrigues, , 7 Ilir Vilardi Gavoci Tenente Prendi e 8 Letícia Nunes Lopes

1 Universidade do Distrito Federal, e-mail:sula.salani@undf.edu.br; 2 Universidade do Distrito Federal, e-mail:ester.rose@undf.edu.br; 3 Universidade do Distrito Federal, e-mail: marianadellavanzi@undf.edu.br; 4 Universidade do Distrito Federal, e-mail: marco.ribeiro@undf.edu.br; 5 Universidade do Distrito Federal, e-mail: austinsilvadecarvalho@gmail.com, Universidade do Distrito Federal, e-mail:alice.rodrigues@undf.edu.br; 7 Universidade do Distrito Federal, e-mail: ilir.prendi@undf.edu.br; 8 Universidade do Distrito Federal, e-mail: leticia.lopes@undf.edu.br

Palavras-chave: decomposição aeróbia, sucessão microbiana, bioturbação e monitoramento ambiental.

Resumo

O presente trabalho descreve a sucessão ecológica observada em uma composteira biodinâmica implantada na Universidade do Distrito Federal (UnDF), com base no monitoramento integrado de parâmetros físicos, microbiológicos e de macrofauna ao longo de seis meses. A composteira foi construída em novembro de 2025 em estrutura de pallets com camadas alternadas de materiais ricos em carbono e nitrogênio e incorporação dos preparados biodinâmicos. Foram realizadas coletas mensais (novembro de 2025 a abril de 2026), com aferição de temperatura interna e altura da pilha, coleta de amostras microbiológicas — quantificação de bactérias mesófilas heterotróficas (PCA), fungos e leveduras (PDA) e actinomicetos, pela técnica *spread plate* em duplicata — e amostras de macrofauna com amostrador cilíndrico de 400 cm³, em nove subamostras por coleta distribuídas em três posições e três profundidades, conservadas em álcool 70% e triadas em lupa estereoscópica. As minhocas foram quantificadas durante as reviradas mensais da composteira por uma equipe de seis a dez pessoas. Os dados foram submetidos a estatística descritiva, correlações de Spearman ($\alpha = 0,05$) e índices de Shannon-Wiener e Pielou para a comunidade microbiana. Os resultados revelaram supressão das bactérias mesófilas na fase termofílica e crescimento progressivo dos actinomicetos ao longo da maturação, confirmando seu papel como bioindicadores de maturidade. A redução de 62% na altura da pilha e a colonização exponencial por minhocas após a estabilização térmica evidenciam a transição para a fase de maturação. A correlação positiva entre minhocas e bactérias mesófilas sugere efeito de bioturbação nas fases finais. Foram registrados qualitativamente opiliões, colêmbolos, tesourinhas, hirudíneos, larvas de escarabeídeos, planárias terrestres, ácaros, aranhas e lagartos, cuja presença indica a complexidade ecológica estabelecida na pilha. Os espécimes estão sendo tombados na coleção zoológica em formação na UnDF. O conjunto de bioindicadores avaliados demonstrou comportamento coerente e complementar com o amadurecimento progressivo do composto, evidenciando o potencial do protocolo como ferramenta de monitoramento acessível e replicável em contextos urbanos e escolares.

Introdução

A geração excessiva e o gerenciamento inadequado dos resíduos sólidos constituem um impasse que afeta a sociedade moderna e compromete o desenvolvimento sustentável (Pozzetti, 2019). No Brasil, foram geradas mais de 8,6 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos (RSU) no último ano, sendo a fração orgânica a predominante (ABREMA, 2025; Brasil, 2022). A Política Nacional de Resíduos Sólidos aponta a compostagem como tecnologia limpa e forma de destinação ambientalmente adequada desses resíduos (Brasil, 2010).

A compostagem é um método de decomposição da matéria orgânica pela atividade biológica de microrganismos e invertebrados, com geração de calor, visando a produção de um produto estável (Inácio, 2009). O processo envolve uma comunidade heterogênea cujo predomínio varia conforme as condições físico-químicas ao longo do tempo (Kiehl, 2004): bactérias dominam a fase termofílica inicial; actinomicetos atuam nas fases avançadas, degradando celulose, hemicelulose e lignina, e são reconhecidos como indicadores de maturidade (Ryckeboer et al., 2003); fungos contribuem para a fragmentação inicial da matéria orgânica (Luo et al., 2024); e minhocas colonizam as fases finais, exercendo bioturbação, aeração e estímulo bacteriano, acelerando a humificação (Aira; Domínguez, 2019; Brown; Domínguez, 2010).

A compostagem biodinâmica deriva da Agricultura Biodinâmica, sistema fundamentado nas palestras de Rudolf Steiner em 1924, que concebe o manejo do solo como processo de vivificação pela integração de forças biológicas, minerais e cósmicas (Wistinghausen, 2000; Vasconcelos, 2009). Diferentemente da vermicompostagem doméstica, o modelo em pilhas admite alimentos cozidos e, em pequenas proporções, resíduos de origem animal dispostos no interior da pilha, onde as temperaturas termofílicas promovem a sanitização e aceleram a decomposição (Kiehl, 2004). Estudos que integrem simultaneamente parâmetros físicos, microbiológicos e de macrofauna em composteiras biodinâmicas ainda são escassos na literatura.

Este trabalho está alinhado ao eixo "Sustentabilidade, Meio Ambiente e Desenvolvimento Local" e contribui para os ODS 2 (Fome Zero), ODS 4 (Educação de Qualidade), ODS 11 (Cidades Sustentáveis) e ODS 12 (Consumo e Produção Responsáveis), descrevendo e analisando a sucessão ecológica observada na composteira biodinâmica implantada na UnDF ao longo de seis meses, com vistas a subsidiar protocolos de monitoramento replicáveis para iniciativas similares.

Material e Métodos

Montagem da composteira

A composteira biodinâmica foi construída em 06 de novembro de 2025, no jardim do *campus* norte da Universidade do Distrito Federal (UnDF), Lago Norte, Brasília-DF. Como estrutura de sustentação, foram utilizados cinco pallets revestidos com tela metálica, formando uma caixa de aproximadamente 1,0 m × 1,2 m. A composteira foi montada em camadas alternadas de materiais ricos em carbono e nitrogênio, dispostas na seguinte sequência: material de baia de cavalo (esterco e serragem), coco triturado, bagaço de cana triturado, margaridão (*Tithonia diversifolia),* resíduo orgânico proveniente do CEPI Cajuzinho e papelão picado, conforme esquema ilustrado na Figura 01a.

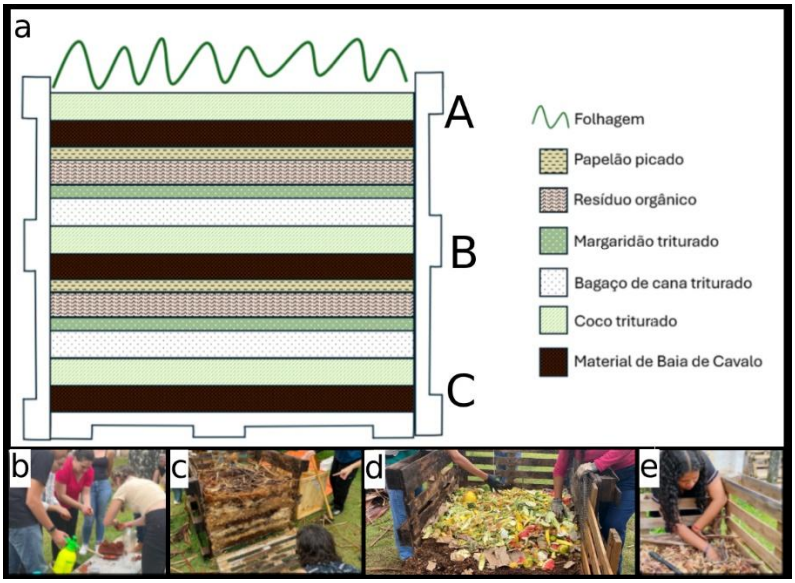


Figura 01: Construção, alimentação e biomonitoramento da composteira biodinâmica. a) Esquema de montagem e camadas; b) Preparação dos compostos biodinâmicos, c) 1ª revirada; d) Alimentação com resíduos orgânicos; e) Coleta de solo para biomonitoramento da macrofauna. Legendas: A, B, C – diferentes profundidades
Fonte: Autores (2026)

Os preparados biodinâmicos sólidos 502 a 506 — obtidos respectivamente de flores de mil-folhas (*Achillea millefolium*), camomila (*Matricaria chamomilla*), urtiga (*Urtica dioica*), casca de carvalho (*Quercus robur*) e dente-de-leão (*Taraxacum officinale*) — foram individualmente envoltos em bolinhas de argila (Figura 01b) e inseridos em furos abertos até o centro da pilha, distanciados entre si conforme recomendado por Rickli (1983) e Wistinghausen (2000). O preparado 507, obtido de flores de valeriana (*Valeriana officinalis*) na forma líquida dinamizada, foi aspergido sobre toda a superfície da pilha após a aplicação dos demais preparados. A proteção superior foi feita com folhas de palmeira. A revirada da pilha era realizada camada por camada a cada 15 dias; até 23 de abril de 2026 (Figura 01c), a realimentação com resíduo orgânico fresco (Figura 01d) também ocorria quinzenalmente durante as reviradas. As coletas ocorriam mensalmente, nas seguintes datas: 06/11/2025 (montagem- somente microbiologia e parâmetros físicos), 27/11/2025, 22/12/2025, 22/01/2026, 23/02/2026, 23/03/2026 e 23/04/2026.

Monitoramento

O monitoramento foi realizado em sete coletas. A temperatura interna da pilha foi aferida com termômetro analógico tipo espeto. A altura da pilha foi medida com trena de 3 m. O pH foi aferido mensalmente por meio de diluição de 9 g de composto em 60 ml de água destilada, conforme protocolo descrito por Symanski (2005) e Oliveira Filho (2017), utilizando fita medidora Kasvi; os valores obtidos não apresentaram variação relevante ao longo do monitoramento e não foram incluídos nas análises estatísticas.

Microbiologia

Uma vez por mês, aproximadamente 100 g de composto foram coletados a cerca de 20 cm da superfície da pilha e armazenados em saco plástico estéril. Para as análises, 10 g da amostra foram diluídos em 90 ml de água peptonada autoclavada, seguidos de diluição seriada até 10^{-4}. A quantificação de bactérias mesófilas heterotróficas foi realizada em ágar padrão de contagem (PCA), pela técnica spread plate, com incubação a 36 °C por 24 horas, expressa em UFC × 10^{6} g^{-1}. Os fungos e leveduras foram quantificados em ágar batata dextrose (PDA), mantido à temperatura ambiente por cinco dias, expresso em UFC × 10^{4} g^{-1}. Os actinomicetos foram quantificados em ágar específico Merck, com incubação a 36 °C por 24 horas, expresso em UFC × 10^{6} g^{-1}. Todos os plaqueamentos foram realizados em duplicata. A cada coleta, três colônias bacterianas foram submetidas à coloração de Gram (kit NewProv) e analisadas em microscópio óptico com aumento de 1000× para classificação morfológica.

Macrofauna

A amostragem da macrofauna foi realizada mensalmente, coincidindo com as reviradas. Em cada coleta, foram delimitadas nove amostras de aproximadamente 400 cm³ com amostrador cilíndrico confeccionado a partir de recipiente plástico de 400 ml com o fundo removido (Figura 01e), seguindo princípio similar ao protocolo TSBF (Anderson; Ingram, 1993), adaptado para substrato de compostagem. As amostras foram distribuídas em três posições horizontais — extremidade inicial (posição 1), centro (posição 2) e extremidade final (posição 3) — e em três profundidades (Figura 01a): superfície (A), meio (B) e fundo (C), totalizando nove subamostras por coleta, identificadas por códigos alfanuméricos. O material foi conservado em álcool 70% e triado em lupa estereoscópica marca Olen (aumento 90x). A contagem das minhocas foi realizada a olho nu, no momento da revirada, por uma equipe de seis a dez pessoas posicionadas ao redor da pilha, de forma a garantir a visualização simultânea de toda a extensão do material revolvido e minimizar perdas por fuga ou sobreposição de indivíduos. Os organismos foram contados sem captura, preservando a integridade da população. A identificação em nível de espécie não foi realizada neste estudo, constituindo objeto de investigação em trabalho subsequente voltado à biodiversidade da composteira. Os demais grupos da macrofauna registrados ao longo do monitoramento foram registrados qualitativamente e quantitativamente durante a triagem em lupa estereoscópica (Olen 90x), sendo sua identificação taxonômica e análise ecológica objeto de estudo em andamento. Esses grupos faunísticos foram tombados na coleção de invertebrados da UnB e da UnDF.

Análise estatítica

Os dados foram submetidos a análises estatísticas não paramétricas (n = 7 coletas), abrangendo todo o ciclo de desenvolvimento da composteira, desde a montagem até sua estabilização. Cada coleta representa um ponto temporal da sucessão ecológica, não sendo tratada como réplica independente; assim, as análises foram interpretadas à luz de tendências temporais, e não de inferência populacional baseada em replicação experimental.

Calcularam-se estatísticas descritivas (média, desvio-padrão, mínimo, máximo e coeficiente de variação) e correlações de Spearman (ρ) entre pares de variáveis selecionados com base em hipóteses ecológicas, com significância definida em $\alpha = 0,05$. Avaliaram-se também tendências temporais pela correlação de Spearman entre cada variável e os dias decorridos desde a montagem. Como análise exploratória, foram calculados índices de Shannon-Wiener (H') e equitabilidade de Pielou (J) para a comunidade microbiana, com dados convertidos para UFC $\times 10^6$ g^{-1}. Os índices de diversidade foram calculados considerando os três grupos microbianos quantificados (bactérias mesófilas, actinomicetos e fungos/leveduras), o que representa uma limitação interpretativa inerente ao escopo do presente estudo. As análises foram realizadas com Past 5.3.

Resultados

As análises laboratoriais da microbiota e dos oligoquetas ao longo das sete coletas realizadas evidenciaram uma sucessão de organismos compatível com as fases de decomposição características da compostagem biodinâmica (Tabela 01).

Data	Altura (cm)	Temp. (°C)	Minhocas (n)	Bactérias (×10⁶ UFC)	Actino (×10⁶ UFC)	Fungos (×10⁴ UFC)	Fase
06/nov.	63	28	—	44,0	—	1905,0	**Inicial**
27/nov.	63	45	3	1,5	>0,6	11,5	**Termofílica**
22/dez.	43	38	3	1,8	5,5	2,0	**Resfriamento**
22/jan.	37	32	5	4,1	4,15	16,0	**Mesofílica**
23/fev.	30	28	35	11,9	6,7	3,5	**Maturação**
23/mar.	30	25	50	7,05	9,55	21,0	**Maturação**
23/abr.	24	19	173	10,1	10,3	27,0	**Maturação**

Tabela 01. Parâmetros físicos, microbiológicos e de macrofauna registrados no monitoramento da composteira biodinâmica-controle (UnDF, nov. 2025 – abr. 2026).

Fonte: Autores (2026).

— = não quantificado; >0,6 = acima do limite de detecção do método utilizado. Legenda: cada cor e símbolo representam uma fase da composteira: cinza claro ()= inicial; vermelho ()= Termofílica, amarelo ()= resfriamento; azul = mesofílica ( ); verde () = maturação.

As bactérias mesófilas apresentaram valor máximo na coleta inicial (44,0 × 10⁶ UFC), com redução abrupta na fase termofílica (1,5 × 10⁶ UFC em 27/nov.), seguida de recuperação gradual nas fases de maturação, sem tendência temporal linear significativa ($\rho = +0,143$; $p = 0,760$; Tabela 2). Os actinomicetos não foram detectados na primeira coleta, apresentando crescimento progressivo ao longo do monitoramento e atingindo 10,3 × 10⁶ UFC em abril de 2026, com tendência temporal positiva altamente significativa ($\rho = +0,943$; $p < 0,01$; Tabela 2). Os fungos e leveduras registraram valor excepcionalmente elevado na montagem da pilha (1905,0 × 10⁴ UFC), com colapso na fase termofílica e oscilação nas coletas subsequentes, sem tendência temporal definida ($\rho = +0,071$; $p = 0,879$; Tabela 02) (Figura 02).

Variável	P	P	N	Significância	Tendência
Altura (cm)	**−0,991**	<0,0001	7	***	↓ decrescente
Minhocas (n)	**+0,986**	0,0003	6	***	↑ crescente
Actinomicetos (×10⁶ UFC)	**+0,943**	0,0048	6	**	↑ crescente
Temperatura (°C)	−0,721	0,0676	7	ns	↓ tendência
Fungos e leveduras (×10⁴ UFC)	+0,071	0,8790	7	ns	sem tendência
Bactérias mesófilas (×10⁶ UFC)	+0,143	0,7599	7	ns	sem tendência

Tabela 02. Tendências temporais avaliadas pelo coeficiente de correlação de Spearman (ρ) entre cada variável e o número de dias decorridos desde a montagem da composteira.

*** p<0,001; ** p<0,01; ns = não significativo (α = 0,05). Correlação de Spearman (não paramétrica). n = número de pares válidos. Dia 0 = 06/nov./2025.

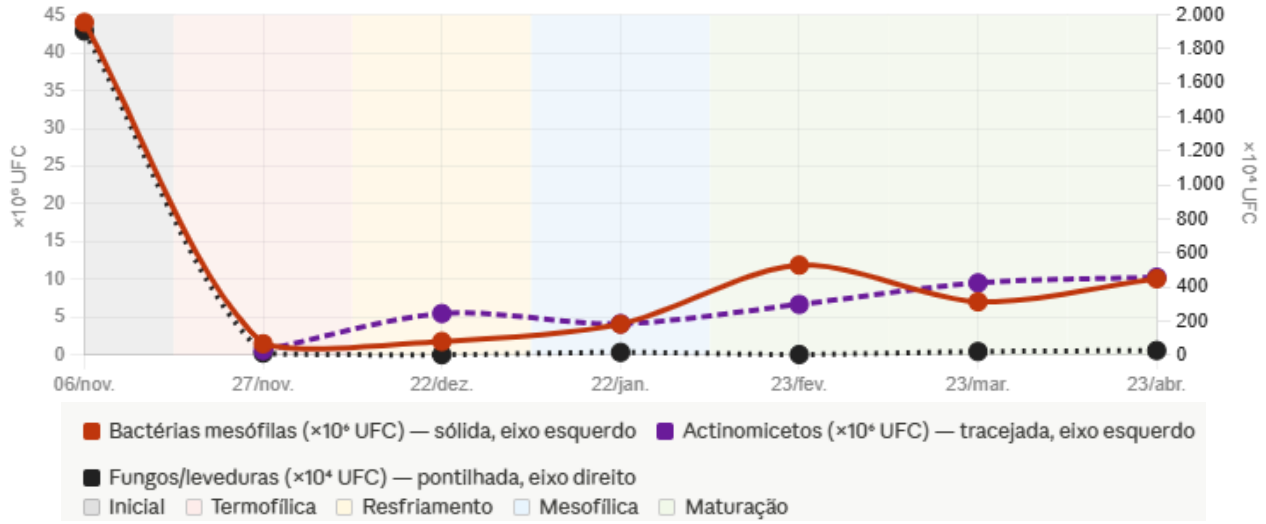


Figura 02: Comunidade microbiana.

O coeficiente de variação dos fungos/leveduras (CV = 252%) foi o mais elevado entre todos os parâmetros avaliados, refletindo seu comportamento oportunista ao longo das fases de decomposição (Tabela 03).

Variável	Média	DP	Mínimo	Máximo	CV (%)
Altura (cm)	41,4	15,5	24,0	63,0	37,5
Temperatura (°C)	30,7	8,6	19,0	45,0	28,0
Minhocas (n)	38,8	61,5	0	173	**158,5**
Bactérias mesófilas (×10⁶ UFC)	11,5	14,9	1,5	44,0	129,4
Actinomicetos (×10⁶ UFC)	6,1	3,6	0,6	10,3	58,5
Fungos e leveduras (×10⁴ UFC)	283,7	715,0	2,0	1905,0	**252,0**

Tabela 03. Variáveis monitoradas ao longo do período de compostagem.

DP = desvio padrão; CV = coeficiente de variação (%). n válido: minhocas n = 6; actinomicetos n = 6 (coleta de 06/nov. excluída por ausência de dados). Valores de CV em destaque indicam os maiores índices de variabilidade do conjunto

Quanto à macrofauna, nenhuma minhoca foi registrada na coleta inicial e na coleta de novembro (Tabela01 e Figura 03); na coleta de dezembro foi contabilizado apenas três indivíduos na camada mais funda, período ainda associado a temperaturas internas elevadas (45 °C e 38 °C, respectivamente). A partir de janeiro de 2026, com a estabilização térmica, a população de minhocas cresceu de forma expressiva — 5 indivíduos em janeiro, 35 em fevereiro, 50 em março e 173 em abril —, exibindo a tendência temporal positiva mais forte entre todas as variáveis avaliadas (ρ = +0,986; p < 0,001; Tabela 02).

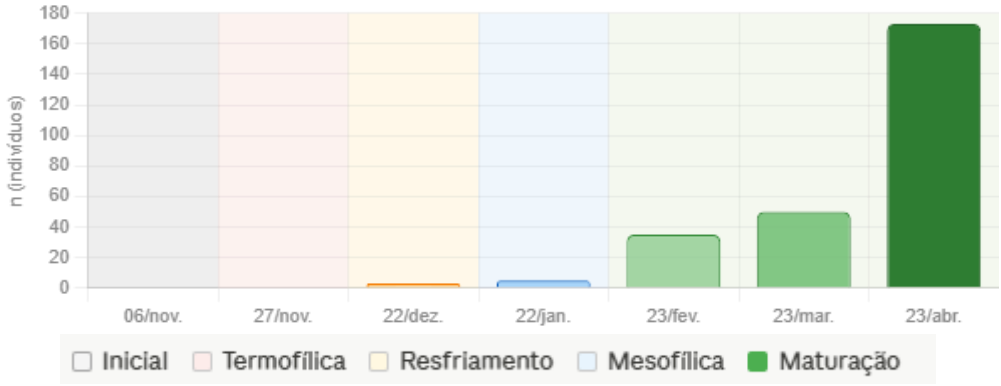


Figura 03: Abundância de minhocas registradas nas coletas de monitoramento da composteira biodinâmica (controle). Fonte: Autores (2026).

A altura da pilha reduziu-se de 63 cm para 24 cm ao longo dos 168 dias de monitoramento (redução de 62%), apresentando a correlação temporal mais robusta do conjunto de dados ($\rho = -0{,}991$; $p < 0{,}0001$; Figura 04; Tabela 02).

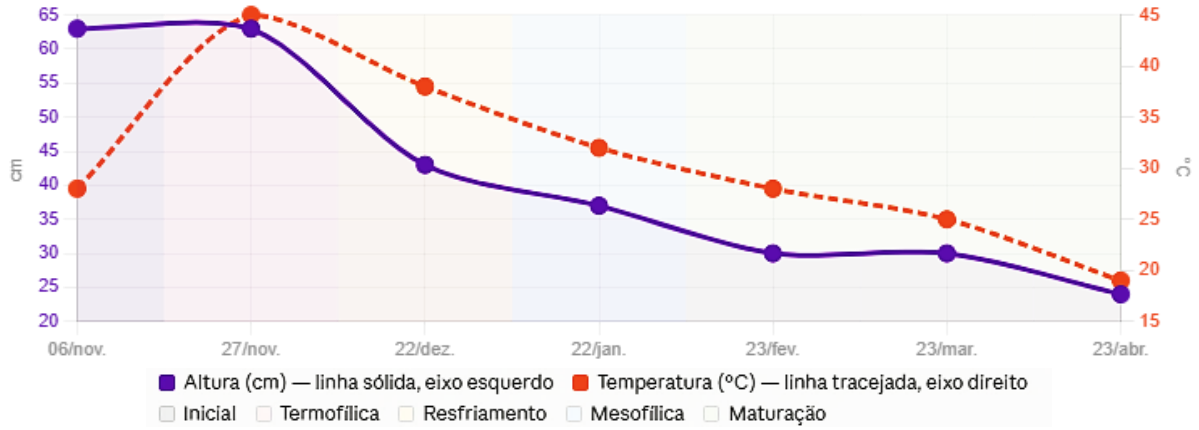


Figura 04: Variação da altura da pilha (cm) e temperatura interna (°C) ao longo das sete coletas de monitoramento. Fonte: Autores (2026)

A temperatura apresentou correlação negativa muito forte com a abundância de minhocas ($\rho = -0{,}986$; $p < 0{,}001$) e com a contagem de actinomicetos ($\rho = -0{,}943$; $p < 0{,}01$) (Tabela 04), confirmando o papel da redução térmica como condicionante da diversificação biológica nas fases avançadas de maturação.

Par de variáveis	P	p	n	Significância
Temperatura × minhocas	**−0,986**	0,0003	6	***
Temperatura × actinomicetos	**−0,943**	0,0048	6	**
Actinomicetos × minhocas	**+0,899**	0,0149	6	*
Bactérias mesófilas × minhocas	**+0,812**	0,0499	6	*
Temperatura × bactérias mesófilas	−0,703	0,0782	7	ns
Altura × temperatura	+0,700	0,0799	7	ns
Temperatura × fungos e leveduras	−0,631	0,1289	7	ns
Dias × bactérias mesófilas	+0,143	0,7599	7	ns

Tabela 04. Coeficientes de correlação de Spearman (ρ) entre pares de variáveis selecionadas.
*** p<0,001; ** p<0,01; * p<0,05; ns = não significativo (α = 0,05). n = número de pares válidos.

Os índices de diversidade microbiana apresentaram mínimo na fase termofílica (dezembro: H' = 0,576; J = 0,524; Simpson = 0,375), refletindo a supressão de parte da comunidade pelas altas temperaturas. A partir de janeiro, os três índices se recuperaram progressivamente, estabilizando-se nas fases de maturação (abril: H' = 0,754; J = 0,686; Simpson = 0,513; Tabela 05), indicando comunidade microbiana mais equitativa e compatível com o amadurecimento do composto.

Data	Fase	Shannon H'	Simpson 1−D	Equitabilidade J
27/nov.	**Inicial**	0,771	0,465	0,702
22/dez.	**Termofílica**	0,576	0,375	**0,524**
22/jan.	**Resfriamento**	0,774	0,519	0,705
23/fev.	**Mesofílica**	0,666	0,463	0,606
23/mar.	**Maturação**	0,740	0,501	0,674
23/abr.	**Maturação**	0,754	0,513	0,686

Tabela 05. Índices de diversidade de Shannon-Wiener (H'), Simpson (1−D) e equitabilidade de Pielou (J) para a comunidade microbiana por coleta.

Calculados a partir das contagens de bactérias mesófilas, actinomicetos e fungos/leveduras convertidas para a mesma unidade (×10⁶ UFC). Máximo teórico H' = ln(3) = 1,099. Coleta de 06/nov. excluída por ausência de actinomicetos. Em destaque: menor equitabilidade registrada no período de transição (22/dez.). Legenda: cada cor e símbolo representam uma fase da composteira: verde ()= inicial; vermelho ()= Termofílica, amarelo ()= resfriamento; azul = mesofílica ( ); verde () = maturação.

Além das minhocas, foram registrados qualitativamente outros representantes da macrofauna ao longo do monitoramento (Figura 05), cuja distribuição temporal revelou padrão de sucessão compatível com as fases de maturação da composteira. Nas fases iniciais e termofílica, foram observados organismos decompositores primários, incluindo larvas e casulos de mosca soldado (*Hermetia* sp., Diptera: Stratiomyidae), larvas de drosofilas (Diptera: Drosophilidae), larvas de moscas comuns (Diptera: Muscidae) e colêmbolos (Collembola). Nas fases de resfriamento e mesofílica, foram registrados embuás (Diplopoda), baratas detritivoras nativas (Blattodea), larvas de escarabeídeos (Coleoptera: Scarabaeidae), tesourinhas (Dermaptera) — presentes desde dezembro e registradas em todas as coletas subsequentes, opiliões (Opiliones), aranhas (Araneae) e lacraias (Chilopoda). Nas fases de maturação, a complexidade faunística aumentou progressivamente, com o registro de planárias terrestres (Platyhelminthes: Tricladida) em março, sanguessugas (Hirudinea) e lagartos (Squamata) em abril — estes últimos vertebrados cuja presença indica estruturação da cadeia trófica e complexidade ecológica avançada na pilha. Os espécimes coletados estão sendo tombados na coleção zoológica em formação de invertebrados da UnB e na coleção em formação da UnDF, contribuindo para o acervo científico e didático da instituição, sendo todos os dados taxonômicos objeto de análise em estudo subsequente de biodiversidade.



Figura 05: Animais que foram encontrados na composteira. a) Planária; b) Minhoca; c) Aranha; d) Toró, larva escarabeídeo; e) tesourinha; f) casulo, mosca soldado; g) embuá, diplópode; f) lacraia, miriápode.
Fonte: Autores (2026)

Discussão

Os resultados do monitoramento são consistentes com o padrão de sucessão ecológica descrito para a compostagem aeróbia, no qual as condições físico-químicas da pilha determinam a alternância de grupos funcionais ao longo do tempo (Kiehl, 2004; Ryckeboer et al., 2003; Meng et al., 2019). A supressão das bactérias mesófilas na fase termofílica e sua recuperação gradual nas fases subsequentes (Tabela 01; Figura 02) refletem a sensibilidade térmica desse grupo, e indicam que as temperaturas registradas foram suficientes para a higienização do material — aspecto sanitariamente relevante, dado que os resíduos são provenientes de uma instituição de educação infantil.

O crescimento progressivo dos actinomicetos constitui um dos achados mais relevantes do estudo (Figura 02; Tabela 02). Especializados na degradação de celulose, hemicelulose e lignina — substratos predominantes nas fases avançadas da decomposição (Luo et al., 2024) —, sua correlação altamente significativa com o tempo de maturação ($\rho = +0{,}943$; $p < 0{,}01$) e negativa com a temperatura ($\rho = -0{,}943$; $p < 0{,}01$; Tabela 04) reforça seu papel como bioindicador de maturidade (Ryckeboer et al., 2003). Os fungos e leveduras, por sua vez, apresentaram comportamento oportunista — pico na montagem, colapso termofílico e oscilações subsequentes sem tendência definida (CV = 252%; Tabela 03) —, padrão coerente com a dinâmica competitiva da maturação da matéria orgânica (Ryckeboer et al., 2003; Meng et al., 2019).

O surgimento e expansão das minhocas a partir de janeiro de 2026 constituem o bioindicador mais visualmente expressivo da transição para a maturidade (Figura 03; Tabela 01). A forte correlação negativa com a temperatura ($\rho = -0{,}986$; $p < 0{,}001$; Tabela 04) confirma o limiar térmico como principal fator limitante nas fases iniciais, em acordo com o intervalo ótimo para oligoquetas (15–25 °C) (Domínguez et al., 2021). A correlação positiva com bactérias mesófilas ($\rho = +0{,}812$; $p = 0{,}049$; Tabela 04) sugere efeito de bioturbação: por meio da fragmentação da matéria orgânica, criação de microsítios aerados e secreção de compostos lábeis nos coprólitos, as minhocas estimulam a atividade microbiana (Aira; Domínguez, 2019; Brown; Domínguez, 2010; Domínguez et al., 2021). Embora o estudo não permita distinguir causalidade de covariação temporal, o padrão é consistente com o papel das minhocas como engenheiras do ecossistema nas fases finais do composto biodinâmico.

O registro qualitativo da macrofauna (Figura 05) evidenciou sucessão faunística compatível com a progressão das fases de decomposição. Nas fases iniciais, a dominância de dípteras (Hermetia sp., drosófilas e moscas comuns) e colêmbolos reflete a abundância de matéria orgânica fresca e as elevadas temperaturas, condições favoráveis a decompositores primários de ciclo rápido (Brown; Domínguez, 2010; Baretta et al., 2008; Antoniolli et al., 2013; Gedoz et al., 2021). Nas fases intermediárias, embuás (Diplopoda), baratas detritivoras (Blattodea), larvas de escarabeídeos e tesourinhas (Dermaptera) indicam substratos mais estabilizados, enquanto a chegada de opiliões, aranhas e lacraias evidencia a estruturação progressiva da cadeia alimentar (Silva et al., 2019; Ferreira et al., 2022). Nas fases finais, planárias terrestres — predadoras especializadas de oligoquetas (Carbayo et al., 2003; Cuevas-Caballé et al., 2019) —, sanguessugas e lagartos coincidiram com o pico de minhocas (173 indivíduos), indicando múltiplos níveis tróficos e complexidade ecológica compatível com a maturidade da pilha. A sucessão observada — de decompositores primários a predadores especializados — constitui indicador ecológico robusto do amadurecimento do composto, com potencial pedagógico em educação ambiental, zoologia e ecologia (Gedoz et al., 2021).

A redução de 62% na altura da pilha ao longo dos 168 dias ($\rho = -0{,}991$; $p < 0{,}0001$; Tabela 02) representa parâmetro físico de fácil aferição em campo, passível de uso como indicador operacional do progresso da compostagem sem infraestrutura laboratorial (Kiehl, 2004). A estabilização dos índices de diversidade microbiana nas coletas finais — $H' = 0{,}75$ e $J = 0{,}69$ em abril de 2026, após o mínimo de dezembro ($J = 0{,}52$; Tabela 05) — corrobora os demais indicadores de maturação.

Considerações Finais

O monitoramento ao longo de 168 dias evidenciou sucessão ecológica coerente e progressiva, expressa pelos parâmetros microbiológicos e pela colonização por macrofauna. A redução térmica pós-termofílica mostrou-se determinante para o estabelecimento das minhocas e o crescimento dos actinomicetos — os bioindicadores mais responsivos à maturação no presente estudo. A correlação positiva entre minhocas e bactérias mesófilas sugere efeito de bioturbação nas fases finais, contribuição ainda pouco documentada para o modelo biodinâmico. Em conjunto, os parâmetros avaliados demonstraram comportamento complementar e estatisticamente consistente, oferecendo um protocolo de monitoramento acessível e replicável para contextos urbanos, escolares e comunitários. Como perspectivas futuras, destacam-se a continuidade do monitoramento, a inclusão de parâmetros químicos e a identificação taxonômica dos demais grupos faunísticos, com vistas à publicação de estudo específico de biodiversidade da composteira biodinâmica.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer a Fundação de Apoio à Pesquisa do Distrito Federal (FAPDF), a Universidade do Distrito Federal Professor Jorge Amaury Maia Nunes (UnDF), em especial ao pró-reitor Guilherme Baroni e a Elaine dos Santos Dias Jacob da Pró reitoria de Desenvolvimento Regional e Sustentabilidade (PRODRS) e a Universidade de Brasília (UnB) pelo apoio recebido.

Referências Bibliográficas

ABREMA. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2025. São Paulo: Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais, 2025.

AIRA, M.; DOMÍNGUEZ, J. Earthworms building up soil microbiota, a review. Frontiers in Environmental Science, v. 7, p. 81, 2019.

ANDERSON, J. M.; INGRAM, J. S. I. Tropical Soil Biology and Fertility: a handbook of methods. 2. ed. Wallingford: CAB International, 1993. 221 p.

ANTONIOLLI, Z.I.; REDIN, M.; SOUZA, E.L de; POCOJESKI, E. Metais pesados, agrotóxicos e combustíveis: efeito na população de colêmbolos no solo. Ciência Rural, Santa Maria, v. 43, n. 6, p. 992–998, jun. 2013.

BARETTA, D.; FERREIRA, C.S.; SOUSA, J.P.; CARDOSO, E.J.B.N. Colêmbolos (Hexapoda: Collembola) como bioindicadores de qualidade do solo em áreas com Araucaria angustifolia. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 32, p. 2693–2699, 2008. Número Especial.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Brasília: Presidência da República, 2010.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Plano Nacional de Resíduos Sólidos — Planares. Brasília: MMA, 2022. 209 p.

BROWN, G.; DOMÍNGUEZ, J. Uso das minhocas como bioindicadoras ambientais: princípios e práticas – o 3º Encontro Latino Americano de Ecologia e Taxonomia de Oligoquetas (ELAETAO3). Acta Zoológica Mexicana, n.s., Número Especial 2, p. 1–18, 2010.

CARBAYO, F.; PEREZ-GARCÍA, R.; TRIGGER, D. Land planarians (Platyhelminthes) as predators of earthworms. Pedobiologia, v. 47, p. 657–660, 2003.

CUEVAS-CABALLÉ, C.; RIUTORT, M.; ÁLVAREZ-PRESAS, M. Diet assessment of two land planarian species using high-throughput sequencing data. Scientific Reports, v. 9, n. 1, p. 8679, 2019. DOI: 10.1038/s41598-019-44952-3.

DOMÍNGUEZ, J.; AIRA, M.; CRANDALL, K. A.; PÉREZ-LOSADA, M. Earthworms drastically change fungal and bacterial communities during vermicomposting of sewage sludge. Scientific Reports, v. 11, p. 15.292, 2021.

FERREIRA, V.S.; OLIVEIRA-REBOUÇAS, P.; KIILL, L.; SIQUEIRA, K.; ZIELONKA, N.; SILVA, F.Oda; MUÑOZ-SÁEZ, A.; CROWTHER, L.; ROJAS, N.; ARELLANO, E.; DICKS, L. Manejo sustentável de fruteiras na Caatinga: fauna do solo. Salvador: Carvalho, 2022. 31 p. (Série: Manejo Sustentável de Fruteiras na Caatinga, v. 6). ISBN 978-65-00-51142-0.

GEDOZ, M.; FREITAS, E.M.; SILVA, V. L.da; JOHANN, L. Edaphic invertebrates as indicators of soil integrity quality. Floresta e Ambiente, v. 28, n. 2, e20200069, 2021.

INÁCIO, C. T.; MILLER, P. R. M. Compostagem: ciência e prática para a gestão de resíduos orgânicos. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2009. 156 p.

KIEHL, E. J. Manual de compostagem: maturação e qualidade do composto. Piracicaba: E. J. Kiehl, 2004. 173 p.

LUO, Y.; SHEN, J.; WANG, X.; XIAO, H.; YASER, A.Z.; FU, J. Recent advances in research on microbial community in the composting process. Biomass Conversion and Biorefinery, v. 14, p. 23319–23333, 2024.

MENG, Q.; YANG, W.; MEN, M.; BELLO, A.; XU, X.; XU, B.; DENG, L.; JIANG, X.; SHENG, S.; WU, X.; HAN, Y.; ZHU, H. Microbial community succession and response to environmental variables during cow manure and corn straw composting. Frontiers in Microbiology, v. 10, p. 529, 2019.

OLIVEIRA FILHO, J. S. Protocolo de análise de pH em compostos orgânicos. Brasília: UnB, 2017.

POZZETTI, V.C.; CALDAS, J.N. O descarte de resíduos sólidos no âmago da sustentabilidade. Revista de Direito Econômico e Socioambiental, Curitiba, v. 10, n. 1, p. 183–205, jan./abr. 2019.

RICKLI, R. Os preparados biodinâmicos: introdução à preparação e uso. São Paulo: Centro Deméter, 1983.

RYCKEBOER, J.; MERGAERT, J.; COOSEMANS, J.; DEPRINS, K.; SWINGS, J. Microbiological aspects of biowaste during composting in a monitored compost bin. Journal of Applied Microbiology, v. 94, n. 1, p. 127–137, 2003.

SILVA, R.A.; AGUIAR, A. das C. F.; REBÊLO, J.M.M.; SILVA, Ê.F. de F.; SILVA, G.F. da; SIQUEIRA, G.M. Diversity of edaphic fauna in different soil occupation systems. Revista Caatinga, Mossoró, v. 32, n. 3, p. 647–657, jul./set. 2019.

SYMANSKI, M. Metodologia de análise de pH em substratos orgânicos. Curitiba: UFPR, 2005.

VASCONCELOS, G. B. Adubação orgânica e biodinâmica na produção de chicória e de beterraba, em sucessão. Dissertação (Mestrado) — Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2009.

WISTINGHAUSEN, C. von. Manual para a elaboração de preparados biodinâmicos. São Paulo: Editora Antroposófica; Botucatu: Associação Brasileira de Agricultura Biodinâmica, 2000. 95 p. (Caderno de Trabalho, v. 1).

AVALIAÇÃO DAS PROPRIEDADES DO SOLO E DOS IMPACTOS AMBIENTAIS EM ÁREA DE LIXÃO: ESTUDO DE CASO EM VENHA VER - RN

1 Jeferson Ayrton do Carmo Silva, 2 Samara Soares de Sousa, 3 Jacineumo Falcão de Oliveira, 4 Wilza da Silva Lopes

1 Universidade Federal Rural do Semiárido, e-mail: jeferson.silva22222@alunos.ufersa.edu.br; 2 Universidade Federal Rural do Semiárido, e-mail: samara.sousa94347@alunos.ufersa.edu.br; 3 Universidade Federal Rural do Semiárido, e-mail: jacineumo@ufersa.edu.br ; 4 Universidade Federal do Semiárido, e-mail: wilza@ufersa.edu.br

Palavras-chave: Vazadouro a céu aberto; impactos ambientais; degradação ambiental

Resumo

A disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos em lixões ainda é uma realidade em diversos municípios brasileiros, especialmente de pequeno porte, configurando um problema ambiental e de saúde pública. Nesse contexto, o presente estudo teve como objetivo avaliar e comparar as alterações nas propriedades físico-químicas do solo em uma área de lixão ativo no município de Venha Ver (RN), bem como identificar os principais impactos ambientais decorrentes dessa atividade. A metodologia envolveu a coleta de amostras de solo no lixão e em uma área controle, seguida da realização de análises de pH, umidade, densidade do solo, densidade de partículas e porosidade. Adicionalmente, foi aplicada a Avaliação de Impactos Ambientais por meio do método checklist, considerando os meios solo/subsolo, água, ar e paisagem. Os resultados indicaram que o solo do lixão apresenta pH elevado, baixa umidade, porosidade excessiva e baixa densidade, evidenciando intensa degradação estrutural e química. A análise ambiental revelou impactos negativos significativos, como alterações na capacidade de uso do solo, comprometimento de recursos hídricos, emissão de odores, queima de resíduos e degradação da paisagem. Conclui-se que a disposição inadequada de resíduos compromete a qualidade ambiental e a funcionalidade do solo, reforçando a necessidade de implementação de práticas adequadas de gerenciamento de resíduos e recuperação de áreas degradadas.

Introdução

Na atual conjuntura social formada em tempos hodiernos a produção diversificada de bens de consumo ligada ao alto crescimento populacional gera grandes problemas em contexto do saneamento básico, destaca-se a geração de resíduos sólidos urbanos que de acordo com a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) de 2010 e BRITO et al., (2019) podem ser caracterizados como:

> Material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviável em face da melhor tecnologia disponível. BRITO et al.(p.2, 2019)

Deste modo, há uma necessidade constante de gerenciar de forma correta estes resíduos de maneira que, não possam afetar ao meio ambiente e ao ser humano. Os lixões que podem ser descritos de acordo com a PNRS, locais de disposição final de resíduos sólidos realizados de forma inadequada, sem controle ambiental ou sanitário, nos quais os resíduos são simplesmente depositados diretamente sobre o solo, sem tratamento, impermeabilização ou medidas de proteção ao meio ambiente e à saúde pública, são muitas vezes a alternativa adotada por municípios interioranos por ter menores custos de operação e manutenção.

De acordo com a Pesquisa de Informações Básicas Municipais (MUNIC) cerca de 31,95% dos municípios brasileiros ainda despejam resíduos sólidos urbanos em lixões, o que é desconforme com a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, municípios com mais de 50.00 habitantes deveriam ter eliminado os lixões e adotado formas ambientalmente adequadas de destinação dos rejeitos até agosto de 2023. No entanto, observa-se que 21,5% dessas cidades ainda utilizam lixões como principal forma de disposição final dos resíduos sólidos (MUNIC 2023). O Art. 54 desta mesma política promulga prazos para a implementação da disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, ou seja, fim dos lixões, para municípios com menos de 50 mil habitantes seria de Até 2/08/2024.

Brito et al., (2019) em seu trabalho expõe impactos ambientais decorrentes de vazadouros a céu aberto, tais impactos como no solo diretamente relacionado com a produção de chorume derivado da decomposição de variadas matérias orgânicas nestes tipos de locais que afetam a capacidade futura de recuperação deste solo, como também a possibilidade de derrame deste contaminante em lençóis freáticos impossibilitando o uso de águas subterrâneas para consumo humano e animal. No ar, a liberação de gases de decomposição, tornam-se nocivos à saúde humana, principalmente a catadores de lixo que estão presentes no local a fim de retirar seu sustento familiar por meio da reciclagem.

Lixões a céu aberto alteram drasticamente as propriedades físico- química do solo. Alterações químicas como PH, responsável por medir a acidez e a aumento de pH são alteradas devido o despejo de resíduos industriais e o derrame de chorume que aumentam o PH do solo, sendo assim impossibilitando as plantas de absorver nutrientes, matando a vegetação local. Os

descartes de pilhas, eletrônicos e baterias libera substâncias como chumbo, cádmio e mercúrio no solo que diferente da matéria orgânica não se decompõem e passam milhares de anos entrelaçados a cadeia alimentar presente no solo. Por conseguinte, as alterações físicas como a falta impermeabilização adequada ao solo em que pode ser causado devido ao acúmulos de plásticos e resíduos não biodegradáveis que impedem a passagem de água de chuva, causando o processo de erosão e a má compactação do solo devido ao pesos dos dejetos e passagens de maquinários de despejo irregular de lixo são fatores físicos que agridem fortemente e permeiam anos de inativação destas áreas para outros usos. (Santos et al, 2023; Jukoski, Silva 2023)

Em suma, estudar impactos ambientais dessa poluição ao meio é fundamental para a mitigação de contaminação do solo, água, ar e ajudar a subsidiar a transição para aterros sanitários e gestão sustentável dos resíduos. Portanto, este trabalho tem como objetivo avaliar e comparar as alterações nas propriedades físicas do solo em área de lixão e identificação dos impactos ambientais decorrentes dessa atividade.

Material e métodos

Área de Estudo

O lixão ativo estudado localiza-se no município de Venha Ver, na região do alto oeste potiguar no Rio Grande do Norte. Com população estimada em 3.014 mil habitantes. Segundo o instituto de água e saneamento 2022, cerca de 67,8% do total de lixo da população é coletado. 918 habitantes queimam seu lixo e 0 utilizam outras formas de destino e 51 habitantes enterram na própria propriedade seu lixo.



Figura 1: Fotos in loco 1.
Fonte: Autores (2026)



Figura 2: Fotos in loco 2.
Fonte: Autores (2026)

Nas proximidades do vazadouro existe um corpo hídrico que está a 200 metros de distância do lixão, verifica-se seu uso predominante para a dessedentação de animais, além da existência de áreas cultivadas com capim nas redondezas. Essas áreas agrícolas localizam-se em elevações próximas, o que pode favorecer o escoamento superficial de possíveis defensivos agrícolas utilizados. Contudo, não foram observados indícios de resíduos sólidos, alteração na coloração da água ou emissão de odores no entorno do reservatório (SOUSA 2025)



Figura 3: Reservatório próximo ao lixão.
Fonte: Sousa (2024)

Procedimento metodológico

Coleta do solo

A amostragem do solo no lixão foi realizada em três pontos distintos, com profundidade de coleta de 0-10 cm.

Como forma de comparação de qualidade um solo controle retirado na área da Universidade Federal Rural do Semiárido, onde foram coletadas amostras em 2 pontos distintos, de uma área verde da instituição.

Análises físico-químicas

Para a realização do estudo, foram adotadas cinco análises do solo, sendo uma de natureza química, referente ao pH, e quatro de caráter físico, compreendendo a determinação da umidade, densidade do solo, densidade de partículas e porosidade total, em ambos os solos estudados e com procedimentos metodológicos recomendados pelo manual de análises de solo da EMBRAPA Teixeira et al. (2017).

Avaliação de impactos Ambientais

A avaliação dos impactos ambientais foi realizada por meio do método checklist, o qual consiste na identificação sistemática dos principais efeitos decorrentes da atividade analisada, permitindo uma análise qualitativa dos impactos sobre os diferentes componentes ambientais. Nesse contexto, foram considerados os impactos associados aos seguintes meios: solo/ subsolo, água, ar, paisagem e outros. A análise possibilitou identificar as principais alterações ambientais decorrentes da presença do lixão, considerando aspectos como contaminação, degradação e alterações nas características naturais do ambiente.

ASPECTO	PARÂMETRO DE AGRAVO	CRITÉRIO
Solo/Subsolo	Apresenta sinais de erosão	Sim
		Não
	Alteração na capacidade de uso da terra	Sim
		Não
	Dano ao relevo	Sim
		Não
	Permeabilidade do solo	Sim
		Não
Ar	Emissões de odores	Intenso
		Moderado
		Fraco
	Presença de duto de gases	Sim
		Não
	Proximidade de núcleo habitacional	d < 1.000 m
		d ≥ 1.000 m

	Queima de resíduo	Sim
		Não
Água (Mananciais Superficiais)	Comprometido	Sim
		Não
	Presença de chorume a céu aberto	Talvez
		Sim
		Não
	Distância	d < 300 m
		d ≥ 300 m
	Equilíbrio	Sim
		Não
	Reequilíbrio	Natural
		Intervenção humana
	Utilidades	Consumo humano e/ou animais e/ou irrigação
		Recreação com contato secundário
		Não utilizado
Paisagem	Alteração na paisagem (impacto visual)	Sim
		Não
	Alteração na paisagem original	Sim
		Não
	Existe projeto de readequação	Sim
		Não
Outros	Presença de animais	Sim
		Não
	Desvalorização de terrenos vizinhos	Sim
		Não
	Presença de vetores de doenças	Sim
		Não
	Presença de animais	Sim
		Não
	Desvalorização de terrenos vizinhos	Sim
		Não
	Presença de vetores de doenças	Sim
		Não
	Presença de catadores (vazadouro ativo)	Sim
		Não
	Presença de catadores (vazadouro desativado)	Sim
		Não
	Danos à saúde de quem transita no local	Sim
		Não
		Talvez

Quadro 1: Check list.

Resultados

Análises físico-química

Como parâmetro de pesquisa foram realizadas análises físico-químicas do solo,o procedimento experimental e os seus respectivos cálculos foram embasados pelo manual de análises de solo da EMBRAPA de Teixeira et al. (2017) e como

instrumento de controle foi adotado outro solo analisando sob as mesmas condições. na tabela 3 temos as médias e desvio padrão de cada parâmetro analisado, como também no quadro 4 o solo controle.

Parâmetro	Solo de lixão	Solo controle
pH	± 9,01	± 7,64
Umidade (kg/kg)	± 0,01	± 3,72
Porosidade (%)	± 78	± 36
Densidade de partículas (kg/dm³)	± 2,03	± 3,45
Densidade (g/cm³)	± 1,15	± 2,21

Tabela 1 Resultados das análises.

A análise comparativa entre o solo da área de descarte de resíduos (lixão) e o solo controle evidencia discrepâncias significativas, indicando degradação ambiental e instabilidade física do substrato antropizado. O pH médio do solo do lixão (9,01) revela um pH elevado, superior ao solo controle (7,64). Segundo Benício (2025), valores de pH acima de 7,5 estão associados à redução da disponibilidade de nutrientes essenciais, como Fe, P e Zn, além de promover desequilíbrios entre Ca, Mg e K, comprometendo o equilíbrio químico do solo. No que se refere aos atributos físicos, a porosidade do lixão apresenta-se elevada em relação ao solo controle, o que influencia diretamente a dinâmica hídrica do sistema. A porosidade está relacionada ao volume de vazios no solo e afeta propriedades como aeração, infiltração e retenção de água. Em áreas de disposição de resíduos, valores elevados de porosidade podem favorecer a percolação de líquidos contaminantes, aumentando o risco de lixiviação. Essa condição deve ser analisada em conjunto com a densidade do solo (Ds), que no lixão é de 1,15 g/cm³, enquanto no solo controle atinge 2,21 g/cm³. A densidade do solo é um importante indicador do grau de compactação, sendo definida como a massa de solo seco por unidade de volume, incluindo sólidos e poros. O valor reduzido observado no lixão indica baixa compactação, o que, aliado à elevada porosidade, favorece a infiltração e o transporte de chorume no perfil do solo. Por outro lado, o solo controle apresenta elevada compactação, podendo limitar o crescimento radicular e o desenvolvimento vegetal, uma vez que densidades superiores a 1,85 g/cm³ são consideradas restritivas (Reichert et al., 2009 apud Haskel et al., 2025). A umidade do solo no lixão (0,01 kg/kg) é extremamente baixa em comparação ao solo controle (3,72 kg/kg). A umidade do solo está diretamente relacionada à presença de matéria orgânica e à capacidade de retenção hídrica, sendo fundamental para a manutenção das funções biológicas e químicas do solo. No entanto, em áreas de lixão, a umidade associada à decomposição de resíduos pode contribuir para a formação de chorume, substância altamente poluente. De acordo com Sena et al. (2020) apud Souza et al. (2024), lixões são caracterizados pela disposição inadequada de resíduos sólidos diretamente sobre o solo, sem controle de efluentes líquidos e gasosos. O chorume gerado apresenta elevado potencial contaminante, podendo causar impactos ao solo, ao subsolo e à saúde humana (Dias, 2022 apud Souza et al., 2024). Por fim, a densidade de partículas no lixão é inferior à observada no solo controle, o que pode ser explicado pela maior presença de materiais orgânicos e resíduos leves, em comparação aos constituintes minerais predominantes em solos naturais. Dessa forma, enquanto o solo controle apresenta limitações associadas à compactação, o solo do lixão evidencia uma estrutura desorganizada, com alta suscetibilidade à contaminação ambiental devido à facilidade de infiltração e transporte de poluentes.

Check list

Ao longo desta pesquisa, a Avaliação de Impactos Ambientais (AIA) foi conduzida com base na observação sistemática, através do método check list permitindo a identificação, registro e análise das alterações ambientais decorrentes da atividade estudada. Esse método possibilitou uma abordagem contínua e organizada, na qual os dados foram coletados de forma padronizada, garantindo maior confiabilidade e consistência aos resultados obtidos. No quadro 2 temos a representação das respostas do check list.

ASPECTO	PARÂMETRO DE AGRAVO	RESPOSTAS
Solo/Subsolo	Apresenta sinais de erosão	
		Não
	Alteração na capacidade de uso da terra	Sim
	Dano ao relevo	Sim
	Permeabilidade do solo	Sim

Ar	Emissões de odores	Intenso
	Presença de duto de gases	
		Não
	Proximidade de núcleo habitacional	
		d ≥ 1.000 m
	Queima de resíduo	Sim
Água (Mananciais Superficiais)	Comprometido	Sim
	Presença de chorume a céu aberto	Talvez
	Distância	d < 300 m
	Equilíbrio	
		Não
	Reequilíbrio	
		Intervenção humana
	Utilidades	Consumo humano e/ou animais e/ou irrigação
Paisagem	Alteração na paisagem (impacto visual)	Sim
	Alteração na paisagem original	Sim
	Existe projeto de readequação	
		Não
Outros	Presença de animais	
		Não
	Desvalorização de terrenos vizinhos	Sim
	Presença de vetores de doenças	Não
	Presença de catadores (vazadouro ativo)	Sim
	Presença de catadores (vazadouro desativado)	Não
	Danos à saúde de quem transita no local	Sim

Quadro 2: resultado do check list.

Os resultados obtidos a partir do checklist indicam que a área apresenta um quadro relevante de degradação ambiental, com impactos distribuídos entre diferentes componentes do meio. No solo e subsolo, embora não tenham sido observados sinais evidentes de erosão, verificam-se alterações na capacidade de uso da terra, danos ao relevo e mudanças na permeabilidade do solo, o que interfere diretamente nos processos de infiltração da água e pode favorecer tanto o escoamento superficial quanto a dispersão de contaminantes. Em relação ao ar, a presença de odores intensos e a ocorrência de queima de resíduos apontam para a deterioração da qualidade atmosférica local, sendo agravada pela ausência de sistemas de controle ou tratamento de gases, permitindo a dispersão direta dessas emissões no ambiente, ainda que a distância superior a 1.000 metros de áreas habitadas reduza parcialmente os efeitos diretos sobre a população. No que diz respeito aos recursos hídricos, observa-se uma situação mais crítica, com mananciais superficiais comprometidos, possivelmente em função da presença de chorume a céu aberto e da proximidade inferior a 300 metros, o que aumenta significativamente o risco de contaminação, além da ausência de equilíbrio ambiental e da necessidade de intervenção humana para recuperação, cenário que se torna ainda mais preocupante devido ao uso da água para consumo humano, animal e irrigação. A paisagem também apresenta alterações expressivas, tanto no aspecto visual quanto na configuração original do ambiente, sem a existência de iniciativas de readequação da área, evidenciando a permanência dos impactos ao longo do tempo. Somam-se a isso a desvalorização de terrenos vizinhos, a presença de catadores, caracterizando o local como um vazadouro ativo, e os riscos à saúde das pessoas que transitam na área. De modo geral, os resultados indicam a predominância de impactos negativos, alguns com potencial de agravamento, reforçando a necessidade de adoção de medidas de controle, mitigação e recuperação ambiental.

Considerações finais

Os resultados obtidos neste estudo evidenciam que a disposição inadequada de resíduos sólidos em lixões promove alterações significativas nas propriedades físico-químicas do solo e desencadeia impactos ambientais relevantes sobre os diferentes componentes do meio. A comparação entre o solo do lixão e o solo controle demonstrou que o ambiente antropizado apresenta aumento de pH, alta umidade, porosidade excessiva e baixa densidade, características que indicam perda da estrutura natural do solo e comprometimento de suas funções ecológicas. Paralelamente, a avaliação por meio do método checklist confirmou a ocorrência de impactos negativos expressivos, incluindo degradação do solo e subsolo, comprometimento de recursos hídricos, alterações na qualidade do ar e prejuízos à paisagem, além de riscos à saúde humana. Nesse contexto, os dados reforçam a necessidade de adoção de medidas de gestão adequada dos resíduos sólidos, conforme preconizado pela Política Nacional de Resíduos Sólidos, bem como a implementação de ações de mitigação e recuperação ambiental nas áreas degradadas. Assim, o estudo contribui para a compreensão dos efeitos dos lixões sobre o meio ambiente, subsidiando estratégias voltadas à sustentabilidade e ao planejamento ambiental em municípios de pequeno porte.

Referências

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15849: resíduos sólidos urbanos – aterros sanitários de pequeno porte – diretrizes para localização, projeto, implantação, operação e encerramento**. Rio de Janeiro: ABNT, 2010.

BENÍCIO, L. P. F. **Indicadores de qualidade do solo: uma revisão integrada dos aspectos físicos, químicos e biológicos**. *Scientia Generalis*, v. 6, n. 2, p. 688–705, 2025.

BRASIL. **Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm. Acesso em: 29 abr. 2026.

BRITO, Fábio Sergio Lima et al. **Impactos socioambientais provocados por um vazadouro a céu aberto: uma análise no distrito de Marudá/PA**. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*, v. 10, n. 5, p. 128-139, 2019.

DE ÁVILA MODESTO, Fabiana; MONTE-MOR, Roberto Cézar de Almeida; COUTO, Eduardo. **Caracterização físico-química e índice de poluição aplicados na avaliação do potencial poluente do lixiviado de aterros urbanos**. *Monitoramento e Avaliação Ambiental*, v. 195, n. 11, p. 1322, 2023.

EMBRAPA. **Método simplifica medição de carbono no solo com laser e IA**. Brasília, DF: Embrapa, 2025. Disponível em: https://www.embrapa.br/busca-de-noticias. Acesso em: 3 maio 2026.

INSTITUTO ÁGUA E SANEAMENTO. O saneamento em Venha-Ver (RN). Disponível em: https://www.aguaesaneamento.org.br/municipios-e-saneamento/rn/venha-ver. Acesso em: 3 maio 2026.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **MUNIC 2023: 31,9% dos municípios brasileiros ainda despejam resíduos sólidos em lixões**. 2024. Disponível em: https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-noticias/2012-agencia-de-noticias/noticias/41994-munic-2023-31-9-dos-municipios-brasileiros-ainda-despejam-residuos-solidos-em-lixoes. Acesso em: 29 abr. 2026.

JUKOSKI DE SIQUEIRA, F.; SILVA, M. C. A. **Evaluation of the effect of disposal of landfill leachate in a sewage treatment plant composed of stabilization ponds**. *Scientific Reports*, v. 14, 2024. Disponível em: https://doi.org/10.1038/s41598-024-76140-3. Acesso em: 30 abr. 2026.

MENDES, I. de C. et al. **Bioanálise de solo: como acessar e interpretar a saúde do solo**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2018.

OLIVEIRA, Luísa Helena dos Santos; PIRES, Rafaela. **Técnicas de recuperação de áreas degradadas por lixões: uma revisão sistemática da literatura**. *Research, Society and Development*, v. 15, n. 3, 2026. Disponível em: https://doi.org/10.33448/rsd-v15i3.50847. Acesso em: 29 abr. 2026.

SANTANA, M. da S. et al. **Impacto da mudança do uso da terra sobre a densidade do solo em Argissolo no Semiárido**. In: JORNADA DE INTEGRAÇÃO DA PÓS-GRADUAÇÃO DA EMBRAPA SEMIÁRIDO, 3., 2018, Petrolina. *Anais...* Petrolina: Embrapa, 2018. p. 144–148.

SANTOS, A. R. et al. **Heavy metal contamination in soils of a decommissioned landfill in southern Brazil: ecological and health risk assessment**. *Chemosphere*, v. 339, 2023. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139689. Acesso em: 30 abr. 2026.

SOUSA, Samara Soares de. Potenciais fontes de contaminação dos recursos hídricos em Venha-Ver/RN. 2025. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciência e Tecnologia) – Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Pau dos Ferros, 2025. Disponível em: https://repositorio.ufersa.edu.br/handle/prefix/13613. Acesso em: 3 maio 2026.

SOUZA, Y. S. de et al. **Avaliação de impactos ambientais e percepção socioambiental: estudo de caso em um lixão a céu aberto em Bujaru – PA**. *Revista Contribuciones a las Ciencias Sociales*, v. 17, n. 13, 2024.

TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2017. 574 p.

ZHANG, Hekai et al. **Relações entre substâncias per e polifluoroalquiladas (PFAS) e parâmetros físico-químicos em amostras aquosas de aterro sanitário**. *Chemosphere*, v. 329, p. 138541, 2023.

RESÍDUO RUMINAL BOVINO COMO SUBSTRATO PARA PRODUÇÃO DE BIOGÁS POR MEIO DA DIGESTÃO ANAERÓBIA: UMA REVISÃO

1 Paula Polastri, 2 Luana Soraya Henning França, 3 Vladimir Sidinei Martins Filho, 4 Jocilene Louize Bach Fafarão, 5 Mariana dos Santos Bento, 6 Cristhiane Michiko Passos Okawa, 7 Daniel Tait Vareschini, 8 Marcelino Luiz Gimenes

1 Universidade Estadual de Maringá – UEM, Secretaria das Cidades do Estado do Paraná - SECID, e-mail: paula.polastri@secid.pr.gov.br; 2 Universidade Cesumar – UniCesumar, e-mail: ra24409451-5@aluno.unicesumar.edu.br; 3 Universidade Cesumar – UniCesumar, e-mail: ra24464734-5@aluno.unicesumar.edu.br; 4 Universidade Estadual de Maringá - UEM, e-mail: pg405245@uem.br; 5 Universidade Estadual de Maringá - UEM, e-mail: pg407456@uem.br; 6 Universidade Estadual de Maringá - UEM, e-mail: cmpokawa@uem.br; 7 Universidade Estadual de Maringá – UEM, Novo Arranjo de Pesquisa e Inovação (NAPI) Biogás, e-mail: dtvareschini@uem.br; 8 Universidade Estadual de Maringá - UEM, e-mail: mlgimenes@uem.br

Palavras-chave: Codigestão anaeróbia; Potencial bioquímico de metano; Residuos de frigorífico.

Resumo

A crescente demanda por energias renováveis e a necessidade de destinação final ambientalmente adequada de resíduos sólidos orgânicos têm impulsionado a aplicação da digestão anaeróbia (DA) como tecnologia de valorização energética. A geração de resíduos sólidos na indústria de proteína animal bovina, especialmente o residuo ruminal bovino (RRB), demanda alternativas sustentáveis para sua destinação. Este resíduo lignocelulósico representa o residuo orgânico de maior geração processo de abate/frigorífico de bovinos, com geração estimada em 2,54 milhões de toneladas no Brasil em 2024. Logo, este estudo teve por objetivo realizar uma revisão da literatura para identificar, sintetizar e analisar criticamente a produção científica existente sobre a mono e a codigestão anaeróbia (monoDA e coDA) por meio de ensaios de potencial bioquímico de metano (em inglês, *biochemical methane potential* - BMP), utilizando como substrato o RRB. A metodologia consistiu na busca avançada nas bases de dados *ScienceDirect* e *Scopus*, limitada a artigos revisados por pares publicados no período de 2005 a 2025, utilizando descritores específicos, operadores booleanos e critérios de exclusão. O RRB apresenta características como alto teor de fibras lignocelulósicas, relação C/N variando entre 19,55 e 42,00 e boa biodegradabilidade (STV/ST ≥ 0,7), porém sua monodigestão resulta em baixa produção de metano, devido à hidrólise lenta e possível inibição por amônia, mesmo este contendo microrganismos ruminais, que são altamente eficientes na hidrólise de material lignocelulósico. A coDA com cosubstratos como lodo de esgoto, resíduos alimentares, bagaço de malte e resíduos de frigorífico bovino com altos teores de lipídeos, demonstraram aumentar significativamente o rendimento de metano, sendo o aumento diretamente proporcional à proporção do cosubstrato mais biodegradável na mistura. Conclui-se que a digestão anaeróbia do RRB mostra-se como alternativa promissora para o gerenciamento sustentável desse resíduo, conciliando a produção de biogás com a melhoria da estabilidade do processo e a adequada destinação final ambientalmente adequada do residuo.

Introdução

A crescente demanda global de energia, mudanças climáticas, insegurança energética e esgotamento de recursos naturais não renováveis, como os combustíveis fósseis, estão impulsionando o desenvolvimento de energias renováveis (Velásquez Piñas *et al*., 2018).

Frente às exigências ambientais cada vez mais rígidas, a valorização de resíduos sólidos orgânicos por meio do aproveitamento energético tem sido crescentemente aplicada, pois contribui na composição da matriz energética no âmbito de energias renováveis e na destinação final ambientalmente adequada destes resíduos. Assim como na melhoria do gerenciamento de resíduos sólidos nos processos produtivos com a implantação de uma tecnologia *waste-to-energy* (sigla W2E, em português, resíduos para energia) visando uma economia circular (Hoang *et al*., 2022).

Neste cenário, o Brasil, em 2024, com uma produção de carne bovina de 11,81 milhões de toneladas, correspondente a 14,96% da produção mundial, posicionou-se como o segundo maior produtor de carne bovina atrás apenas dos Estados Unidos, com uma produção de 12,29 milhões de toneladas (ABIEC, 2025). Os frigoríficos de bovinos geram grandes volumes de resíduos sólidos e águas residuárias, entre eles o resíduo ruminal bovino (RRB) (conteúdo estomacal) que compreende ração parcialmente digerida, capim e grãos (Jensen *et al*., 2016).

O volume e a composição deste resíduo dependem da idade, do peso, do tipo de alimentação e do tempo de jejum do animal antes do abate. Podendo ser gerado aproximadamente 60 kg de RRB úmido, correspondendo a 10% do peso total do animal vivo (Jensen *et al*., 2016). Logo, em 2022, apenas no Brasil, com um abate total de bovinos de 42,31 milhões de cabeças (ABIEC, 2023), foram gerados aproximadamente 2,54 milhões de toneladas de RRB (base úmida).

Internacionalmente, a incineração ou a aplicação do RRB em terras não agricultáveis são práticas comuns (Jensen *et al*., 2016). Nos países em desenvolvimento, o método comum adotado é a disposição em aterro, o que ocasiona emissões de gases de efeito de estufa (GEE), maus odores e necessidade do tratamento do lixiviado gerado (Selormey *et al*., 2021). Outras tecnologias de gerenciamento de resíduos, como a compostagem e a incineração, apesar da ampla utilização consomem muita energia e causam poluição atmosférica (Selormey *et al*., 2021).

Devido a ampla geração de resíduos na indústria de proteína animal, tecnologias de transformação W2E tem se tornado uma opção viável para o tratamento de resíduos sólidos e geração de energia (Hoang *et al*., 2022). Entre elas, a conversão de resíduos orgânicos em biogás pela digestão anaeróbia (DA). A DA pode ser aplicada a uma ampla variedade de substratos orgânicos, incluindo resíduos sólidos e efluentes líquidos orgânicos. Logo, esta tecnologia de tratamento, possibilita de forma simultânea a destinação final ambiental adequada e oferece maior potencial de valorização para os resíduos, assim como a produção de energia renovável e o menor consumo de combustíveis fósseis (Hoang *et al*., 2022; Li; Chen; Wu, 2019).

Na literatura, verifica-se que a monodigestão (processos de DA que utilizam um único substrato) do RRB apresenta baixo potencial de produção de biogás e metano. Os principais fatores apontados são o baixo teor de nitrogênio e a baixa biodegradabilidade devido ao alto teor de fibras, considerado um resíduo lignocelulósico (celulose, hemicelulose e lignina) (Buendía *et al*., 2009; Ihoeghian *et al*., 2022; López; Passeggi; Borzacconi, 2015). Logo, a codigestão anaeróbia (coDA) pode oferecer uma oportunidade para superar as desvantagens da monodigestão, pois neste processo, dois ou mais substratos são digeridos simultaneamente proporcionando um balanço nutricional mais consistente para manutenção da estabilidade no processo de DA (Karki *et al*., 2021). A coDA além de aumentar a estabilidade microbiana, possibilita maior solubilidade de fibras e compostos recalcitrantes, a capacidade de tamponamento, a biodegradabilidade, assim como promover efeitos sinérgicos nutricionais, corrigindo desequilíbrios na relação carbono/nitrogênio (C/N), melhora o pH e dilui agentes inibidores (Hagos *et al*., 2017; Hamzah *et al*., 2022; Karki *et al*., 2021; Mata Alvarez *et al*., 2014). Para a seleção do cosubstrato e da proporção de mistura ideal entre substratos, torna-se necessário uma análise aprofundada da composição dos resíduos e a utilização de planejamentos estatísticos que permitam explorar diferentes combinações e razões de alimentação dos componentes (Hamzah *et al*., 2022; Siddique; Wahid, 2018).

Neste contexto, este estudo teve por objetivo realizar uma revisão da literatura para identificar, sintetizar e analisar criticamente a produção científica existente sobre a mono e a codigestão anaeróbia (monoDA e coDA) por meio de ensaio de potencial bioquímico de metano (PBM, em inglês, *biochemical methane potential* - BMP), utilizando como substrato o resíduo ruminal bovino (RRB) resultante do processo de produção de proteína animal bovina.

Material e Métodos

A revisão bibliográfica utilizou as bases de dados *ScienceDirect* e *Scopus*, considerando tanto o contexto global quanto o brasileiro, limitando-se a artigos científicos revisados por pares, usando descritores sobre a temática em estudo e operadores boleanos pertinentes (Quadro 01).

Período	Termos de busca	Base de dados
2005 - 2025	*TITLE-ABS-KEY (("bovine ruminal waste" OR "cattle ruminal waste" OR "cattle rumen content" OR "cow manure" OR "fresh livestock rumen") AND ("slaughterhouse waste") AND ("biochemical methane potential" OR BMP) AND ("anaerobic monodigestion" OR "anaerobic codigestion")) AND PUBYEAR > 2005 AND PUBYEAR < 2026*	*Scopus*
2005 - 2025	*Title, abstract or author-specified keywords = ((bovine ruminal waste OR cattle ruminal waste OR cattle rumen content OR cow manure OR fresh livestock rumen) AND (slaughterhouse waste) AND (biochemical methane potential OR BMP) AND (anaerobic monodigestion OR anaerobic codigestion))*	*ScienceDirect*

Quadro 01: Estratégia de busca aplicada na revisão da literatura.

Nota: *bovine ruminal waste, cattle ruminal waste, cattle rumen content*,*fresh livestock rumen* - resíduo ruminal bovino; *slaughterhouse waste* – residuo de frigorífico, *biochemical methane potential*, BMP - potencial bioquímico de metano; *anaerobic monodigestion* - monodigestão anaeróbia; *anaerobic codigestion* - codigestão anaeróbia; *TITLE-ABS-KEY* - título, resumo e palavras-chave; *OR* - ou; *AND* - e; *PUBYEAR* - ano de publicação; *Title, abstract or author-specified keywords* - título, resumo e palavras-chave.

A busca avançada nas bases foi realizada restrita a artigos revisados por pares e publicados nos últimos 20 anos, com descritores sobre a temática da pesquisa e termos sinônimos em inglês, com a aplicação de operadores booleanos "E" e "OU". O resíduo sólido orgânico do processo de abate/frigorífico de bovinos, RRB, foi selecionado, por ser o objeto de estudo, e por ser gerado em grande volume na produção de proteína animal bovina e por diversos trabalhos de pesquisa terem sido realizados para viabilizar sua aplicação como substrato ou inóculo na digestão anaeróbia para produção de biogás.

A partir dos resultados obtidos, os seguintes critérios de exclusão foram aplicados: artigos que são revisões de literatura, e se a aplicação do resíduo não for em ensaios de BMP, e artigos de ensaios BMP que não fossem aplicada arealizados em temperatura mesofílica.

Resultados e Discussão

Geração de resíduo ruminal bovino e alternativas de destinação final

Os resíduos sólidos de frigoríficos são resíduos com alta concentração de matéria orgânica biodegradável, e consistem em sangue, esterco (dejetos dos animais), conteúdo de estômagos e intestinos (Ahmad *et al*., 2014; Buendía *et al*., 2009). Esses resíduos são produzidos durante o processo, envolvendo diferentes etapas, como abate dos animais, remoção do couro, obtenção da carcaça, limpeza dos estômagos e dos intestinos.

Desta forma, os frigoríficos de bovinos geram grandes quantidades de resíduos sólidos, entre eles o resíduo ruminal bovino (RRB) (conteúdo estomacal) que compreende em ração parcialmente digerida, capim e grãos, é o resíduo de maior geração no processo produtivo (Jensen *et al*., 2016). O resíduo *in natura* apresenta coloração verde (Yue; Li; Yu, 2013) e contém microrganismos ruminais, incluindo bactérias, protozoários e fungos, que são altamente eficientes na hidrólise de material lignocelulósico (Astals *et al*., 2014). Este residuo, é gerado após o rúmen e outras partes dos estômagos serem esvaziadas no setor denominado Bucharia nas unidades frigoríficas, conforme ilustrado na Figura 01.

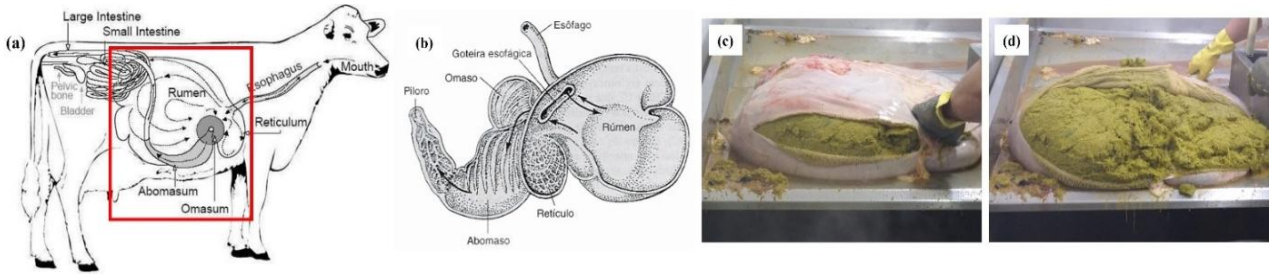


Figura 01: Representação da geração do RRB: (a) bovino e seu sistema digestivo; (b) detalhe do sistema digestivo; (c) e (d) rúmen sendo esvaziado.
Fonte: Autores (2026) e adaptado de Berchielli, Pires e Oliveira (2011).

O estômago dos ruminantes é dividido em quatro partes: rúmen, retículo, omaso e abomaso, em que os três primeiros compartimentos têm função fermentativa, ou seja, tem função de reter o alimento para que ocorra digestão por meio da ação dos microrganismos, digerindo as fibras em meio anaeróbio (Berchielli; Pires; Oliveira, 2011).

Os animais ruminantes são os degradadores mais eficientes dos componentes da parede celular das plantas, como a celulose e a hemicelulose, devido aos seus sistemas digestivos bem desenvueltos. Assim, em sistemas naturais como o rúmen, diversas comunidades microbianas realizam a hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese da biomassa lignocelulósica, promovendo ações sinérgicas e enzimáticas, aumentando a atividade de degradação da lignocelulose (Bhujbal *et al*., 2022).

De acordo com Bhujbal *et al*. (2022), o rúmen bovino tem um potencial de degradação da biomassa lignocelulósica três vezes mais eficiente em comparação com os biorreatores anaeróbios. Isto é atribuído à diversidade de microrganismos (bactérias, fungos, protozoários e arqueas metanogênicas) encontrados no rúmen, permitindo ao ruminante digerir materiais lignocelulósicos e integrar nitrogênio não proteico em proteínas microbianas para obter energia e aminoácidos. A atividade fibrolítica de bactérias, fungos e protozoários, juntamente com associações sintróficas entre bactérias, fungos e protozoários, ajudam a manter o equilíbrio entre produção e consumo de metabólitos, resultando em uma bioconversão eficiente de lignocelulose em biocombustíveis como metano, hidrogênio e ácidos graxos voláteis (AGV).

Em relação a geração de RRB por animal abatido, segundo Jensen *et al*. (2016), a quantidade e a composição do RRB dependem da idade, do peso, do tipo de alimentação e do tempo de jejum do animal antes do abate, podendo ser gerado aproximadamente 60 kg de RRB úmido, correspondendo a 10% do peso total do animal vivo. Portanto, considerando os dados de produção em 2024, no Brasil, com um abate total de 46 milhões bovinos (ABIEC, 2025), foram geradas aproximadamente 2,76 milhões de toneladas de RRB (base úmida).

Atualmente, vários métodos são usados para gerenciar e tratar o RRB, dentre as alternativas são o seu uso como insumos na fabricação de fertilizantes, de compostos orgânicos para adubos após tratamento por compostagem; geração de energia 13 (combustão, pirólise, dentre outros); e para a produção de biogás ou uso como fonte de microrganismos (inóculo) para degradação da matéria orgânica em processos de digestão anaeróbia (DA) (Martins *et al*., 2016; Pacheco; Yamanaka, 2006).

Desta forma, destaca-se a DA como uma das alternativas promissoras para tratamento do RRB e produção de biogás, devido as suas características, bem como pela integração dos microrganismos originais do rúmen no processo de DA (Buendía *et al*., 2009; Flores-Juarez *et al*., 2014; López; Passeggi; Borzacconi, 2015; Yue; Li; Yu, 2013).

Características do resíduo ruminal bovino e a sua aplicação na digestão anaeróbia

A Tabela 01 apresenta a composição físico-química, elementar e bioquímica do RRB, conforme relatado por diversos autores em estudos de digestão anaeróbia. Como pode ser observado, os principais componentes do RRB são celulose, hemicelulose e lignina, além de apresenta alto teor de umidade e alta concentração de carbono, e também, menores proporções outros componentes como nitrogênio e enxofre.

A relação STV/ST (STV %ST) obtida nos estudos, indicaram boa biodegradabilidade, pois de acordo com Pavan *et al*. (2000), relações iguais ou acima de 0,7, indicam alta biodegrabilidade dos substratos.

Para o pH, os valores reportados por Ihoeghian *et al*. (2022) (6,86) e Polastri *et al*. (2024) (6,94), apresentaram-se dentro da faixa ideal de pH entre 6,6 e 7,4 indicada para o crescimento das bactérias metanogênicas (Chernicharo, 2016). Embora o pH ótimo da metanogênese seja em torno de pH 7,0 (Ward *et al*., 2008), é possível conseguir estabilidade, na formação de metano, em uma faixa mais ampla de pH, entre 6,5 e 8,2 (Mao *et al*., 2015), ou até mesmo entre 6,0 e 8,0 (Chernicharo, 2016).

Os resultados da análise elementar mostraram que o RRB tem teor de carbono acima de 40%, com relações C/N variando 19,55 a 42,00, sendo que Galván-Arzola *et al*. (2021), reportaram para o RRB maiores relações C/N (42). Os substratos caracterizados pela alta relação C/N tem baixa capacidade tampão e produz grandes quantidades de AGV durante o processo de DA (Hagos *et al*.,

2017). Ainda, a falta de nitrogênio, leva à rápida degradação deste pelos microrganismos, resultando em menor produção de biogás (Deublein; Steinhauser, 2008; Mao *et al*., 2015). Por outro lado, na degradação de substratos com baixa relação C/N, a concentração de amônia e o pH aumentam durante o processo de DA, podendo inibir o crescimento microbiano (Hagos *et al*., 2017). Assim a inibição por amônia e o acúmulo de AGV podem ser evitados otimizando a relação C/N no processo DA (Mao *et al*., 2015).

Parâmetro	Buendía et al. (2009)	Astals et al. (2014)	López, Passeggi e Borzacconi (2015)	Ware e Power (2016)	Jensen et al. (2016)	Martins et al. (2017)	Fonoll et al. (2021)	Galván -Arzola et al. (2021)	Ihoeghian et al. (2022)	Polastri et al. (2024)
ST (%)	13,00	11,7	18,00	22,20	11,70	25,00	11,69	15,68	10,35	15,03
STV (%)	11,00	10,6	16,00	20,58	10,50	18,00	10,66	10,58	9,65	13,29
STV (%ST)	-	-	88,90	92,70	-	72,00	-	-	89,00	88,42
STF (%ST)	-	-	-	7,30	-	-	-	-	10,20	1,74
Umidade (%)	-	-	-	-	-	-	-	84,32	89,15	84,97
pH (-)	8,20	-	-	-	-	6,34	6,00	-	6,86	6,94
AT ($gCaCO_3\ L^{-1}$)	-	-	-	-	-	-	5,20	-	-	420,00
AGV ($gCH_3COOH\ L^{-1}$)	-	0,64[(a)]	-	-	1,80	-	-	-	-	-
DQOt ($gO_2\ L^{-1}$)	-	106,00[(a)]	-	-	111	-	-	-	13,72	-
DQOs ($gO_2\ L^{-1}$)	-	2,50[(a)]	-	-	-	-	-	-	-	1.411,95
NTK ($gN\ kg^{-1}$)	-	0,6 0	18,00	-	2,10	-	-	-	-	2,58
NAT ($gNH_4\text{-}N\ kg^{-1}$)	0,60	143,00	-	-	-	-	-	-	6,49[(b)]	
C (%ST)	-	-	-	46,80	-	-	-	48,32	48,60	43,02
H (%ST)	-	-	-	6,30	-	-	-	4,24	6,94	5,35
N (%ST)	-	-	-	2,20	-	-	-	1,14	2,05	2,20
S (%ST)	-	-	-	-	-	-	-	0,24	0,01	0,11
O (%ST)	-	-	-	37,40	-	-	-	46,06	42,40	47,58
C/N (-)	-	-	-	21,30	-	-	-	42,00	23,70	19,55
Carboidratos (%ST)	-	47,40	-	78,40	-	-	-	-	-	79,80
Proteínas (%ST)	-	8,70	-	13,80	-	17,60	-	-	-	15,76
Lipídeos (%ST)	-	3,80	-	0,50	-	3,60	-	-	-	2,70
Fibras[(c)] (%ST)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	73,73
Hemicelulose (%ST)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	27,60
Celulose (%ST)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	32,55
Lignina (%ST)	-	-	28,00	-	-	-	-	-	-	13,58

Tabela 01: Características do RRB, segundo diversas referências da literatura usando o resíduo como inóculo ou substrato na digestão anaeróbia.

Nota: (-) não reportado pelos autores; ST: sólidos totais; STF: sólidos totais fixos; STV: sólidos totais voláteis; AT: alcalinidade total; AGV: ácidos graxos voláteis; DQOt: demanda bioquímica de oxigênio total; DQOs: demanda bioquímica de oxigênio solúvel; NTK: nitrogênio total Kjeldahl; NAT: nitrogênio amoniacal total; C: carbono; H: hidrogênio; N: nitrogênio; S: enxofre; O: oxigênio; C/N: relação carbono/nitrogênio, com base na composição elementar; (a) dado reportado em $g\ kg^{-1}$; (b) dado reportado em $g\ L^{-1}$; (c) fibras = celulose+hemicelulose+lignina.

Martins *et al*. (2017) e Polastri *et al*. (2024) relataram valores similares para o teor de proteínas e lipídeos. De acordo com a composição dos substratos, os produtos intermediários da digestão anaeróbia podem limitar ou inibir a produção de metano, como na degradação de lipídios, que pode levar à formação de ácidos graxos de cadeia longa (AGCL) (Bougrier *et al*., 2018). Ainda, a conversão de proteínas e lipídeos é mais lenta, quando comparada aos carboidratos, podendo ocorrem em dias ou até semanas (Deublein; Steinhauser, 2008; VDI, 2016).

De acordo com Polastri *et al*. (2024), na composição de fibras, celulose, hemicelulose e lignina, foi superior a 60%ST. O principal composto fibroso no RRB foi a hemicelulose, seguida pela celulose e lignina. Em comparação, López, Passeggi e Borzacconi (2015) relataram valor superior para o teor de lignina (28,0%ST). A lignina não é degradável anaerobiamente, e a hemicelulose e a celulose apresentam degradação lenta, sendo dificilmente degradáveis, de forma que substratos com teores muito elevados de fibras podem resultar em baixa produção de metano (Bougrier *et al*., 2018).

Aplicação do resíduo ruminal bovino como substrato e cosubstrato na digestão anaeróbia

A biodegradabilidade de substratos orgânicos, objetivando a produção metano, tem sido avaliada por meio do ensaio de potencial bioquímico de metano (PBM) (em inglês, *biochemical methane potential* - BMP) (Angelidaki *et al*., 2009). Este ensaio, busca determinar a biodegradabilidade de resíduos sólidos orgânicos e o potencial de produção de metano em condições anaeróbias. De forma que, o BMP dos substratos digeridos podem ser utilizados para projetar diferentes componentes de plantas de digestão anaeróbia em larga escala, como tamanho e operação de reatores (Holliger *et al*., 2017).

No ensaio de BMP, sob condições anaeróbias, o substrato (resíduo sólido ou efluente líquido orgânico) é incubado em frascos fechados (biorreatores), sendo este misturado a uma cultura de bactérias anaeróbias (inóculo), em que são mantidos a temperatura mesofílica ou termofílica e misturados por um período de tempo pré-estabelecido (Holliger *et al*., 2016).

Destaca-se que, no ensaio de BMP, para encontrar o potencial máximo de metano é necessário um equilíbrio correto entre microrganismos e substrato. Em outras palavras, existe uma relação inóculo/substrato (RIS) apropriada para conduzir os ensaios de BMP. A RIS corresponde à razão entre a massa, em gramas, do teor de sólidos totais voláteis (STV) do inóculo e do substrato (gSTV do inóculo/gSTV do substrato). Na realização do ensaio, recomenda-se que a razão STV do inóculo seja superior do que, a do substrato, para minimizar problemas de acidificação ou inibição por excesso de substrato (Holliger *et al*., 2016), sendo a RIS ≥ 2 considerada como padrão (VDI, 2016).

A produção de biogás e metano a partir do RRB foi avaliada em estudos que utilizaram o ensaio de BMP. Os resultados obtidos na mono e codigestão anaeróbia, são apresentados na Tabela 02.

Substrato	*RIS (base STV)*	*Proporção da mistura (base STV)*	*BMPT* ($mL_{N\ CH4}\ g_{STV}^{-1}$)	PAB ($mL_N\ g_{STV}^{-1}$)	PAM ($mL_{N\ CH4}\ g_{STV}^{-1}$)	Teor de metano ($\%CH_4$)	BD (%)	Referência
MonoDA								
RRB	*1,2*	*NA*	-	-	49,00	-	-	Buendía *et al*. (2009)
RRB	*2*	*NA*	-	-	237,00	-	-	Astals *et al*. (2014)
RRB	*2,84*	*NA*	-	-	227,00	-	42,00	López, Passeggi e Borzacconi (2015)
RRB	*2*	*NA*	-	-	228,80	55,00	-	Ware e Power (2016)
RRB	*1*	*NA*	-	1.455,00 - 1.669,00	873,00 – 895,00	54,00 – 60,00	88,46 – 90,32	Galván-Arzola *et al*. (2021)
RRB	-	*NA*	*486,15*	256,36	133,05	-	27,37	Ihoeghian *et al*. (2022)
RRB	*2*	*NA*	*375,04*	184,61	127,11	63,40	33,89	Polastri *et al*. (2024)
CoDA								
RRB:LES	*1,2*	*75:25*	-	-	194,00	-	-	Buendía *et al*. (2009)
RRB:SAN:LOD	*2*	*17:17:66*	-	-	~800,00	-	-	Astals *et al*. (2014)
RRB:RGO:LBS	*2,84*	*4:2:1*[(a)]	-	-	487,00	-	-	López, Passeggi e Borzacconi (2015)
RRB:VMO:LOD	*2*	*1:2,55:3,22*[(b)]	-	-	642,00	63,00	-	Ware e Power (2016)
RRB:RSA	-	*50:50*	*469,28*	274,76	173,08	-	36,88	Ihoeghian *et al*. (2022)
RRB:BDM	*4*	*25:75*	*NR*	426,36	254,79	57,40	-	Polastri *et al*. (2024)

Tabela 02: Produção de biogás e metano em ensaio de potencial bioquímico de metano usando o RRB como substrato na mono e codigestão anaeróbia, segundo diversas referências da literatura.

Nota: (-) não reportado pelos autores; NA - não aplicável; RIS - relação inóculo/substrato com base em sólidos totais voláteis (STV); BMPT - potencial bioquímico de metano teórico, em inglês *biochemical methane potential*; BD - biodegradabilidade; PAB - produção acumulada de biogás; PAM - produção acumulada de metano; BDM: monoDA - monodigestão anaeróbia; coDA - codigestão anaeróbia; RRB - resíduo ruminal bovino; LES: lodo de esgoto; RGO - resíduos de gordura (carnassa); LBS - lodo biológico secundário; SAN - sangue; VMO - vísceras moles, incluindo resíduos intestinais, aparas de gordura e carne e um pouco de sangue; LOD - lodo de gordura de flotação por ar dissolvido de estação de tratamento de águas residuais; RSA - residuo alimentar; BDM - bagaço de malte; (a) mistura em proporção volumétrica, correspondente às taxas de geração no país de estudo, Uruguai; (b) proporções de produção anual de abate de bovinos.

Buendía *et al*. (2009) estudaram a mono e a coDA de RRB com lodo de esgoto, aplicando diferentes proporções de mistura, variando de zero a 100% com base nos sólidos totais voláteis (%STV) (0:100, 25:75, 50:50, 75:25 e 100:0). Considerando a monodigestão, o RRB foi degradado lentamente, atingindo 49 $mL_{N\ CH4}\ g_{STV}^{-1}$ após 50 dias de operação, porém, ao codigerir os dois substratos, houve um aumento de na produção de metano para 194 $mL_{N\ CH4}\ g_{STV}^{-1}$, na proporção de mistura com 75% de lodo de esgoto e 25% de RRB.

No estudo de Astals *et al*. (2014), o ensaio de BMP consistiu na monoDA de substratos complexos de um frigorífico de bovinos, incluindo RRB, sangue (SAN) e lodo de gordura de flotação por ar dissolvido (LOD), os quais foram usados como fontes de carboidrato, proteína e lipídeo, respectivamente. Para a codigestão, os autores aplicaram 7 misturas em base VS, para avaliar o papel de carboidratos (Ca), proteínas (Pr) e lipídeos (Li). As misturas com maior teor de lipídeos (17%Ca-17%Pr-66%Li) apresentaram uma melhoria no rendimento de metano (aproximadamente 800 $mL_{N\ CH4}\ g_{STV}^{-1}$) do que a observada para a monoDA do RRB (237 $mL_{N\ CH4}\ g_{STV}^{-1}$). Segundo os autores, coDA mitigou a inibição de ácidos graxos de cadeia longa (AGCL), podendo estar relacionada à menor concentração de AGCL na mistura e à sinergia entre os substratos. No entanto, o aumento da mitigação da inibição por AGCL na coDA em comparação com a monoDA, pode ser devido à adsorção do AGCL na superfície do estômago e/ou sangue, diminuindo assim a absorção de AGCL na membrana celular das arqueas metanogênicas, e consequentemente, a produção de metano foi estimulada.

López, Passeggi e Borzacconni (2015) avaliaram a mono e a coDA de lodo de biorreator anaeróbio do tratamento de águas residuárias de uma maltaria (inóculo) com RRB, carnaça do processo produtivo do couro e lodo do tratamento biológico de águas residuárias de uma fábrica de petróleo, como substratos, com uma mistura de resíduos em proporção volumétrica de 4:2:1, respectivamente, correspondente às taxas de geração no local de estudo (Uruguai). A produção de metano para a mistura dos substratos foi de 487 $mL_{N\ CH4}\ g_{STV}^{-1}$, e para o RRB como monosubstrato, a produção de metano foi de aproximadamente 227 $mL_{N\ CH4}\ g_{STV}^{-1}$. Os resultados do ensaio de biodegradabilidade em batelada demonstram que a codigestão da mistura de RRB, resíduos de gordura e lodo biológico secundário é viável, com resultados adequados.

Ware e Power (2016) avaliaram por meio de ensaio de BMP a produção de biogás de resíduos do abate de bovinos, incluindo o RRB, as vísceras moles (VMO) (resíduos intestinais, aparas de gordura e carne e um pouco de sangue), bem como o lodo de gordura de flotação por ar dissolvido (LOD) da estação de tratamento de águas residuais local. Além de analisar os três resíduos individualmente, eles foram misturados de acordo com suas proporções de produção anual (1:2,55:3,22

RRB:VMO:LOD). O rendimento de metano para a monoDA do RRB foi de 229 $mL_{N\ CH4}\ g_{STV}^{-1}$, e a coDA resulatou no maior valor, alcançando um rendimento de metano de 642 $mL_{N\ CH4}\ g_{STV}^{-1}$.

Galván-Arzola *et al*. (2021), na realização do ensaio de BMP para diversas amostras de biomassa residual, verificaram que o rúmen fresco foi o melhor substrato na produção de biogás e metano, que segundo os autores, resultou em quase o dobro dos resultados de produção de biogás relatados na literatura (300 - 600 $mL_N\ g_{STV}^{-1)}$. Para os autores, os principais motivos pelo alto rendimento de biogás e metano foram o frescor, o alto teor de umidade e o maior teor de matéria orgânica das amostras disponíveis para os microrganismos, especialmente para os consórcios microbianos ruminais mais adaptados. Ainda, os autores

sugeriram que o maior teor de lipídios, devido a ração bovina com dietas especiais (grãos), foi responsável por maiores quantidades de metano no biogás produzido. Outro fator que pode ter contribuído para alcançar resultados mais elevados pode ser a adição do meio enriquecido usado no ensaio de BMP, podendo ser capaz de suprir todas as necessidades minerais e nutricionais do consórcio bacteriano.

Ihoeghian *et al*. (2022) apresentaram a coDA de resíduos alimentares e RRB em diferentes proporções com base em STV (0:100, 20:80, 40:60, 50:50, 60:40, 80:20 e 100:0), resultando no maior rendimento de metano na proporção de mistura com 50% de RRB e 50% de resíduo alimentar.

Polastri *et al*. (2024) avaliaram a digestão anaeróbia em ensaios de BMP, aplicando o RRB como substrato. Para o inóculo, foi utilizada uma mistura de volumes iguais (1:1 %STV) de lodo de esgoto doméstico e lodo de dejetos suínos digerido, compreendendo em um inóculo mesofílico aclimatado. No primeiro ensaio de BMP, a variável investigada foi a RIS na monodigestão de RRB, com o ensaio sendo realizado em quatro RIS diferentes (4, 3, 2 e 1). No segundo ensaio de BMP, o ensaio foi realizado em três RIS diferentes, 4, 2 e 1, e três níveis de mistura entre RRB e bagaço de malte (BDM), 25%, 50% e 75%, em termos de STV. O aumento no rendimento de metano foi diretamente proporcional ao aumento do BDM na mistura com RRB, bem como ao aumento da RIS, de forma que, o aumento da concentração de BDM de 25% para 75% na coDA e RIS 4, resultou em um aumento de quase duas vezes no rendimento de metano (de 127,11 para 254,79 $mL_{N\ CH4}\ g_{STV}^{-1}$).

Os estudos de Ihoeghian *et al*. (2022) e Polastri *et al*. (2024), apresentaram BMPT de 486,15 e 375,04 e $mL_{N\ CH4}\ g_{STV}^{-1}$, respectivamente, valores menores comparados ao BMP experimental (133,05 e 127,11 $mL_{N\ CH4}\ g_{STV}^{-1}$, respectivamente). Esse comportamento é explicado na VDI (2016), em que o metano produzido sempre será menor do que o metano teórico, pois parte do substrato decomposto, cerca de 8% são convertidos em biomassa e, portanto, não estão disponíveis para a formação de biogás.

Astals *et al*. (2014), Ware e Power (2016) e Galván-Arzola *et al*. (2021), reportaram os maiores valores de rendimento de metano para a monodigestão do RRB. Os resultados apresentados por Galván-Arzola *et al*. (2021) foram muito superiores a todos os estudos analisados. Para os autores, um dos fatores que pode ter contribuído para a obtenção de resultados mais elevados pode ter sido a adição do meio enriquecido utilizado no ensaio de BMP, contendo todos os nutrientes/micronutrientes/vitaminas necessários para estimular o desenvolvimento ideal de bactérias metanogênicas. Por outro lado, Ihoeghian *et al*. (2022) e Polastri *et al*. (2024) relataram valores menores, mas resultados similares de rendimento de metano.

Todos os estudos reportaram valores de teor de metano similares, assim como de biodegradabilidade, exceto o estudo de Galván-Arzola *et al*. (2021), em que relataram maiores valores de biodegradabilidade, podendo este resultado estar associado ao maior rendimento de metano, resultante da adição do meio enriquecido utilizado no ensaio de BMP;

Os estudos de coDA, como de Buendía *et al*. (2009), Ihoeghian *et al*. (2022) e Polastri *et al*. (2024), demonstratam que o aumento no rendimento de metano foi diretamente proporcional ao aumento do cosubstrato na mistura com RRB. A adição de um substrato mais biodegradável à coDA, neste caso, melhorou o rendimento de metano, podendo estar associado a um melhor equilíbrio de nutrientes, sendo a suplementação de nutrientes contidos no BDM adequada para o crescimento dos microrganismos.

Buendía *et al*. (2009) reportaram que, os baixos rendimentos de metano podem ser devidos aos compostos lignocelulósicos presentes no RRB, e para os quais a etapa de hidrólise na digestão anaeróbia é difícil e lenta. Ainda, como o RRB pode conter uma fração de sangue, o baixo rendimento de metano também pode ser devido ao acúmulo de altos níveis de amônia resultantes da degradação de componentes proteicos ricos em nitrogênio no sangue. Da mesma forma, López, Passeggi e Borzacconi (2015), relataram que o RRB apresenta baixo potencial de geração de metano devido à sua baixa biodegradabilidade, pois o alto teor de fibras dificulta a mistura se o seu tamanho não for reduzido por pré-tratamento, sendo que essa situação implica a operação de biorreatores com baixas concentrações de sólidos e carga orgânica.

Por fim, a coDA é um método amplamente utilizado para aumentar a degradação anaeróbia de substratos sólidos. As experiências mais relatadas estão relacionadas a resíduos agroindustriais ou agrícolas, a fração orgânica de resíduos sólidos urbanos (FORSU) ou resíduos alimentares, lodo anaeróbio digerido e resíduos de frigorífico bovino. Assim, a mistura de resíduos com diferentes características enriquece a composição do substrato, dilui os componentes inibidores, previne problemas de mistura e aumenta a geração de metano (López, Passeggi e Borzacconi, 2015).

Considerações Finais

As indústrias de proteína animal bovina do Brasil, e nos demais países Sul Global, procuram soluções de baixo custo para aumentar o potencial de aproveitamento de resíduos do processo associando a destinação final ambientalmente adequada. Logo, estudos sobre ensaios de BMP aplicando o RRB como substrato foram avaliados em diferentes RIS, por meio da monoDA e coDA, para avaliar a produção de biogás e metano. A partir dos resultados obtidos, foi comprovado o potencial de produção de metano e a influência de outros resíduos aplicados como cosubstratos na coDA com foco na melhoria da produção de metano.

Assim, nos ensaios de BMP, foi verificado que o aumento na produção de metano foi diretamente proporcional ao aumento do cosubstrato na mistura com RRB, mesmo este contendo microrganismos ruminais, que são altamente eficientes na

hidrólise de material lignocelulósico. Portanto, a adição de um substrato mais biodegradável na coDA, em adição ao RRB, pode promover o aumento na produção de metano devido ao melhor equilíbrio de nutrientes, capacidade tamponante e aumento da solubilidade das fibras, promovendo o crescimento adequado de microrganismos de digestão anaeróbia.

Por fim, o estudos demonstratam que o processo de monoDA e coDA podem ser uma alternativa na gestão de resíduos sólidos industriais, como no caso do RRB, provendo a geração de energia a partir do biogás, e a valorização dos resíduos em comparação aos métodos tradicionais de tratamento de resíduos orgânicos.

Referências Bibliográficas

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS INDÚSTRIAS EXPORTADORAS DE CARNES. **Beef Report 2025**. 2025. Disponível em: https://abiec.com.br/publicacoes/beef-report-2025-brazilian-beef-profile-2/. Acesso em: 16 abr. 2026.

AHMAD, M. I. *et a*l. Anaerobic digestion of waste from a slaughterhouse. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 2, n. 3, p. 1317–1320, 2014.

ANGELIDAKI, I. *et al*. Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: A proposed protocol for batch assays. **Water Science and Technology**, v. 59, n. 5, p. 927–934, 2009.

ASTALS, S. *et al*. Identification of synergistic impacts during anaerobic co-digestion of organic wastes. **Bioresource Technology**, v. 169, p. 421–427, 2014.

BERCHIELLI, T. T.; PIRES, A. V.; OLIVEIRA, S. G. **Nutrição de ruminantes**. 2 ed., 2011.

BOUGRIER, C. *et al*. Use of trace elements addition for anaerobic digestion of brewer's spent grains. **Journal of Environmental Management**, v. 223, p. 101–107, 2018.

BUENDÍA, I. M. *et al*. Feasibility of anaerobic co-digestion as a treatment option of meat industry wastes. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 6, p. 1903–1909, 2009.

BHUJBAL, S. K. *et al*. Biotechnological potential of rumen microbiota for sustainable bioconversion of lignocellulosic waste to biofuels and value-added products. **Science of the Total Environment**, v. 814, p. 152773, 2022.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. 2. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2016.

DEUBLEIN, D.; STEINHAUSER, A. **Biogas from waste and renewable resources**: an introduction. Weinheim: WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, 2008.

FLORES-JUAREZ, C. R. *et al*. Chemically pretreating slaughterhouse solid waste to increase the efficiency of anaerobic digestion. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, v. 118, n. 4, p. 415–419, 2014.

FONOLL, X. *et al*. Understanding the Anaerobic Digestibility of Lignocellulosic Substrates Using Rumen Content as a Cosubstrate and an Inoculum. **ACS ES&T Engineering**, v. 1, n. 3, p. 424–435, 2021.

GALVÁN-ARZOLA, U. *et al*. Biochemical methane potential of residual biomass for energy generation. **Environmental Technology (United Kingdom)**, v. 42, n. 8, p. 1165–1178, 2021.

HAGOS, K. *et al*. Anaerobic co-digestion process for biogas production: Progress, challenges and perspectives. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 76, p. 1485–1496, 2017.

HAMZAH, A. F. A. *et al*. Biogas Production Through Mono- and Co-digestion of Pineapple Waste and Cow Dung at Different Substrate Ratios. **Bioenergy Research**, n. 0123456789, 2022.

HOANG, A. T. *et al*. Perspective review on Municipal Solid Waste-to-energy route: Characteristics, management strategy, and role in circular economy. **Journal of Cleaner Production**, v. 359, 2022.

HOLLIGER, C. *et al*. Towards a standardization of biomethane potential tests. **Water Science and Technology**, v. 74, n. 11, p. 2515–2522, 2016.

HOLLIGER, C.; DE LACLOS, H. F.; HACK, G. Methane production of full-scale anaerobic digestion plants calculated from substrate's biomethane potentials compares well with the one measured on-site. **Frontiers in Energy Research**, v. 5, n. 12, p. 1–9, 2017.

IHOEGHIAN, N. A. *et al*. Anaerobic co-digestion of cattle rumen content and food waste for biogas production: Establishment of co-digestion ratios and kinetic studies. **Bioresource Technology Reports**, v. 18, p. 101033, 2022.

JENSEN, P. D. *et al*. Recovery of energy and nutrient resources from cattle paunch waste using temperature phased anaerobic digestion. **Waste Management**, v. 51, p. 72–80, 2016.

KARKI, R. *et al*. Anaerobic co-digestion: Current status and perspectives. **Bioresource Technology**, v. 330, p. 125001, 2021.

LI, Y.; CHEN, Y.; WU, J. Enhancement of methane production in anaerobic digestion process: A review. **Applied Energy**, v. 240, n. June 2018, p. 120–137, 2019.

LÓPEZ, I.; PASSEGGI, M.; BORZACCONI, L. Variable kinetic approach to modelling an industrial waste anaerobic digester. **Biochemical Engineering Journal**, v. 96, p. 7–13, 2015a.

MAO, C. *et al*. Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 45, p. 540–555, 2015.

MARTINS, A. DA S. *et al*. Metagenomic analysis and performance of a mesophilic anaerobic reactor treating food waste at various load rates. **Environmental Technology (United Kingdom)**, v. 38, n. 17, p. 2153–2163, 2016.

MATA-ALVAREZ, J. *et al*. A critical review on anaerobic co-digestion achievements between 2010 and 2013. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 36, p. 412 427, 2014.

PACHECO, J. W.; YAMANAKA, H. T. **Guia técnico ambiental de abates (bovino e suíno) - P+L Series**. São Paulo: CETESB, 2006. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/consumosustentavel/wp-content/uploads/sites/20/2013/11/abate.pdf. Acesso em: 16 abr. 2026.

PARKIN, G. F.; OWEN, W. F. Fundamentals of anaerobic digestion of wastewater sludges. **Journal of Environmental Engineering**, v. 112, n. 5, p. 867–920, 1986.

PAVAN, P. *et al*. Performance of thermophilic semi-dry anaerobic digestion process changing the feed biodegradability. **Water Science and Technology**, v. 41, n. 3, p. 75 81, 2000.

POLASTRI *et al*. Anaerobic co-digestion of bovine ruminal waste and brewery spent grain: Effects of inoculum to substrate ratio, mixing ratio, process stability, organic matter removal, and methane yield. **Biochemical Engineering Journal**, v. 210, n. 109414, 2024.

SELORMEY, G. K. *et al*. A review of anaerobic digestion of slaughterhouse waste: effect of selected operational and environmental parameters on anaerobic biodegradability. **Reviews in Environmental Science and Biotechnology**, v. 20, n. 4, p. 1073–1086, 2021.

SIDDIQUE, M. N. I.; WAHID, Z. A. Achievements and perspectives of anaerobic co-digestion: A review. **Journal of Cleaner Production**, v. 194, p. 359–371, 2018.

VELÁSQUEZ PIÑAS, J. A. et al. Technical assessment of mono-digestion and co-digestion systems for the production of biogas from anaerobic digestion in Brazil. **Renewable Energy**, v. 117, p. 447–458, 2018.

VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE. **VDI 4630**: Fermentation of organic materials: Characterisation of the substrate, sampling, collection of material data, fermentation tests. Düsseldorf, Germany: VDI, 2016.

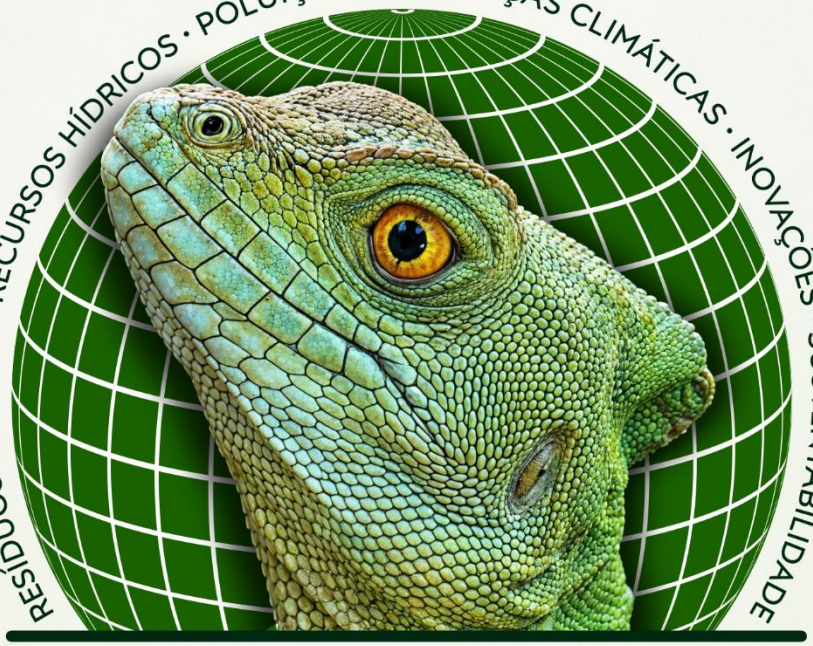
WARD, A. J. *et al*. Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 17, p. 7928–7940, 2008.

WARE, A.; POWER, N. Biogas from cattle slaughterhouse waste: Energy recovery towards an energy self-sufficient industry in Ireland. **Renewable Energy**, v. 97, p. 541–549, 2016.

YUE, Z. B.; LI, W. W.; YU, H. Q. Application of rumen microorganisms for anaerobic bioconversion of lignocellulosic biomass. **Bioresource Technology**, v. 128, p. 738–744, 2013.

ÁREA TEMÁTICA 30

SANEAMENTO RURAL



5° CONGRESSO INTERNACIONAL DE

ENGENHARIA AMBIENTAL

TECNOLOGIA SOCIAL HÍDRICA APLICADADA A SISTEMAS DE APROVEITAMENTO DE ÁGUA DE CHUVA EM COMUNIDADES RURAIS NA REGIÃO DO SERIDÓ PARAIBANO

1 Wamberto Raimundo da Silva Júnior, 2 Émerson da Silva Freitas, 3 Antônio de Paula Dias Queiroz, 4 Laura Monteiro Maciel, 5 Juliany Alves Rocha, 6 Mariana Santos Gomes

1,2,3,4,5 e 6 Instituto Federal da Paraíba-Campus Picuí, e-mail: wamberto.silva@ifpb.edu.br.

Palavras-chave: Escassez hídrica; Cisternas; Região Semiárida.

Resumo

A escassez de água continua sendo um desafio global persistente, particularmente em comunidades rurais onde a água da chuva coletada sem tratamento é frequentemente a principal fonte de água para uso doméstico. Na região semiárida brasileira, o armazenamento de água de chuva em cisternas torna-se essencial à manutenção da vida nos territórios rurais. Em função deste uso é preciso que a água captada esteja sanitariamente protegida contra contaminações que podem causar efeitos deletérios a saúde humana. Nesse sentido, o trabalho objetiva promover a disseminação de tecnologia social que funciona como barreira sanitária em sistemas de aproveitamento de água de chuva em comunidades rurais na região do Seridó Paraibano. Para tanto, o arcabouço metodológico foi estruturado nas etapas de diagnóstico, sensibilização, treinamento com a comunidade envolvida e montagem *in loco* da tecnologia social. Com base no diagnóstico realizado foi possível constatar a ausência ou ineficiência de práticas de manutenção nos sistemas hídricos, o que compromete a eficiência do aproveitamento de água pelas comunidades. Em 30% das cisternas vistoriadas foram observadas a presença de trincas e fissuras no corpo da estrutura. A disseminação da tecnologia social hídrica promoveu o uso racional e sanitariamente seguro dos sistemas de captação e armazenamento de água de chuva, propiciando a melhoria da qualidade de vida das comunidades rurais.

Introdução

Grandes esforços vêm sendo empreendidos com o objetivo de implantar infraestruturas capazes de disponibilizar água suficiente para garantir o abastecimento humano e animal e viabilizar a irrigação. Todavia, esses esforços ainda são, de forma global, insuficientes para resolver os problemas decorrentes da escassez de água, o que faz com que as populações continuem vulneráveis à ocorrência de secas, especialmente quando se trata do uso difuso da água no meio rural (Cirilo, 2008).

Para suprir a deficiência de água utilizada para consumo humano, animal e produção agrícola, no meio rural, diferentes alternativas tecnológicas têm sido desenvolvidas e/ou adaptadas às condições semiáridas brasileiras visando o armazenamento e uso das águas de chuva (Ishaku, 2012). Segundo Gnadlinger (2000), em muitas partes do mundo é bastante popular a técnica de captação e uso da água de chuva, principalmente em áreas que apresentam clima árido e semiárido, cerca de 30% das regiões da terra.

Para atender as demandas das necessidades humanas em água potável em comunidades rurais, tem-se destacado a experiência da construção de cisternas para armazenamento de água da chuva. No Brasil, o programa 'Um Milhão de Cisternas Rurais – P1MC', foi criado como um programa de Formação e Mobilização Social para a Conveniência com o Semiárido. Destacando como objetivo garantir o abastecimento regular de água para um milhão de pessoas em áreas rurais do semiárido brasileiro gerido pela ASA - Articulação no Semiárido Brasileiro. Através de um sistema bastante simples o Programa prevê utilizar os telhados das moradias como superfície de captação e direcionar a água captada para cisternas com capacidade de 16 mil litros, estimando atender a demanda de famílias com até cinco pessoas (Arruda - D'Alva, Farias, 2008).

A premissa fundamental do emprego deste tipo de sistema para uso humano, inclusive ingestão, deve ser garantir a qualidade original da água de chuva, desde sua coleta até o seu uso. Dessa forma, visando evitar a contaminação da água captada que será direcionada ao sistema pela lavagem do telhado (com impurezas após o período, longo ou curto, de estiagem) é necessário desviar as primeiras águas de chuva, sendo feita de forma manual ou com uso de aparelhos automáticos (Al-Salaymeh et al., 2011).

O desvio é uma das formas de evitar que as primeiras águas de chuva captadas possam depreciar o restante do volume de água armazenado na cisterna, uma vez que as primeiras águas de chuva carreiam impurezas do telhado e da atmosfera. Tal desvio pode ser feito de forma manual ou também de forma automática, que é o mais indicado. Algumas dificuldades no método manual do desvio são a ausência de moradores para realização do processo no início da chuva ou de ocorrência no período noturno. O desvio pode evitar que as primeiras águas de chuva captadas possam depreciar o restante do volume de água armazenado na cisterna, uma vez que as primeiras águas de chuva carreiam impurezas do telhado e da atmosfera (Kahinda et al., 2007).

A garantia do consumo humano da água, segundo padrões de potabilidade adequados é questão relevante para a saúde pública no Brasil e a Portaria no. 2.914 de 12 de dezembro de 2011 do Ministério da Saúde (MS) define os valores máximos permissíveis para as características bacteriológicas, organolépticas, físicas e químicas da água potável (Brasil, 2011). Nesse sentido, o trabalho objetivou promover a disseminação tecnologia social hídrica que opera como mecanismo de barreira sanitária em sistemas de aproveitamento de água de chuva em comunidades rurais na região do Seridó Paraibano.

Metodologia

A metodologia para execução das ações foi realizada em três etapas. A primeira etapa consistiu da realização do diagnóstico do sistema de aproveitamento de água de chuva, nesta fase inicial foram levantados os dados acerca das condições estruturais, de conservação, uso e manejo o sistema de aproveitamento de água de chuva. Os dados foram coletados por meio de inspeção visual e medições in loco através da aplicação de um formulário tipo check-list (Figura 1).

Os parâmetros observados no sistema de aproveitamento de água de chuva foram agrupados em três eixos de análise:

I. Área de captação: foram observados a presença de telhas deslocadas, desalinhamento do beiral e corpos estranhos, que são os principais empecilhos para aproveitamento racional da água de chuva, podendo contribuir para a deterioração da qualidade da água;
II. Sistema condutor de águas: foram inspecionados a fixação, ausência e deterioração das calhas. Adicionalmente, também foi observado o afastamento inadequado da calha com o beiral e a comunicação inadequada entre tubulação e reservatório;
III. Reservatório de armazenamento: foram analisados a presença de trincas e fissuras no corpo e na laje de coberta da cisterna, porta de visita com avaria, proximidade de árvores e ausência de laje por colapso da estrutura.

FORMULÁRIO DE INSPEÇÃO

Data da Inspeção: ___/____/___

1. IDENTIFICAÇÃO DO SISTEMA: _____

2. O início das patologias se deu a quanto tempo? _____

3. AREA DE CAPTAÇÃO N.º de águas: _____

	Telhas deslocadas		Corpos estranhos
	Desalinhamento do beiral		Outros:

4. SISTEMA DE CONDUTOR DE ÁGUAS Material da calha:_____

	Fixação deficiente das calhas		Calha com deterioração
	Afastamento inadequado da calha com o beiral		Comunicação inadequada entre tubulação e reservatório
	Ausência de calha		Outros:

5. RESERVATÓRIO DE ARMAZENAMENTO

	Trinas e fissuras no corpo da cisterna		Proximidade de árvores
	Trincas e fissuras na laje de cobertura		Ausência de laje por colapso da estrutura
	Porta de visita com avaria		Outros:

Figura 1: Modelo do formulário de inspeção utilizado no diagnóstico.
Fonte: Autoria própria (2025)

Na etapa dois, que corresponde a etapa de sensibilização, foi organizada uma oficina no campus Picuí para os integrantes da comunidade envolvida. Nessa etapa, foi demonstrado como confeccionar, instalar e manejar o sistema, além da distribuição de uma cartilha informativa aos participantes. Durante a oficina também foram abordadas as temáticas sustentabilidade ambiental, água e saúde pública.

Por fim, a etapa três consistiu na aplicação da tecnologia social como barreira sanitária. A tecnologia social empregada denomina-se DesviUFPE (LIMA et al., 2011). Trata-se de um dispositivo que funciona de modo a desviar de forma automática os primeiros milímetros de água de chuva. Nesta fase, a equipe do projeto se deslocou até a comunidade Pedreiras, zona rural do município de Picuí-PB, para realizar a montagem do dispositivo na edificação selecionada para a aplicação.

Como critério de seleção para definição da residência objeto de aplicação da tecnologia, foi utilizada a posição da residência no espaço geográfico da comunidade, a condição de conservação do sistema e a escassez de recursos financeiros para compra de materiais utilizados no dispositivo.

Resultados e Discussão

O formulário check- list de inspeção foi aplicado em nove edificações da comunidade rural. Os dados levantados foram tabulados e agrupados conforme as partes que compõe o sistema. O diagnóstico relacionado a área de captação revelou que das residências analisadas, 19% apresentavam telhas deslocadas, 40% desalinhamento do beiral. Não foi verificada a presença de corpos estranhos no telhado dos sistemas (Figura 2). Essa constatação sugere a ausência ou deficiência nas ações de manutenção na área de coberta das edificações.

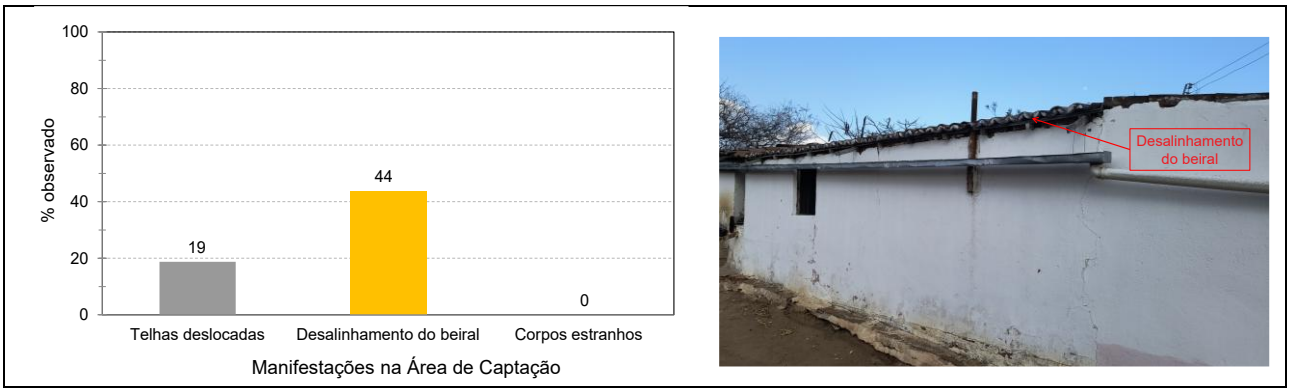


Figura 2: Diagnóstico do sistema de aproveitamento de água de chuva na área de captação com destaque para o deslocamento de telhas do beiral.
Fonte: Autoria própria (2025)

Sobre o sistema condutor de águas, os dados apontaram que 63% detinham fixação deficiente das calhas, 25% afastamento inadequado da calha com o beiral, 0% para ausência de calha, 6% calha com deterioração e 44% apresentavam comunicação inadequada entre os condutores de água (Figura 3).

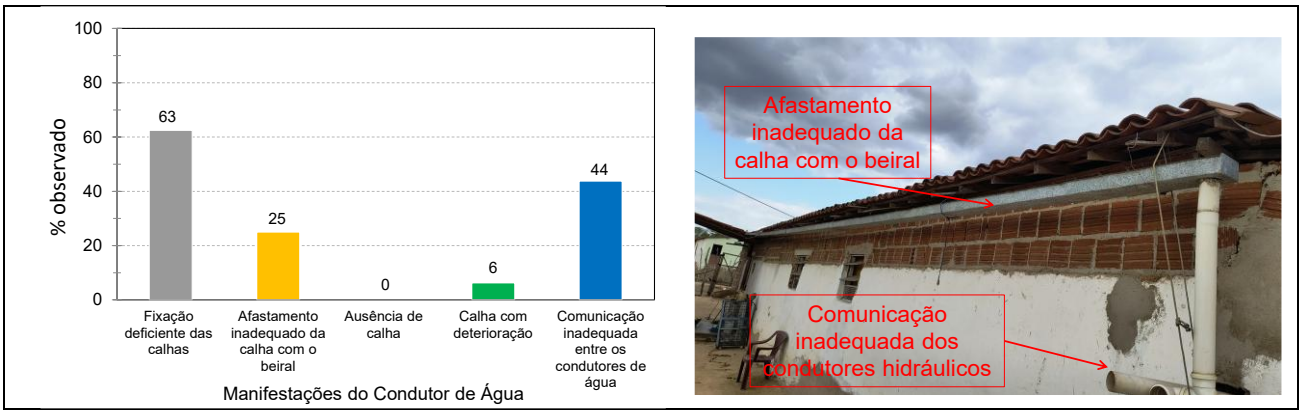


Figura 3 – Diagnóstico do sistema de aproveitamento de água de chuva na área de captação com destaque para o afastamento inadequado da calha.
Fonte: Autoria própria (2025)

O eixo reservatório de armazenamento, as cisternas apresentam capacidade de acumulação de água de 16.000 litros. A utilização da água armazenada pelas famílias se processa exclusivamente para fins potáveis. Foi constatado que 30% das cisternas vistoriadas apresentam trincas e fissuras no corpo da estrutura, 80% de trincas e fissuras na laje de coberta, 10% para porta de visita com avaria, 20% dos reservatórios com proximidade de árvores e ausência de laje por colapso da estrutura (Figura 4).

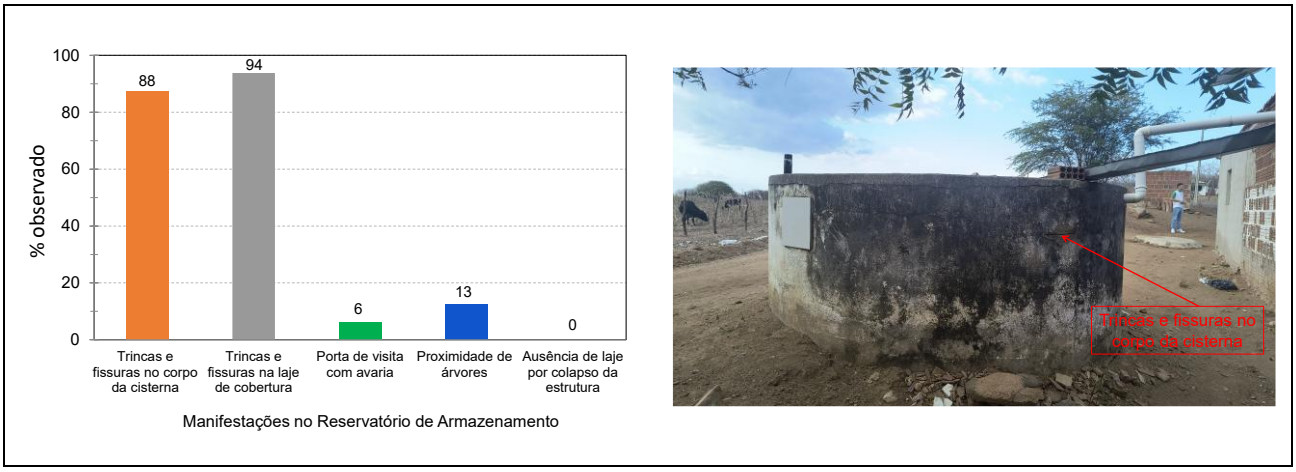


Figura 4: Diagnóstico do sistema de aproveitamento de água de chuva na área de captação com destaque para o afastamento inadequado da calha.
Fonte: Autoria própria (2025)

Estudo realizado por Vasconcelos, Tavares e Araujo (2018) revelou que a patologia de maior recorrência, refere-se a problemas no subsistema de condução da água escoada pelos telhados, com representatividade de 66% de ocorrência, seguidos de problema decorrentes da área de captação, com 28% de ocorrência, assim como também trincas e fissuras presentes na estrutura de alvenaria, correspondendo a 6% das patologias encontradas.

Após a etapa de diagnóstico do sistema, deu-se início a fase de sensibilização através da realização de uma oficina. Essa ação propiciou a capacitação e disseminação da tecnologia social como barreira sanitária para qualidade da água consumida, promovendo o conhecimento quanto o manejo adequado dos sistemas de aproveitamento de água de chuva. De forma complementar, a elaboração de uma cartilha informativa contribuiu para reflexão quanto a importância sobre o cuidado com a qualidade da água utilizada para fins potáveis e sua relação com a saúde pública da comunidade (Figura 5).



Figura 5: Cartilha informativa com a temática boas práticas de uso da agua.
Fonte: Autoria própria (2025)

Na fase final foi realizada a confecção e montagem do dispositivo social DesviUFPE alocado no eixo central da comunidade (Figura 6). Esse processo, demonstra o empenho e engajamento dos moradores na busca de tecnologias alternativas que agreguem baixo custo, fácil manutenção e instalação.



Figura 6: Dispositivo social implantado na comunidade rural.
Fonte: Autoria própria (2025)

Considerações Finais

As ações provenientes do estudo destacam o potencial das tecnologias sociais para se transformar em instrumentos efetivos de mitigação dos efeitos deletérios da deterioração da qualidade da água em sistemas de aproveitamento de água de chuva nas comunidades rurais da região do Seridó Paraibano.

Com base no diagnóstico realizado foi possível constatar a ausência ou ineficiência de práticas de manutenção nos sistemas hídricos, o que compromete a eficiência do aproveitamento de água pela comunidade. Nesse sentido, as ações de sensibilização e capacitação empreendidas sobre a importância do manejo adequado dos sistemas de aproveitamento de água proporcionou uma melhor compreensão da temática recursos hídricos. O projeto despertou o interesse significativo dos produtores agroecológicos que demonstraram desejo eminente de prosseguir com a aplicação do dispositivo DesviUFPE em outras moradias existentes na comunidade.

A principal conclusão que se pode extrair é sobre a viabilidade técnica, social e ambiental da aplicação do dispositivo de desvio automático das primeiras águas de chuva nos sistemas de aproveitamento em comunidades rurais.

Referências

AL-SALAYMEH, A.; AL-KHATIB, I. A.; ARAFAT, H. A. *Towards Sustainable Water Quality: Management of Rainwater Harvesting Cisterns in Southern Palestine*. Water Resources Management. n. 25. 2011, p. 1721–1736.

ARRUDA-D'ALVA, O.; FARIAS, L. O. P. *Programa cisternas: um estudo sobre a demanda, cobertura e focalização*. Cadernos de Estudos. Desenvolvimento social em debate. Número 7. Ministério do Desenvolvimento Social e Combate à Fome, Secretaria de Avaliação e Gestão. Brasília. 2008.

BIAZIN, B.; STERK, G.; TEMESGEN, M.; ABDULKEDIR, A.; STROOSNIJDER, L. *Rainwater harvesting and management in rainfed agricultural systems in sub-Saharan Africa – A review*. Physics and Chemistry of the Earth. v. 47–48, 2012, p. 139–151.

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: seção 1, Brasília, DF, 12 dez. 2011.

CABRAL, J. J. S. P.; SANTOS, S. M. *Água Subterrânea no Nordeste Brasileiro*. *In*: CABRAL, J. J. S. P *et al.* (org.). O Uso Sustentável dos Recursos Hídricos em Regiões Semiáridas. Recife-PE: Editora Universitária, 1 ed., 2007.

CASAGRANDE, D.; EMANUEL, L.; OLIVEIRA, C. F. F. *Climate adaptation policies and rural income: Evidence from social technologies in Brazil*. World Development. v. 181, 2024.

CIRILO, J. A. *Políticas públicas de recursos hídricos para o semiárido*. Estudos Avançados. São Paulo, v. 22, n. 63, 2008, p. 61-82.

GOMES, U. A. F.; HELLER, L. *Acesso à água proporcionado pelo Programa de Formação e Mobilização Social para Convivência com o Semiárido: Um Milhão de Cisternas Rurais: combate à seca ou ruptura da vulnerabilidade?* Engenharia Sanitária e Ambiental. v. 21, n. 03, 2016, p. 623-633.

HAMMES, G.; GHISI, E.; THIVES, L. P. *Water end-uses and rainwater harvesting: a case study in Brazil*. Urban Water Journal. v. 17, n. 3, 2020, p. 1-7.

ISHAKU, H. T.; MAJID, M. R.; JOHAR, F. *Rainwater Harvesting: An Alternative to Safe Water Supply in Nigerian Rural Communities. Water Resour Manage*. n. 26, 2012, p. 295–305.

KAHINDA, M.; TAIGBENU, A. E.; BOROTO, J. R. *Supplementing urban water supply with rainwater harvesting. Physics and Chemistry of the Earth*. n. 32, 2007, p. 1050–1057.

LEITE, N. M. G.; LIMA, S. L. BARBOSA, R. B. G. *Study of the feasibility of implementing cisterns in the Brazilian semiarid region*. Brazilian Journal of Development. v. 6, n. 11, 2020, p. 89401-89422.

LIMA, J. C. A .L., ALVES, F. H. B., FIGUEIRAS, M. L., LUCENA, L.M., SANTOS, S.M., GAVAZZA, S. *Devices to improve the quality of water stored in cisterns of semi-arid Pernambuco - Technology development and performance evaluation*. In: Proceedings of XIV World Water Congress. Porto de Galinhas, 2011.

MAY, S. *Estudo da Viabilidade do Aproveitamento de Água de Chuva para Consumo Não Potável em Edificações*. Dissertação

(Mestrado em Engenharia da Construção Civil). Universidade de São Paulo. São Paulo, 2005.

TORDO, O. C. T. *Caracterização e avaliação do uso de águas de chuva para fins potáveis*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Regional de Blumenau. Blumenau, 2004. 183 p.

UNICEF; WHO. *Progress on household drinking water, sanitation and hygiene 2000-2017*. Special focus on inequalities. New York: United Nations Children's Fund (UNICEF) and World Health Organization (WHO), 2019.

YOSEF, B. A.; ASMAMAW, D. K. *Rainwater harvesting: An option for dry land agriculture in arid and semi-arid Ethiopia*. International Journal of Water Resources and Environmental Engineering. v. 7, n 2, 2015, p. 17-28.

VASCONCELOS, G. N.; TAVARES, A. J. F.; ARAUJO, S. N. R. *Avaliação de Patologias em sistemas de captação de água de chuva através de cisternas*. Congresso Técnico Científico da Engenharia e da Agronomia (CONTECC). Maceió, 2018.

REUSO AGRÍCOLA DE EFLUENTES EM REGIÕES SEMIÁRIDAS: APLICAÇÕES, DESAFIOS E PERSPECTIVAS NO CONTEXTO BRASILEIRO

Blenda Cordeiro Mota Ribeiro
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Baiano, e-mail: blendacmr@gmail.com

Palavras-chave: Fertirrigação; Semiárido; Saneamento rural.

Resumo

A limitação de recursos hídricos representa um dos principais entraves à atividade agrícola em áreas semiáridas, com destaque para o Nordeste do Brasil, onde a variabilidade das precipitações, somada às altas taxas de evaporação e transpiração, compromete a disponibilidade de água para cultivo. Diante desse cenário, a utilização de efluentes tratados na agricultura configura-se como uma alternativa capaz de complementar o suprimento hídrico, diminuir a dependência de fontes naturais e viabilizar o reaproveitamento de nutrientes provenientes de águas residuárias domésticas. Este estudo examina o uso dessa prática no semiárido brasileiro, contemplando tecnologias descentralizadas de tratamento, experiências desenvolvidas no país, limitações de ordem técnica, institucional e social, além de discutir seu papel como medida de adaptação frente às mudanças climáticas. A análise baseia-se em revisão bibliográfica de estudos nacionais e internacionais. Os resultados indicam que o reuso apresenta viabilidade técnica e benefícios produtivos e ambientais, embora ainda enfrente limitações relacionadas à regulamentação, operação dos sistemas e aceitação social. Conclui-se que sua consolidação depende da integração entre políticas públicas, capacitação técnica e participação comunitária.

Introdução

A escassez hídrica constitui um dos principais fatores limitantes ao desenvolvimento agrícola em regiões semiáridas, onde a irregularidade pluviométrica, as elevadas taxas de evapotranspiração e a limitada disponibilidade de recursos hídricos superficiais impõem restrições permanentes à produção agrícola. No Brasil, o semiárido nordestino representa uma das áreas mais vulneráveis à variabilidade climática, exigindo estratégias alternativas capazes de ampliar a segurança hídrica sem intensificar a exploração de mananciais naturais (ANA, 2021).

Nesse contexto, o reuso agrícola de efluentes tratados emerge como alternativa tecnicamente viável para complementar a oferta hídrica destinada à irrigação. Diferentemente de regiões com abundância relativa de água, onde o reuso pode ser compreendido como estratégia ambiental, no semiárido ele assume caráter estrutural, associando-se diretamente à permanência das populações rurais e à sustentabilidade da agricultura familiar (HESPANHOL, 2015).

A utilização planejada de águas residuárias permite simultaneamente reduzir a pressão sobre fontes convencionais de abastecimento e promover o reaproveitamento de nutrientes presentes nos efluentes domésticos. Essa dupla função torna o reuso particularmente relevante em sistemas produtivos de pequena escala, nos quais o custo de fertilizantes e a disponibilidade hídrica representam limitações recorrentes (BASTOS et al., 2018).

Experiências internacionais demonstram que regiões áridas e semiáridas concentram alguns dos programas mais consolidados de reuso agrícola do mundo. Países como Israel, Espanha e Austrália incorporaram o efluente tratado como componente permanente da matriz hídrica agrícola, alcançando elevados níveis de eficiência produtiva mesmo sob condições climáticas adversas (ANGELAKIS; SNYDER, 2022).

No Brasil, entretanto, a aplicação do reuso agrícola ainda ocorre de forma limitada e frequentemente experimental. Barreiras institucionais, lacunas regulatórias, limitações técnicas e resistência sociocultural ainda dificultam a expansão dessa prática, especialmente em comunidades rurais descentralizadas (MANCUSO; SANTOS, 2013).

A realidade do semiárido brasileiro apresenta características específicas que influenciam diretamente o desempenho do reuso agrícola. Solos rasos, elevada salinidade natural em águas subterrâneas, infraestrutura sanitária incompleta e sistemas produtivos familiares exigem soluções tecnológicas adaptadas às condições locais, priorizando simplicidade operacional e baixo custo de implantação.

Programas de saneamento rural descentralizado têm demonstrado potencial significativo para integração entre tratamento de esgotos domésticos e produção agrícola. Sistemas como círculos de bananeiras, wetlands construídos e unidades de tratamento simplificadas permitem transformar efluentes domésticos em fonte hídrica produtiva, promovendo economia circular em escala comunitária (VON SPERLING, 2014).

Além dos aspectos técnicos, o reuso agrícola no semiárido envolve dimensões sociais relevantes. A aceitação do uso de efluentes tratados depende de processos educativos e de extensão rural capazes de reduzir percepções negativas associadas ao esgoto. Estudos indicam que a participação comunitária constitui fator determinante para o sucesso de projetos de reuso descentralizado (DRECHSEL et al., 2022).

As mudanças climáticas intensificam ainda mais a necessidade de estratégias adaptativas de gestão hídrica. Projeções climáticas indicam aumento da frequência e intensidade de secas no Nordeste brasileiro, ampliando a vulnerabilidade dos sistemas agrícolas dependentes exclusivamente da precipitação (IPCC, 2022).

Diante desse cenário, o reuso agrícola de efluentes tratados apresenta potencial para atuar como instrumento de adaptação climática, permitindo maior estabilidade produtiva mesmo em períodos prolongados de estiagem.

Este trabalho discute a aplicação do reuso agrícola no contexto das regiões semiáridas brasileiras, analisando experiências práticas, desafios operacionais, limitações ambientais e perspectivas futuras para consolidação dessa estratégia como componente permanente da gestão hídrica regional.

Material e Métodos

O presente estudo foi desenvolvido a partir de uma abordagem qualitativa, fundamentada em revisão bibliográfica sistematizada sobre o reuso agrícola de efluentes, com ênfase em regiões semiáridas. A coleta de dados foi realizada por meio de levantamento em bases científicas nacionais e internacionais, incluindo periódicos indexados, livros técnicos, documentos institucionais e relatórios de organismos públicos e multilaterais. Foram priorizadas publicações que abordam tecnologias de tratamento de esgotos, práticas de reuso agrícola, impactos ambientais, aspectos sanitários e políticas públicas relacionadas à gestão hídrica.

Os critérios de seleção das fontes consideraram relevância temática, atualidade das publicações e aderência ao contexto do semiárido brasileiro. Estudos clássicos também foram incluídos para fundamentação teórica e consolidação conceitual. A análise dos materiais coletados foi realizada de forma descritiva e interpretativa, permitindo a identificação de padrões, lacunas e convergências entre diferentes abordagens.

O conteúdo foi organizado em eixos temáticos, contemplando: sistemas descentralizados de tratamento e reuso, experiências brasileiras em regiões semiáridas, desafios técnicos, institucionais e socioculturais, e o potencial do reuso agrícola como estratégia de adaptação às mudanças climáticas. Essa estrutura permitiu integrar diferentes dimensões do problema, articulando aspectos técnicos e sociais.

Não houve aplicação de métodos experimentais ou coleta de dados primários, sendo o estudo integralmente baseado em fontes secundárias. A abordagem adotada possibilitou uma análise abrangente do estado da arte sobre o tema, contribuindo para a sistematização do conhecimento existente e para a identificação de diretrizes voltadas à ampliação do reuso agrícola no contexto brasileiro.

Resultados e Discussão

A implementação do reuso agrícola de efluentes em regiões semiáridas brasileiras está diretamente associada ao desenvolvimento de sistemas descentralizados de tratamento de esgotos. Diferentemente dos centros urbanos, onde predominam infraestruturas centralizadas de saneamento, áreas rurais apresentam baixa densidade populacional, dispersão das residências e limitações econômicas que inviabilizam a implantação de redes convencionais de coleta e tratamento (TONETTI et al., 2018).

Nesse cenário, soluções descentralizadas tornam-se tecnicamente mais adequadas, permitindo o tratamento local dos efluentes domésticos e sua reutilização imediata na produção agrícola. Esses sistemas reduzem custos de infraestrutura, minimizam perdas hídricas associadas ao transporte e favorecem o aproveitamento direto da água e dos nutrientes presentes no esgoto tratado.

Entre as tecnologias mais difundidas no semiárido brasileiro destacam-se os sistemas baseados em tratamento natural, que utilizam processos físicos, biológicos e químicos de baixa complexidade operacional. Fossas sépticas seguidas de unidades de pós-tratamento constituem a configuração mais comum, promovendo remoção inicial da carga orgânica e redução parcial de microrganismos patogênicos (VON SPERLING, 2014).

A associação entre fossas sépticas e wetlands construídos tem demonstrado elevada eficiência no tratamento descentralizado de efluentes domésticos. Nessas unidades, o esgoto percola por leitos filtrantes vegetados, onde ocorre remoção adicional de matéria orgânica, sólidos suspensos e nutrientes por meio de processos de filtração, adsorção e atividade microbiológica (KADLEC; WALLACE, 2009).

Wetlands horizontais subsuperficiais apresentam vantagens específicas para o semiárido, pois reduzem exposição direta do efluente e minimizam perdas por evaporação. Estudos conduzidos em comunidades rurais nordestinas indicam desempenho satisfatório dessas unidades mesmo sob elevadas temperaturas e variações sazonais de carga hidráulica (BRASIL et al., 2007).

Outra tecnologia amplamente adotada em contextos rurais é o círculo de bananeiras, sistema que combina disposição controlada de efluentes domésticos com aproveitamento agrícola direto. Nesse modelo, o efluente proveniente do tratamento primário é direcionado para uma cava preenchida com material orgânico e cultivada com espécies vegetais de elevada demanda hídrica e nutricional.

O funcionamento do sistema baseia-se na absorção de água e nutrientes pelas plantas, associada à degradação biológica da matéria orgânica no solo. Segundo Santiago e Mendonça (2012), círculos de bananeiras apresentam elevada eficiência na reciclagem de nutrientes e contribuem para produção alimentar em propriedades familiares.

Sistemas de reuso direto associados a quintais produtivos vêm sendo implementados em programas de saneamento rural sustentável. Nessas configurações, águas cinzas provenientes de pias, chuveiros e lavanderias são tratadas em unidades simplificadas e utilizadas na irrigação de culturas frutíferas e hortaliças não consumidas cruas (TONETTI et al., 2018).

A separação entre águas cinzas e águas negras representa estratégia importante para redução do risco sanitário. Águas cinzas apresentam menor carga microbiológica e permitem tratamento mais simples, ampliando a viabilidade do reuso em pequenas propriedades rurais.

Biodigestores anaeróbios também vêm sendo incorporados como alternativa tecnológica no semiárido. Além da redução da carga orgânica, esses sistemas possibilitam produção de biogás, agregando benefício energético ao tratamento do esgoto

doméstico. Experiências conduzidas em assentamentos rurais demonstram potencial significativo dessa tecnologia para integração entre saneamento e produção agrícola (EMBRAPA, 2019).

A simplicidade operacional constitui requisito essencial para sustentabilidade dessas soluções. Sistemas que dependem de equipamentos eletromecânicos complexos tendem a apresentar baixa continuidade operacional em comunidades rurais devido à dificuldade de manutenção técnica.

Outro aspecto relevante refere-se à adaptação cultural das tecnologias. A aceitação comunitária aumenta quando os sistemas apresentam benefícios visíveis, como aumento da produção agrícola ou redução do consumo de água potável. Projetos participativos demonstram maior longevidade quando usuários compreendem o funcionamento e os objetivos do reuso (DRECHSEL et al., 2022).

A integração entre saneamento descentralizado e produção agrícola contribui ainda para redução da contaminação ambiental difusa. Em muitas comunidades rurais, o lançamento direto de esgotos no solo representa prática recorrente. A implantação de sistemas de tratamento com reuso produtivo transforma passivos ambientais em recursos agrícolas.

Programas institucionais brasileiros voltados ao saneamento rural, como iniciativas apoiadas pela Fundação Nacional de Saúde (FUNASA), têm incentivado soluções descentralizadas adaptadas às condições do semiárido. Essas experiências evidenciam que tecnologias de baixo custo podem alcançar desempenho ambiental satisfatório quando associadas ao acompanhamento técnico adequado.

As mudanças climáticas reforçam a importância dessas soluções locais. A irregularidade das chuvas e a redução da disponibilidade hídrica superficial aumentam a relevância do aproveitamento de fluxos hídricos internos às propriedades rurais.

Assim, sistemas descentralizados de tratamento e reuso configuram estratégia estruturante para o semiárido brasileiro, permitindo integração entre saneamento básico, segurança alimentar e gestão sustentável da água. A consolidação dessas tecnologias representa caminho promissor para ampliação do reuso agrícola em contextos de agricultura familiar e baixa disponibilidade hídrica.

A aplicação do reuso agrícola de efluentes tratados em regiões semiáridas brasileiras tem evoluído principalmente por meio de projetos experimentais, iniciativas de extensão universitária e programas de saneamento rural sustentável. Embora ainda não exista política nacional consolidada voltada especificamente ao reuso agrícola descentralizado, diversas experiências demonstram a viabilidade técnica, agronômica e ambiental dessa prática em condições climáticas típicas do Nordeste brasileiro.

Grande parte dessas iniciativas concentra-se em áreas caracterizadas por elevada irregularidade pluviométrica, limitações no abastecimento hídrico e predominância da agricultura familiar. Nessas condições, o aproveitamento de efluentes domésticos tratados surge como alternativa capaz de reduzir a dependência de fontes convencionais de água e aumentar a resiliência produtiva das propriedades rurais (BASTOS et al., 2018).

Experimentos conduzidos no estado do Ceará avaliaram o uso de efluentes provenientes de lagoas de estabilização na irrigação de culturas forrageiras e frutíferas. Resultados obtidos por Rebouças et al. (2010) indicaram incremento significativo da produtividade agrícola associado ao aporte contínuo de nutrientes presentes no efluente tratado, sem ocorrência de impactos negativos imediatos na qualidade do solo quando adotado manejo adequado da irrigação.

No semiárido pernambucano, pesquisas desenvolvidas pela Universidade Federal Rural de Pernambuco investigaram o desempenho de sistemas de gotejamento operando com efluentes domésticos tratados. Os estudos demonstraram manutenção da uniformidade hidráulica quando associados a sistemas adequados de filtração, além de aumento da eficiência do uso da água em comparação à irrigação convencional (SILVA et al., 2013).

Experiências conduzidas no Rio Grande do Norte avaliaram o cultivo de capim-elefante irrigado com efluentes tratados provenientes de reatores anaeróbios seguidos de pós-tratamento. Fonseca et al. (2007) observaram ganhos expressivos de biomassa vegetal decorrentes do aproveitamento do nitrogênio residual presente no efluente, evidenciando potencial do reuso para produção de forragem em regiões com déficit hídrico.

Na Paraíba, projetos piloto analisaram o uso de águas residuárias domésticas na irrigação de culturas energéticas e espécies arbóreas adaptadas ao clima semiárido. Resultados apontaram melhoria das propriedades químicas do solo associada ao aumento da matéria orgânica e disponibilidade de nutrientes, contribuindo para recuperação produtiva de áreas degradadas (MEDEIROS et al., 2015).

Experiências desenvolvidas pela Embrapa Semiárido destacam o potencial do reuso associado a sistemas agroecológicos e quintais produtivos familiares. Nessas iniciativas, águas cinzas tratadas foram utilizadas para irrigação de frutíferas e hortaliças, promovendo diversificação alimentar e redução do consumo de água potável nas propriedades rurais (EMBRAPA, 2019).

Projetos implantados em assentamentos rurais do estado da Bahia demonstraram viabilidade da integração entre saneamento ecológico e produção agrícola. Sistemas compostos por fossas sépticas seguidas de unidades vegetadas permitiram reaproveitamento seguro do efluente na irrigação de culturas perenes, contribuindo para melhoria da segurança alimentar das famílias envolvidas (SANTIAGO; MENDONÇA, 2012).

Outro conjunto relevante de experiências refere-se ao uso de efluentes tratados em perímetros irrigados experimentais. Estudos realizados no Vale do São Francisco avaliaram impactos do reuso na produção de culturas comerciais, indicando que o manejo adequado da lâmina de irrigação e o monitoramento da salinidade são determinantes para manutenção da produtividade agrícola em longo prazo (HESPANHOL, 2015).

Além dos ganhos produtivos, diversos estudos brasileiros destacam benefícios ambientais associados ao reuso agrícola. A redução do lançamento direto de esgotos no solo ou em corpos hídricos superficiais contribui para diminuição da contaminação ambiental difusa, problema recorrente em comunidades rurais sem acesso a sistemas convencionais de saneamento (TONETTI et al., 2018).

Apesar dos resultados positivos, as experiências nacionais evidenciam desafios recorrentes relacionados à continuidade operacional dos sistemas. Falhas de manutenção, ausência de capacitação técnica e limitações institucionais frequentemente comprometem a sustentabilidade de longo prazo dos projetos implantados.

A aceitação social do reuso constitui outro fator determinante. Estudos conduzidos por Drechsel et al. (2022) indicam que a percepção de risco associada ao uso de efluentes tende a diminuir significativamente quando os benefícios produtivos tornam-se evidentes para os agricultores.

A literatura brasileira demonstra ainda que o sucesso das experiências de reuso agrícola no semiárido está fortemente associado à atuação de universidades e institutos federais por meio de projetos de extensão. A interação direta entre pesquisadores e comunidades rurais favorece adaptação tecnológica às condições locais e fortalece a apropriação social das soluções implantadas.

Observa-se, portanto, que o reuso agrícola no semiárido brasileiro já possui base experimental consistente, ainda que dispersa institucionalmente. A transição dessas iniciativas do caráter piloto para políticas públicas estruturadas representa etapa necessária para ampliação da escala de aplicação.

As experiências acumuladas indicam que o reuso agrícola pode desempenhar papel estratégico na convivência com o semiárido, contribuindo simultaneamente para segurança hídrica, produção de alimentos e melhoria das condições sanitárias rurais. A consolidação dessa prática depende, entretanto, da integração entre conhecimento científico, assistência técnica continuada e instrumentos regulatórios adequados.

Apesar das evidências técnicas que demonstram a viabilidade do reuso agrícola de efluentes tratados em regiões semiáridas, sua adoção em larga escala no Brasil ainda permanece limitada. A expansão dessa prática enfrenta um conjunto complexo de desafios que envolvem aspectos tecnológicos, institucionais, regulatórios e socioculturais, cuja interação condiciona diretamente a continuidade e o sucesso das iniciativas implantadas.

Do ponto de vista técnico, um dos principais entraves refere-se à variabilidade operacional dos sistemas descentralizados de tratamento. Diferentemente de estações centralizadas, unidades rurais frequentemente operam sob condições hidráulicas instáveis, influenciadas por flutuações no consumo de água, manutenção irregular e limitações de assistência técnica especializada. Segundo Von Sperling (2014), a eficiência do tratamento descentralizado depende fortemente da operação contínua e do acompanhamento técnico periódico, condição nem sempre presente em comunidades rurais.

A ausência de rotinas sistemáticas de monitoramento constitui fator recorrente de degradação dos sistemas de reuso. Muitos projetos piloto apresentam desempenho inicial satisfatório, porém sofrem redução progressiva da eficiência devido ao acúmulo de sólidos, falhas estruturais ou manejo inadequado da irrigação. Tonetti et al. (2018) destacam que a sustentabilidade operacional do saneamento rural está diretamente associada à capacitação dos usuários e à existência de suporte institucional permanente.

Outro desafio técnico relevante relaciona-se à adaptação das tecnologias às condições edafoclimáticas do semiárido. Elevadas taxas de evaporação favorecem o acúmulo salino no solo, exigindo manejo criterioso da irrigação e sistemas eficientes de drenagem. A ausência desse planejamento pode resultar em processos de salinização que comprometem a produtividade agrícola em médio prazo (QADIR et al., 2015).

Limitações institucionais representam igualmente obstáculo significativo à expansão do reuso agrícola. O arcabouço regulatório brasileiro ainda apresenta lacunas quanto à definição clara de critérios operacionais para o uso agrícola de efluentes tratados. Embora existam diretrizes nacionais relacionadas à qualidade da água e ao lançamento de efluentes, normas específicas voltadas ao reuso agrícola permanecem fragmentadas entre diferentes instrumentos legais (MANCUSO; SANTOS, 2013).

Essa indefinição normativa gera insegurança técnica e jurídica para gestores públicos e produtores rurais, dificultando investimentos em projetos permanentes de reuso. Hespanhol (2015) observa que países com programas consolidados de reuso agrícola estabeleceram previamente marcos regulatórios claros, capazes de orientar padrões de qualidade, responsabilidades institucionais e mecanismos de fiscalização.

A fragmentação das políticas públicas de saneamento e recursos hídricos também limita a integração entre tratamento de esgotos e produção agrícola. Programas de abastecimento rural frequentemente operam de forma dissociada das iniciativas agrícolas, impedindo aproveitamento sistêmico dos efluentes gerados nas comunidades.

Aspectos econômicos constituem outro elemento limitante. Embora sistemas descentralizados apresentem custos inferiores aos modelos convencionais, investimentos iniciais ainda podem representar barreira para agricultores familiares. A inexistência de linhas específicas de financiamento voltadas ao reuso agrícola reduz a capacidade de replicação das experiências bem-sucedidas.

Entretanto, os desafios socioculturais frequentemente se mostram mais determinantes que as limitações técnicas. A percepção negativa associada ao uso de esgoto tratado permanece como um dos principais fatores de resistência à adoção do reuso agrícola. Questões relacionadas à saúde, higiene e aceitação social influenciam diretamente o comportamento dos agricultores e consumidores (DRECHSEL et al., 2022).

Estudos conduzidos em comunidades rurais nordestinas indicam que a rejeição inicial tende a diminuir quando os benefícios produtivos tornam-se evidentes e quando há participação ativa da comunidade no processo de implantação. A transparência das informações e o acompanhamento técnico contínuo contribuem para construção da confiança necessária ao uso seguro do efluente tratado.

A deficiência histórica da educação sanitária no meio rural agrava esse cenário. Em muitas localidades, práticas inadequadas de disposição de esgotos coexistem com resistência ao reuso planejado, evidenciando que o problema não reside apenas na tecnologia, mas na forma como o saneamento é socialmente compreendido.

Outro desafio relevante refere-se à capacitação técnica dos profissionais responsáveis pela implantação e acompanhamento dos sistemas. O reuso agrícola exige integração entre conhecimentos de engenharia sanitária, irrigação, agronomia e gestão ambiental, área ainda pouco explorada na formação tradicional de técnicos e extensionistas rurais.

As mudanças climáticas introduzem camada adicional de complexidade. O aumento da frequência de secas prolongadas intensifica a necessidade de fontes hídricas alternativas, mas simultaneamente aumenta o risco de concentração salina e degradação do solo quando o manejo não é adequadamente conduzido (IPCC, 2022).

Apesar desses desafios, a literatura internacional demonstra que barreiras semelhantes foram superadas em regiões áridas de diferentes países por meio de políticas públicas integradas, investimentos em capacitação e fortalecimento institucional. O reuso agrícola evolui gradualmente de solução emergencial para componente estruturante da gestão hídrica.

No contexto do semiárido brasileiro, a expansão do reuso agrícola depende da articulação entre pesquisa científica, extensão rural e políticas públicas permanentes. Instituições como universidades e Institutos Federais desempenham papel estratégico nesse processo ao atuar como ponte entre produção do conhecimento e aplicação prática nas comunidades.

Assim, os desafios à expansão do reuso agrícola não devem ser compreendidos como impedimentos definitivos, mas como etapas inerentes ao processo de consolidação de uma tecnologia social e ambientalmente transformadora. A superação dessas limitações requer abordagem sistêmica capaz de integrar dimensões técnicas, institucionais e culturais na construção de modelos sustentáveis de convivência com o semiárido.

As mudanças climáticas representam um dos principais fatores de pressão sobre os sistemas hídricos em regiões semiáridas, intensificando condições historicamente marcadas pela irregularidade das precipitações e elevada variabilidade climática. Projeções recentes indicam aumento da frequência de eventos extremos, prolongamento de períodos de estiagem e elevação das temperaturas médias no Nordeste brasileiro, ampliando a vulnerabilidade dos sistemas agrícolas dependentes da disponibilidade hídrica natural (IPCC, 2022).

Nesse contexto, estratégias de adaptação voltadas à gestão eficiente da água tornam-se elemento central para manutenção da produção agrícola e da segurança alimentar. O reuso agrícola de efluentes tratados insere-se nesse conjunto de medidas adaptativas ao permitir a incorporação de fontes hídricas não convencionais ao sistema produtivo, reduzindo a dependência exclusiva das chuvas e dos mananciais superficiais (FAO, 2020).

Diferentemente das fontes hídricas tradicionais, cuja disponibilidade varia sazonalmente, a geração de efluentes domésticos apresenta relativa estabilidade ao longo do ano. Essa característica confere ao reuso agrícola elevado potencial de resiliência climática, uma vez que o fluxo de águas residuárias acompanha a permanência das populações humanas, mesmo em períodos prolongados de seca (HESPANHOL, 2015).

A reutilização planejada de efluentes contribui para diversificação da matriz hídrica agrícola, conceito amplamente discutido em políticas internacionais de adaptação climática. Segundo Qadir et al. (2015), sistemas agrícolas que utilizam múltiplas fontes de água apresentam maior capacidade de resposta frente a eventos climáticos extremos.

No semiárido brasileiro, a escassez hídrica frequentemente conduz à exploração intensiva de águas subterrâneas, muitas vezes caracterizadas por elevada salinidade natural. O uso complementar de efluentes tratados permite reduzir a pressão sobre aquíferos e retardar processos de degradação quantitativa e qualitativa desses recursos (ANA, 2021).

Outro aspecto relevante refere-se ao aproveitamento dos nutrientes presentes nos efluentes. Em cenários de mudanças climáticas, o aumento dos custos energéticos e a instabilidade das cadeias globais de fertilizantes podem comprometer a viabilidade econômica da agricultura familiar. O reuso agrícola atua como mecanismo de reciclagem de nutrientes, reduzindo dependência de insumos externos e aumentando a autonomia produtiva das propriedades rurais (DRECHSEL et al., 2022).

A manutenção da umidade do solo proporcionada pela irrigação com efluentes tratados contribui ainda para melhoria das condições microclimáticas locais. Solos irrigados apresentam menor amplitude térmica e maior atividade biológica, fatores que favorecem estabilidade produtiva mesmo sob condições de estresse climático (MINHAS et al., 2022).

Sistemas agroecológicos irrigados com água reutilizada demonstram potencial adicional de adaptação climática ao promover diversificação produtiva e aumento da cobertura vegetal. A presença contínua de vegetação reduz processos erosivos e contribui para conservação da matéria orgânica do solo, elemento essencial para retenção hídrica em ambientes semiáridos (ALTIERI; NICHOLLS, 2017).

O reuso agrícola também se relaciona diretamente à redução de emissões de gases de efeito estufa associadas ao manejo de esgotos. A utilização produtiva do efluente diminui a carga orgânica lançada em corpos d'água, reduzindo emissões de metano provenientes da decomposição anaeróbia não controlada (TCHOBANOGLOUS et al., 2014).

Tecnologias descentralizadas de tratamento associadas ao reuso permitem ainda reduzir a necessidade de bombeamento e transporte de água a longas distâncias, contribuindo para diminuição do consumo energético dos sistemas de abastecimento rural.

A adaptação climática baseada em soluções locais constitui abordagem cada vez mais defendida por organismos internacionais. Nesse sentido, o reuso agrícola pode ser compreendido como solução baseada na natureza e na economia circular, integrando saneamento, produção agrícola e conservação ambiental (UN-WATER, 2021).

Entretanto, a efetividade do reuso como estratégia de adaptação depende do planejamento adequado do manejo hídrico. A aplicação indiscriminada de efluentes em contextos de elevada evaporação pode intensificar processos de salinização do solo, comprometendo a sustentabilidade do sistema em longo prazo. Assim, práticas adaptativas devem incorporar monitoramento contínuo e manejo integrado solo-água-planta.

Experiências internacionais em regiões áridas demonstram que políticas públicas voltadas ao reuso agrícola aumentam significativamente a resiliência dos sistemas alimentares frente às mudanças climáticas. Israel reutiliza atualmente grande parte de seus efluentes tratados na agricultura, garantindo estabilidade produtiva mesmo sob severas restrições hídricas (ANGELAKIS; SNYDER, 2022).

No Brasil, a incorporação do reuso agrícola às estratégias de adaptação climática ainda ocorre de forma incipiente. A integração entre políticas de saneamento rural, segurança hídrica e desenvolvimento agrícola representa oportunidade estratégica para fortalecimento da convivência com o semiárido.

Assim, o reuso agrícola de efluentes tratados configura instrumento relevante de adaptação às mudanças climáticas ao ampliar a disponibilidade hídrica, promover reciclagem de nutrientes e aumentar a resiliência produtiva das comunidades rurais. Sua consolidação depende da articulação entre inovação tecnológica, planejamento territorial e fortalecimento institucional voltado à gestão sustentável da água em ambientes semiáridos.

O avanço tecnológico constitui outro elemento determinante para o futuro do reuso agrícola. A incorporação de sensores, automação e ferramentas digitais de monitoramento tende a reduzir incertezas operacionais historicamente associadas ao uso de efluentes tratados. Sistemas inteligentes de irrigação permitem controle simultâneo da qualidade da água, da salinidade do solo e do aporte nutricional, aumentando a segurança ambiental da prática (CORWIN; LESCH, 2014).

A pesquisa científica desempenha papel central nesse processo de consolidação. Estudos de longo prazo voltados à dinâmica de nutrientes, salinidade e qualidade microbiológica do solo são necessários para ampliar a base de conhecimento nacional e adaptar tecnologias às condições edafoclimáticas brasileiras. Instituições públicas de ensino e pesquisa, especialmente universidades e Institutos Federais, assumem função estratégica na geração e transferência desse conhecimento.

A capacitação técnica de profissionais e agricultores representa igualmente diretriz prioritária. O reuso agrícola exige abordagem interdisciplinar que articule engenharia sanitária, irrigação, agronomia e gestão ambiental. Programas de extensão rural voltados à educação sanitária e ao manejo seguro da água reutilizada contribuem significativamente para aumento da aceitação social e continuidade operacional dos sistemas.

Aspectos econômicos também influenciam a expansão do reuso. A criação de mecanismos de incentivo financeiro e linhas de crédito específicas pode estimular a adoção da prática por agricultores familiares. A valorização do efluente tratado como insumo produtivo contribui para redução de custos associados à irrigação e fertilização, fortalecendo a sustentabilidade econômica das propriedades rurais.

No contexto das mudanças climáticas, o reuso agrícola tende a assumir papel cada vez mais estratégico na gestão hídrica nacional. A reutilização planejada de águas residuárias integra o conjunto de medidas adaptativas capazes de aumentar a resiliência dos sistemas agrícolas frente à redução da disponibilidade hídrica e à maior frequência de eventos extremos (IPCC, 2022).

Considerações finais

A ampliação do reuso agrícola de efluentes tratados no Brasil depende da transição gradual entre iniciativas experimentais isoladas e a consolidação de políticas públicas estruturadas capazes de integrar saneamento, gestão hídrica e produção agrícola. Embora avanços técnicos e científicos tenham demonstrado a viabilidade do reuso em diferentes contextos ambientais, sua incorporação sistemática ainda enfrenta desafios relacionados à governança, regulamentação e difusão tecnológica.

O cenário nacional apresenta condições favoráveis à expansão dessa prática. O crescimento populacional urbano, associado à geração contínua de efluentes domésticos, amplia a disponibilidade potencial de água reutilizável. Paralelamente, a intensificação dos eventos de escassez hídrica reforça a necessidade de diversificação das fontes de abastecimento agrícola, especialmente em regiões semiáridas e áreas sujeitas à variabilidade climática.

Um dos principais caminhos para consolidação do reuso agrícola consiste no fortalecimento do marco regulatório brasileiro. A definição de padrões nacionais específicos para o uso agrícola de efluentes tratados pode reduzir inseguranças institucionais e orientar gestores públicos, operadores de sistemas e produtores rurais. Experiências internacionais demonstram que regulamentações claras favorecem investimentos e ampliam a aceitação social do reuso planejado.

A integração entre políticas de saneamento básico e desenvolvimento rural representa diretriz estratégica para o avanço do reuso no país. Tradicionalmente, o tratamento de esgotos é concebido como etapa final do ciclo sanitário, voltada à disposição ambiental segura. A perspectiva contemporânea, entretanto, reconhece o efluente tratado como recurso hídrico e nutricional capaz de contribuir para sistemas produtivos sustentáveis.

Nesse sentido, programas de saneamento rural descentralizado apresentam elevado potencial de expansão. A implantação de sistemas simplificados de tratamento associados ao reuso agrícola permite simultaneamente ampliar o acesso ao saneamento e fortalecer a produção alimentar local. Essa abordagem assume especial relevância em comunidades rurais dispersas, onde soluções convencionais mostram-se economicamente inviáveis.

A consolidação do reuso agrícola no Brasil depende ainda da superação de barreiras socioculturais associadas à percepção do uso de efluentes. Experiências internacionais demonstram que transparência, comunicação científica acessível e demonstração prática dos benefícios produtivos são fatores determinantes para construção da confiança pública.

Observa-se tendência global de transição para modelos de economia circular, nos quais resíduos passam a ser compreendidos como recursos reinseridos nos ciclos produtivos. O reuso agrícola de efluentes insere-se diretamente nesse paradigma ao promover recuperação de água, nutrientes e energia anteriormente descartados.

Assim, o futuro do reuso agrícola no Brasil encontra-se associado à capacidade de integrar inovação tecnológica, planejamento territorial e políticas públicas voltadas à sustentabilidade hídrica. Em regiões semiáridas, essa prática apresenta potencial não apenas como alternativa técnica, mas como instrumento estruturante de convivência com a escassez de água.

A consolidação do reuso agrícola representa, portanto, oportunidade estratégica para transformação do saneamento em vetor de desenvolvimento rural sustentável, contribuindo simultaneamente para segurança hídrica, proteção ambiental e fortalecimento da agricultura familiar brasileira.

Agradecimentos

A autora gostaria de agradecer ao IF Baiano, à Unyleya e à Embrapa pelo apoio recebido.

Referências Bibliográficas

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). *Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2021*. Brasília: ANA, 2021.

ALTIERI, M. A.; NICHOLLS, C. I. *Agroecology:* a brief account of its origins and currents of thought. Rome: FAO, 2017.

ANGELAKIS, A. N.; SNYDER, S. A. Wastewater reuse in arid regions. *Water*, Basel, v. 14, 2022.

BASTOS, R. K. X. et al. Reúso agrícola de águas residuárias no Brasil. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, v. 23, 2018.

BRASIL, M. S. et al. Performance of constructed wetlands in tropical regions. *Water Science and Technology*, London, v. 56, 2007.

CORWIN, Dennis L.; LESCH, Scott M. Apparent soil electrical conductivity measurements in agriculture. *Computers and Electronics in Agriculture*, Amsterdam, v. 46, n. 1-3, p. 11-43, 2014.

DRECHSEL, P. et al. *Wastewater reuse for agriculture*. 2. ed. London: Routledge, 2022.

EMBRAPA. *Tecnologias sociais para reúso de águas residuárias no semiárido*. Petrolina: Embrapa Semiárido, 2019.

FAO. *Water reuse in agriculture*. Rome: FAO, 2020.

FONSECA, A. F. et al. Irrigação com efluente doméstico tratado. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v. 11, 2007.

HESPANHOL, I. Reúso de água no Brasil. *Estudos Avançados*, São Paulo, v. 29, n. 84, p. 51–66, 2015.

IPCC. *Climate change 2022: impacts, adaptation and vulnerability*. Cambridge: Cambridge University Press, 2022.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. *Treatment wetlands*. 2. ed. Boca Raton: CRC Press, 2009.

MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H. F. (org.). *Reúso de água*. Barueri: Manole, 2013.

MEDEIROS, S. S. et al. Uso agrícola de águas residuárias no semiárido. *Revista Caatinga*, Mossoró, v. 28, 2015.

MINHAS, P. S. et al. Wastewater irrigation in agriculture: challenges and opportunities for sustainable development. *Agricultural Water Management*, Amsterdam, v. 261, p. 107335, 2022.

QADIR, M. et al. Wastewater production, treatment, and irrigation in developing countries. *Agricultural Water Management*, Amsterdam, v. 97, 2010.

SANTIAGO, A. F.; MENDONÇA, L. C. Reúso agrícola descentralizado no Nordeste. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, v. 17, 2012.

SILVA, A. S. et al. Uso de água residuária na agricultura: efeitos na produção e no solo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v. 17, n. 5, p. 487-494, 2013.

TCHOBANOGLOUS, G. et al. *Wastewater engineering*: treatment and resource recovery. 5. ed. New York: McGraw-Hill Education, 2014.

TONETTI, A. L. et al. *Tratamento descentralizado de esgotos domésticos*. Campinas: Unicamp, 2018.

UN-WATER. *Summary progress update 2021*: SDG 6 – water and sanitation for all. Geneva: United Nations, 2021.

VON SPERLING, Marcos. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 4. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014.

WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION. *Guidelines on sanitation and health*. Geneva: WHO, 2017.

ESTUDO DE VIABILIDADE DE UTILIZAÇÃO DE BIODIGESTORES NA COMUNIDADE QUILOMBOLA DE SAPÉ EM BRUMADINHO-MG

1 Marcos Paulo do Nascimento Rufino Rodrigues, 2 Paulo de Castro Vieira
1 Universidade Federal De Ouro Preto, e-mail: marcos.rufino@aluno.ufop.edu.br; 2 Universidade Federal De Ouro Preto, e-mail paulovieira@ufop.edu.br

Palavras-chave: Viabilidade; Biodigestores; Comunidade Quilombola

Resumo

Este estudo avaliou a viabilidade técnica e econômica de dois modelos de biodigestores — artesanal (sertanejo) e comercial (Homebiogás) — na comunidade quilombola de Sapé, em Brumadinho (MG), bem como a percepção dos moradores quanto à adoção dessas tecnologias sustentáveis. A metodologia compreendeu a seleção da área de estudo com base em suas características técnicas, culturais e socioambientais, e a aplicação de questionários estruturados à população local. A partir dos dados coletados, foram analisados cenários de implementação considerando aspectos técnicos, econômicos e sociais. A caracterização da comunidade revelou condições favoráveis à adoção dos biodigestores, especialmente em arranjos multifamiliares, com destaque para a geração média de 69,12 kg/dia de resíduos orgânicos para o conjunto de 24 residências investigadas. Os resultados indicaram que ambos os modelos são tecnicamente viáveis. A análise da percepção comunitária demonstrou abertura significativa à adoção de práticas sustentáveis, desde que acompanhadas por ações educativas e apoio institucional. Além disso, observou-se uma lacuna no conhecimento da população sobre tecnologias sustentáveis, embora a percepção geral tenha sido positiva quanto aos seus benefícios. A análise da percepção comunitária demonstrou abertura significativa à adoção de práticas sustentáveis, desde que acompanhadas por ações educativas e apoio institucional. Além disso, observou-se uma lacuna no conhecimento da população sobre tecnologias sustentáveis, embora a percepção geral tenha sido positiva quanto aos seus benefícios. Conclui-se que o modelo comercial apresentou superioridade em termos de retorno financeiro. Os modelos analisados são adaptáveis à realidade local, e apresentam potencial como solução para a gestão de resíduos orgânicos e geração de energia renovável em contextos rurais e socialmente vulneráveis, contribuindo para o fortalecimento de políticas públicas voltadas à sustentabilidade e ao desenvolvimento socioambiental de comunidades tradicionais.

Introdução

A implementação de biodigestores em comunidades brasileiras socioeconomicamente vulneráveis tem apresentado resultados promissores, sobretudo no âmbito do saneamento básico não convencional. Em grande parte das iniciativas, observam-se ações articuladas de educação ambiental, voltadas à conscientização e ao engajamento das populações locais (TAKO DA COSTA, REGO et al., 2025). Conforme destaca Yuki Tako (2023), os biodigestores possibilitam a conversão de efluentes orgânicos em biogás, uma fonte de energia limpa e renovável, contribuindo diretamente para os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), ao mitigar a pobreza energética e aprimorar as condições sanitárias.

Evidências empíricas reforçam esse potencial. O estudo de Chiariello et al. (2023) indica que agricultores familiares reconhecem benefícios tanto econômicos quanto ambientais associados ao uso de biodigestores, incluindo a redução de custos com gás liquefeito de petróleo (GLP) e a geração de biofertilizantes. Ainda assim, o investimento inicial permanece como um entrave relevante à sua adoção. Nessa perspectiva, Tako da Costa, Rego et al. (2025) salientam que fragilidades na governança pública limitam o acesso a serviços básicos, o que reforça a necessidade de soluções descentralizadas. De modo convergente, Barbosa e Langer (2011) apontam que a utilização de biodigestores em propriedades rurais contribui para a redução da poluição, a geração de energia renovável e a melhoria da qualidade de vida, configurando-se como alternativa viável para comunidades periféricas e rurais, especialmente em contextos de maior isolamento.

A compreensão do perfil das populações potencialmente beneficiárias dessas tecnologias torna-se, portanto, um elemento central para sua implementação. Comunidades quilombolas e rurais, marcadas por limitações estruturais históricas, evidenciam a demanda por soluções adaptáveis às suas realidades. De acordo com o Censo do IBGE (2022), o Brasil possui 1.327.802 pessoas autodeclaradas quilombolas, muitas das quais residem em áreas isoladas ou periurbanas. Adicionalmente, dados da Embrapa (2023) indicam que aproximadamente 39 milhões de brasileiros vivem em zonas rurais, sendo que apenas 20,5% dispõem de acesso adequado ao saneamento básico, o que evidencia a urgência de alternativas não convencionais para o tratamento de resíduos e a geração de energia.

Nesse contexto, os biodigestores destacam-se como uma solução sustentável e descentralizada, ao possibilitarem a conversão de resíduos orgânicos em biogás e biofertilizantes. A capacidade de produção de biogás varia conforme o modelo adotado e os insumos disponíveis. Sistemas artesanais podem gerar entre 0,5 e 1,5 m³/dia, volume suficiente para suprir as necessidades básicas de uma família rural, considerando-se a produção média por animal — 0,24 m³/cabeça/dia para suínos e 0,36 m³/cabeça/dia para bovinos (EMBRAPA, 2021). Por sua vez, modelos comerciais de uso doméstico podem alcançar até 10 m³/dia, ampliando as possibilidades de aplicação, como em cozinhas comunitárias, aquecimento de água e até mesmo na geração de energia elétrica em pequena escala (SOARES et al., 2022).

Diante desse cenário, a presente pesquisa, desenvolvida na comunidade quilombola de Sapé, em Brumadinho (MG), teve como objetivo avaliar a viabilidade técnica e econômica, bem como a percepção dos moradores quanto à utilização de dois modelos de biodigestores: o artesanal e o comercial.

Material e Métodos

A estrutura metodológica da pesquisa foi organizada em três eixos principais, cada um correspondente a um dos objetivos específicos propostos: análise de percepção da comunidade, análise de viabilidade técnica e análise de viabilidade econômico-financeira. A pesquisa envolveu a preparação e aprovação ética junto ao Comitê de Ética em Pesquisa da UFOP, seguida da aplicação de questionários na comunidade quilombola de Sapé, em Brumadinho (MG). A área de estudo foi escolhida por suas características técnicas, culturais e socioambientais. Com base nos dados coletados, foram analisados cenários e alternativas para a implementação de dois modelos de biodigestores: o artesanal (sertanejo) e o comercial (Homebiogás).

O estudo foi realizado na comunidade quilombola denominada Quilombo Sapé, distante 36 km do centro de Brumadinho, estado de Minas Gerais, certificada pela Portaria 44/2005 como remanescente de quilombo em 06/12/2005 (BRASIL, 2005). Segundo dados da Aedas (2021), a comunidade na época possuía 44 famílias, constituídas de aproximadamente 150 pessoas. No período do estudo, conforme relatos da liderança comunitária, a comunidade apresentava cerca de 50 famílias, aproximadamente 200 pessoas, sendo que a pesquisa abordou 24 famílias com média de 4 pessoas, totalizando 96 participantes. Conforme a Associação Estadual de Defesa Ambiental e Social, a comunidade de Sapé, em conjunto com as comunidades de Marinhos, Ribeirão e Rodrigues, forma uma região quilombola que surgiu em meados do século XVIII (AEDAS, 2021). A infraestrutura de abastecimento de água é gerenciada pela Prefeitura, com captação realizada em poço subterrâneo localizado na área central do povoado, tratamento por meio de pastilhas de cloro, sendo a Prefeitura responsável pela operação e manutenção. A comunidade conta com coleta de resíduos, porém não possui sistemas de tratamento de esgotos domésticos nem drenagem pluvial.

Antes da realização das entrevistas, a pesquisa foi submetida ao Comitê de Ética em Pesquisa CEP/UFOP, de acordo com as atribuições definidas na Res. CNS 466/12 e Res. CNS 510/16, que manifestou aprovação da pesquisa (código de aprovação 7.351.995, data 30/01/2025). Todos os possíveis riscos éticos foram devidamente avaliados: riscos morais (baixa probabilidade, alto impacto) mitigados pelo respeito às tradições culturais; riscos intelectuais (baixa probabilidade, impacto médio) mitigados pela garantia de não interferência no desenvolvimento educacional; riscos sociais (probabilidade média, alto impacto) mitigados pelo envolvimento de líderes comunitários; riscos culturais (alta probabilidade, alto impacto) mitigados pelo respeito e integração das práticas culturais; e riscos espirituais (baixa probabilidade, impacto médio) mitigados pelo respeito às crenças religiosas.

As entrevistas tiveram como objetivo levantar informações técnicas sobre a geração de resíduos sólidos, demanda de gás de cozinha e fertilizantes na comunidade quilombola, além de informações econômicas e a percepção sobre a implantação de biodigestores. Foram abordadas 24 famílias, totalizando uma população amostral de 96 pessoas, selecionadas por disponibilidade em participar da pesquisa. O questionário aplicado abordou aspectos técnicos, econômicos e sociais, como principal fonte de água, tipo de esgotamento sanitário e destino dos resíduos (CENSO IBGE, 2022), disposição para investir em biodigestores, custos médios com energia e gás de cozinha, percepção dos benefícios ambientais e econômicos, e disposição para participar de programas de educação ambiental (SILVA, 2015). Dados de trabalhos com modelos de biodigestores artesanais e comerciais foram utilizados para embasamento científico e metodológico, incluindo consultas ao IBGE (2022).

A análise de viabilidade técnica contemplou o pré-dimensionamento e a implantação de dois modelos típicos de biodigestores voltados ao processamento de resíduos domésticos. Inicialmente, foi realizado levantamento bibliográfico sobre tecnologias de biodigestores aplicáveis em pequena escala, sendo selecionados dois modelos representativos — artesanal (sertanejo) e comercial (Homebiogás) — com base em critérios técnicos, operacionais e de aplicabilidade. O pré-dimensionamento considerou variáveis como volume de resíduos disponíveis, espaço físico e demanda energética, incluindo análise dos requisitos técnicos necessários para instalação e operação, bem como custos de aquisição e manutenção.

A pesquisa utilizou coleta de dados por meio de revisão de literatura e visitas in loco para avaliar a viabilidade de instalação dos biodigestores em diferentes locais. Foi definida uma área central com maior adensamento e agrupamento de residências, totalizando 3,1 hectares como área delimitada de estudo, onde se encontra um aglomerado de 24 casas. Foram realizadas duas visitas técnicas nos meses de janeiro e fevereiro de 2025. A caracterização da área de estudo envolveu levantamento topográfico para identificação dos melhores locais, considerando proximidade das residências e topografia do terreno; identificação das fontes de resíduos orgânicos (domésticos e agrícolas); e análise de acessibilidade quanto às vias de acesso e disponibilidade de água.

Para calcular os resultados estimados de resíduos, utilizou-se o valor per capita de resíduos gerados por dia, conforme metodologia de Silva (2017). Considerando uma residência típica com 4 pessoas, a quantidade total de resíduos gerados foi obtida multiplicando o valor per capita (0,72 kg/hab./dia) pelo número de habitantes na residência (2,88 kg/dia). A metodologia adotada envolveu a coleta de dados de diversas residências para calcular uma média representativa, permitindo o pré-dimensionamento do volume útil e porte dos biodigestores. O modelo de dimensionamento aplicado no estudo foi o de Fonseca et al. (2009) apud Calza et al.(2015), que relaciona o volume do biodigestor ao volume de carga diária e ao tempo de retenção hidráulica. Adotou-se o fator K de 1,7 e o tempo de retenção hidráulica de 26 dias, valor médio entre os parâmetros de 22 a 30 dias estabelecidos pela Embrapa (2021), que demonstrou que biodigestores com essa faixa de retenção maximizam a produção de biogás mantendo sua qualidade. Para calcular a quantidade de biogás gerado, considerou-se a taxa de produção de 0,04 m^3 por kg de resíduo orgânico (EMBRAPA, 2021 apud SANTOS, 2022), com densidade de resíduos orgânicos de 1 kg/m^3.

A análise de viabilidade econômico-financeira avaliou os custos de implantação e operação dos dois modelos de biodigestores definidos pela viabilidade técnica. Para aprofundar a análise, foi realizado estudo utilizando os indicadores de Valor Presente Líquido (VPL), Payback e Taxa Interna de Retorno (TIR), amplamente utilizados em projetos ambientais e de infraestrutura para avaliar o retorno financeiro ao longo do tempo, considerando fluxos de caixa projetados, custos iniciais e

benefícios econômicos gerados pela produção de biogás e biofertilizantes. A coleta de dados primários foi realizada por meio de consultas de mercado para obtenção de orçamentos de fornecedores de materiais de construção, enquanto os dados secundários foram obtidos por revisão de literatura.

Definiu-se taxa mínima de atratividade (TMA) de 6% ao ano, baseada no estudo de viabilidade econômica de biodigestores utilizado por Filho et al. (2021). Foram considerados o horizonte temporal de 15 anos (vida útil estimada dos biodigestores), os indicadores VPL, TIR e Payback, e a análise de receitas provenientes da economia com GLP e venda de biofertilizante, considerando inflação anual de 5% para simulação. Conforme Gitman (2001) apud Medeiros e Grzebieluckas, o Valor Presente Líquido determina o valor presente de pagamentos futuros considerando o custo de investimento inicial e uma taxa de juros, sendo o investimento considerado rentável quando o VPL é positivo. A Taxa Interna de Retorno consiste na taxa de desconto que iguala o valor presente de fluxos de entrada e saída de caixa com o investimento inicial, tornando o projeto viável quando a TIR é superior ao custo de capital. O Payback, por sua vez, determina o número de períodos necessários para recuperar o investimento inicial por meio das entradas de caixa.

A análise da viabilidade econômica dos biodigestores foi fundamentada em estudos como os de Fonseca et al. (2009), que investigaram a viabilidade econômica da implantação de biodigestores na atividade suinícola; Calza et al. (2015), que avaliaram custos de instalação e energia gerada pelo biogás; Santos et al. (2023), que analisaram viabilidade técnica e econômica em escala residencial; Lampert (2021), que apresentou panorama sobre o uso da tecnologia no Brasil; e Salzer (2018), que examinou benefícios e viabilidade econômico-financeira da instalação de biodigestores.

Resultados e Discussões

Por meio da aplicação de questionário sobre a percepção da comunidade de Sapé, identificou-se que, devido às suas características culturais e socioeconômicas, a comunidade não gera biomassa (esterco animal) em quantidades significativas, sendo que a principal fonte para os biodigestores seriam os resíduos sólidos orgânicos. Parte dos moradores de Sapé trabalha fora da comunidade, em cidades próximas, e a agricultura local é limitada a culturas de subsistência. Além disso, a prática de pecuária, fonte significativa de biomassa em comunidades rurais, não é predominante.

O questionário revelou que a maioria dos participantes descarta resíduos orgânicos de uma a duas vezes por semana, utilizando de quatro a seis sacos de resíduos semanalmente. Os resultados indicam que a maioria dos participantes não possui conhecimento sobre biodigestores, revelando uma lacuna significativa na disseminação de informações sobre tecnologias sustentáveis de gestão de resíduos. No entanto, observou-se um interesse considerável na compostagem de resíduos sólidos domésticos, sugerindo uma abertura para práticas de gestão de resíduos mais sustentáveis, desde que haja aumento na conscientização e educação sobre o tema. Os participantes acreditam que a utilização de biodigestores pode ser benéfica para a comunidade.

As formas predominantes de cozimento de alimentos são o gás de cozinha (GLP) e a lenha. A maioria dos participantes utiliza o sistema de abastecimento público de água e sistemas rudimentares de esgotamento sanitário, como fossas ou buracos. Além disso, a maioria não aproveita as águas servidas e opta por queimar os resíduos na propriedade. Esses dados destacam a necessidade de melhorias nas infraestruturas de saneamento e gestão de resíduos, bem como o potencial de implementação de biodigestores como solução viável.

Experiências comunitárias reforçam a viabilidade do biogás como substituto do GLP. Lemos et al. (2024) apontam que, apesar de o Brasil explorar apenas 1,5% de seu potencial nacional de biogás, iniciativas locais têm demonstrado sucesso. Projetos em comunidades rurais e escolas, como os relatados por Almeida et al. (2025), mostram que a utilização de biodigestores com resíduos da agroindústria pode suprir demandas energéticas básicas, como cocção de alimentos e iluminação. A substituição do GLP por biogás não apenas reduz custos, mas também promove a gestão sustentável de resíduos e a inclusão energética em regiões vulneráveis.

A utilização de biodigestores pode contribuir significativamente para a redução de resíduos e poluição, além de substituir o uso de lenha vegetal. A maior parte dos entrevistados também acredita que o uso de biofertilizantes pode melhorar a produtividade agrícola. Há disposição considerável para participação em programas de educação ambiental sobre o uso de biodigestores, indicando interesse em práticas mais sustentáveis. Esses dados reforçam a importância de programas educacionais e políticas públicas que promovam a adoção de tecnologias sustentáveis como os biodigestores.

Em termos de viabilidade econômica, 95% dos participantes não estão dispostos a investir na instalação de um biodigestor, preferindo valores abaixo de R$5.000. No entanto, há percepção positiva sobre os benefícios econômicos que a instalação de biodigestores poderia trazer. Aproximadamente 98% dos participantes gastam entre R$100 e R$300 mensais tanto com energia quanto com gás de cozinha, e acredita que a produção de biogás poderia reduzir esses custos. Esses resultados sugerem que, embora haja resistência inicial ao investimento, a conscientização sobre os benefícios econômicos de longo prazo poderia incentivar a adoção de biodigestores.

A maioria dos participantes espera obter benefícios ambientais, como a redução de resíduos e poluição, demonstrando consciência ecológica e a necessidade de soluções sustentáveis para a gestão de resíduos. Os benefícios econômicos, como a redução dos custos com gás de cozinha e energia, também foram amplamente mencionados, indicando que os biodigestores podem proporcionar economia significativa para as famílias. Além disso, os benefícios sociais, embora menos mencionados, são igualmente importantes, pois a implementação de biodigestores pode melhorar a qualidade de vida das comunidades, promovendo práticas mais sustentáveis e aumentando a conscientização ambiental. Na Figura 01 apresentamos um panorama geral do questionário aplicado na comunidade.

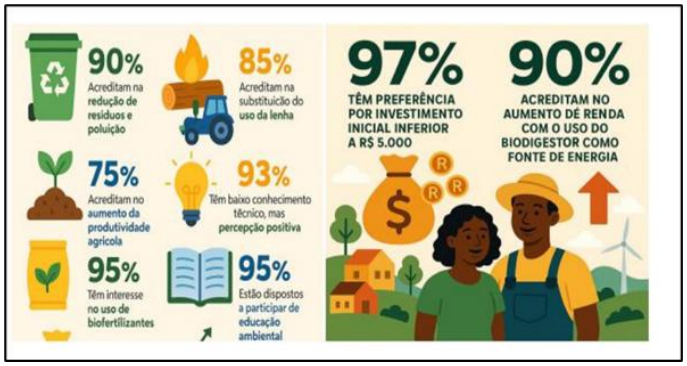


Figura 01: Aspectos gerais da percepção dos moradores.
Fonte: Autor, (2025)

Os resultados obtidos na comunidade de Sapé são consistentes com outros estudos de viabilidade de biodigestores em comunidades no Brasil. Damacena et al. (2024) destacam que a utilização de biodigestores em propriedades rurais pode promover a sustentabilidade e a mitigação de gases de efeito estufa, além de melhorar a qualidade de vida das famílias agropecuaristas por meio da geração de biogás e biofertilizante. Outro estudo realizado por Sakurai (2023) analisou as condições locais para a instalação de biodigestores individuais em comunidades carentes no Brasil, abordando temas como disponibilidade de matéria orgânica, espaço físico, condições climáticas, nível de participação da comunidade e disponibilidade de mão de obra. Os resultados indicam que a análise das condições locais é essencial para garantir a viabilidade e eficiência dos biodigestores, contribuindo para a geração de energia renovável, redução de impactos ambientais e melhoria da qualidade de vida das comunidades.

A implementação de biodigestores em comunidades pode ser uma alternativa sustentável e viável para a gestão de resíduos orgânicos e produção de energia, desde que haja planejamento cuidadoso e participação ativa da comunidade. A comparação com outros estudos de viabilidade reforça a necessidade de considerar fatores econômicos, técnicos e sociais para garantir a eficiência e sustentabilidade dos biodigestores (SILVA, 2017; COSTA, 2025; SAKURAI, 2023; DAMACENA et al., 2024).

A adoção de biodigestores em comunidades rurais tem sido amplamente reconhecida na literatura científica como estratégia eficaz para o manejo sustentável de resíduos orgânicos e geração de energia renovável. Estudos demonstram que esses sistemas são capazes de transformar dejetos animais em biogás e biofertilizante, promovendo benefícios ambientais e econômicos (CHIARIELLO et al., 2023). No entanto, os dados obtidos na comunidade de Sapé revelam um cenário distinto, onde a maioria da população desconhece o funcionamento dos biodigestores. Além da falta de conhecimento técnico, observou-se que os moradores não demonstram disposição para investir financeiramente na aquisição de biodigestores, mesmo diante das vantagens comprovadas em outras regiões, embora estejam dispostos a receber educação ambiental sobre o tema.

Experiências como as do Assentamento Itamarati e da Vila Rural Santa Amélia evidenciam que tecnologias de baixo custo pode ser viáveis e eficazes na promoção da sustentabilidade e da autonomia energética (GANDRA et al., 2021; SILVA, 2017). Contudo, a ausência de incentivos financeiros e de políticas públicas direcionadas contribui para a resistência à adoção dessa tecnologia em contextos socioeconômicos mais vulneráveis. Diante desse panorama, torna-se evidente a necessidade de políticas públicas que incentivem a disseminação dos biodigestores em comunidades como Sapé. A implementação de programas de capacitação técnica, aliada à oferta de subsídios ou linhas de crédito específicas, pode ser determinante para superar as barreiras econômicas e informacionais identificadas (ALMEIDA et al., 2025).

Quanto à análise dos aspectos técnicos, em contraste com comunidades rurais que dependem da pecuária e produzem grandes quantidades de resíduos orgânicos como esterco ideais para a produção de biogás em biodigestores unifamiliares a falta de produção de biomassa, associada às práticas culturais e econômicas da comunidade de Sapé, torna menos favorável a implementação de alguns modelos de biodigestores praticados em outras comunidades rurais. Após levantamento das condições técnicas locais por meio de visita técnica, identificou-se que os resíduos sólidos orgânicos são gerados em maior quantidade e têm potencial significativo para geração de biogás e biofertilizante.

Estudos indicam que comunidades quilombolas localizadas em áreas urbanas tendem a apresentar melhores condições de gestão de resíduos sólidos em comparação com aquelas situadas em zonas rurais, refletindo padrões de composição de resíduos semelhantes aos dos centros urbanos adjacentes (ANDRINO et al., 2018). No entanto, a realidade observada na comunidade quilombola de Sapé evidencia a persistência de práticas inadequadas de disposição final, como a queima de resíduos, que representam riscos ambientais e à saúde pública (FIDELIS-MEDEIROS et al., 2020). Fatores estruturais como o racismo ambiental e as pressões econômicas exercem influência direta sobre os modos de vida tradicionais e o uso do território por essas populações, comprometendo a sustentabilidade sociocultural e ambiental das comunidades quilombolas (RANGEL, 2016).

Os resultados estimados de resíduos obtidos no município de Brumadinho, conforme o SNIS (2022), indicam uma geração per capita de 2,01 kg/hab./dia, valor significativamente maior do que o valor de referência utilizado para fins de cálculo de dimensionamento (0,72 kg/hab./dia). Silva (2017), após estudo gravimétrico de resíduos de uma residência coletados diariamente durante 153 dias, constatou que 72% dos resíduos gerados eram orgânicos. Considerando uma residência típica com 4 pessoas, a quantidade total de resíduos gerados por dia seria de 2,88 kg. Em média, cada residência descarta aproximadamente 5 sacos de resíduos por semana, com cada saco contendo, em média, 4,03 kg de resíduos. Esses resultados foram fundamentais para o planejamento e dimensionamento dos modelos de biodigestores sertanejo e Homebiogas.

No pré-dimensionamento do biodigestor artesanal para 24 famílias, adotou-se um tempo de retenção hidráulica (TRH) de 26 dias média entre os valores de 22 e 30 dias recomendados pela Embrapa (2021) e uma geração de 69,12 kg/dia considerando os resíduos das 24 residências. O volume do biodigestor considerando um fator k de 1,7 foi de 79,118 m³. A escolha do TRH de 26 dias é suportada por estudos que destacam a importância de um TRH adequado para a otimização da produção de biogás, mostrando que biodigestores com TRH entre 22 e 30 dias são capazes de maximizar a produção de biogás mantendo sua qualidade (EMBRAPA, 2021). Para o pré-dimensionamento do biodigestor unifamiliar artesanal, com TRH de 26 dias e geração de 2,88 kg/dia considerando os resíduos de uma residência, o volume necessário foi de aproximadamente 3,22 m³. Considerando que cada biodigestor modelo sertanejo necessita desse volume, seriam necessárias 24 unidades para atender 24 famílias. Foram identificados 24 possíveis locais de instalação considerando requisitos técnicos como acesso a água e topografia.

Sobre a geração de biogás, a operação do biodigestor com eficiência que permite a produção de 0,04 m³ de biogás por kg de resíduo dado fornecido pelo fabricante Homebiogas, (2025), assumindo que o sistema está cheio de resíduos após 26 dias, permitiu estimar a capacidade de geração de biogás.

A eficiência operacional do biodigestor é crucial para determinar a quantidade de biogás gerado, podendo ser afetada por parâmetros como taxa de alimentação, mistura dos resíduos e manutenção do sistema. Segundo o estudo de Fernandes (2021), na Comunidade Quilombola de Alto Alegre no estado do Ceará, o modelo sertanejo começou a gerar biogás antes de 30 dias, enquanto o modelo chinês gerou gás a partir de 45 dias, sendo observado que a alimentação contínua e a qualidade da biomassa têm impacto direto na produção.

Com base em estudos técnicos e acadêmicos, o biogás proveniente de substratos bovinos e resíduos orgânicos apresenta elevado potencial energético e ambiental. A digestão anaeróbica de dejetos bovinos Resende et al., (2015) pode gerar biogás com composição rica em metano. O rendimento médio para bovinos de leite é de aproximadamente 0,005 a 0,006 Nm³/kg de dejeto, enquanto bovinos de corte podem atingir até 0,048 Nm³/kg (CIBIOGÁS, 2019). Resíduos alimentares e vegetais podem alcançar até 7,2 L de biogás por grama de sólidos voláteis, com pH ideal entre 6,88 e 7,29 (MACHADO et al., 2023).

A eficiência energética do biogás, quando comparada ao GLP, revela vantagens significativas em contextos rurais e comunitários (SOARES et al., 2022), podendo ser convertido em eletricidade com rendimento médio de 1,43 kWh/m³. A estimativa de geração de biogás para os 24 biodigestores artesanais foi de 3,16 m³/dia. Não foram considerados os esgotos domésticos para os cálculos de produção de biogás, pois a alternativa de geração de biogás utilizando esgoto doméstico acarretaria custo elevado devido à elaboração de projetos de rede de distribuição e custo de implantação, o que poderia inviabilizar o projeto.

No segundo cenário de pré-dimensionamento, partiu-se do agrupamento de 6 famílias para utilização e compartilhamento de 2 biodigestores comerciais. O volume diário de geração de resíduos das 24 famílias é de 1,79 m³/dia; agrupando-se em 6 famílias, tem-se o volume de 0,447 m³/dia. Utilizando o fator k de 1,7 e TRH de 26 dias, o volume necessário foi de 19,78 m³. O biodigestor analisado — modelo Homebiogas tubular 7.0 — possui volume total de 10,8 m³, sendo necessárias 2 unidades para atender 6 famílias. Desse modo, serão necessários 8 biodigestores para suprir a demanda da área de estudo. Este modelo tubular destaca-se como alternativa promissora para comunidades rurais, apresentando vantagens técnicas, econômicas e ambientais, com estrutura simples e de baixo custo que facilita a operação, tornando-o acessível para pequenos produtores (SILVA et al., 2021).

Na análise de viabilidade econômico-financeira, observaram-se diferenças significativas nos custos e na estrutura de implementação dos dois modelos. Para o modelo artesanal sertanejo, o custo unitário total (incluindo materiais, instalação, manutenção e operação) foi de R$ 8.843,18. Para atender as 24 famílias, o custo total seria de R$ 212.236,32, com estimativa de vida útil do equipamento de 15 anos (HOMEBIOGAS, 2025). Para o modelo comercial Homebiogas, foram necessários 8 biodigestores para atender a demanda das 24 famílias, com custo total de R$ 229.600.

Para composição de receitas, considerou-se a economia com a não compra de gás GLP e a venda do biofertilizante. Utilizou-se como referência uma inflação anual de 5% para simulação. Para o modelo artesanal, determinou-se que cada biodigestor gera 5,2 m³ de GLP por mês; somados os 24 biodigestores, o valor anual de receita no primeiro ano foi de R$ 31.680,00. Considerou-se também a venda do biofertilizante a R$ 1,00 por litro, com cada biodigestor gerando 26 litros por mês, totalizando 624 litros por mês para os 24 equipamentos. Somadas as receitas com economia de GLP e venda de biofertilizante ao longo dos 15 anos de vida útil, obteve-se o montante de R$ 845.189,17.

Definiu-se para o projeto uma taxa mínima de atratividade de 6%, baseada no estudo de viabilidade econômica de biodigestores utilizado por Filho et al. (2021). O Valor Presente Líquido (VPL) do projeto foi positivo ao longo da projeção, ficando em R$ 306.880,32. A Taxa Interna de Retorno (TIR) foi de 21,35%, positiva e superior à TMA, indicando que o projeto é viável do ponto de vista econômico. O Payback (tempo de retorno do investimento) foi de 5 anos, indicando que o projeto, a médio e longo prazo, é viável.

Para o modelo comercial, o potencial de geração é de até 15,6 m³ de GLP por mês por equipamento; somados os 8 equipamentos, a geração mensal equivale a 124,8 m³/mês, representando ganho anual de R$ 31.680,00 no primeiro ano. Considerando a venda de biofertilizante a R$ 1,00 por litro, cada biodigestor gera 304 litros por mês, totalizando 2.432 litros por mês e 29.184 litros por ano. As receitas provenientes da economia de GLP e da venda de biofertilizante totalizaram R$ 1.313.357,69 ao longo dos 15 anos de vida útil. Com TMA de 6%, o VPL do projeto foi positivo, totalizando R$ 757.257,60. A TIR foi de 24,29%, indicando viabilidade econômica, e o Payback foi de 4 anos, demonstrando viabilidade a médio e longo prazo.

A comparação entre os resultados dos biodigestores artesanal e comercial revela diferenças em termos de viabilidade econômica. Ambos os projetos demonstraram ser economicamente viáveis, com VPLs positivos e TIRs superiores à TMA de

6% ao ano. No entanto, o biodigestor comercial apresentou VPL de R$ 757.257,60, consideravelmente maior que o VPL de R$ 306.880,32 do biodigestor artesanal. A TIR do biodigestor comercial (24,29%) superou a do artesanal (21,35%), e o Payback foi mais curto no cenário comercial (4 anos contra 5 anos). Esses resultados indicam que, embora ambos os projetos sejam viáveis, o biodigestor comercial oferece maior lucratividade e retorno mais rápido sobre o investimento.

A síntese das viabilidades das alternativas é apresentada no Quadro 01, que resume a análise comparativa entre os modelos de biodigestores artesanal (sertanejo) e comercial (HomeBiogas), considerando aspectos técnicos, econômicos, sociais, pontos fortes, pontos fracos e recomendações.

Quadro 1 – Comparativo entre biodigestor artesanal e comercial.

Aspecto	Biodigestor Artesanal	Biodigestor Comercial (HomeBiogas 2.0)
Viabilidade Econômica	VPL: R$ 306.880,32; TIR: 21,35% a.a.; Payback: 5 anos	VPL: R$ 757.257,60; TIR: 24,29% a.a.; Payback: 4 anos
Custo Inicial	Menor custo de implantação	Investimento com retorno rápido; custo inicial mais elevado
Eficiência Energética	Teoricamente menor eficiência e padronização;	Alta eficiência com resíduos alimentares; sistema otimizado e padronizado
Manutenção	Pode ser adaptado com saberes locais	Manutenção simples e acessível; manual e suporte técnico
Aplicabilidade	Ideal para zonas rurais	Ideal para ambientes urbanos e institucionais; modular e portátil
Escalabilidade	Limitada pela complexidade de construção	Alta escalabilidade e replicabilidade
Sustentabilidade Ambiental	Reduz resíduos e promove energia renovável; menor controle de emissões	Alinhado à economia circular; redução significativa de GEE e resíduos sólidos
Percepção da Comunidade	Fortalece vínculos comunitários; valoriza saberes tradicionais	Percepção de inovação e modernidade
Autonomia e Capacitação	Promove autonomia e capacitação técnica local	Menor envolvimento técnico da comunidade; facilidade de operação
Adaptação Geográfica	Adaptado a diferentes solos e climas; requer ajustes específicos	Alta adaptabilidade geográfica e climática
Pontos Fortes	Baixo custo; valorização comunitária; uso de materiais locais	Alta eficiência; fácil instalação e manutenção; modular e portátil
Pontos Fracos	Menor eficiência; exige mão de obra especializada; menor padronização	Custo inicial elevado; menor envolvimento técnico da comunidade
Recomendações	Mais utilizado para projetos comunitários com foco em capacitação local; requer planejamento técnico e parcerias com universidades ou ONGs	Recomendado para instituições urbanas e ambientes com geração de resíduos alimentares; avaliar retorno financeiro e promover educação ambiental

Por meio do estudo de viabilidade dos cenários hipotéticos de instalação dos modelos de biodigestores artesanal e comercial, percebe-se que ambos os modelos atendem aos critérios de sustentabilidade, cada um com suas particularidades técnica, econômica e social.

A discussão técnica dos resultados apresentados no quadro comparativo revela diferenças significativas em termos de desempenho, aplicabilidade e impacto socioambiental. Do ponto de vista técnico, o modelo comercial apresenta superioridade em eficiência energética, padronização e facilidade de operação, devido ao seu design modular otimizado para conversão direta de resíduos alimentares em biogás e biofertilizante, com perdas mínimas no processo de digestão anaeróbica. Essa eficiência é refletida nos indicadores econômicos: maior VPL, TIR e menor payback. Estudos como os de Araújo et al. (2024) e Cândido et al. (2025) reforçam que a adoção de biodigestores comerciais em instituições públicas e privadas contribui para a redução de resíduos sólidos urbanos e para a geração de energia limpa, alinhando-se aos princípios da economia circular.

Do ponto de vista ambiental, ambos os modelos contribuem para a mitigação das emissões de gases de efeito estufa e para a gestão adequada de resíduos orgânicos. Azevedo (2021) reforça que biodigestores anaeróbios são alternativas tecnológicas eficazes para cooperativas rurais, promovendo produção limpa e agregando valor à agricultura familiar. Por outro lado, o modelo artesanal, embora menos eficiente em termos técnicos, apresenta vantagens importantes em contextos rurais e comunitários. Sua construção com materiais locais e a possibilidade de adaptação às condições geográficas específicas favorecem a apropriação tecnológica pelas comunidades. Marçal et al., (2015) destacam que biodigestores artesanais têm papel relevante na gestão de resíduos agropecuários e na promoção da autonomia energética em regiões do semiárido brasileiro. O envolvimento direto da comunidade na construção e operação do sistema fortalece o senso de pertencimento e a valorização dos saberes tradicionais, aspectos fundamentais para a sustentabilidade social (COSTA, 2025).

A percepção da comunidade é fator crítico na adoção dessas tecnologias. Lauria (2022) aponta que a aceitação do biodigestor está diretamente ligada à educação ambiental e ao envolvimento dos usuários no processo de implantação. Assim, embora o modelo comercial seja mais atrativo para investidores e instituições, o modelo artesanal se mostra estratégico para políticas públicas voltadas ao desenvolvimento rural sustentável.

Considerações finais

A presente pesquisa avaliou a percepção, a viabilidade técnica e a viabilidade econômica da implementação de dois modelos de biodigestores o modelo artesanal "sertanejo" e o modelo comercial "Homebiogás" na comunidade quilombola de Sapé, em Brumadinho (MG), com o objetivo de analisar cenários hipotéticos para a gestão de resíduos orgânicos e a geração de energia renovável.

Os resultados obtidos indicaram uma lacuna significativa no conhecimento da comunidade sobre tecnologias sustentáveis, embora tenha sido observada uma percepção positiva superficial quanto aos benefícios econômicos e ambientais dos biodigestores. A maioria dos participantes demonstrou interesse em práticas como a compostagem e reconheceu o potencial dos biodigestores para reduzir o uso de gás GLP e lenha, melhorar a produtividade agrícola por meio do uso de biofertilizantes e contribuir para a redução da poluição ambiental.

Apesar do interesse identificado, verificou-se resistência inicial ao investimento, com preferência por valores inferiores a R$ 5.000,00, o que evidencia a necessidade de políticas públicas, programas de incentivo financeiro e modelos de financiamento acessíveis para viabilizar a adoção da tecnologia. Além disso, 95% dos participantes manifestaram disposição para participar de programas de educação ambiental, reforçando a importância de ações educativas para ampliar a aceitação da tecnologia e promover a sustentabilidade local.

Do ponto de vista técnico, ambos os modelos analisados se mostraram viáveis, com bons retornos financeiro e operacional. A adoção em formato multifamiliar surge como alternativa estratégica para comunidades com infraestrutura precária, promovendo sustentabilidade ambiental, segurança energética e inclusão social. Os dados levantados indicam que as formas predominantes de cocção de alimentos na comunidade são o uso de gás GLP e lenha, enquanto os sistemas de esgotamento sanitário são rudimentares, como fossas ou buracos, e há prática de queima de resíduos na propriedade.

Esses fatores reforçam a necessidade de melhorias na infraestrutura de saneamento e na gestão de resíduos, com os biodigestores representando uma solução viável para reduzir a poluição e reaproveitar resíduos. A utilização dessa tecnologia pode contribuir para a redução de resíduos e poluição, a substituição do uso de GLP e lenha e o incremento da produtividade agrícola por meio do uso de biofertilizantes.

Entre as limitações do estudo, destaca-se a ausência de análises gravimétricas dos resíduos sólidos domiciliares, essenciais para o correto dimensionamento dos biodigestores. Futuras pesquisas devem explorar modelos de financiamento, estratégias de engajamento comunitário, integração com sistemas de saneamento e turismo sustentável, além de avaliar impactos econômicos de longo prazo e a eficácia de abordagens educativas.

A relevância científica do estudo reside na contribuição para o desenvolvimento de soluções sustentáveis adaptadas à realidade de comunidades vulneráveis, reforçando a importância da integração entre tecnologia, educação ambiental e políticas públicas. A implementação de biodigestores pode promover autonomia produtiva, segurança alimentar e valorização cultural, consolidando-se como ferramenta estratégica para a sustentabilidade e a inclusão social.

Embora os indicadores financeiros apontem para a viabilidade de ambos os modelos, a aceitação comunitária e o engajamento dos usuários são fatores determinantes para o sucesso da implementação. Em comunidades tradicionais, como os quilombolas, a introdução de tecnologias externas pode gerar resistência se não houver diálogo intercultural e valorização dos saberes locais. A pesquisa demonstrou que a comunidade de Sapé está aberta à adoção de práticas sustentáveis, desde que acompanhada por ações educativas e apoio institucional.

Além disso, o custo inicial do modelo comercial pode ser um entrave para comunidades com baixa capacidade de investimento, exigindo estratégias de financiamento coletivo ou apoio institucional. Por outro lado, o modelo artesanal apresenta

menor custo inicial e maior potencial de envolvimento comunitário, embora demande mais manutenção e conhecimento técnico local para operação.

Portanto, é necessário aprofundar estudos sobre a percepção comunitária, os arranjos econômicos viáveis e os mecanismos de capacitação técnica para garantir a sustentabilidade dos projetos. A pesquisa conclui que os modelos analisados são adaptáveis à realidade local e apresentam potencial como solução para a gestão de resíduos orgânicos e geração de energia renovável em contextos rurais e socialmente vulneráveis, contribuindo para o fortalecimento de políticas públicas voltadas à sustentabilidade e ao desenvolvimento socioambiental de comunidades tradicionais.

Agradecimentos

Ao Programa de Pós-graduação em Sustentabilidade Socioeconômica Ambiental da UFOP e a Associação Comunitária Quilombola do Sapé de Brumadinho - MG.

Referências Bibliográficas

AEDAS. **Essa terra é nossa: histórias e desafios das comunidades quilombolas de Brumadinho**. Belo Horizonte: AEDAS, 2021. Diaedassponível em https://aedasmg.org/wp-content/uploads/2021/10/Cartilha-1-CONCATU.pdf: Essa terra é nossa!. Acesso em: 27 abr. 2025.

ARAÚJO, T.A., MEGDA, H.D., LORENZO, R.B., & ARAÚJO, R.D. **Estudo da viabilidade de geração de biogás em uma instituição de ensino da Baixada Santista. Revista Brasileira de Mecatrônica.** Revista Brasileira De Mecatrônica | Brazilian Journal of Mechatronics, 6(4), 92–102. Dezembro/2024. Disponivèl em: https://doi.org/10.62899/revistabrmecatronica.v6i4.255. Acesso em: 10 jun. 2025.

ALMEIDA, T.M., DIAS, G.F., MOURÃO, F.V., LOBATO, A.C., CUNHA, Y.D., FERREIRA, J.P., SANTOS, K.K., OLIVEIRA, M.M., & ARAUJO, L.M**. A percepção e educação ambiental de funcionários de um frigorifico: diante a destinação de residuos orgânicos gerados**. CONTRIBUCIONES A LAS CIENCIAS SOCIALES. Maio/2025. Disponível em:https://doi.org/10.55905/revconv.18n.5-315. Acesso em: 14 jun. 2025.

BARBOSA, G.; LANGER, M. **Uso de biodigestores em propriedades rurais: uma alternativa à sustentabilidade ambiental.** Unoesc & Ciência - ACSA, *[S. l.]*, v. 2, n. 1, p. 87–96, 2011. Disponível em:https://periodicos.unoesc.edu.br/acsa/article/view/864. Acesso em: 18 nov. 2023.

BRASIL. Ministério das Cidades. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS**. Brasília: Ministério das Cidades, 2022. Disponível em: https://www.gov.br/cidades/pt-br/acesso-a-informacao/acoes-e-programas/saneamento/snis. Acesso em: 28 set. 2025.

BRASIL. **Portaria nº 44, de 6 de dezembro de 2005.** Regulamenta a certificação de comunidades quilombolas como remanescentes de quilombos. Brasília: Fundação Cultural Palmares, 2005. Disponível em http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l6938.htm: Planalto. Acesso em: 27 abr. 2025.

CALZA, L. F., LIMA, C. B., NOGUEIRA, C. E. C., SIQUEIRA, J. A. C., & SANTOS, R. F. (2015). **Avaliação dos custos de implantação de biodigestores e da energia produzida pelo biogás**. Engenharia Agrícola, 35(6), 990–997. Disponível em: https://doi.org/10.1590/1809-4430-eng.agric.v35n6p990-997/2015. Acesso em: 07 jun. 2025.

COSTA, ADRIANO BELLO**. Efeitos da cultura nacional sobre a adoção de novas tecnologias no Brasil**. 2023. Dissertação (Mestrado Profissional em Gestão para a Competitividade) – Escola de Administração de Empresas de São Paulo, Fundação Getúlio Vargas, São Paulo. Disponível em: repositorio.fgv.br. Acesso em: 20 out. 2025.

CHIARIELLO, CAIO LUIS;JULIANA ROSA CARRIJO MAUAD; J. DUBLIM.2023. **Retratos de Assentamentos A percepção dos agricultores familiares do assentamento Itamarati-MS na aplicação de biodigestores: debate teórico e empiria sobre uma tecnologia social.**Janeiro/2023. Disponível em: https://www.retratosdeassentamentos.com/index.php/retratos/article/view/574. Acesso em: 01 jun. 2025.

DIACONIA. **Manual Do Biodigestor Sertanejo**. Recife: Projeto Dom Helder Câmara, 2008. Disponível em: https://bibliotecasemiaridos.ufv.br/jspui/bitstream/123456789/3277/1/Texto%20completo.pdf. Acesso em: 27 abr. 2025.

EMBRAPA; **Produção de Biogás a Partir de Resíduos Orgânicos de Centrais de Abastecimento de Hortifrutigranjeiros**; ISNN 2179-8184, novembro/2021. Disponível em: https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/1136856/1/DOC-195.pdf. Acesso em: 03 dez.2023.

EMBRAPA. Disponível em: https://www.embrapa.br/agencia-de informacao-tecnologica/tematicas/agroenergia/residuos/biogas/biodigestores. 2023, Acesso em: 21 mai.2024.

FERNANDES, CÁTIA ISABEL ALVES. **Otimização do desempenho da digestão anaeróbia de resíduos agroindustriais**. Dissertação (Mestrado Integrado em Engenharia Química) – Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade de Coimbra, Coimbra, 2016. Disponível em: https://www.uc.pt. Acesso em: 2 abr. 2025

FONSECA, F. S. T.; ARAÚJO, A. R. A.; HENDGES, T. L. **Análise de Viabilidade Econômica de Biodigestores na Atividade Suinícola na Cidade de Balsas - MA**: **um estudo de caso.** In: CONGRESSO DA SOBER, 47., Porto Alegre, 2009. Disponível em:https://www.yumpu.com/pt/document/view/12517842/analise-de- viabilidade-economica-de-biodigestores-na-sober. Acesso em: 07 fev. 2024.

FILHO, JOÃO CARLOS; *et al.,*. **Viabilidade econômica de biodigestores: análise de horizonte temporal e taxa mínima de atratividade**. São Paulo: Editora Sustentável, 2021. Disponível em: Revista GeSec. Acesso em: 27 abr. 2025.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Povos e Comunidades Tradicionais.** Disponível em: https://censo2022.ibge.gov.br/sobre/povos-e-comunidades- tradicionais.html. Acesso em: 16 set. 2024.

MARÇAL, N.A., SANTOS, A.M., MARÇAL, N.N., & LUCENA, S.C.**Gestão Ambiental: Tecnologia Sustentável Para O Desenvolvimento No Sertão Paraibano.** Outubro/2015. *Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental*, *4*(2), 139-159. Disponível em: https://doi.org/10.19177/rgsa.v4e22015139-159. Acesso em: 02 mai. 2025.

OLIVEIRA, R. D. **Geração de energia elétrica a partir do biogás produzido pela fermentação anaeróbia de dejetos em abatedouro e as possibilidades no mercado de carbono.** Trabalho de conclusão de curso apresentado à Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo. São Carlos, SP, 2009.

REGO, Y.T., Simões, A.F., & Collaço, F.M. (2025**). A mitigação da pobreza energética no Brasil a partir da implementação de biodigestores em comunidades vulnerabilizadas**. *Caderno Pedagógico*.

SANTOS, HANDERSON & MIRANDA, SARAH & DIAS, GUSTAVO & ROCHA, TEREZA & OST, AUGUSTO. (2022). **Biodigestor de baixo custo na produção de biofertilizantes e de biogás**. Peer Review. 5. 179-191. 10.53660/609.prw1711.

SILVA, Maria de Lourdes Cândido da; ARAÚJO, Adriana Oliveira.
Viabilidade de uso de biodigestor contínuo: **Um estudo de caso na Comunidade Arara**, município de Tavares-PB.InterEspaço: Revista de Geografia e Interdisciplinaridade, v. 2, n. 7, p. 179–194, 31 Dez 2015 Disponível em:https://periodicoseletronicos.ufma.br/index.php/interespaco/article/view/7372. Acesso em: 3 jul 2024.

SILVA, F.C.A. **Estudo gravimétrico de resíduos de uma residência**. 2017.

SILVA, JOÃO. **Uso de biodigestores como tecnologia social para populações de baixa renda.** São Paulo: Editora Sustentável, 2021.

SOARES, R. DA C.; SILVA, S. R. C. M. **Evolução histórica do uso de biogás como combustível**. Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Mato Grosso, Cuiabá, 2022. Disponível em: https://www.congressos.ifal.edu.br/index.php/connepi/CONNEPI2010/paper/viewFile/843/570. Acesso em: 27 abr. 2025.

TAKO, Y. (2023). **O biogás como resposta aos desafios do saneamento e da energia limpa para cozinhar no brasil**. *Anais do I Congresso Nacional de Sustentabilidade On-line: Uma abordagem social, ambiental e econômica*.

VIEIRA, Paulo Victor Machado; FORNAZIER, Armando; DEL GROSSI, Mauro Eduardo. **Análise das motivações de agricultores familiares em utilizarem biofertilizantes**: uma revisão sistemática de literatura. Desenvolvimento Regional em Debate: DRd, v. 15, n. 0, p. 365–393, 2023. Disponível em: https://dialnet.unirioja.es/descarga/articulo/10274259.pdf. Acesso em: 11 out. 2025.

LAPICCIRELLA, Júlia do Nascimento; CARNEIRO JÚNIOR, Dener Cássio Ferreira; ROCHA, Cássia Helena; ARAUJO, Ícaro Simão Alves; MATOSO, Aline de Oliveira. **O uso de biofertilizantes na agricultura orgânica. Cadernos de Agroecologia, v. 17, n. 2, 2022. Anais do 2° Congresso** Online Internacional de Sementes Crioulas e Agrobiodiversidade – Dourados/MS. Disponível em: https://cadernos.aba-agroecologia.org.br/cadernos/article/view/6965. Acesso em: 30 out. 2025. [cadernos.a...gia.org.br].

SANT'ANNA, EDUARDO SILVA; LUZ, ALINE TINOCO BARBOSA; MAYER, VERÔNICA FEDER; MARQUES, OSIRIS RICARDO BEZERRA. **Experiências do Brasil Original: diagnóstico participativo para o desenvolvimento do turismo em comunidades indígenas e quilombolas.** Caderno Virtual de Turismo, v. 25, n. 2, p. 26–50, 2025. DOI: 10.18472/cvt.25n2.2025.2121.

DESAFIOS À UNIVERSALIZAÇÃO DO ESGOTAMENTO SANITÁRIO EM ÁREAS RURAIS: ANÁLISE DO CASO DO MUNICÍPIO DE SERRA NEGRA - SP

Beatriz Stephani Silveira Sete, Jacqueline Kelm Conceição, Marta Siviero Guilherme Pires
UNICAMP, e-mail: beatrizsilveirasete@gmail.com ; UNICAMP, e-mail: jaquelinekelm62@gmail.com; UNICAMP, e-mail: martasiv@unicamp.br

Palavras-chave: saneamento rural; esgotamento sanitário; universalização.

Resumo

O esgotamento sanitário constitui o serviço de saneamento básico como maior déficit de atendimento no Brasil, situação que se mostra ainda mais crítica nas áreas rurais. Nesse contexto, este estudo teve por objetivo desenvolver uma análise diagnóstica, normativa e crítica da prestação dos serviços de esgotamento sanitário no município de Serra Negra (SP), com ênfase nas áreas rurais, além de propor alternativas e estratégias voltadas à sua universalização, em conformidade com os princípios e diretrizes estabelecidos no arcabouço legal vigente. Tratou-se de uma pesquisa de natureza descritiva, com abordagem quali-quantitativa, fundamentada em revisão bibliográfica, análise de conteúdo dos instrumentos normativos e interpretação de dados secundários. Os resultados evidenciam que, embora o município disponha de Plano Municipal de Saneamento Básico (PMSB) e apresente índices relativamente elevados de cobertura de coleta e de tratamento de esgoto nos domicílios urbanos, persiste uma expressiva desigualdade no acesso a esses serviços, sobretudo nas áreas rurais, nas quais predominam soluções precárias e inadequadas. A recente celebração do novo contrato de concessão com a Sabesp, agora abrangendo a integralidade do território municipal, bem como a inserção do município na Plano Regional da Unidade Regional de Água e Esgoto (URAE-1), traz perspectivas favoráveis para o avanço da universalização, mas também evidencia desafios relacionados à viabilidade técnica, ao cumprimento das metas legais e à efetiva participação social. Com base nesse diagnóstico, o estudo recomenda a revisão do PMSB, a formulação de uma Política Municipal de Saneamento, a ampliação da base de dados, a adoção de tecnologias adequadas ao contexto local, alterações no Fundo Municipal de Saneamento Básico e a implementação de ações de educação ambiental e controle social. Conclui-se que a universalização do esgotamento sanitário no meio rural exige uma abordagem integrada, participativa e adaptada às características locais, capaz de articular soluções técnicas, institucionais e comunitárias.

Introdução

A partir do significado do termo “sanear”, compreende-se que as ações de saneamento visam garantir um meio ambiente salubre, promovendo o bem-estar das populações. No entanto, para que esse objetivo seja efetivamente alcançado, os serviços devem ser prestados de forma contínua, com qualidade, viabilidade econômica e adaptados às realidades locais, uma vez que infraestruturas urbanas e rurais apresentam características distintas (BRASIL, 2021; BRASIL, 2007).

No contexto nacional, o Brasil dispõe de instrumentos legais, políticas públicas e planos nacionais voltados ao saneamento. A Constituição Federal de 1988, em seu artigo 23, inciso IX, estabelece que a promoção do saneamento é de competência comum da União, Estados, Distrito Federal e Municípios (BRASIL, 1988). Posteriormente, a Lei Federal nº 11.445/2007, atualizada pelo novo Marco Legal do Saneamento (Lei nº 14.026/2020), consolidou as diretrizes nacionais para o setor. Essa legislação estabelece princípios fundamentais, como a universalização do acesso, a efetiva prestação dos serviços e a adoção de métodos, técnicas e processos que considerem as especificidades locais e regionais (BRASIL, 2007).

O novo Marco Legal do Saneamento introduziu mudanças significativas na organização e na prestação dos serviços de saneamento básico no país. Entre as principais alterações, destaca-se o reforço da responsabilidade do titular do serviço na estruturação da política pública, mantendo-se a titularidade municipal nos casos de interesse local e prevendo-se a gestão compartilhada entre Estados e Municípios em situações de interesse comum. Nesse contexto, amplia-se a participação da iniciativa privada na prestação dos serviços, mediante contratos regulados e processos licitatórios (BRASIL, 2020).

Ademais, a legislação enfatiza o princípio da sustentabilidade econômico-financeira, prevendo a remuneração dos serviços por meio de tarifas, taxas ou outros instrumentos, sob regulação, de modo a garantir a viabilidade da prestação. Destaca-se, ainda, o incentivo à regionalização dos serviços, com apoio técnico e financeiro da União, visando ganhos de escala e à universalização do acesso (BRASIL, 2020).

Adicionalmente, o novo Marco Legal estabelece metas ambiciosas para a universalização dos serviços no país, as quais devem estar previstas nos contratos de prestação: garantir, até 2033, 99% de cobertura da população com acesso à água potável e de 90% com coleta e tratamento de esgoto (BRASIL, 2020). Nesse contexto, o Plano Nacional de Saneamento Básico (Plansab) também define metas de cobertura para coleta e tratamento de esgoto, diferenciadas entre áreas urbanas e rurais, prevendo, para o mesmo horizonte temporal, a cobertura de 93% nas áreas urbanas e 69% nas áreas rurais (BRASIL, 2019b).

Contudo, apesar dos avanços normativos, os indicadores nacionais ainda refletem uma realidade marcada por desigualdades no acesso aos serviços de saneamento básico. De acordo com dados do SINISA, referentes ao ano de 2024, o abastecimento de água atende 84,1% da população brasileira, enquanto a coleta de resíduos sólidos alcança 92,6% e 71,7% dos municípios possuem algum sistema de drenagem. Em contraste, o atendimento com rede de esgotamento sanitário apresenta o pior desempenho, contemplando apenas 62,3% da população total (BRASIL, 2025).

Ainda no que se refere aos indicadores de esgotamento sanitário, ao se considerarem os dados do Plansab, que englobam tanto o atendimento por rede coletora quanto por fossas sépticas, observa-se que a cobertura total no país atinge 77,4% dos domicílios. Desse total, 84,2% correspondem à área urbana, enquanto apenas 35,2% referem-se à área rural. Dados que evidenciam as disparidades territoriais e reforçam os desafios para a universalização do saneamento, especialmente nas zonas rurais (BRASIL, 2025).

Nesse cenário, o esgotamento sanitário destaca-se como o serviço que apresenta o maior déficit no Brasil, sobretudo nas áreas rurais. Nessas áreas, o acesso aos serviços adequados de saneamento básico é limitado devido à grande dispersão geográfica das residências, as características específicas de cada localidade, falta de recursos financeiros nos municípios, ausência de políticas públicas direcionadas e a pouca participação da população nas decisões (BRASIL, 2019a). Como consequência, prevalecem soluções precárias e ineficazes, como o uso de fossas rudimentares (50%) e o descarte de resíduos em valas ou corpos hídricos (12%) (FUNASA, 2021), que acarretam riscos ambientais e à saúde pública.

Dada a importância da universalização dos serviços de esgotamento sanitário para a promoção de ambientes saudáveis e qualidade de vida da população, este estudo propõe-se a analisar a prestação desse serviço no município de Serra Negra, localizado no interior de São Paulo. O município caracteriza-se por uma expressiva presença rural, evidenciada pela existência de uma Macrozona de Desenvolvimento Rural (MZDR), que corresponde a 80% de sua extensão territorial (SERRA NEGRA, 2023; SERRA NEGRA, 2015a). Essa área é composta por bairros dispersos e apresenta topografia acidentada, fatores que impõem desafios à gestão e à implantação da infraestrutura de esgotamento sanitário (SABESP, 2024a).

Sendo assim, o presente estudo teve como objetivo realizar uma análise diagnóstica, normativa e crítica do esgotamento sanitário na área rural do município de Serra Negra e propor alternativas e estratégias voltadas à melhoria dos serviços, especialmente nas áreas rurais.

Material e Métodos

Este estudo caracteriza-se como uma pesquisa de natureza descritiva, com abordagem quali-quantitativa, fundamentada em revisão bibliográfica, na análise de conteúdo dos instrumentos legais e na interpretação de dados secundários. A pesquisa foi desenvolvida a partir de três etapas principais. Na primeira, realizou-se uma revisão bibliográfica e documental, com o objetivo de identificar e analisar os principais instrumentos normativos e políticas públicas aplicáveis ao saneamento básico, tanto no âmbito nacional quanto municipal.

A revisão bibliográfica fundamentou-se em documentos normativos, obras técnicas, artigos científicos, e estudos indexados nas plataformas Capes e Google Acadêmico. A estratégia de busca foi orientada pelas palavras-chave “Saneamento Rural”, “Esgotamento Sanitário”, “Plano Municipal de Saneamento Básico” e “Indicadores de Saneamento 2020 a 2025”. Complementarmente, o levantamento documental foi conduzido a partir da consulta a arquivos disponíveis em plataformas institucionais oficiais, entre as quais se destacam os portais da Legislação do Planalto, do Ministério das Cidades, do Ministério da Saúde e a plataforma privada LeisMunicipais.com.br, além de materiais disponibilizados no sítio eletrônico da Secretaria de Meio Ambiente, Infraestrutura e Logística (SEMIL).

Na segunda etapa, procedeu-se ao diagnóstico da situação atual do serviço de esgotamento sanitário no município, com base na análise dos dados mais recentes disponíveis em diferentes fontes institucionais. Para tanto, utilizaram-se as estatísticas referentes às formas de esgotamento sanitário dos domicílios, extraídas do Censo Demográfico 2022, realizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), bem como os índices de atendimento do esgotamento disponibilizados no Painel de Indicadores do Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico (SINISA), com ano de referência de 2024, e no contrato celebrado com a Sabesp. Adicionalmente, foram consultadas informações contidas no Plano Municipal de Saneamento Básico (PMSB) de Serra Negra, elaborado em 2015; do Plano Regional da Unidade Regional de Água e Esgoto (URAE-1), de 2024; no contrato de concessão dos serviços de saneamento; e em documento técnico anexo a esse contrato, elaborado especificamente para o município em estudo e disponibilizado pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (Sabesp).

Por fim, a pesquisa adotou uma abordagem crítica e propositiva, na qual, com base na análise diagnóstica e de conteúdo dos instrumentos legais, foram propostas estratégias que consideram critérios de viabilidade técnica (topografia, dispersão geográfica, capacidade de tratamento do esgoto), ambiental (profundidade do lençol freático, proteção dos mananciais), social (conscientização e participação) e regulatória. As propostas buscam contribuir para a universalização dos serviços de esgotamento sanitário no município, alinhando-se às diretrizes estabelecidas nas legislações e aos princípios da sustentabilidade.

Resultados e Discussão

No município de Serra Negra, os serviços de esgotamento sanitário ainda não se encontram universalizados, o que implica desafios significativos, tanto na área urbana quanto, especialmente, na área rural.

Desde 1998, a prestação dos serviços de esgoto na área urbana do município foi delegada à Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (Sabesp) por meio de contrato de concessão. Dados da própria Sabesp, referentes a junho de 2023, mostram que na vigência do contrato anterior à desestatização, que não abrangia a totalidade do território do município, o índice de cobertura da coleta de esgoto nos domicílios da área urbana era de 83,9% e o índice de tratamento de esgoto alcançava 99,7% (SÃO PAULO, 2024b).

De acordo com dados do painel de indicadores do SINISA, referentes ao ano base de 2024, o município apresenta um Índice de Esgoto Tratado Referido ao Esgoto Coletado de 99,75% (BRASIL, 2025). Entretanto, o índice de atendimento da população total com rede coletora de esgoto, expõe um valor inferior, de apenas 65,56%. Além dele, o índice específico de

atendimento da população rural com rede coletora de esgoto é zero. Esses resultados evidenciam que uma parcela considerável da população permanece desassistida, sobretudo, a residente nas áreas rurais do município (BRASIL, 2025).

Segundo dados disponibilizados na Plataforma Geográfica Interativa (PGI) do Censo Demográfico 2022, os domicílios do município que não são atendidos pela rede geral de esgotamento sanitário, em sua maioria, utilizam soluções individuais como fossas sépticas (23,1%) e fossas rudimentares (4,3%). Ainda, há também a utilização de valas (0,2%) e até mesmo lançamentos direto no rio (0,8%), o que configura um risco para a qualidade ambiental e saúde da população (IBGE, 2022).

Até o momento o município não dispõe de uma Política Municipal de Saneamento, porém, já conta com um conselho e fundo municipal específico, bem como com um Plano Municipal de Saneamento Básico (PMSB) (SERRA NEGRA, 2024b). O PMSB de Serra Negra foi elaborado em 2015, e desde então, não foi submetido a nenhum processo de revisão o que configura um descumprimento à Lei Municipal nº 3.892/2015, que estipula a atualização obrigatória a cada quatro anos. Essa defasagem temporal compromete a representatividade do diagnóstico, uma vez que não reflete as transformações locais ocorridas ao longo dos anos, não contempla o acompanhamento das metas estabelecidas nem incorpora as novas diretrizes regulatórias.

Ainda, comparando o plano com as diretrizes estabelecidas pela Lei n° 11.445/2007, as quais devem ser observadas em sua elaboração, o PMSB de Serra Negra os contempla parcialmente. Embora apresente os elementos necessários para o diagnóstico da área urbana, com exceção dos indicadores epidemiológicos, em relação à área rural, exibe dados limitados e um diagnóstico superficial sobre o sistema de esgotamento sanitário (SERRA NEGRA, 2015a).

O próprio Plano reconhece que "o saneamento rural no município é precário e necessita de incentivos para a substituição das fossas negras por fossas biodigestoras ou por qualquer outro método de saneamento, bem como da necessidade de instruções para os moradores da área rural" (SERRA NEGRA, 2015b, p. 11). Esse reconhecimento evidencia a urgência de ações voltadas ao meio rural, especialmente diante do desafio estrutural imposto pela dispersão geográfica dos domicílios, que inviabiliza a integração dessas áreas ao sistema urbano de esgotamento sanitário (SERRA NEGRA, 2015a).

O documento apresenta a situação de cobertura dos serviços de esgotamento sanitário para a área rural como não detectada, ou seja, entende-se que a maior parte da população residente nesta área não é atendida pelo sistema público. Nele, é admitida a necessidade de ampliação da rede coletora e da realização de novas ligações nas áreas já atendidas, além da implementação de soluções específicas para as populações residentes na zona rural, de modo a elevar o índice de atendimento do serviço de esgotamento sanitário para patamares próximos à universalização. Assim, conforme os critérios estabelecidos pelo Plansab (2014) para a caracterização do atendimento e do *déficit* de acesso ao esgotamento sanitário, constata-se que o município apresenta uma situação de *déficit*, ou seja, o atendimento é precário ou não há atendimento.

O plano prevê a universalização dos serviços de coleta e tratamento do esgoto, com alcance de 100% de cobertura na área rural até 2034, além de apresentar programas específicos aplicáveis a essas áreas, como o Programa de Microbacias, o Programa Nacional de Saneamento Rural e outras experiências em andamento em diferentes estados, que poderiam subsidiar o município na implantação de novos programas (SERRA NEGRA, 2015a). Entretanto, as orientações sobre possíveis soluções são abordadas de forma superficial, sem o devido detalhamento quanto à sua implementação no contexto específico de Serra Negra.

Uma das possíveis soluções apresentadas no PMSB para a área rural consiste na elaboração de um Plano Municipal de Desenvolvimento Rural Sustentável, com ênfase nas microbacias hidrográficas, incluindo incentivos à implantação de sistemas em comunidades isoladas (SERRA NEGRA, 2015a). No que se refere ao esgotamento sanitário, o documento estabelece que os programas e ações a serem desenvolvidos devem se fundamentar em incentivos para a

> "construção de fossas biodigestoras, modelo EMBRAPA, com destinação adequada para o efluente final (adubação de áreas diversas) e a construção de outros sistemas de disposição de esgotos tipo fossa séptica, filtro anaeróbio, sumidouro, ou mesmo fossa séptica e leitos cultiváveis (wetlands) e vala de infiltração" (SERRA NEGRA, 2015a, p.168).

Durante a realização da pesquisa, identificou-se um Plano Municipal de Desenvolvimento Rural Sustentável para o município, com vigência de 2015 a 2019, sem que tenha sido localizada atualização posterior. Nesse documento, uma das diretrizes estabelecidas refere-se ao meio ambiente e a saúde do trabalhador rural, tendo como uma de suas estratégias a implantação de fossas sépticas na área rural (SERRA NEGRA, 2015b). Entretanto, o plano não apresenta iniciativas concretas em andamento, nem define medidas a serem adotadas para o efetivo cumprimento dessa diretriz.

Ademais, referente a base legal do PMSB, destaca-se o Art. 9º, § 1º, da lei que o institui, o qual estabelece a obrigatoriedade do cumprimento de suas diretrizes, inclusive em cenários de delegação dos serviços. Compreende-se, portanto, que o contrato de concessão deve, necessariamente, estar em conformidade com as metas e programas previstos no referido Plano (SERRA NEGRA, 2015a). Nesse ínterim, a seguir este trabalho irá apresentar uma análise do contrato de concessão vigente em comparação com o PMSB e o Novo Marco Legal do Saneamento.

Em 2024, devido à desestatização da SABESP, um novo contrato de concessão foi assinado (SERRA NEGRA, 2024a). Este contrato está alinhado ao Novo Marco Legal do Saneamento Básico (Lei nº 14.026/2020), observando o município como um todo, ou seja, amplia a área de abrangência da prestação, incorporando as populações rurais nas metas do serviço de esgoto (SABESP, 2024a).

De acordo com o contrato, a prestadora deve cumprir metas que preveem o alcance de 92% de cobertura de coleta de esgoto e 80% de tratamento até 2028, bem como de 96% de cobertura tanto para a coleta quanto para o tratamento até 2060 (SÃO PAULO, 2024b). Tais metas divergem daquelas anteriormente estabelecidas no Plano Municipal de Saneamento Básico, que previa 100% de cobertura de coleta e tratamento até 2022 na área urbana e 100% até 2034 nas áreas rurais.

Ainda, no âmbito do novo contrato, a empresa comprometeu-se a atingir, até 2029, as metas de universalização previstas no Novo Marco Legal do Saneamento, originalmente previstas para 2033. Segundo o documento, essas metas deverão ser mantidas e até mesmo superadas ao longo da vigência contratual (SÃO PAULO, 2024b; BRASIL, 2020).

Contudo, observa-se uma inconsistência entre o compromisso assumido pela Sabesp e as metas intermediárias estabelecidas no contrato. Isso porque a previsão contratual de alcançar 80% de tratamento de esgoto até 2028 mostra-se inferior ao patamar de 90% que deverá ser atingido já em 2029 para atendimento à meta de universalização declarada. Caso esse cronograma seja mantido, a companhia disporá de apenas um ano para promover um avanço expressivo no índice de tratamento, o que suscita questionamentos quanto à viabilidade técnica dessa expansão em tão curto prazo, bem como quanto à efetiva compatibilidade entre o planejamento contratual e as metas de universalização anunciadas.

Para o acompanhamento das metas, o contrato estabelece indicadores de cobertura com a finalidade de informar o percentual de domicílios que são atendidos ou tem disponibilidade de atendimento pelo serviço, seja por redes públicas ou soluções alternativas. Entre os indicadores estão: Indicador de Cobertura do Serviço de Coleta ou Afastamento de Esgoto no Município (ICE), que se desdobra em recortes territoriais como a Área Urbana Formal (ICE_{URB}), a Área Rural Atendível (ICE_{RUR}), a Área Urbana Informal (ICE_{INF}), além do Indicador de Cobertura do Serviço de Tratamento do Esgoto (IEC). Ademais, o contrato contempla indicadores relacionados à qualidade dos serviços; contudo, para o esgotamento sanitário, há somente o Indicador Regulatório da Eficiência do Tratamento de Esgotos (IRTES), que se aplica somente às Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs) (SABESP, 2024b).

No que se refere às ações previstas no contrato, destacam-se a realização de um censo da área rural até 2026, por meio de empresa contratada a ser submetida a homologação da ARSESP (SABESP, 2024a), além de visitas a todas as residências rurais para a oferta dos serviços da SABESP, incluindo de operação e manutenção associadas a soluções particulares adequadas de saneamento (SÃO PAULO, 2024b).

Em relação a adoção de soluções alternativas para o esgotamento sanitário, estas encontram-se previstas tanto no plano municipal quanto no contrato de prestação de serviço firmado com a SABESP. Essas soluções podem ser implementadas de forma individual ou coletiva, especialmente em áreas nas quais a expansão da rede convencional não é viável.

Outrossim, o contrato prevê o Programa de Saneamento Rural, que contempla tanto soluções estruturais, como sistemas coletivos e individuais, quanto ações estruturantes, envolvendo mecanismos de gestão, educação ambiental, participação e controle social. (SÃO PAULO, 2024b).

Por último, com base nas oportunidades de melhorias identificadas e na análise do diagnóstico apresentado acima, a seguir, discute-se estratégias de planejamento, gestão e tecnológicas possíveis de serem implementadas, a fim de colaborar com o alcance do objetivo de universalização do esgotamento sanitário no município, atendendo assim as áreas rurais.

Lacunas de informação

As informações atualmente disponíveis sobre os sistemas de esgotamento sanitário no município limitam-se apenas à existência ou não de soluções e ao tipo de tecnologia adotada, sem contemplar dados relativos à qualidade, à eficiência e à sustentabilidade dessas tecnologias, nem informações que permitam o monitoramento das residências. Nesse contexto, o aprimoramento da base de dados constitui o primeiro passo essencial para o planejamento e desenvolvimento de soluções adequadas ao meio rural, sendo indispensável para a elaboração de diagnósticos mais precisos e representativos da realidade local.

O censo na área rural, previsto no novo contrato com a Sabesp, é uma ação fundamental para o levantamento de dados primários. Nesse sentido, as informações produzidas devem ser compartilhadas com o município, de modo a compor sua base oficial de dados. Isso permitirá o acompanhamento dos domicílios que ainda não dispõem de uma solução viável e segura de esgotamento sanitário, além de subsidiar o planejamento estratégico de futuras intervenções.

O único dado de qualidade previsto até o momento pelo Anexo VII do contrato com a Sabesp, no que se refere ao esgotamento sanitário, restringe-se ao indicador aplicável às Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs), sem abranger os sistemas alternativos adotados em áreas dispersas. Torna-se, portanto, necessário o desenvolvimento de indicadores específicos que permitam aferir a qualidade dos sistemas alternativos, de modo a assegurar o cumprimento integral do princípio da qualidade dos serviços, conforme estabelece a Lei nº 11.445/2007, além da saúde pública e ambiental dos corpos hídricos e nascentes.

Ainda em relação aos dados, a fim de garantir a transparência sobre a situação atual dos serviços e acompanhamento dos indicadores e metas, é fundamental que essas informações estejam disponíveis ao público por meio de um sistema municipal de informações que inclua, além dos dados gerais de saneamento, um recorte específico sobre as condições de esgotamento nas áreas rurais.

Participação social e educação ambiental

Um fator estratégico para a construção de soluções eficientes e socioeconomicamente acessíveis nas áreas rurais é a participação da população, viabilizada por meio de processos de educação e controle social (BRASIL, 2019a). De acordo com o Programa Nacional de Saneamento Rural (PNSR), as ações de educação podem ocorrer por meios formais, não formais e informais, devendo ser adaptadas ao contexto de cada comunidade. Segundo Ferreira (2019), tais ações devem refletir uma consciência individual e coletiva sobre demandas locais, promovendo o protagonismo da população e sua apropriação das soluções de esgotamento.

O programa rural de saneamento básico apresentado no plano regional da URAE-1 prevê o envolvimento da sociedade no planejamento das ações; no entanto, não detalha como essa participação ocorrerá na prática. Além disso, não foram

encontradas evidências de participação popular na elaboração do Plano Municipal de Saneamento de 2015, tampouco no processo de aprovação da adesão do município ao contrato de concessão com a Sabesp e a URAE-1, em 2024. Diante disso, é imprescindível que a exigência de participação popular prevista no art. 19 da Lei nº 11.445/2007 seja efetivamente observada, com a garantia de mecanismos que viabilizam a participação ativa da população, especialmente dos residentes das áreas rurais, nas decisões relacionadas à política de saneamento básico.

Antes da execução da etapa de visitas às propriedades rurais para a oferta pelos serviços da Sabesp, é fundamental a realização de ações de educação e sensibilização voltadas à promoção do conhecimento sobre os direitos e deveres relacionados ao saneamento. Essas ações são essenciais para capacitar a população a tomar decisões informadas e conscientes, já que, no caso de impossibilidade de atendimento coletivo, a adesão às alternativas individuais ofertadas pela companhia é voluntária.

A não adesão dos usuários pode comprometer a adequada destinação e tratamento dos efluentes, especialmente diante da carência de conhecimento técnico quanto à manutenção de soluções como fossas sépticas. Isso pode resultar em práticas inadequadas de descarte, com consequências ambientais e impactos negativos à saúde pública.

Dessa forma, é imprescindível que, além dos trabalhos de conscientização, o município seja informado pela Sabesp sobre os casos de não adesão. Isso permitirá que a administração municipal atue na promoção do esgotamento sanitário por meio da busca de recursos, especialmente para atender os usuários que eventualmente optem por não aderir por razões econômicas. Esse aspecto é fundamental, considerando o princípio da viabilidade econômica previsto na Lei nº 11.445/2007 e a desigualdade moderada na distribuição de renda evidenciada nos dados de caracterização do município.

Escolha tecnológica e condicionantes locais

Em relação à escolha das tecnologias adequadas, é necessário considerar as especificidades territoriais e socioambientais. No município de Serra Negra, devido à topografia acidentada e à dispersão dos bairros, é provável a predominância de sistemas descentralizados, nos quais a coleta, o tratamento e a disposição final dos efluentes ocorrem próximos ao local de geração, podendo ser sistemas unifamiliares ou semicoletivos (TONETTI et al., 2018). As Figuras 1 e 2 apresentam as principais tecnologias utilizadas para o esgotamento sanitário que estão previstas no plano de saneamento da URAE-1.

Para os sistemas individuais, recomenda-se a separação entre águas cinzas e excretas, com adoção de diferentes formas de tratamento para cada tipo de efluente (BRASIL, 2019a). A escolha das soluções deve considerar condicionantes como disponibilidade hídrica, características do solo para infiltração e profundidade do lençol freático (SÃO PAULO, 2024b). Dessa forma, é importante também que se estabeleça um programa de monitoramento da qualidade das águas subterrâneas, a fim de garantir a proteção do lençol freático e das nascentes.

A demanda hídrica no município é variável devido à vocação turística, e há episódios recorrentes de estresse hídrico durante o período de estiagem (SABESP, 2024a). Contudo, a cidade está inserida em uma região com mananciais e potencial de captação subterrânea, o que permite a adoção de tecnologias compatíveis com essa realidade. Em relação à profundidade do lençol freático, não foram encontrados dados específicos para o município, sendo necessária a realização de estudos locais para subsidiar a definição das tecnologias mais adequadas.

Outro aspecto relevante, abordado pelo PNSR, é a manutenção dos sistemas, que deve estar claramente definida e comunicada aos usuários. A população precisa conhecer suas responsabilidades, bem como os procedimentos a serem adotados em casos de falhas ou necessidade de manutenção.

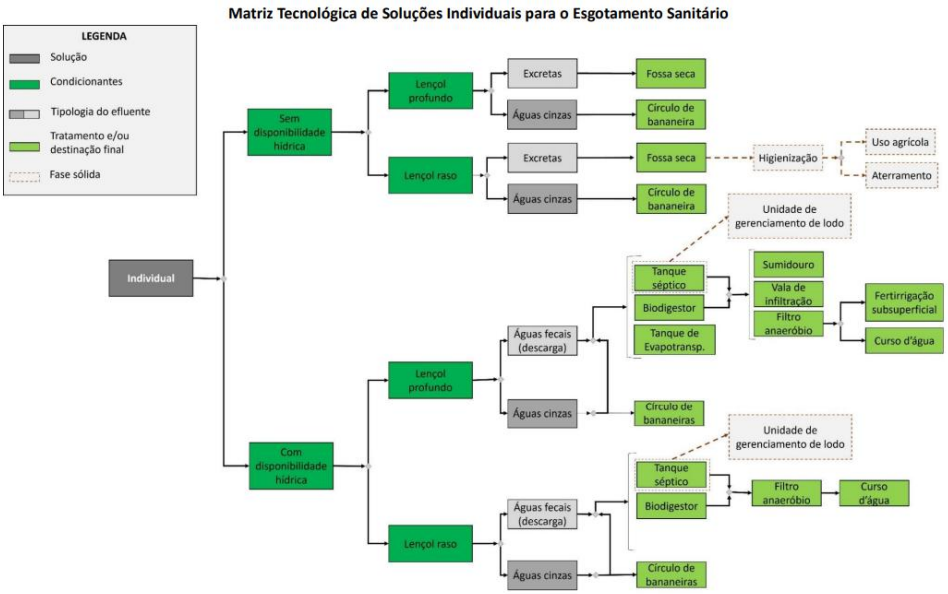


Figura 01: Matriz Tecnológica de Soluções Individuais para o Esgotamento Sanitário.
Fonte: SÃO PAULO, 2024a.

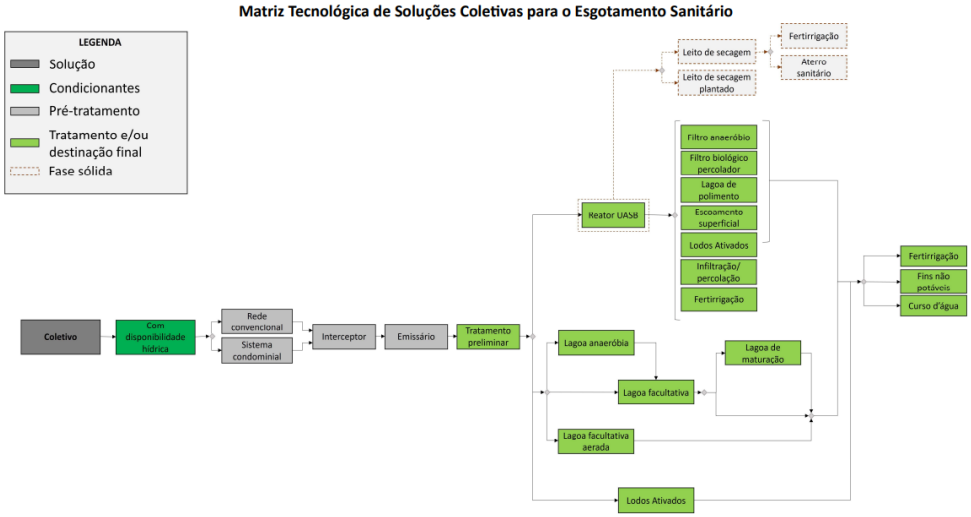


Figura 02: Matriz Tecnológica de Soluções Coletivas para o Esgotamento Sanitário
Fonte: SÃO PAULO, 2024a.

Fundo Municipal de Saneamento Básico

O Município já conta com Fundo Municipal de Saneamento Básico, instituído pela Lei nº 4.716, de 06 de agosto de 2024. Propõe-se a alteração da referida norma para incluir, de forma expressa, entre os objetivos do Fundo, a destinação prioritária de recursos para ações de esgotamento sanitário voltadas à população de baixa renda, especialmente aquela residente em áreas rurais, isoladas ou não atendidas por sistemas públicos convencionais.

A proposta visa viabilizar o custeio de implantação e manutenção de soluções individuais e coletivas de esgotamento sanitário, destinadas a famílias em situação de vulnerabilidade socioeconômica, notadamente aquelas inscritas no Cadastro Único (CadÚnico), que não possuem condições de aderir às soluções ofertadas pela concessionária de serviços de saneamento.

Adicionalmente, propõe-se a ampliação das fontes de receita do Fundo, mediante a inclusão de recursos provenientes de compensações ambientais, sem prejuízo das demais fontes já previstas na legislação vigente.

Revisão do PMSB e recomendações finais

O Plano Municipal de Saneamento Básico (PMSB) deverá ser revisado, de modo a refletir as mudanças normativas e contextuais ocorridas desde sua elaboração. De acordo com as diretrizes do PNSR (2019), é fundamental que o meio rural seja contemplado com metas, ações, indicadores e prazos específicos. Somente por meio de uma abordagem integrada e direcionada será possível alcançar, de fato, a universalização do saneamento. Além disso, a atualização do Plano é essencial para garantir o interesse público frente a lógica econômica da concessão.

Ademais, verifica-se a necessidade de melhor alinhamento do PMSB ao Novo Marco Legal do Saneamento, que introduz a integração regionalizada dos planos. Embora o município de Serra Negra integre a URAE-1, a articulação existente ainda se mostra predominantemente formal, não havendo substituição do plano municipal por um plano regional nem integração operacional efetiva. Nesse sentido, a revisão do PMSB deve buscar uma integração mais concreta com a estrutura regional, mediante o planejamento de soluções conjuntas com municípios vizinhos, especialmente no que se refere à prestação de serviços em áreas rurais e de baixa densidade populacional.

Para que as metas de universalização do esgotamento sanitário sejam efetivamente alcançadas nas áreas rurais de Serra Negra, é essencial que se realize um diagnóstico detalhado e participativo, aliado à escolha de soluções tecnológicas adaptadas ao contexto local e sustentáveis a longo prazo.

Por fim, destaca-se a necessidade de formulação de uma Política Municipal de Saneamento Básico, conforme previsto na Lei nº 11.445/2007, sendo imprescindível para garantir o planejamento adequado e a gestão dos serviços no território.

Considerações Finais

A partir do diagnóstico situacional, da revisão normativa e da análise dos instrumentos de planejamento e gestão aplicáveis, foram identificados os principais desafios à universalização do esgotamento sanitário nas áreas rurais de Serra Negra, bem como elaboradas propostas voltadas ao seu enfrentamento.

Os resultados evidenciam que a efetivação desse processo depende de um conjunto articulado de ações, envolvendo a atualização normativa e institucional, o fortalecimento do controle e da participação social, a ampliação da base de dados, a adoção de tecnologias compatíveis com as especificidades locais e a atuação integrada entre poder público, prestadora de serviço e sociedade civil. Nesse sentido, os instrumentos de planejamento e gestão municipal mostram-se essenciais para a garantia do interesse público frente à delegação do serviço. Conclui-se, portanto, que somente uma abordagem integrada, participativa e sensível às especificidades locais será capaz de promover a universalização do esgotamento sanitário, assegurando o direito fundamental ao saneamento, a promoção da saúde pública e a dignidade das populações rurais em situação de vulnerabilidade.

Referências Bibliográficas

BRASIL. Constituição (1988). **Constituição da República Federativa do Brasil**: promulgada em 5 de outubro de 1988. Brasília, DF: Senado Federal, 1988. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm. Acesso em: 24 jun. 2024.

BRASIL. **Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico**. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 8 jan. 2007. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/l11445.htm. Acesso em: 31 mar. 2025.

BRASIL. Ministério das Cidades. **Plano Nacional de Saneamento Básico** - Plansab. Brasília, 2014. Disponível em: https://bibliotecadigital.economia.gov.br/bitstream/123456789/961/1/Plano_Nacional_Saneamento_Basico_PLANSAB_MCidades.pdf. Acesso em: 27 mar. 2025.

BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento. **Panorama do Saneamento Básico no Brasil 2021**. Brasília, DF, dez. 2021. Disponível em: https://www.gov.br/cidades/pt-br/acesso-a-informacao/acoes-e-programas/saneamento/snis/produtos-do-snis/PANORAMA_DO_SANEAMENTO_BASICO_NO_BRASIL_SNIS_2021compactado.pdf. Acesso em: 24 jun. 2024.

BRASIL. Ministério das Cidades. Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico (SINISA): Painel de Indicadores, SINISA 2025 (ano base 2024). Brasília, DF: Ministério das Cidades, 2025. Disponível em: https://app.powerbi.com/view?r=eyJrIjoiMjZhM2Y1MmUtZTM1Zi00NmI0LTk4OTktMmI3NjliNTFjY2UzIiwidCI6IjFmMWJlODA0LWViZGYtNDJmNC1iZGExLTdmMjlhYmU2ZDQ3YSJ9&pageName=344bbd2d217999c8e747. Acesso em: 6 abr. 2026.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Programa Nacional de Saneamento Rural** (PNSR). Brasília, DF: Funasa, 2019a. Disponível em: https://www.gov.br/funasa/pt-br/acesso-a-informacao/acoes-e-programas/programas-projetos-acoes-obras-e-atividades/programa-nacional-de-saneamento-rural/programa-nacional-de-saneamento-rural.pdf/@@display-file/file. Acesso em: 20 mar. 2025.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento. **Plano Nacional de Saneamento Básico - PLANSAB**. Documento Em Revisão Submetido À Apreciação Dos Conselhos Nacionais De Saúde, Recursos Hídricos E Meio Ambiente. Brasília. jul. 2019b. Disponível em: https://www.gov.br/cidades/pt-br/acesso-a-informacao/acoes-e-programas/saneamento/plano-nacional-de-saneamento-basico-plansab/arquivos/Versao_Conselhos_Resoluo_Alta__Capa_Atualizada.pdf. Acesso em: 02/04/2025.

BRASIL. Ministério das Cidades. **Painel de indicadores de acesso ao saneamento básico**. Plano Nacional de Saneamento Básico - Plansab. 2025. Disponível em: https://www.gov.br/cidades/pt-br/acesso-a-informacao/acoes-e-programas/saneamento/plano-nacional-de-saneamento-basico-plansab/painel-indicadores-de-acesso-ao-saneamento-basico/. Acesso em: 27 mai. 2025.

BRASIL. **Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020**. Atualiza o marco legal do saneamento básico e altera as Leis nº 9.984, de 17 de julho de 2000, nº 10.768, de 19 de novembro de 2003, nº 11.107, de 6 de abril de 2005, e nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, 16 jul. 2020. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2020/lei/L14026.htm. Acesso em: 25 jun. 2025.

FERREIRA, L.A.F., *et al*. Saneamento rural no planejamento municipal: lições a partir do Programa Nacional de Saneamento Rural (PNSR). **Revista DAE**. São Paulo, n. 220, vol. 67, nov. 2019. Disponível em: https://revistadae.com.br/artigos/artigo_edicao_220_n_1827.pdf. Acesso em 20 jun. 2025.

FUNASA. **Programa Nacional de Saneamento Rural**: Análise situacional do Saneamento Rural no Brasil. 2021. Disponível em: https://repositorio.funasa.gov.br/handle/123456789/663. Acesso em: 16 abr. 2025.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Plataforma Geográfica Interativa (PGI) do Censo Demográfico 2022**. Disponível em :https://censo2022.ibge.gov.br/apps/pgi/#/mapa/. Acesso em: 22 jun. 2025

ONU. Organização das Nações Unidas. **Objetivos do Desenvolvimento Sustentável**. 2015. Disponível em: https://brasil.un.org/pt-br/sdgs. Acesso em: 24 jun. 2024.

SABESP. Contrato de Concessão - nº 01/2024. **Contrato De Concessão De Serviços Públicos De Abastecimento De Água E**

De Esgotamento Sanitário Nos Municípios Constantes Do Anexo I. São Paulo. 2024a. Disponível em: https://semil.sp.gov.br/urae1/wp-content/uploads/sites/26/2024/08/Contrato-de-Concessao-Assinado_assinado_dp_assinado.pdf. Acesso em: 18 jun. 2025.

SABESP. **Anexo VII - Fator U, Fator Q e Indicadores de Qualidade Apostilado**. 2024b. Disponível em: https://semil.sp.gov.br/urae1/wp-content/uploads/sites/26/2025/02/ANEXO-VII_Apostilado.pdf. Acesso em: 20 jun. 2025.

SERRA NEGRA. **Plano Municipal de Saneamento Básico**. Prefeitura Municipal da Estância Hidromineral de Serra Negra. 2015a. Disponível em: https://smastr20.blob.core.windows.net/conesan/Serra%20Negra_AE_DU_RS_2014.pdf Acesso em: 31 mar. 2025.

SERRA NEGRA. **Plano Municipal de Desenvolvimento Rural Sustentável 2015 - 2019**. Prefeitura Municipal da Estância Hidromineral de Serra Negra. 2015b. Disponível em: https://www.cati.sp.gov.br/conselhos/arquivos_mun/568_21_05_2018_pmdrs.doc. Acesso em: 01 abr. 2025.

SERRA NEGRA. **Lei n° 3.892, de dezembro de 2015**. Institui o Plano de Saneamento Básico e dá outras providências. Serra Negra, SP. 2015c. Disponível em: https://leismunicipais.com.br/a2/sp/s/serra-negra/lei-ordinaria/2015/390/3892/lei-ordinaria-n-3892-2015-institui-o-plano-municipal-de-saneamento-basico-e-da-outras-providencias?q=plano+saneamento+b%C3%A1sico. Acesso em: 01 Abr. 2025.

SERRA NEGRA. **Lei nº 4.670, de 19 de dezembro de 2023**. Institui o novo Plano Diretor do Município de Serra Negra - PDSN e dá outras providências. Serra Negra, SP. Disponível em: https://leismunicipais.com.br/a2/sp/s/serra-negra/lei-ordinaria/2023/467/4670/lei-ordinaria-n-4670-2023-institui-o-novo-plano-diretor-do-municipio-de-serra-negra-pdsn-e-da-outras-providencias?q=saneamento. Acesso em: 20 de jun. 2024.

SERRA NEGRA. **Lei nº 4.702, de 18 de maio de 2024.** Autoriza o Poder Executivo a aderir ao contrato de concessão a ser firmado entre a Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo – SABESP e a Unidade Regional de Serviços de Abastecimento de Água Potável e Esgotamento Sanitário URAE 1 – SUDESTE, visando à prestação de serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário no Município de Serra Negra. 2024a. Disponível em: https://leismunicipais.com.br/a2/sp/s/serra-negra/lei-ordinaria/2024/471/4702/lei-ordinaria-n-4702-2024-autoriza-o-poder-executivo-a-aderir-ao-contrato-de-concessao-a-ser-firmado-entre-a-companhia-de-saneamento-basico-do-estado-de-sao-paulo-sabesp-e-a-unidade-regional-de-servicos-de-abastecimento-de-agua-potavel-e-esgotamento-sanitario-urae-1-sudeste-visando-a-prestacao-de-servicos-de-abastecimento-de-agua-e-esgotamento-sanitario-no-municipio-de-serra-negra-nas-condicoes-que-especifica?q=sabesp. Acesso em: 22 abr. 2026.

SERRA NEGRA. **Lei nº 4.716, de 20 de junho de 2024**. Dispõe sobre a instituição, composição, competências e funcionamento do Conselho Municipal de Saneamento Básico – COMSAB e do Fundo Municipal de Saneamento Básico – FUMSAB no município da Estância Turística Hidromineral de Serra Negra, para as finalidades e condições que especifica, e dá outras providências. 2024b. Disponível em: https://leismunicipais.com.br/a/sp/s/serra-negra/lei-ordinaria/2024/472/4716/lei-ordinaria-n-4716-2024-dispoe-sobre-a-instituicao-composicao-competencias-e-funcionamento-do-conselho-municipal-de-saneamento-basico-comsab-e-do-fundo-municipal-de-saneamento-basico-fumsab-no-municipio-da-estancia-turistica-hidromineral-de-serra-negra-para-as-finalidades-e-condicoes-que-especifica-e-da-outras-providencias. Acesso em: 22 jun. 2025.

SÃO PAULO. Secretaria de Meio Ambiente, Infraestrutura e Logística. **Plano Regional de Saneamento Básico Abastecimento de Água e Esgotamento Sanitário URAE 1 – Sudeste**. 2024a. Disponível em: https://semil.sp.gov.br/urae1/wp-content/uploads/sites/26/2025/02/Plano-Regional-Saneamento-Basico-URAE-1-Sudeste-Atualizado_Completo_final.pdf. Acesso em: 5 mai. 2025.

SÃO PAULO. Secretaria de Meio Ambiente, Infraestrutura e Logística. Anexo II - Caderno Técnico - Município de Serra Negra. **Contrato De Concessão De Serviços Públicos De Abastecimento De Água E De Esgotamento Sanitário Nos Municípios Constantes Do Anexo I**. 2024b. Disponível em: https://smastr16.blob.core.windows.net/desestatizacaosabesp/ANEXO%20II%20-%20CONSELHO%20DELIBERATIVO%20URAE%201.zip. Acesso em: 01 Abr. 2025.

TONETTI, A.L. *et al*. **Tratamento de Esgotos em Comunidades Isoladas - referencial para a escolha de soluções**. Biblioteca Unicamp. Campinas - SP. 2018. Disponível em: https://drive.google.com/file/d/1cO4nMVULSRQstTNco5EP-V3dWYH43-0n/view. Acesso em: 25 jun. 2025.

ALTERAÇÕES FÍSICO-QUÍMICAS DO SOLO EM TANQUES DE EVAPOTRANSPIRAÇÃO E CÍRCULOS DE BANANEIRA DE COMUNIDADES QUILOMBOLAS

1 Adriana Duneya Diaz Carrillo, 2 Beatriz Carolina Alvez Tovar, 3 Heytor Lemos Martin, 4 Jesús Alberto Renedo Báez, 5 Paulo Sergio Scalize

1 Universidade Federal de Goiás (UFG) Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais/ Universidad Nacional Experimental "Francisco de Miranda"(UNEFM), Programa de Ciencias Ambientales, Coro, Venezuela, e-mail:adrianacarrillo@discente.ufg.br; 2 Universidad Central de Venezuela (UCV), e-mail: beatrizcarolina.alveztovar@gmail.com; 3 Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (UNESP) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, email: heytor.lemos18@gmail.com; 4 Universidad Politécnica de Madrid (UPM), E.T.S.I. Montes, Forestal y Medio natural, email: jesus.renedo.baez@alumnos.upm.es; 5 Universidade Federal de Goiás (UFG) Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária, e-mail: pscalize@ufg.br

Palavras-chave: saneamento rural; qualidade do solo; esgoto doméstico; águas cinzas.

Resumo

O saneamento rural em comunidades quilombolas ainda apresenta limitações estruturais, favorecendo a adoção de tecnologias descentralizadas baseadas na interação entre solo, matéria orgânica e plantas, como os tanques de evapotranspiração (TEvap) e os círculos de bananeira (CB). Este estudo avaliou as alterações físico-químicas do solo em TEvap e CB, utilizando como referência o solo controle (Ct) de cinco comunidades quilombolas do estado de Goiás, Brasil: Almeidas, Queixo Dantas, Rafael Machado, Porto Leucádio e Santo Antônio da Lagoa. Em cada comunidade foram coletadas amostras compostas de camada superficial (0–10 cm), coletadas no período chuvoso de novembro de 2024. Foram determinados os parâmetros de: textura, matéria orgânica, pH, P, K, Ca, Mg, acidez potencial, alumínio e capacidade de troca catiônica. A interpretação dos dados foi realizada por análise descritiva, gráficos de trajetória e análises multivariadas. Os resultados indicaram que os TEvap tenderam a apresentar maiores teores de K (460 mg/dm^3), Mg (3.2 cmolc/dm^3), matéria orgânica (5.6 %) e capacidade de troca catiônica (12.9 cmolc/dm^3) em relação ao solo controle, sugerindo maior retenção de nutrientes e acúmulo de material orgânico. Os CB apresentaram comportamento intermediário e maior heterogeneidade entre comunidades, com destaque para valores mais elevados de pH (máximos de 6.0) e fósforo (máximo 133.1 mg/dm^3) em alguns locais. A Análise de Componentes Principais (PCA) e a Análise de Coordenadas Principais (PCoA) mostraram separação parcial entre os sistemas, enquanto a Análise de Variância Permutacional (PERMANOVA) indicou apenas tendência de diferença entre tratamentos. Conclui-se que TEvap e CB modificam atributos químicos do solo de forma distinta, sendo o solo um indicador promissor do funcionamento desses sistemas descentralizados de saneamento rural.

Introdução

O acesso ao saneamento básico em áreas rurais ainda representa um desafio no Brasil, com déficits estruturais persistentes em comunidades isoladas (Brasil, 2021). Esse cenário é ainda mais crítico em comunidades tradicionais, como as comunidades quilombolas, que apresentam maior vulnerabilidade socioambiental e acesso limitado a serviços de infraestrutura sanitária (Andrade et al., 2022). A limitação de sistemas centralizados de tratamento de esgoto em áreas rurais tem favorecido a adoção de tecnologias descentralizadas, as quais apresentam maior viabilidade econômica, simplicidade construtiva e melhor adaptação às condições locais, sendo amplamente utilizadas no tratamento de águas residuais domésticas (Gutterer et al., 2009; Ferreira et al., 2021), incluindo águas cinzas (Magalhães Filho et al., 2018).

Entre essas tecnologias, os Tanques de Evapotranspiração (TEvap) (Paulo et al., 2019; Reis et al., 2023) e os círculos de bananeira (CB) (Silva et al., 2024) têm sido amplamente utilizados como soluções baseadas na natureza. Ambos os sistemas operam a partir da interação entre solo, matéria orgânica e plantas, promovendo processos de retenção, transformação e assimilação de nutrientes provenientes do esgoto doméstico e das águas cinzas, respectivamente (Santos et al., 2004). O solo desempenha um papel central nesses sistemas, atuando como meio físico, químico e biológico na transformação da matéria orgânica. Alterações nas propriedades, como pH, teor de matéria orgânica, disponibilidade de nutrientes e atividade microbiana, influenciam diretamente o crescimento das plantas e o funcionamento de sistemas baseados na natureza (Jia et al., 2025).

Estudos anteriores demonstram que os TEvaps são eficazes na remoção de poluentes e na redução de patógenos, devido à ação combinada de processos físicos, químicos e biológicos (Paulo et al., 2019). De forma semelhante, as características físico-químicas do solo influenciam o fluxo de água e a infiltração das águas cinzas (Travis et al., 2010), o que pode afetar diretamente o desempenho do sistema de círculos de bananeira (Silva et al., 2024).

Apesar da relevância desses sistemas, ainda são limitados os estudos que avaliam comparativamente os impactos dos TEvap e dos círculos de bananeira sobre a qualidade do solo. Nesse sentido, este estudo busca avaliar as alterações físico-químicas do solo em tanques de evapotranspiração e círculos de bananeira, utilizando como referência o solo controle de cada comunidade quilombola do estado de Goiás, a fim de entender a dinâmica do solo e desenvolver soluções adaptadas às condições locais, promovendo a sustentabilidade e a saúde pública.

Material e Métodos

Área de estudo

As comunidades rurais quilombolas avaliadas foram Almeidas (ALM, Silvânia), Queixo Dantas (QDA, Mimoso de Goiás), Rafael Machado (RAM, Niquelândia), Porto Leucádio (PTL, São Luiz do Norte) e Santo Antônio da Lagoa (SAL, Barro Alto), localizadas no estado de Goiás, Brasil (Figura 1). Em cada comunidade foram avaliadas três condições de solo: tanque de evapotranspiração (TEvap), círculo de bananeira (CB) e solo controle (Ct), este último amostrado em área adjacente sem influência direta dos sistemas de saneamento. Os TEvap são sistemas descentralizados de descarga zero destinados ao tratamento de esgoto doméstico, enquanto os círculos de bananeira recebem águas cinzas.

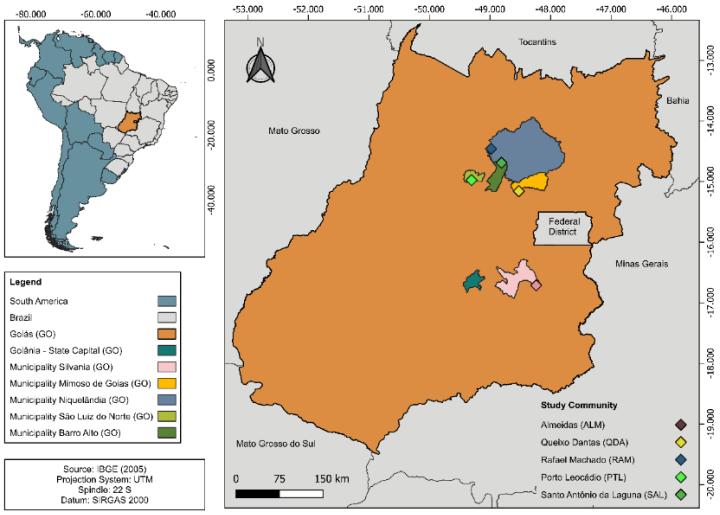


Figura 01: Localização das comunidades rurais quilombolas em Goiás, Brasil.

Caracterização dos TEvap e dos CB e amostragem do solo

O TEvap (Figura 02.a) é um sistema descentralizado de tratamento de esgoto doméstico baseado no princípio de descarga zero (Reis et al., 2023). O sistema possui uma câmara central anaeróbia, composta por pneus, onde ocorre a sedimentação do lodo e a degradação da matéria orgânica. O efluente é posteriormente distribuído para as zonas laterais, interagindo com materiais porosos (tijolo vermelho ou entulho) que favorecem a retenção e condução do líquido. Acima dessa estrutura, são dispostas camadas de brita, areia e solo, onde são cultivadas bananeiras (*Musa* sp.), que promovem a evapotranspiração e a absorção de nutrientes (Da silva, Carrillo e Scalize, 2025).

De forma complementar, o CB (Figura 02.b) consiste em uma tecnologia social de saneamento ecológico baseada na infiltração direta no solo (Silva et al., 2024). O sistema é formado por uma escavação não impermeabilizada, preenchida com materiais orgânicos de decomposição lenta, como troncos, galhos e serapilheira. Essa estrutura favorece a infiltração, retenção e degradação da matéria orgânica presente nas águas cinzas. Assim, o sistema contribui para o tratamento e disposição final de efluentes domésticos, promovendo a ciclagem de nutrientes e a integração com o solo (FUNASA, 2018; Figueiredo, Santos e Tonetti, 2018).

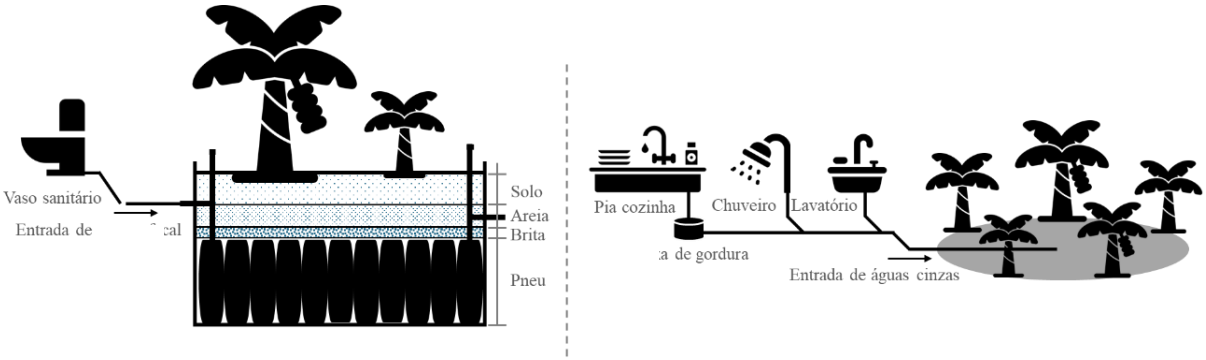


Figura 02: Tanque de evapotranspiração (a) e do círculo de bananeiras (b). Fonte: Da Silva et al., (2025).

Para a coleta de solo nos TEvap, foram selecionados dois pontos equidistantes (≈1 m), amostrados na camada superficial (0–10 cm) (Paulo et al., 2019). As amostras simples foram homogeneizadas, formando uma amostra composta por sistema, totalizando cinco amostras. Para os CB foram coletadas duas amostras simples por sistema, também combinadas em uma amostra composta, resultando em cinco amostras. No caso do Ct, foi amostrado em área adjacente aos sistemas sem influência direta dos sistemas de saneamento, também uma amostra composta da camada superficial.

As coletas foram realizadas no período chuvoso (novembro de 2024). O tempo de operação dos sistemas até a coleta variou entre as comunidades: ALM (329 dias), RAM (346 dias), PTL (423 dias), QDA (69 dias) e SAL (348 dias).

Determinação das propriedades físico-químicas do solo

As análises físico-químicas do solo foram realizadas no Laboratório de Análise de Substrato e Solo da Escola de Agronomia da Universidade Federal de Goiás (UFG), certificado pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA). A caracterização física do solo foi determinada por meio da análise granulométrica, com separação das frações de argila, silte e areia para a classificação textural. Para a caracterização química, foram determinados os seguintes parâmetros: % matéria orgânica (M.O.), por oxidação úmida; pH em solução de $CaCl_2$; fósforo (P) e potássio (K) extraídos pelo método Mehlich^{-1} mg/dm^3; cálcio (Ca) e magnésio (Mg) determinados por extração com solução apropriada cmolc/dm3; acidez potencial (H+Al) por extração com solução tampão; alumínio trocável (Al) por titulação; e capacidade de troca catiônica (CTC), estimada a partir da soma de bases e da acidez do solo (Teixeira et al., 2017).

Análises estatística

Os dados foram analisados considerando as três condições de solo avaliadas na mesma campanha amostral (Ct, CB e TEvap), realizando gráfico de trajetória dos valores para as variáveis mais representativas. Por sua vez, os dados foram submetidos à análise de componentes principais (PCA) com fins exploratórios, a partir de variáveis padronizadas, utilizando a transformação z (média = 0, desvio padrão = 1) para minimizar a influência de diferentes escalas de medição. As análises foram realizadas utilizando o software Past, versão 5 (Hammer et al., 2001). A estrutura multivariada dos atributos químicos do solo foi avaliada por análise de coordenadas principais (PCoA), com base em matriz de distância Euclidiana obtida a partir de dados padronizados (média zero e variância unitária). A ordenação foi realizada com retenção de dois eixos, e a variância explicada foi calculada a partir dos autovalores positivos. Diferenças entre sistemas de manejo e comunidades foram testadas por análise de variância permutacional (PERMANOVA), com 999 permutações. A homogeneidade das dispersões foi verificada por meio do teste de betadisper. A contribuição das variáveis foi avaliada por ajuste de vetores ambientais (envfit), considerando-se significativas aquelas com $p \leq 0,05$. As análises foram conduzidas no ambiente R (versão 4.4.0), utilizando o pacote vegan (R Core Team, 2024).

Resultados e Discussão

A inclusão do Ct permitiu interpretar as alterações promovidas pelos sistemas em relação às condições naturais de cada comunidade. Os solos do controle foram classificados como argilosos em SAL e QDA, argilo-arenosos em RAM e franco-arenosos em PTL e ALM, padrão compatível com as classes do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS) para a região (Santos et al., 2013). Nos TEvap, observou-se predominância de classes argilosas em QDA, RAM e SAL, enquanto PTL e ALM apresentaram, respectivamente, textura franco-arenosa e franco argilo-arenosa. Nos CBs, predominou a classe argilosa, com exceção de SAL, classificado como franco argilo-arenoso. Embora a textura seja um atributo relativamente estável, as diferenças observadas entre o controle e os sistemas podem refletir a heterogeneidade espacial do solo e a influência da dinâmica operacional de cada tecnologia, especialmente pela retenção de sólidos, matéria orgânica e partículas finas na camada superficial (Pagliai, Vignozzi e Pellegrini, 2004).

Tabela 1: Parâmetros físico-químicos do solo do TEvap, CB e Ct nas comunidades quilombolas

Código	M.O	pH	P	K	Ca	Mg	H+Al	CTC
	%	$CaCl_2$	mg/dm^3	mg/dm^3	cmolc/dm^3	cmolc/dm^3	cmolc/dm^3	cmolc/dm^3
TEvap_ALM⌂	2.5	4.7	3.0	175.0	1.6	1.7	4.3	8.1
CB_ALM*	3.2	5.7	17.3	100.0	2.0	1.0	2.5	5.8
Ct_ALM⌂	1.9	4.9	6.8	135	1.7	0.7	3.1	5.9
TEvap_QDA*	5.6	5.1	40.1	275.0	5.9	2.2	2.5	11.3
CB_QDA*	4.0	6.0	66.5	160.0	5.7	2.8	2.1	11.0
Ct_QDA*	2.0	5.5	20.0	160	5.0	1.1	2.8	9.3
TEvap_RAM*	5.6	5.8	36.8	425.0	4.7	3.2	3.1	12.1
CB_RAM*	3.4	5.4	7.2	300.0	3.3	1.4	2.8	8.2
Ct_RAM°	1.4	4.5	0.6	50	0.6	0.4	3.9	5.0
TEvap_PTL◊	3.2	5.2	13.5	225.0	3.3	1.7	2.8	8.3
CB_PTL*	5.4	5.7	133.1	300.0	8.4	1.5	2.3	12.9
Ct_PTL⌂	1.2	4.9	2.1	100	1.1	0.4	3.1	4.9
TEvap_SAL*	4.0	5.0	14.3	460.0	4.1	3.1	2.8	11.1
CB_SAL◊	2.2	5.4	3.4	190.0	3.4	2.5	2.8	9.1
Ct_SAL*	3.4	5.3	4.4	275	5.9	2.7	2.5	11.8

Nota: TEvap_ALM= Tanque de evapotranspiração Almeidas; CB_ALM= Círculo de bananeira Almeidas. Ct_ALM= solo controle de Almeidas. Textura= * argiloso; ⌂ franco arenoso; ° argilo arenoso. ◊ franco argilo arenoso.

Os teores de matéria orgânica foram em média, mais elevados nos TEvap (4.2%) em comparação ao CB (3.6%), indicando maior acúmulo de material orgânico nesses sistemas. Em geral, os solos apresentaram reação ácida e, em comparação ao Ct e ao CB, os TEvap exibiram pH ligeiramente menor, indicando tendência à acidificação do solo (Tabela 01). Esse resultado merece atenção, pois a acidez reduz a disponibilidade de nutrientes e, em pH < 5,5, favorece a solubilização de Al^{3+}, com potencial fitotóxico e restrição ao crescimento radicular e à produtividade da bananeira. Assim, a manutenção do pH em faixas adequadas é essencial para o aproveitamento de K, Ca e Mg e para o desenvolvimento vegetativo da cultura (Delgado Bejarano et al., 2023; Zhang et al., 2020).

Para os nutrientes, verificou-se tendência de aumento de K, Mg e CTC nos solos sob TEvap em relação ao Ct, enquanto os CB apresentaram respostas intermediárias ou mais heterogêneas entre localidades (Figura 3). O Mg foi a variável que apresentou o sinal mais consistente entre as três condições avaliadas, enquanto matéria orgânica, pH e K também mostraram tendências de diferenciação. Esses resultados sugerem que os TEvap favorecem maior retenção de nutrientes em parte das comunidades, ao passo que os círculos de bananeira apresentaram comportamento mais variável e maior proximidade com o solo natural em algumas localidades.

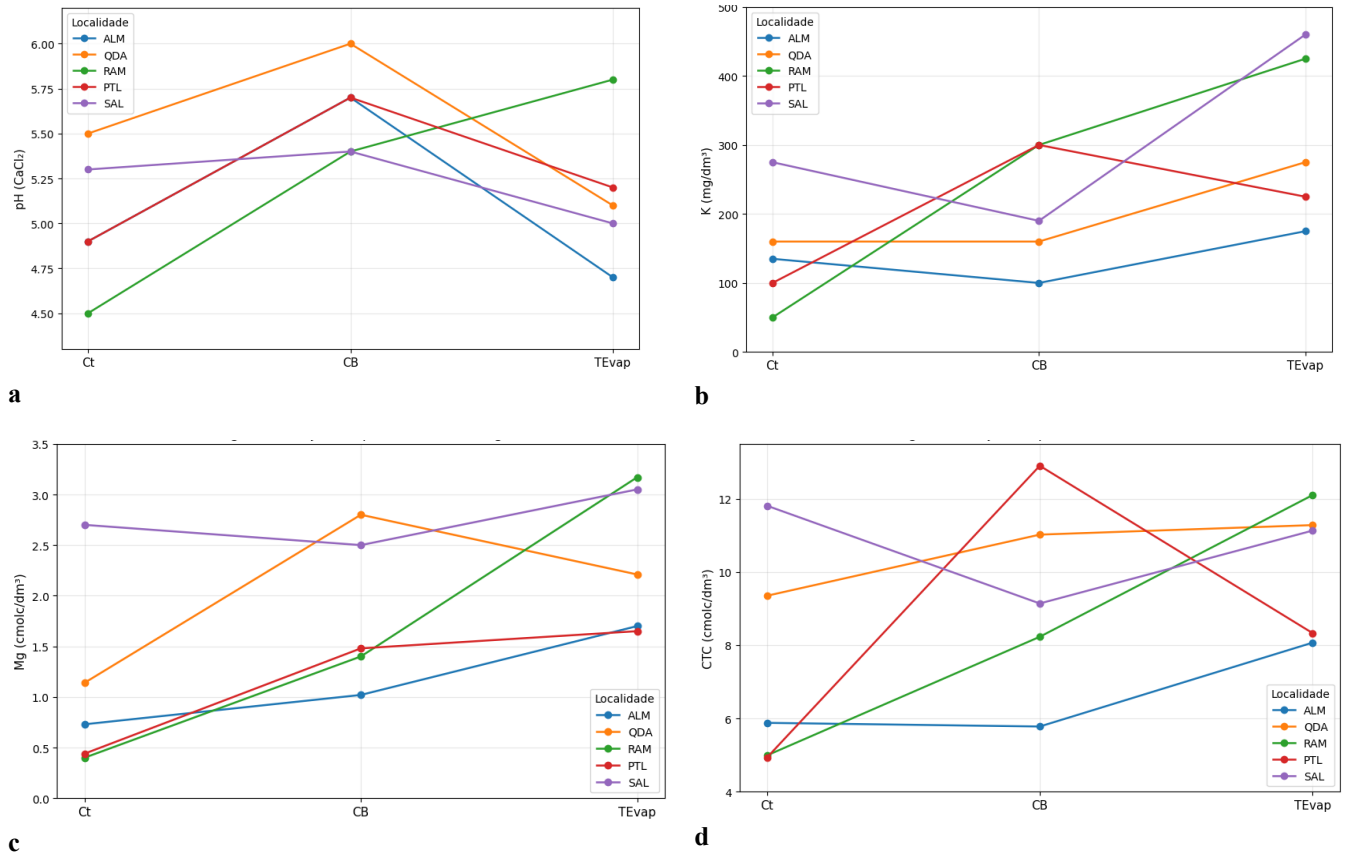


Figura 03: Gráficos de trajetória dos atributos químicos do solo nas três condições avaliadas (Ct, CB e TEvap) em cada comunidade quilombola. a) pH; b) potássio; c) magnésio; d) capacidade de troca catiônica.

Os teores de potássio (K) e fósforo (P) observados neste estudo foram mais elevados (Tabela 1; Figura 3), que estudos anteriores (K: 0,3–46 mg/dm³; P: 2,14–3,83 mg/dm³) (Paulo et al., 2019; Alves et al., 2019). Esses valores elevados podem ser explicados pela natureza dos afluentes e as condições edáficas de origem de cada comunidade. De modo geral, os solos controles já apresentaram estoques naturais desses nutrientes (Tabela 1). O potássio pode estar relacionado tanto à composição natural do solo, uma vez que sua presença depende do material de origem, quanto ao aporte contínuo de resíduos orgânicos, que contribuem para a fertilidade do solo e para a ciclagem de nutrientes (Mielniczuk, 2005; Ronquim, 2010; Marschner, 2012). Porém, os maiores teores foram observados sobretudo nos TEvap, e em parte nos círculos de bananeira, indicando aporte adicional associado à entrada contínua de afluentes, resíduos orgânicos e retenção de sólidos na camada superficial. Esse resultado é relevante para a bananeira, pois o K é o nutriente mais absorvido pela cultura e está diretamente relacionado ao crescimento vegetativo, à formação do cacho e à qualidade dos frutos (Borges, 2025; Borges; Oliveira, 2006).

No caso do magnésio (Mg), os valores do solo Ct sugerem contribuição das características naturais do solo, especialmente da fração argila e da capacidade de troca catiônica. Entretanto, os aumentos observados em parte dos TEvap e CB indicam que a dinâmica desses sistemas pode favorecer a retenção de bases trocáveis. Para a bananeira, o Mg tem importância central por participar da nutrição equilibrada da planta e por sua interação com o K, já que excessos de potássio podem induzir deficiência de magnésio e comprometer o desenvolvimento e a produtividade (Borges, 2025; Borges; Oliveira, 2006).

Em relação à capacidade de troca catiônica (CTC), a variação entre as comunidades indica forte influência das condições naturais do solo, especialmente textura, matéria orgânica, pH e grau de intemperismo. A comparação com o Ct mostrou que parte dessa variação já existia antes da influência direta dos sistemas. Ainda assim, valores mais elevados de CTC em CB e TEvap

sugerem efeito do aporte de matéria orgânica e da retenção de bases trocáveis, mais evidente nos TEvap devido à entrada contínua de esgoto doméstico e retenção de sólidos (Ronquim, 2010; Rodrigues et al., 2020). No entanto, do ponto de vista agrícola, os valores observados (≈8–13 cmolc/dm³) foram inferiores aos recomendados para o cultivo de bananeira (>16 cmolc/dm³) (Borges et al., 2004), indicando limitação na retenção de nutrientes e potencial estresse nutricional. Apesar da entrada contínua de matéria orgânica, os resultados sugerem que os sistemas ainda não atingiram níveis ideais de fertilidade do solo, o que pode comprometer o desenvolvimento das plantas (Borges, 2025; Borges et al., 2014).

Em relação ao fósforo (P), a presença de variação entre os controles indica que sua disponibilidade já difere naturalmente entre as comunidades, provavelmente em função da textura e da capacidade de adsorção do solo. Ainda assim, os valores mais elevados registrados nos sistemas sugerem influência dos afluentes, sendo o aumento no TEvap compatível com a carga orgânica do esgoto doméstico e, no CB, com a presença de compostos fosfatados oriundos de detergentes e sabões das águas cinzas (Gross et al., 2007; Metcalf & Eddy, 2014). Para a bananeira, o P atua principalmente no estabelecimento radicular e no vigor inicial das plantas, favorecendo o aproveitamento dos demais nutrientes (WHO, 2006; Mohan et al., 2024).

A análise de componentes principais (PCA) (Figura 4) explicou 79,74% da variação total dos dados, sendo 63,82% representados pelo CP1 e 15,92% pelo CP2, indicando boa síntese dos atributos avaliados.

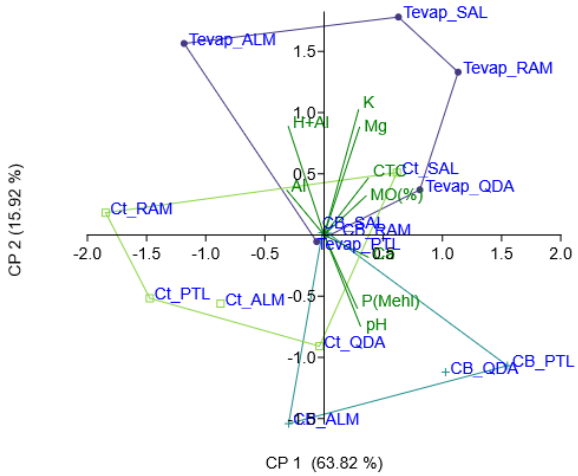
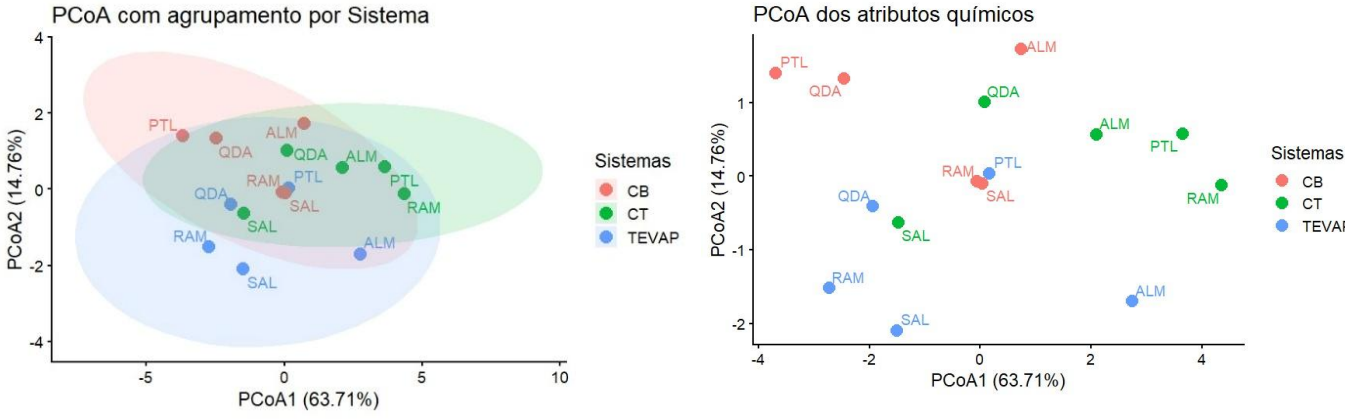


Figura 04: Análises de componentes principais das variáveis avaliadas no solo do TEvap, CB e Ct.

Observou-se uma ordenação parcial entre os sistemas, com os TEvap concentrando-se predominantemente no quadrante superior e à direita do gráfico, associados principalmente a maiores valores de K, Mg, CTC e matéria orgânica, embora parte dessa distribuição também tenha relação com H+Al. Os círculos de bananeira apresentaram maior dispersão, com destaque para CB_QDA e CB_PTL no setor inferior direito, mais relacionados ao pH e ao fósforo, enquanto os Ct se distribuíram majoritariamente à esquerda, evidenciando a heterogeneidade edáfica entre as comunidades. A proximidade entre algumas amostras, como Ct_SAL e parte dos TEvap, sugere que as condições naturais do solo também influenciaram a ordenação, de modo que a PCA indica tendências de diferenciação entre os sistemas, mas também reforça a importância do contexto local na interpretação dos resultados.

A análise de coordenadas principais (Figura 5) mostrou que os dois primeiros eixos explicaram 78,47% da variação total dos atributos químicos do solo, sendo 63,71% no eixo 1 e 14,76% no eixo 2.



a b

Figura 05: Análises de coordenadas principais dos atributos químicos do solo do TEvap, CB e Ct. a: agrupamento por sistema; b: agrupamento dos atributos químicos.

Observou-se uma separação parcial entre os sistemas de manejo, sobretudo ao longo do primeiro eixo. Contudo, a PERMANOVA indicou apenas tendência de diferença entre sistemas ($p = 0.059$), enquanto as comunidades não apresentaram efeito significativo ($p = 0.49$).

Apesar da ausência de diferenças estatisticamente significativas, os resultados indicam tendências ecológicas relevantes entre os sistemas. Os TEvap apresentaram maior concentração de nutrientes, enquanto os CB demonstraram maior variabilidade, possivelmente associada à sua maior integração com o solo natural. Esses resultados podem estar relacionados ao reduzido tamanho amostral e à variabilidade intrínseca dos sistemas avaliados. De modo geral, observou-se que TEvap e CB modificaram atributos químicos do solo em relação ao controle, porém com magnitudes distintas entre as localidades.

Considerações finais

Os resultados indicam que os tanques de evapotranspiração e os círculos de bananeira promoveram alterações nos atributos físico-químicos do solo em relação ao solo controle, porém com magnitudes distintas entre as comunidades avaliadas. De modo geral, os TEvap apresentaram tendência de maiores teores de matéria orgânica, K, Mg e CTC, sugerindo maior retenção de nutrientes e acúmulo de material orgânico em parte dos sistemas, enquanto os círculos de bananeira mostraram comportamento mais variável e, em alguns casos, maior proximidade com o solo natural. As análises multivariadas reforçaram essa interpretação ao indicar separação parcial entre os sistemas, embora sem diferenças estatisticamente significativas. Do ponto de vista agrícola, alguns atributos ainda se mantiveram abaixo de faixas consideradas adequadas para o cultivo de bananeira, o que pode limitar o desenvolvimento das plantas e, consequentemente, comprometer o desempenho dos sistemas, especialmente dos TEvap, cuja eficiência depende da evapotranspiração vegetal. Assim, o estudo evidencia o potencial do solo como indicador do funcionamento de tecnologias descentralizadas de saneamento rural, destacando a necessidade de monitoramento contínuo e de avaliações complementares para melhor compreender sua sustentabilidade em longo prazo.

Agradecimentos

Ao Programa Bolsas Brasil PAEC OEA-GCUB (Organização de Estados Americanos - Grupo Coimbra) e a CAPES e a Fundação de Ampara a Pesquisa de Goiás-FAPEG pelo auxílio de instalação e pela bolsa a primeira autora (2024-2028).

Referências Bibliográficas

ALVES, P. F. S.; SANTOS, S. R.; KONDO, M. K.; PEGORARO, R. F.; PORTUGAL, A. F. Soil chemical properties in banana crops fertigated with treated wastewater. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 32, n. 1, p. 234–242, 2019. https://doi.org/10.1590/1983-21252019v32n123rc

ANDRADE, AURÉLIO MATOS et al. Caracterização da saúde e saneamento de uma comunidade quilombola no entorno da capital do Brasil: um scoping review. **Saúde em Debate**, v. 46, n. 2, p. 501-517, 2022. http://dx.doi.org/10.1590/0103-11042022e233.

BORGES, A. L. (Ed.). *Sistema orgânico de produção para a cultura da banana*. Cruz das Almas, BA: Embrapa Mandioca e Fruticultura, 2025. (Sistemas de Produção, 50).

BORGES, A. L. et al. *Sistema de produção de banana para o Estado do Pará*. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2014.

BORGES, A. L.; OLIVEIRA, A. M. G. *Avaliação do estado nutricional da bananeira: diagnose visual*. Cruz das Almas, BA: Embrapa Mandioca e Fruticultura Tropical, 2006. (Comunicado Técnico, 117).

BORGES, A. L.; SOUZA, L. S. (ed.). O cultivo da bananeira. Cruz das Almas: Embrapa Mandioca e Fruticultura, 2004. 279 p. Disponível em: https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/1005043/1/LivroBanana.pdf. Acesso em: 01 mar. 2026.

BRASIL. Fundação Nacional de Saúde. Programa Nacional de Saneamento Rural: Análise Situacional do Saneamento Rural no Brasil / Fundação Nacional de Saúde. – 1. ed. – Brasília: Funasa, 2021. Disponível em: https://www.gov.br/funasa/pt-br/centrais-de-conteudo/arquivos/subsidios_vol2_analise_situacional.pdf

DA SILVA, A. C.; CARRILLO, A. D. D.; SCALIZE, P. S. Operation of a Zero-Discharge Evapotranspiration Tank for Blackwater Disposal in a Rural Quilombola Household, Brazil. **Water**, v. 17, n. 14, p. 2098, 2025. http://dx.doi.org/10.3390/w17142098.

DA SILVA, ADIVANIA et al., *participação social na construção de soluções baseadas na natureza para disposição de esgoto doméstico em comunidades rurais.* In: 33 Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1389, 2025, Brasília, DF. Anais eletrônicos [...]. Brasília: ABES, 2025.

DELGADO BEJARANO, L. et al. Relationship between soil acidity and productivity of banana (*Musa* spp.) in Urabá, Colombia. **Chilean Journal of Agricultural & Animal Sciences**, 2023. http://dx.doi.org/10.29393/chjaa39-20rbls60020

FERREIRA, MARCELLA MORETTI et al. Systematic review of the last 20 years of research on decentralized domestic wastewater treatment in Brazil: state of the art and potentials. **Water Science And Technology**, v. 84, n. 12, p. 3469-3488, 9 nov. 2021. http://dx.doi.org/10.2166/wst.2021.487.

FIGUEIREDO, I.C.S., SANTOS, B.S.C.D., TONETTI, A. L. *Fossa verde e círculo de bananeiras: tecnologias sociais para saneamento rural*. Campinas: UNICAMP, 2018.

FUNASA- Fundação Nacional de Saúde. *Catálogo de soluções sustentáveis de saneamento – CATALOSAN*. Brasília: FUNASA, 2018.

GROSS, AMIT et al. Recycled vertical flow constructed wetland (RVFCW)—a novel method of recycling greywater for irrigation in small communities and households. **Chemosphere,** v. 66, n. 5, p. 916-923, 2007. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.06.006.

GUTTERER, BERND et al. Decentralised wastewater treatment systems (DEWATS) and sanitation in developing countries: a practical guide. Edited by Andreas Ulrich, Stefan Reuter and Bernd Gutterer. Bremen: BORDA, 2009.

HAMMER, O.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. **Palaeontologia Electronica**, v. 4, n. 1, p. 1–9, 2001.

JIA, MEIQING et al. Salinity and nutrients shape soil microbial communities and functions in wetlands: implications for conservation. **Global Ecology And Conservation**, v. 62, p. e03779, 2025. http://dx.doi.org/10.1016/j.gecco.2025.e03779.

MAGALHÃES FILHO, FERNANDO JORGE et al. Hydraulic and hydrological aspects of an evapotranspiration-constructed wetland combined system for household greywater treatment. **Journal Of Environmental Science And Health**, v. 53, n. 6, p. 493-500, 2018. http://dx.doi.org/10.1080/10934529.2017.1422954.

MARSCHNER, H. *Marschner's mineral nutrition of higher plants*. 3rd ed. London: Academic Press, 2012.

METCALF & EDDY. *Wastewater engineering: treatment and resource recovery*. 5th ed. New York: McGraw-Hill, 2014.

MIELNICZUK, J. Análise e interpretação do potássio no solo. In: YAMADA, T.; ROBERTS, T. L. Potássio na agricultura brasileira. Piracicaba: Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 2005. p. 93–118.

MOHAN, S. et al. Assessing factors influencing greywater characteristics around the world: a qualitative and quantitative approach with a short-review on greywater treatment technologies. **Discover Water**, 2024. https://doi.org/10.1007/s43832-024-00094-w

PAGLIAI, M.; VIGNOZZI, N.; PELLEGRINI, S. Soil structure and the effect of management practices. **Soil and Tillage Research**, v. 79, n. 2, p. 131–143, 2004. https://doi.org/10.1016/j.still.2004.07.002

PAULO, PAULA LOUREIRO et al. Evapotranspiration tank for the treatment, disposal and resource recovery of blackwater. Resources, **Conservation and Recycling**, v. 147, p. 61-66, 2019. http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.04.025.

R CORE TEAM. *R: A language and environment for statistical computing*. Version 4.4.0. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2024.

REIS, MARINE CIRINO GROSSI et al. Evapotranspiration beds as a zero-discharge nature-based solution for wastewater disposal: a review. **Ecological Engineering**, v. 189, p. 106896, 2023. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2023.106896.

RODRIGUES, M. et al. *Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais*. [S.l.]: Embrapa, 2020.

RONQUIM, C. C. *Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais*. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2010. (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 8).

SANTOS, H. G. dos; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C. dos; OLIVEIRA, V. A. de; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A. de; CUNHA, T. J. F.; OLIVEIRA, J. B. de. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 3. ed. rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2013. 353 p. Disponível em: http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/1094003. Acesso em: 10 nov. 2025.

SANTOS, Valdinar. et al. Biomassa, atividade microbiana e teores de carbono e nitrogênio totais de um planossolo sob diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Agrociência**, v.10, n. 3, p. 333-338, 2004. Disponível em: https://periodicos.ufpel.edu.br/index.php/CAST/article/view/967/907

SILVA, JULIANO REZENDE MUDADU et al. The banana tree circle as a nature-based solution for sustainable greywater management: a new design model. **Water Science & Technology**, v. 89, n. 9, p. 2240-2253, 2024. http://dx.doi.org/10.2166/wst.2024.141.

TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. (ed.). *Manual de métodos de análise de solo*. 3. ed. rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2017.

TRAVIS, MICHEAL J et al. Greywater reuse for irrigation: effect on soil properties. **Science of the Total Environment**, v. 408, n. 12, p. 2501-2508, 2010. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.03.005.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). *Overview of greywater management: health considerations*. Cairo: WHO Regional Office for the Eastern Mediterranean, 2006.

ZHANG, J. et al. Organic fertilizer application and Mg fertilizer promote banana yield and quality in an Udic Ferralsol. **PLOS ONE**, 2020. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0230593.

MONITORING AND PERFORMANCE EVALUATION OF A BIODIGESTER SEPTIC TANK SYSTEM

1 Grazielly de Souza Silva, 2 Jorge Luis Rodrigues Pantoja Filho, 3 Beatriz Cruz Gonzalez
1 Universidade Federal de São Carlos, e-mail:grazielly@estudante.ufscar.br; 2 Universidade Federal de São Carlos, e-mail: jorge.pantoja@ufscar.br; 3 Universidade Federal de São Carlos, e-mail:beatriz_cgonzalez@ufscar.br

Keywords: Rural sanitation; Reuse; Biodigester septic tank.

Abstract

Limited access to adequate sanitation systems in rural and peri-urban areas has driven the adoption of decentralized and low-cost wastewater treatment technologies, such as biodigester septic tank (BST) systems. In this context, this study presents the monitoring and performance evaluation of a full-scale BST system installed under real operating conditions. The research focused on the system start-up phase, aiming to assess operational stability and treatment efficiency through the analysis of physicochemical and microbiological parameters, including pH, turbidity, Chemical Oxygen Demand (COD), total solids, ammoniacal nitrogen, and total and thermotolerant coliforms. Monitoring was conducted over a period of approximately 90 days, with sampling performed at 30-day intervals. The results indicated that pH values ranged from 7.25 to 8.48 in the influent and from 7.09 to 8.38 in the effluent, suggesting favorable conditions for anaerobic digestion and progressive system stabilization. Turbidity decreased from an average of 28.83 NTU in the influent to 18.03 NTU in the effluent, corresponding to a removal efficiency of approximately 37%, indicating partial removal of suspended solids. COD concentrations were reduced from 274.83 mg/L to 201.10 mg/L, reflecting moderate removal of organic matter. Ammoniacal nitrogen removal reached approximately 40% during the first month, although lower efficiencies were observed in subsequent periods due to increased organic loading. Microbiological analysis showed a reduction in thermotolerant coliform concentrations from 1.1×10^9 to values below 3×10^6 MPN/100 mL, indicating partial pathogen removal; however, effluent values remained above recommended limits for agricultural reuse. During the monitoring period, fluctuations associated with system stabilization and external factors were observed, including a decrease in removal efficiency in the third month due to intense rainfall, which caused sludge resuspension and affected effluent quality. Overall, the system demonstrated satisfactory performance under non-conventional operating conditions, achieving moderate removal efficiencies and stable operation after the initial phase. The findings highlight the importance of systematic monitoring during the start-up phase to ensure operational stability and to support the safe implementation of BST systems in rural and low-infrastructure settings. This study contributes to the understanding of decentralized sanitation technologies under real-scale conditions and provides technical support for their optimization and wider adoption.

Introduction

Limited access to adequate sanitation services remains a critical challenge in many developing countries, particularly in rural and peri-urban areas, with direct implications for public health and environmental quality. In Brazil, a significant portion of the population still lacks access to proper wastewater collection and treatment systems, reinforcing the need for decentralized, low-cost, and easily implementable solutions (WHO & UNICEF, 2023; ANA, 2022). In this context, the biodigester septic tank (BST), a technology developed and disseminated by the Brazilian Agricultural Research Corporation (EMBRAPA), has emerged as a promising alternative for rural sanitation, combining operational simplicity, low implementation cost, and the potential reuse of treated effluent in agricultural applications (Tonetti et al., 2018; Embrapa, 2020).

The BST operates based on anaerobic digestion, a complex biochemical process mediated by microbial consortia that convert organic matter into stabilized products such as biogas and partially treated effluent. Despite its apparent simplicity, the performance of anaerobic systems is strongly influenced by operational parameters such as organic loading rate, hydraulic retention time, temperature, and microbial balance (Appels et al., 2011; Mao et al., 2015). In this context, systematic monitoring becomes essential to assess system behavior, identify potential instabilities, and ensure adequate treatment performance over time.

Particularly during the start-up phase, anaerobic systems are more susceptible to operational disturbances, including the accumulation of volatile fatty acids (VFAs), pH fluctuations, and reduced removal efficiencies of organic matter. These factors may delay system stabilization and compromise overall performance, especially in systems operating under field conditions without controlled inoculation or continuous monitoring (Zhang et al., 2018). Therefore, monitoring key physicochemical and operational parameters is fundamental to evaluate the evolution of system performance and operational stability during this critical period.

Although strategies such as inoculum addition and support media have been shown to improve start-up performance in engineered anaerobic reactors, their applicability in simplified and decentralized systems such as BSTs remains insufficiently explored. Furthermore, despite the extensive literature on anaerobic digestion in laboratory and industrial-scale systems, studies focusing on the monitoring and performance evaluation of low-cost sanitation technologies under real operating conditions are still limited.

In this regard, the Federal University of São Carlos (UFSCar), through its Lagoa do Sino campus, has been serving as an experimental and demonstration site for the implementation of biodigester septic tanks, aiming to establish a reference area for the dissemination and technical evaluation of social technologies applied to rural sanitation. This initiative provides a valuable opportunity to conduct systematic monitoring and performance assessment of BST systems under real-scale conditions, contributing to the generation of applied knowledge and supporting the wider adoption of decentralized sanitation solutions.

Therefore, this study aims to achieve the monitoring and performance evaluation of a biodigester septic tank system, with emphasis on its start-up phase and operational stability. The study focuses on the analysis of key physicochemical and operational parameters to assess treatment efficiency over time, contributing to a better understanding of system dynamics and to the optimization and safe implementation of this technology in rural and low-infrastructure settings.

Traditionally, this type of technology is designed to serve single-family households with up to seven users, operating under relatively stable and predictable organic loads. In the present study, however, the system was applied in a different context, being used in communal restrooms at a university, which implies a significantly higher and more variable organic load over time. Thus, the results obtained contribute to expanding the understanding of the operational limits and adaptability of this technology in higher-demand scenarios.

Material and Methods

The system consisted of three water tanks (1000 L each) arranged in series and interconnected by piping, the first tank is connected to the outlet pipe of the toilets (Figure 01). The system operates through anaerobic fermentation carried out by microorganisms present in the sewage itself, which, under appropriate conditions, digest organic matter and convert raw sewage into an effluent that might be applied to soil as a fertilizer. This process occurs naturally, with only the monthly inoculation of ruminant feces being recommended, as the ruminal microbiota accelerates reactor start-up and provides additional benefits.

The characterization and monitoring of the influent and effluent of the BST system consists of monthly measurements of physical parameters (temperature, turbidity, and total solids), chemical parameters (pH, alkalinity, Chemical Oxygen Demand - COD, and ammoniacal nitrogen), and microbiological parameters (total and thermotolerant coliforms), based on samples collected from the first and last tanks of the treatment system.

Three sampling and analysis campaigns were conducted between February and April 2026, with an interval of approximately 30 days between them. The analyses were carried out at the Environmental Processes Laboratory and the Microbiology Laboratory of the Federal University of São Carlos (UFSCar). These parameters are essential for determining system efficiency and influence the metabolic activity of microorganisms (Von Sperling, 2005). The methodologies used for each analysis follow the procedures described in Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012). All physicochemical analyses were performed in duplicate to ensure the reliability and reproducibility of the results. Microbiological analyses, in turn, were conducted in triplicate using the Most Probable Number (MPN) method.

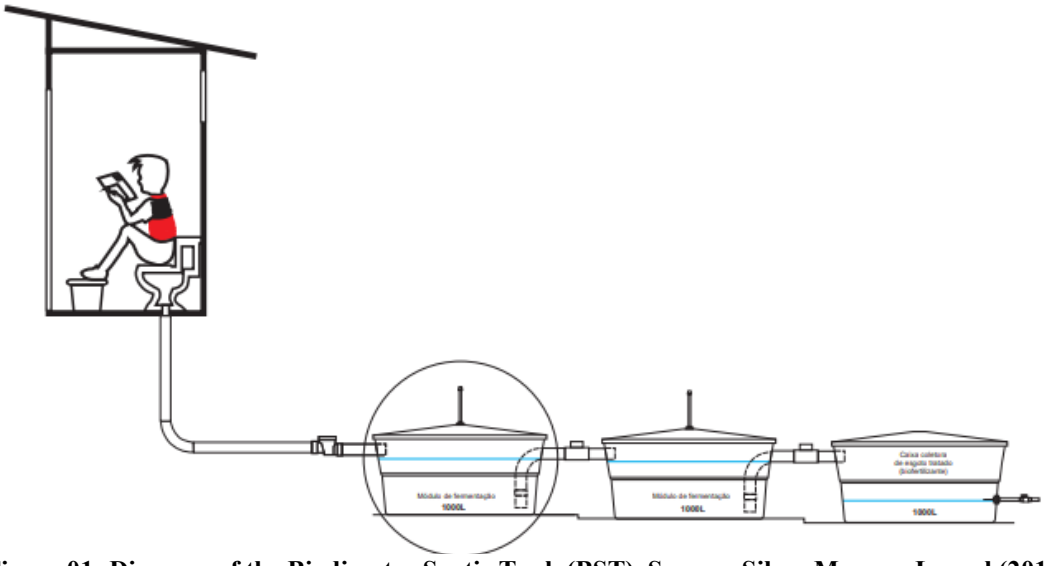


Figure 01: Diagram of the Biodigester Septic Tank (BST). Source: Silva; Marmo; Leonel (2017).

Results and Discussion

The performance evaluation of the biodigester septic tank over a three-month monitoring period enabled the analysis of system efficiency under non-conventional operating conditions. The assessment of removal efficiency was conducted on a monthly basis, in a continuous and systematic manner. In the third month, a decrease in removal efficiency was observed for some of the evaluated parameters, a behavior that can be attributed to an external event that occurred during the monitoring period, namely intense rainfall.

As a consequence, a misalignment of the final chamber of the system (effluent outlet compartment) took place, leading to the resuspension of previously settled sludge and its mixing with the treated effluent. This event directly affected the quality of the samples collected in the third month, resulting in values that are less representative of the system's actual performance under normal operating conditions. The presence of suspended solids arising from sludge mixing contributed to the apparent reduction in removal efficiency, particularly for parameters associated with organic matter and turbidity.

Therefore, the results obtained in the third month should be interpreted with caution, as they reflect an atypical operating condition. Nevertheless, documenting this type of interference is essential, as it highlights the system's vulnerability to external factors, such as extreme weather events, and underscores the importance of adequate structural design and protective measures to ensure its operational and structural stability.

An increasing trend in pH was observed throughout the monitoring period, both in the influent (from 7.25 to 8.48) and in the effluent (from 7.09 to 8.38), as shown in Table 1. This behavior indicates that the system promotes slight alkalinization of the medium, which is expected in anaerobic processes due to the biodegradation of organic matter and the consequent production of bicarbonates, a phenomenon also corroborated by the increase in alkalinity over time. The variation in pH values is directly related to the usage dynamics of the collective restroom. During the first month (February), corresponding to the academic recess, the lower organic load resulted in pH values close to neutrality. With the resumption of academic activities in the following months, the increase in influent organic load favored intensified microbiological activity and a progressive rise in pH, particularly in the effluent.

This behavior is typical of anaerobic systems during the start-up and stabilization phases. In the second month, increased alkalinity production and intensified biological processes were observed, whereas in the third month, the values indicate a more balanced system, operating within a slightly alkaline range. Thus, the observed variations reflect the gradual establishment of the operational regime of the biodigester septic tank.

During the monitoring period, ambient temperature ranged from 20 - 30 ºC, which is suitable for the development of anaerobic microorganisms (Madigan et al., 2016). pH and alkalinity are key parameters in this context, as the optimal pH for these microbial communities is close to neutrality, while alkalinity acts as a buffering system, providing stability and preventing abrupt fluctuations in acidity. The observed alkalinity values are consistent with those expected for anaerobic systems, indicating favorable conditions for process performance (Metcalf & Eddy, 1991).

Table 01: Results of physicochemical analyses.

Parameters	Sample	First Month	Second Month	Third Month	Mean Value	Standard Deviation
pH	Influent	7,09	7,55	8,38	7,67	0,65
	Effluent	7,25	7,99	8,48	7,91	0,62
Alkalinity (mg/L de $CaCO_3$)	Influent	331,5	658,5	738	576,00	215,44
	Effluent	255,0	695	643,5	531,17	240,55
Turbidity (NTU)	Influent	40,5	35,5	10,5	28,83	16,07
	Effluent	19,5	19,0	15,6	18,03	2,12
Total Solids (mg/L)	Influent	317,5	446	245,5	336,33	101,57
	Effluent	258,5	400	368	342,17	74,20
Chemical Oxygen Demand (mg/L)	Influent	235,6	455,6	133,3	274,83	164,69
	Effluent	113,3	298,9	191,1	201,10	93,20
Ammoniacal Nitrogen (mg N - NH^{4+}/L)	Influent	9,66	32,84	18,03	20,18	11,74
	Effluent	5,80	28,98	38,64	24,47	16,88

Source: Author's own elaboration (2026).

Turbidity and total solids parameters indicated partial removal of the particulate fraction of wastewater over the monitoring period, highlighting the role of predominantly physical processes within the system. Considering the three months of analysis, turbidity showed an average reduction from 28.83 NTU in the influent to 18.03 NTU in the effluent, corresponding to an approximate decrease of 37%. This behavior confirms the retention of suspended particles, mainly through gravitational sedimentation and solids retention within the units composing the biodigester septic tank.

In the first month, this removal was more pronounced, with a reduction from 40.5 to 19.5 NTU (approximately 52%), indicating initial conditions favorable to solids settling. This higher efficiency may be associated with the lower influent organic load during the academic vacation period, which promotes longer hydraulic retention time and improved performance of physical solid–liquid separation processes.

Regarding total solids, a similar trend is observed, although with lower removal efficiency. In the second month, for instance, concentrations decreased from 446 mg/L in the influent to 400 mg/L in the effluent, corresponding to a modest reduction. This result is expected, since total solids comprise both suspended and dissolved fractions. Simplified anaerobic systems predominantly remove settleable and suspended solids, while the dissolved fraction largely remains in the treated effluent.

Overall, the results indicate that the system has a capacity for solids retention, contributing to the reduction of the particulate load in the effluent, although with limited efficiency for total solids removal. The observed reduction is directly related to sedimentation processes and partial anaerobic digestion of organic matter, which are characteristic of primary treatment units (Franceschini et al., 2021). These findings reinforce the role of the biodigester septic tank as an initial treatment stage, and the adoption of complementary units is recommended when higher efficiency in the removal of fine and dissolved solids is required. Chemical Oxygen Demand (COD) showed a decrease over the monitoring period, indicating partial removal of organic matter by the system. The average influent concentration was 274.83 mg/L, while the effluent concentration was 201.10 mg/L, corresponding to moderate removal efficiency. This reduction is mainly associated with solids sedimentation and anaerobic degradation of organic matter within the biodigester septic tank. Nevertheless, an increase in effluent COD was observed in the last month of analysis, possibly related to structural misalignment in the tank, which may have compromised the hydraulic performance of the system. In general, the results are consistent with expectations for simplified anaerobic systems, which predominantly provide primary treatment with partial stabilization of organic matter (Von Sperling, 2014).

Regarding ammoniacal nitrogen, a reduction was observed throughout the system, with higher efficiency in the first month of monitoring, reaching approximately 40% removal. This behavior can be explained by the lower influent organic load during the academic vacation period, which favored more stable operating conditions. In subsequent months, the increased load may have contributed to reduced efficiency. It is important to note that simplified anaerobic systems are not designed for significant nitrogen removal, as processes such as nitrification and denitrification require specific aerobic and anoxic conditions (Libardi Junior, 2020). Nevertheless, the presence of nitrogen in the effluent can be considered a positive aspect in the context of agricultural reuse, since ammoniacal nitrogen is readily assimilated by plants, potentially acting as a bioinput and contributing to reduced use of mineral fertilizers (Malavolta, 2006; Valeriano et al., 2017).

With respect to microbiological parameters, high pathogen removal efficiency is not expected in anaerobic systems. Even so, a reduction in coliform concentrations was observed throughout the treatment, as evidenced by the decrease from 1.1×10^9 MPN/100 mL of thermotolerant coliforms to values below 3×10^6 MPN/100 mL in the second month of monitoring (Table 02). Despite this reduction, effluent values remain high and exceed the limit of 10^5 MPN/100 mL established by the World Health Organization (1989) for restricted agricultural reuse, indicating that the effluent does not meet the recommended microbiological criteria.

Table 02: Results of microbiological analyses.

Parameters	Sample	First Month	Second Month	Third Month
Total Coliforms (MPN/100 mL)	Influent	$2{,}3\ x\ 10^7$	$> 1{,}1\ x\ 10^9$	$9{,}3\ x\ 10^7$
	Effluent	$1{,}5\ x\ 10^7$	$3{,}6\ x\ 10^6$	$4{,}6\ x\ 10^8$
Thermotolerant Coliforms (MPN/100 mL)	Influent	$2{,}3\ x\ 10^7$	$1{,}1\ x\ 10^9$	$4{,}3\ x\ 10^7$
	Effluent	$7\ x\ 10^6$	$< 3\ x\ 10^6$	$4{,}6\ x\ 10^8$

Source: Author's own elaboration (2026).

Additionally, the observed concentrations are higher than those reported in studies involving biodigester septic tanks applied in small-scale residential settings (up to seven inhabitants) (Silva; Faustino; Novaes, 2007), highlighting the influence of higher organic loading and usage variability associated with the evaluated collective system. These factors may compromise microbiological efficiency, especially under conditions of higher wastewater input and operational fluctuations.

Thus, the need for adopting complementary measures to reduce sanitary risks in the context of agricultural reuse is reinforced. Strategies such as applying the effluent through fertigation, restricting its use to crops not consumed raw, and cultivating species that do not have direct contact with the soil, such as maize, are viable alternatives to minimize exposure of workers and consumers. Furthermore, continuous monitoring of effluent quality is essential to ensure sanitary safety and system sustainability.

Conclusion

This study aimed to achieve the monitoring and performance evaluation of a biodigester septic tank system, with emphasis on its start-up phase and operational stability. Thus, this research focused on the analysis of key physicochemical and

operational parameters to assess treatment efficiency over time, contributing to a better understanding of system dynamics and to the optimization and safe implementation of this technology in rural and low-infrastructure settings.The characterization and monitoring of the influent and effluent of the BST system consisted of monthly measurements of physical parameters (temperature, turbidity, and total solids), chemical parameters (pH, alkalinity, Chemical Oxygen Demand - COD, and ammoniacal nitrogen), and microbiological parameters (total and thermotolerant coliforms), based on samples collected from the first and last tanks of the treatment system. The results showed, overall, that the system has a capacity for solids retention, contributing to the reduction of the particulate load in the effluent, although with limited efficiency for total solids removal. In regards to the COD, in the first month a removal efficiency of 51,9% was observed, however such removal had its value reduced since the system is still in its initial phase, and some operational factors such as reduced bathroom use due to school holidays have altered the volume and organic load of the system's influent, affecting the results. Furthermore, the microbiological results showed a reduction in coliform concentrations by the decrease from 1.1×10^9 MPN/100 mL of thermotolerant coliforms to values below 3×10^6 MPN/100 mL in the second month of monitoring. Despite this reduction, effluent values remain high and exceed the limit of 10^5 MPN/100 mL established by the World Health Organization (1989) for restricted agricultural reuse, indicating that the effluent does not meet the recommended microbiological criteria. This research showed that the present system is suitable for rural areas, offering numerous advantages such as the possibility of reusing the treated effluent in family farming. However, more research in this area needs to be carried out in order to increase the removal efficiency of the system, guaranteeing the safety of consuming crops irrigated with this effluent.

Acknowledgement

We sincerely thank Fazenda Escola Lagoa do Sino (FELS) and the campus director of UFSCar (Lagoa do Sino), Prof. Alberto Carmassi, for the support provided throughout the development of this work. We also thank Embrapa Instrumentação, especially researcher Wilson Tadeu Lopes da Silva, for the collaboration and technical support.

We are grateful to all members of the Center for Extension and Research in Water and Wastewater (CEPAE) who, directly or indirectly, contributed to the execution and completion of this study.

References

ANA (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO). **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil.** Brasília, 2022.

APHA (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION). **Standard methods for the examination of water and wastewater.** 22. ed. Washington, DC: American Public Health Association; American Water Works Association; Water Environment Federation, 2012.

APPELS, L.; BAEYENS, J.; DEGRÈVE, J.; DEWIL, R. **Principles and potential of anaerobic digestion of waste-activated sludge.** Progress in Energy and Combustion Science, v. 34, n. 6, p. 755–781, 2011.

CAIRNCROSS, S. **Control of enteric pathogens in developing countries.** In: MITCHELL, R. (ed.). Environmental microbiology. New York: Wiley-Liss, 1993.

EMBRAPA. **Fossa séptica biodigestora.** Brasília, 2020.

FRANCESCHINI, G. et al. **The efficiency of the economic septic tank in the treatment of domestic wastewater and black water in rural areas**. Research, Society and Development, v. 10, n. 8, e22910817232, 2021. DOI: https://doi.org/10.33448/rsd-v10i8.17232

LIBARDI JUNIOR, N. **Sistemas de tratamento para águas e efluentes.** 1. ed. São Paulo: Contentus, 2020.

MADIGAN, M. T. et al. **Microbiologia de Brock.** 14. ed. Porto Alegre: Artmed, 2016.

MALAVOLTA, E. **Manual de nutrição mineral de plantas**. São Paulo: Agronômica Ceres, 2006.

MAO, C.; FENG, Y.; WANG, X.; REN, G. **Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion.** Renewable and Sustainable Energy Reviews, v. 45, p. 540–555, 2015.

METCALF & EDDY. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse.** Singapore: McGraw-Hill, 1991.

SILVA, W. T. L. da; FAUSTINO, A. S.; NOVAES, A. P. de. **Eficiência do processo de biodigestão em fossa séptica biodigestora inoculada com esterco de ovino.** São Carlos, SP: Embrapa Instrumentação Agropecuária, 2007. 20 p. (Documentos, n. 34).

SILVA, W. T. L. da; MARMO, C. R.; LEONEL, L. F. **Memorial descritivo: montagem e operação da fossa séptica biodigestora.** São Carlos, SP: Embrapa Instrumentação, 2017.

TONETTI, A. L.; ALMEIDA, M. E. P. de; CRUZ, L. M. de O.; FIGUEIREDO, I. C. S. **Review of technological alternatives for wastewater treatment in Brazilian rural areas.** International Journal of Environment, Agriculture and Biotechnology, v. 10, n. 4, p. 224–236, 2025. DOI: 10.22161/ijeab.104.34.

VALERIANO, J. V. M.; BOMFIM, P. F.; OSTE, R.; SILVA, W. T. L. da. **Uso de fertilizante de fossa séptica biodigestora como biofertilizante do solo e sua influência na produtividade de grãos na cultura do milho.** In: JORNADA CIENTÍFICA DA EMBRAPA SÃO CARLOS, 9., 2017, São Carlos, SP. Anais [...]. São Carlos, SP: Embrapa Pecuária Sudeste; Embrapa Instrumentação, 2017. p. 46.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 3. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2005. v. 1. 452 p.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014. v. 1.

WHO (WORLD HEALTH ORGANIZATION); UNICEF. **Progress on household drinking water, sanitation and hygiene 2000–2022.** Geneva, 2023.

WHO (WORLD HEALTH ORGANIZATION). **Guidelines for the safe use of wastewater and excreta in agriculture and aquaculture: measures for public health protection.** Geneva: WHO, 1989. 187 p. (Technical Report Series, n. 778).

ZHANG, J.; ZHAO, W.; ZHANG, H.; WANG, Z.; FAN, C.; ZANG, L. **Recent achievements in enhancing anaerobic digestion with carbon-based functional materials.** Bioresource Technology, v. 266, p. 555–567, 2018. DOI: 10.1016/j.biortech.2018.07.076.

ANÁLISE DO SANEAMENTO BÁSICO NO MUNICÍPIO DE SÃO JOÃO DO TRIUNFO (PR)

1 Jenifer Teleginski Wardenski, 2 Ana Carolina Barbosa Kummer
1 Universidade Estadual do Centro-Oeste, e-mail: jenifer teleginski@outlook.com; 2 Universidade Estadual do Centro-Oeste, e-mail: ackummer@unicentro.br;

Palavras-chave: Saneamento rural; Universalização do Saneamento; Saúde;

Resumo

O saneamento básico ainda figura entre os grandes desafios enfrentados no Brasil. A insuficiência desses serviços atinge a população de forma desigual, sendo as áreas rurais as mais afetadas pela sua ausência ou precariedade. Nesse contexto, este trabalho teve como objetivo analisar as condições atuais do saneamento no município de São João do Triunfo, pequeno município localizado no interior do Paraná, onde cerca de 70% da população reside na zona rural. Para isso, foi realizada a análise descritiva de dados do Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico (SINISA), referentes aos eixos de abastecimento de água, esgotamento sanitário e resíduos sólidos, sendo apontados os principais desafios para a ampliação do saneamento nas áreas rurais. Os resultados evidenciaram disparidades significativas entre as áreas urbana e rural do município. O eixo de resíduos sólidos se destaca positivamente, com atendimento de 100% da população por meio da coleta domiciliar. Em contrapartida, o esgotamento sanitário apresentou a pior cobertura: na área urbana, 62,83% da população é atendida, enquanto na área rural o atendimento é inexistente. Já o abastecimento de água atende 94,52% da população urbana, mas alcança apenas cerca de 6% da população rural. Esses resultados evidenciam, de forma clara, as desigualdades no acesso ao saneamento entre os contextos urbano e rural. A partir da análise dos dados e das discussões sobre os desafios enfrentados, conclui-se que a transformação do cenário do saneamento rural depende da formulação de legislações específicas e da implementação de políticas públicas eficazes, elaboradas com base nas especificidades territoriais, sociais e culturais dessas localidades.

Introdução

O saneamento básico universal ainda é uma realidade distante no cenário brasileiro. Milhões de pessoas, especialmente em áreas afastadas dos centros urbanos, vivem em situação de carência de serviços de saneamento. Esses serviços são essenciais para a qualidade de vida da população, havendo estimativas de que, a cada um real investido em saneamento, quatro reais são economizados em saúde pública (Organização Mundial da Saúde, 2012). Somente no ano de 2023, no Brasil, ocorreram 11.544 óbitos por Doenças Relacionadas ao Saneamento Ambiental Inadequado (DRSAI) (Instituto Trata Brasil, 2025). Esses dados revelam o quão distantes estamos da universalização e evidenciam a necessidade de investimentos e políticas públicas eficazes para reverter esse cenário.

As áreas rurais são especialmente afetadas pela falta de saneamento. Conforme o documento do Programa Nacional de Saneamento Rural (PNSR), algumas características dificultam o alcance dos serviços de saneamento nas áreas rurais, como a dispersão geográfica, isolamento político e geográfico, áreas de difícil acesso, limitação financeira e de mão de obra nos municípios, ausência de estratégias de empoderamento dessas populações, além da ausência de políticas públicas (Fundação Nacional de Saúde, 2019). Esses fatores, aliados à falta de interesse de gestores públicos em propor e executar ações que alcancem essa população, perpetuam a desigualdade no acesso aos serviços de saneamento pela população rural.

O município de São João do Triunfo, no Paraná, representa a realidade de muitos municípios brasileiros: população majoritariamente rural e com defasagens importantes na área do saneamento. Segundo dados do Censo de 2022, o município tem 13.726 habitantes, sendo aproximadamente 70% dessa população residente na área rural (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, 2022). Além disso, está entre os 29 municípios paranaenses com abastecimento de água inferior a 49,99% e entre os 39 municípios com coleta de esgoto inferior a 39,99%, segundo dados do Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico - SINISA (Brasil, 2025). A análise dos indicadores desses pequenos municípios possibilita a compreensão do cenário atual e, portanto, a estruturação de ações para ampliação dos serviços de saneamento nas áreas rurais.

Com os avanços tecnológicos, o acompanhamento de dados de serviços públicos, principalmente nesses pequenos municípios, foi facilitado pelas bases de dados nacionais. Essas bases realizam a compilação de dados e desempenham papel essencial no monitoramento de diversos serviços, incluindo o saneamento. É a partir desses sistemas que possuímos acesso aos dados atualizados em âmbito municipal, estadual, regional e nacional, possibilitando, dessa forma, a verificação dos avanços e das disparidades entre regiões e, logo, auxiliando no direcionamento de recursos e serviços para locais menos favorecidos.

Portanto, o objetivo deste trabalho consiste em analisar dados do Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico (SINISA) referentes à cobertura de abastecimento de água, coleta de esgoto e gerenciamento de resíduos sólidos no município de São João do Triunfo, localizado no estado do Paraná, com a finalidade de delinear um panorama atualizado da condição urbana e rural. A partir dessa análise, pretende-se efetuar uma reflexão sobre a situação atual e os desafios enfrentados nessas áreas, principalmente a rural, para ampliação dos serviços de saneamento, baseando-se em dados recentes sobre o saneamento básico.

Material e Métodos

O estudo teve abordagem descritiva e foi elaborado a partir de dados secundários do Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico (SINISA) sobre o saneamento do município de São João do Triunfo (SJT), Paraná. Os eixos de saneamento abordados foram abastecimento de água, esgotamento sanitário e coleta de resíduos sólidos. Embora relevante, o eixo de drenagem não foi incluído na discussão.

Optamos por realizar a análise dos dados do SINISA 2024, ano de referência 2023, que são os primeiros resultados da coleta de dados após a reformulação do sistema, onde o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) foi substituído pelo atual SINISA. É importante ressaltarmos que os dados do SINISA são alimentados por servidores públicos e prestadores de serviços, o que pode causar sub ou superestimação dos dados.

Os indicadores aqui avaliados foram referentes ao município de São João do Triunfo, ao estado do Paraná e ao Brasil. Os indicadores de água foram atendimento da população total, urbana e rural com rede de abastecimento de água (IAG0001, IAG0002 e IAG0003); indicadores de esgoto foram atendimento da população total, urbana e rural com rede coletora de esgoto (IES0001, IES0002 e IES0003); e, por fim, os indicadores de resíduos sólidos foram cobertura da população total, urbana e rural com coleta de resíduos sólidos domiciliares (IRS0001, IRS0002 e IRS0003).

Foi realizada a tabulação dos dados e a elaboração de gráficos, a fim da melhor representação e compreensão dos resultados.

Resultados e Discussão

Os dados obtidos revelaram uma importante disparidade entre o município, o estado do Paraná e o país, nos eixos de abastecimento de água e esgotamento sanitário. Na Figura 01, podemos observar os dados em relação a população total das três esferas comparadas.

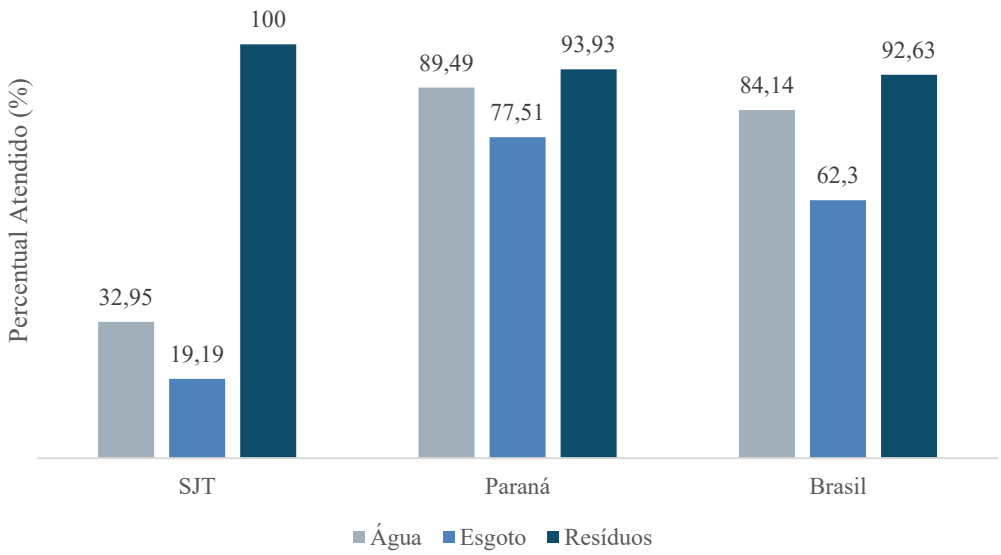


Figura 01: Atendimento da população total (%) com rede de abastecimento de água, rede coletora de esgoto e coleta de resíduos sólidos.
Fonte: Elaborado pelos autores. Dados extraídos do SINISA (2025).

Os serviços de abastecimento de água cobrem, aproximadamente, 33% da população do município, enquanto no estado o atendimento é de quase 90% e no país é de pouco mais de 84%. Já o acesso a rede coletora de esgoto se mostra inferior. Apenas 19,19% da população do município é atendida por esse serviço, contra 77,51% da população do estado e 62,30% da população do país.

A discrepância entre o atendimento da população total do município em relação aos indicadores de abastecimento de água e rede coletora de esgoto são visíveis, quando comparado com os dados do estado e do país. Isso se dá pela característica majoritariamente rural da população que, como mencionado anteriormente, representa quase 70% do município e convive com a falta desses serviços.

Embora superiores, os dados do estado e país, nos mostram que estamos distantes das metas propostas no Novo Marco Legal do Saneamento (Lei n° 14.026/2020). A Lei prevê que os contratos de saneamento definam metas de universalização que garantam o atendimento de 99% da população com água potável e 90% da população com coleta e tratamento de esgotos até 31 de dezembro de 2033 (Brasil, 2020). Na prática, as metas obrigam que os prestadores, sejam públicos ou privados, prevejam investimentos para ampliação dos serviços. Sendo assim, os investimentos nas áreas rurais, que são as principais afetadas pela ausência desses serviços, deveriam ser prioritários para o atingimento das metas.

Os dados de esgotamento sanitário, aqui discutidos, referem-se apenas a presença de rede coletora de esgoto, não ao tratamento. O Novo Marco Legal, como apresentado acima, propõe metas de que 90% da população seja atendida com coleta e tratamento de esgotos. Atualmente, segundo o SINISA, 85,16% do esgoto coletado no país é tratado (Brasil, 2025). Percebemos, então, que além de a coleta não atender amplamente a população, um montante considerável de esgoto já coletado não passa por tratamento. Esses fatores tornam ainda menos factível o cumprimento das metas propostas em um curto prazo.

No eixo de resíduos sólidos, os dados do município se mostram superiores – 100% da população é atendida pela coleta. Os dados do estado e do país se assemelham: 93,93% e 92,63%, respectivamente. A visível melhora no cenário dos resíduos sólidos, em comparação com os eixos de abastecimento de água e esgotamento sanitário, se dá, principalmente, por iniciativas do poder público e rigidez das legislações acerca do tema.

A Lei 12305/2010 foi uma das legislações responsáveis pelo avanço significativo no eixo de resíduos sólidos, pois consolidou diretrizes para gestão eficiente dos resíduos no país. Ao instituir a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), a lei estabeleceu objetivos como a não geração, a redução, a reutilização, a reciclagem e o tratamento dos resíduos, além da disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos (Brasil, 2010). Além dessa lei, o Novo Marco Legal do Saneamento estabeleceu que o Brasil deveria adotar a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos até agosto de 2024, outro passo importante para a gestão de resíduos sólidos no país (Brasil, 2020).

Assim como os dados de esgotamento sanitário, os dados sobre resíduos, aqui apresentados, referem-se apenas a cobertura da população com coleta de resíduos sólidos domiciliares, e não apresenta dados de tratamento/destinação posteriores a coleta. Esses dados podem nos induzir a uma percepção equivocada de avanço, pois, em todos os recortes observados – município, estado e país – os percentuais são superiores a 92% de cobertura. Entretanto, apenas a coleta, sem destinação ou tratamento adequados, não tem grande valia. Segundo a Associação Brasileira de Resíduos e Meio Ambiente (ABREMA), até agosto de 2024, prazo final para adequação na destinação dos rejeitos, ainda havia cerca de três mil lixões ativos no país (ABREMA, 2024). Diante desse cenário, a análise desses dados exige cautela, a fim de evitar interpretações excessivamente otimistas sobre a real situação ambiental de uma região ou município.

No caso do município de São João do Triunfo, especificamente, é realizada a coleta seletiva e disposição final ambientalmente adequada dos resíduos. Os rejeitos são encaminhados à um aterro sanitário localizado na cidade de Mafra-SC, enquanto os materiais recicláveis são encaminhados para a Unidade de Valorização de Resíduos operada pela Associação dos Agentes Ambientais de São João do Triunfo.

Na Figura 02, abaixo, está apresentado o gráfico referente aos serviços de saneamento na área urbana

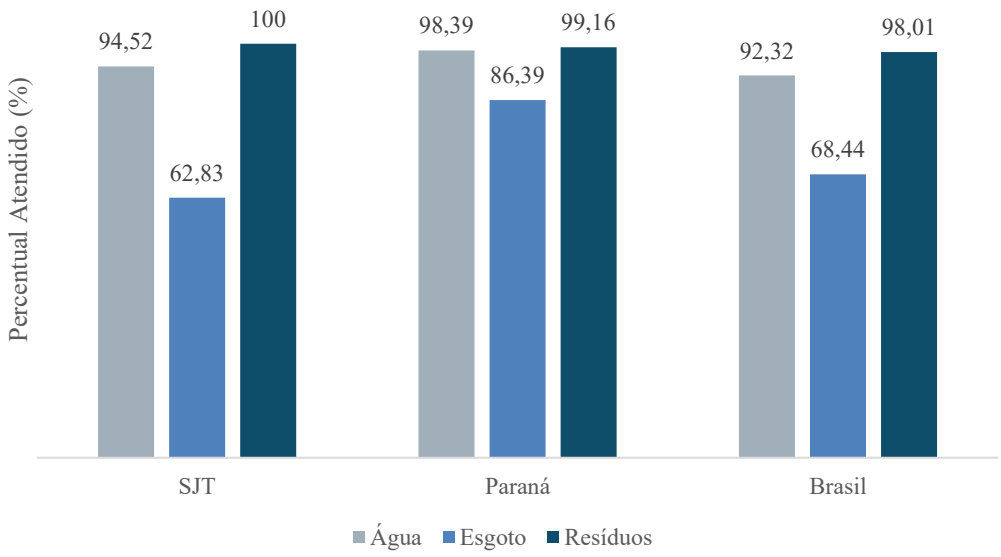


Figura 02: Atendimento da população urbana (%) com abastecimento de água, rede coletora de esgoto e coleta de resíduos sólidos.
Fonte: Elaborado pelos autores. Dados extraídos do SINISA (2025).

O abastecimento de água, quando observamos apenas a área urbana, se mostra positivo. N as três esferas, os percentuais são superiores a 90%, com o estado do Paraná se aproximando do atendimento universal na área urbana (98,39%).

Em relação ao esgotamento sanitário, o percentual ainda está distante da totalidade da população urbana. No município, 62,83% da população possui acesso à rede coletora de esgoto. O cenário nacional se assemelha ao município, com um atendimento da população urbana de 68,44%. Já no estado, os números avançam, atendendo aproximadamente 86% da população urbana.

A coleta de resíduos sólidos possui os melhores resultados dentre os três eixos na área urbana: em todas as esferas o atendimento é superior a 98%.

Quando comparamos os dados da população urbana com a população rural (Figura 03), há uma perceptível maior cobertura dos serviços na área urbana. Isso nos demostra que a população rural é, de fato, negligenciada quanto aos serviços de saneamento e nos reforça ainda mais que não atingiremos a universalização sem investimentos e políticas adequadas à essas áreas.

Cabe aqui a menção de que a área urbana não é isenta de desigualdades no acesso aos serviços de saneamento. Segundo Marcon e Wesz Junior (2024), os pequenos municípios, periferias e as áreas rurais são os que mais carecem de serviços de saneamento, afetando mais intensamente os grupos sociais de baixa escolaridade e renda, que já convivem com os déficits em outros serviços como saúde, educação e habitação. Desse modo, os problemas relacionados a carência de saneamento não são restritos as áreas rurais e o poder público deve, portanto, dar atenção especial a esses locais mais vulneráveis.

Na Figura 03 estão apresentados os dados referentes aos serviços de saneamento na área rural.

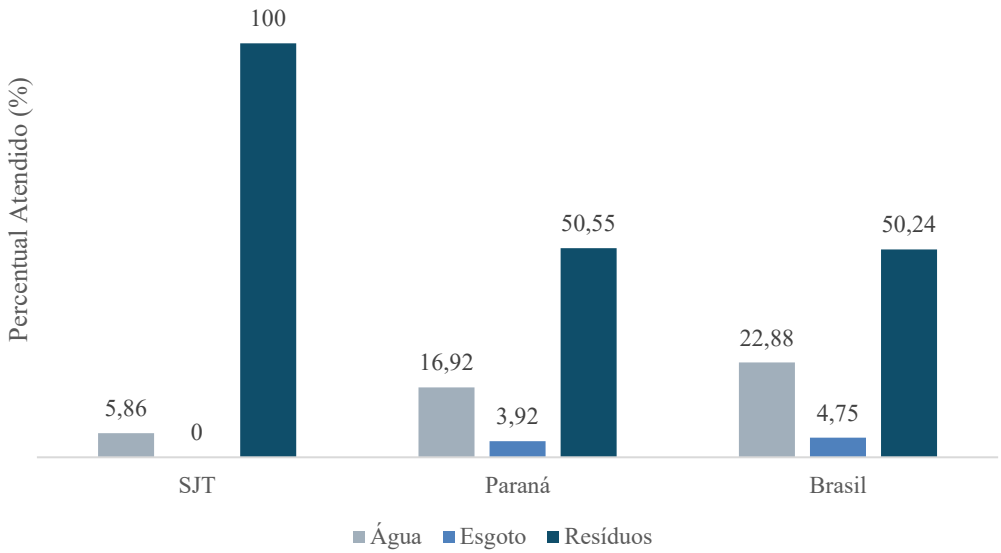


Figura 03: Cobertura da população rural (%) com abastecimento de água, rede coletora de esgoto e coleta de resíduos sólidos. Fonte: Elaborado pelos autores. Dados extraídos do SINISA (2025).

O eixo de abastecimento de água é bastante crítico quando observamos a área rural. Aproximadamente 6% da população rural do município é atendida com esses serviços. No estado, o atendimento é de aproximadamente 17% e, no país, quase 23%.

O esgotamento sanitário é deficitário em todos os recortes considerando a área rural, sendo intensamente crítico no município, visto que o percentual apresentado é nulo; sendo no estado e país apresentados percentuais irrisórios, abaixo de 5%.

O eixo de resíduos sólidos é, novamente, o que apresenta maiores percentuais: o município, como já mencionado anteriormente, cobre 100% da população com a coleta. Porém, foi apenas no ano de 2020 que a coleta passou a ocorrer em todas as localidades rurais. Anteriormente a esse período, a coleta cobria a área urbana e uma pequena parcela da população rural. Isso representa um grande avanço para o município, já que a população rural, quando negligenciada pelos serviços de coleta, acaba por queimar seus resíduos, o que pode oferecer problemas de saúde e ao meio ambiente (Barcia *et al.*, 2023).

A forma de coleta nas áreas rurais do município é feita através da disponibilização de Pontos de Entrega Voluntária (PEV), sendo feita separação entre resíduos recicláveis e "comuns", sendo o recolhimento periódico - uma vez na semana. Esse tipo de coleta, onde a população precisa disponibilizar o resíduo em um ponto específico, principalmente em áreas de longas distâncias, como o caso das áreas rurais, pode ser ineficiente. Apesar de ser uma alternativa, na prática, esse sistema acaba por não atender a totalidade da população, principalmente se não for acompanhado de ações de educação ambiental.

Tanto no estado do Paraná, quanto no país, cerca de 50% da população rural é atendida com coleta de resíduos sólidos. Embora seja o eixo que apresentou melhores resultados na área rural, ainda há muito a se fazer para a ampliação desse serviço.

Relações do Saneamento Rural e o Direito a Saúde

A população rural brasileira, é de 25,6 milhões de pessoas, aproximadamente 13% da população (IBGE, 2022). Desse total, menos de 5% tem acesso a esgotamento sanitário adequado, menos de 23% possuem acesso a água tratada e metade (50,24%) possui acesso a coleta de resíduos sólidos (Brasil, 2025). São milhões de pessoas que convivem diariamente com a falta de acesso ao saneamento e, consequentemente, qualidade de vida digna.

A Constituição Federal de 1988, em seu artigo 196, define a saúde como "direito de todos e dever do Estado, garantido mediante políticas sociais e econômicas que visem à redução do risco de doença e de outros agravos e ao acesso universal e igualitário às ações e serviços para sua promoção, proteção e recuperação" (Brasil, 1988, art. 196). Portanto, tendo em vista que

os serviços de saneamento básico são imprescindíveis para saúde, é fundamental que sejam ampliados, de forma universal e igualitária, cobrindo, inclusive, as áreas rurais.

A Lei nº 14.026/2020 traz como uma das diretrizes para estabelecimento da sua política de saneamento básico a "garantia de meios adequados para o atendimento da população rural, por meio da utilização de soluções compatíveis com as suas características econômicas e sociais peculiares" (Brasil, 2020). Essa diretriz representa o reconhecimento das diferenças, por parte do Estado, para o atendimento da área rural, evidenciando que essas áreas necessitam de soluções pensadas e adaptadas à sua realidade.

Os mesmos autores, ainda, entendem que há a necessidade de normas específicas para o enfrentamento dos déficits de saneamento na área rural, pois somente as atualizações trazidas pela Lei n° 14.026/2020, além de não proporem ações concretas, podem aumentar ainda mais as desigualdades no acesso, dado o protagonismo atribuído à iniciativa privada na prestação dos serviços de saneamento (Marcon; Wesz Junior, 2024).

Anteriormente a promulgação do Novo Marco Legal do Saneamento, foi lançado o Programa Nacional de Saneamento Rural (PNSR). Embora tenha sido previsto em 2013, no Plano Nacional de Saneamento Básico (PLANSAB) - como recomendava a Lei 11445/2007 - o PNSR foi lançado apenas em 2019. O PNSR traz, em seu conteúdo, as especificidades das áreas rurais, a situação do saneamento rural, soluções possíveis, investimentos necessários, entre outras disposições relevantes para o saneamento rural (Brasil, 2013; FUNASA, 2019). Castro e Cerezini (2022), definem o PNSR como "abrangente e detalhista", além de ser uma ferramenta de orientação para as melhorias na área do saneamento rural. Marcon e Wesz Junior (2024), no entanto, sugerem que o PNSR, isoladamente, sem normas adequadas e ações robustas, não é capaz de mudar o cenário do saneamento rural brasileiro.

Dessa forma, dadas as condições atuais da legislação, municípios como o aqui estudado, dificilmente conseguirão atingir níveis satisfatórios de salubridade ambiental, já que, embora reconhecendo suas especificidades, a legislação não possui metas reais de ampliação do saneamento rural.

Concluímos, assim, que o saneamento rural é garantido e amparado por diversos mecanismos da legislação que, embora apresentem falhas na abordagem das áreas rurais, são importantes para a estruturação, mesmo que lenta, de políticas públicas para o atendimento da população, proporcionando condições dignas de saneamento e, consequentemente, garantindo o direito a saúde.

Principais desafios

Como já exposto na introdução, o PNSR traz alguns dos motivos que dificultam o alcance dos serviços de saneamento nas áreas rurais, dentre os quais se destacam a dispersão geográfica e áreas de difícil acesso. Essas peculiaridades do meio rural impossibilitam a instalação de sistemas convencionais, configurando um importante desafio para a ampliação do saneamento.

Para além das limitações tecnológicas e especificidades rurais, Castro e Cerezini (2022), em seu texto, apontam como a principal limitação para ampliação dos serviços de saneamento a questão orçamentária. Outros pontos destacados na discussão dos autores são a pouca atenção dada ao saneamento rural nas discussões do Poder Legislativo Federal e a pouca exploração do saneamento rural na Lei 14.026/2020.

A ausência ou precariedade dos investimentos em saneamento rural configura um impasse relevante para a ampliação dos serviços, visto que, sem os recursos necessários, torna-se inviável expandir de forma abrangente a instalação de infraestruturas e equipamentos voltados ao atendimento dessas áreas.

Marcon e Wesz Junior (2024), fazendo uma análise do Novo Marco Legal, afirmam que a legislação, embora tenha estabelecido metas gerais, deixa brechas para que as áreas rurais não sejam atendidas pelos serviços de saneamento, uma vez que determinam o cumprimento das metas nos âmbitos municipal, que pode ser compreendido apenas como área urbana, e regionalizado, o que pode excluir os pequenos municípios.

Isso nos mostra que a ausência de políticas de saneamento tem causas multifatoriais, dado os diversos desafios encontrados. Sendo assim, são necessárias ações integradas que articulem planejamento, investimentos adequados, além de legislações específicas para o saneamento rural, a fim da estruturação de políticas públicas robustas, que definam as responsabilidades do poder público e, sobretudo, garantam serviços adequados de saneamento às populações rurais.

Soluções Individuais de Abastecimento e Esgotamento Sanitário

Os investimentos em redes de saneamento convencionais nas áreas rurais são, em geral, onerosos e, em muitos casos, tecnicamente inviáveis, dadas a dispersão das moradias e a baixa densidade populacional. Dessa forma, cabe ao poder público buscar soluções que garantam o acesso dessas populações aos serviços de saneamento. Nesse contexto, as soluções individuais de abastecimento de água e esgotamento sanitário surgem como a principal alternativa para o alcance dos serviços de saneamento nas áreas rurais.

A Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa) adota, como premissas para o desenvolvimento de tecnologias de abastecimento e tratamento de água e esgoto no meio rural, que estas sejam simples, apresentem eficiência adequada, demandem poucos insumos externos, tenham custos de instalação e manutenção acessíveis e possam ser facilmente compreendidas e operadas pelos usuários, entre outros aspectos (Embrapa, *s.d.*). A Embrapa sugere, entre outras tecnologias, sistemas de cloração, fossas sépticas biodigestoras e sistemas de *wetlands*. Atualmente, essas tecnologias simplificadas, como as propostas pela Embrapa, são os principais meios da população rural possuir condições apropriadas de saneamento.

Entretanto, a Lei 11.445/2007 traz, em seu artigo 5°, que "não constitui serviço público a ação de saneamento executada por meio de soluções individuais, desde que o usuário não dependa de terceiros para operar os serviços (...)". Essa disposição

normativa, ao retirar o caráter de serviço público dessas soluções, acaba por isentar o poder público de responsabilidades diretas sobre instalação, operação e manutenção de sistemas individuais, o que dificulta sua adoção em escala e, consequentemente, a ampliação efetiva dos serviços de saneamento no meio rural.

Castro e Cerezini (2023) expressam preocupação em relação a adoção das soluções individuais, pois, muitas vezes, podem ser precárias e apresentar riscos a saúde e ao meio ambiente. A utilização de sistemas precários de saneamento decorre da falta de regulamentação dessas soluções que, por não serem responsabilidade direta do poder público, como mencionado acima, acabam sendo instaladas e operadas sem fiscalização.

As tecnologias alternativas despontam, assim, como um caminho relevante para avançar na universalização do saneamento, na medida em que podem ser implantadas em comunidades remotas, apresentam custos relativamente reduzidos e possuem operação e manutenção simplificadas, passíveis de serem manejadas pelos próprios moradores. Porém, são necessários esforços para a regulamentação dessas soluções, uma vez que, na ausência da atuação pública, inúmeras pessoas ficam sujeitas a soluções precárias de saneamento.

Fica evidente, portanto, que as soluções existem e são diversas. Com a atenção dos gestores e investimentos adequados, os serviços de saneamento podem chegar a todas as populações, mesmo as mais longínquas.

Considerações Finais

O município de São João do Triunfo, assim como outros pequenos municípios com populações majoritariamente rurais, enfrenta desafios na área do saneamento básico. Na área urbana do município, a maior defasagem é apresentada no esgotamento sanitário. Na área rural, o esgotamento sanitário é nulo e o abastecimento de água atende somente 5% da população. Em relação ao eixo de resíduos sólidos, o município tem resultados positivos, atendendo amplamente toda a população com a coleta.

Os dados referentes ao estado do Paraná e ao país, principalmente nos eixos de abastecimento de água e esgotamento sanitário, nos mostram o quão distantes ainda estamos do alcance das metas propostas no Novo Marco Legal do Saneamento.

A legislação sobre saneamento, embora registre alguns avanços, ainda se mostra insuficiente quando trata especificamente das áreas rurais, isentando, de certa forma, o poder público da responsabilidade sobre a garantia de cobertura adequada nessas áreas.

O saneamento rural, apesar de apresentar diversos desafios, pode ser ampliado com auxílio de legislações específicas, além de políticas públicas estruturadas, considerando as especificidades territoriais, sociais e culturais das áreas rurais.

Nosso estudo encontra limitações principalmente em relação a ausência de dados temporais, os quais possibilitariam o acompanhamento da evolução nos recortes adotados. Outra limitação importante, é em relação aos dados serem provenientes de bases de dados alimentadas por servidores públicos ou prestadores de serviço. Isso pode nos levar a falsas interpretações, tanto por subestimar, quanto superestimar dados.

Ainda há muitas lacunas a serem exploradas na temática do saneamento rural, porém, estudos sobre viabilidade financeira e operacional de tecnologias alternativas são imprescindíveis para o avanço do saneamento nas áreas rurais.

Agradecimentos

A primeira autora gostaria de agradecer ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa concedida.

Referências Bibliográficas

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE RESÍDUOS E MEIO AMBIENTE (ABREMA). Com 3 mil lixões ativos, Brasil ainda tem dificuldades no descarte adequado do lixo. São Paulo, 2024. Disponível em: https://www.abrema.org.br/2024/08/29/com-3-mil-lixoes-ativos-brasil-ainda-tem-dificuldades-no-descarte-adequado-do-lixo-2/.

BARCIA, M. K.; VOINARSKI, F. N.; SENHUK, A. P. M. S.; MARTINS, K. G.; VEIGA, T. B. Gestão de resíduos sólidos em áreas rurais: um estudo piloto em Irati-PR. Congresso Sul-Americano De Resíduos Sólidos E Sustentabilidade - Instituto Brasileiro de Estudos Ambientais (IBEAS). Foz do Iguaçu, 2025. Disponível em: https://www.ibeas.org.br/conresol/conresol2025/XV-013.pdf.

BRASIL. Constituição da República Federativa do Brasil de 1988. Brasília, 1988. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm.

BRASIL. Lei n° 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico; cria o Comitê Interministerial de Saneamento Básico; altera as Leis nºs 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.666, de 21 de junho de 1993, e 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; e revoga a Lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978. Brasília, 2007. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/l11445.htm.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605/1998; e dá outras providências. Brasília, 2010. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2010/Lei/L12305.htm.

BRASIL. Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020. Atualiza o marco legal do saneamento básico e altera a Lei nº 11.445/2007. Brasília, 2020. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2019-2022/2020/Lei/L14026.htm.

BRASIL. Ministério das Cidades. Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico. Painel de Indicadores. Brasília, 2025. Disponível em: https://indicadores-sinisa-2025.cidades.gov.br/.

CASTRO, C. N.; CEREZINI, M. T. Saneamento rural no Brasil: A universalização é possível? Texto para Discussão, No. 2875, Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (IPEA). Rio de Janeiro, 2023. Disponível em: https://doi.org/10.38116/td2875-port.

CASTRO, C. N.; CEREZINI, M. T. Saneamento Rural no Brasil: Desafios para a Ampliação Do Acesso. Boletim Regional, Urbano e Ambiental: Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (IPEA). Rio de Janeiro, 2022. Disponível em: https://repositorio.ipea.gov.br/handle/11058/12900.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). Saneamento básico rural: sobre o tema. Brasília, DF: Embrapa, [s.d.]. Disponível em: https://www.embrapa.br/tema-saneamento-basico-rural/sobre-o-tema.

FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE (FUNASA). Programa Nacional de Saneamento Rural (PNSR). Brasília: Funasa, 2019. Disponível em: https://www.gov.br/funasa/pt-br/acesso-a-informacao/acoes-e-programas/programas-projetos-acoes-obras-e-atividades/programa-nacional-de-saneamento-rural.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Censo Demográfico 2022: Panorama: População. Rio de Janeiro: IBGE, 2022. Disponível em: https://censo2022.ibge.gov.br/panorama/indicadores.html?localidade=BR&tema=1.

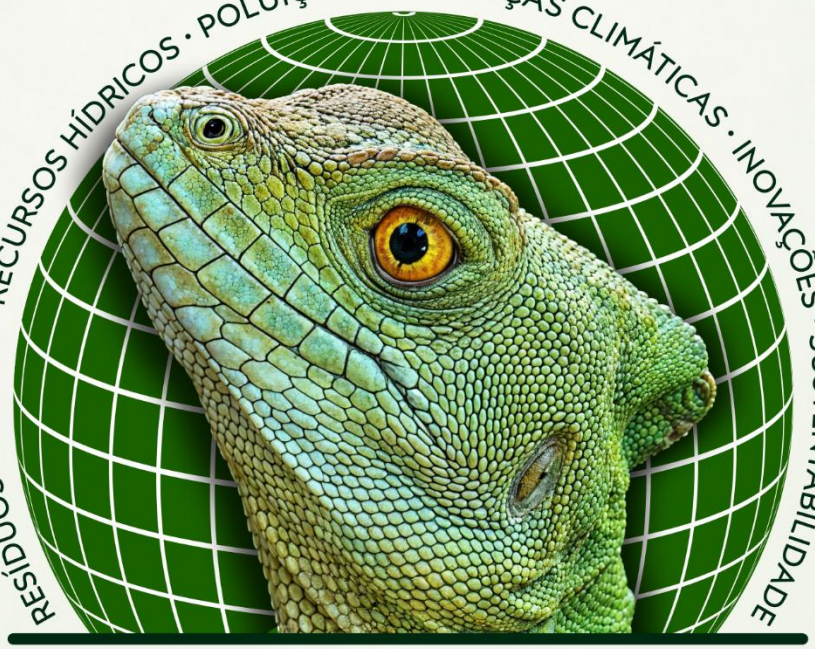
INSTITUTO TRATA BRASIL. Saneamento é saúde: Como a falta de acesso à infraestrutura básica afeta a incidência de doenças relativas ao saneamento ambiental inadequado no Brasil? São Paulo, 2025. Disponível em: https://tratabrasil.org.br/wp-content/uploads/2025/03/ESTUDO-COMPLETO-Saneamento-e-saude-Como-a-falta-de-acesso-a-infraestrutura-basica-afeta-as-incidencias-de-doencas-relacionadas-ao-saneamento-ambiental-inadequado-no-Brasil-TRATA-BRASIL.pdf.

MARCON, A. M.; WESZ JUNIOR, V. J.. O “novo” marco legal e a universalização do saneamento básico no espaço rural. Revista Brasileira de Estudos Urbanos e Regionais, v. 26, p. e202441pt, 2024. Disponível em: https://www.scielo.br/j/rbeur/a/4p8S9TkTDGccnVHDmgxJS4Q/?format=html&lang=pt.

O RGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE (OMS). Global costs and benefits of drinking-water supply and sanitation interventions to reach the MDG target and universal coverage. Genebra, 2012. Disponível em: http://who.int/publications/i/item/WHO-HSE-WSH-12.01.

ÁREA TEMÁTICA 31

SANEAMENTO: ABASTECIMENTO, TRATAMENTO E DISTRIBUIÇÃO



5° CONGRESSO INTERNACIONAL DE

ENGENHARIA AMBIENTAL

SEMENTES DE MAMÃO, TAMARINDO E FEIJÃO FAVA COMO COAGULANTES PARA REDUÇÃO DA TURBIDEZ DE ÁGUA SINTÉTICA

1 Letícia Levorato de Amaro Silva, 2 Roselene Maria Schneider, 3 Rosane Freire Boina
1 Tereos, e-mail: leticia_levorato@hotmail.com; 2 Universidade Federal do Mato Grosso, Campus Sinop, e-mail: roselenems@gmail.com; 3 Universidade Estadual Paulista, FCT UNESP, e-mail: rosane.freire@unesp.br

Palavras-chave: coagulação natural; tratamento de água; polímeros funcionais.

Resumo

A presença de determinados grupos moleculares (taninos, pectina, polissacarídeos etc.), baixa toxicidade, alta biodegradabilidade e abundância são fatores que contribuem para o fenômeno de coagulação natural e disseminação do uso de plantas e/ou parte delas como coagulantes. Nesse cenário, a capacidade das sementes de mamão (M), do tamarindo (T) e do feijão-fava (F) foram avaliadas como possíveis coagulantes no tratamento de água sintética de média-alta turbidez. Para cada tipo de semente foram produzidas três soluções (aquosa, básica e salina), e suas atividades foram testadas em seis diferentes dosagens (0,3 a 9 mg L-1) em água sintética com turbidez inicial preestabelecida de 20, 45 e 100 NTU (ajustada com Caulim) e em pH determinado pelo pH-PCz. Os resultados gerais indicaram um desempenho de remoção de turbidez inferior ao reportado na literatura de referência, com valores médios de eficiência abaixo de 40%. A solução aquosa de sementes de tamarindo (AT) se destacou, alcançando uma remoção máxima de aproximadamente 53% na dosagem 0,125 mg L-1 (0,75 mg L-1), na turbidez de 45 NTU.).

Introdução

Garantir água em quantidade e qualidade adequadas para os diferentes usos constitui um desafio técnico e ambiental que se estende ao longo dos séculos, intensificando-se na atualidade diante da crescente poluição de origem antrópica e de seus impactos sobre a composição física, química e biológica da água. Embora as estações de tratamento de água e efluentes disponham de métodos consolidados, persiste uma questão central: como conciliar eficiência no tratamento com sustentabilidade ambiental e segurança à saúde humana?

No contexto do tratamento de água para fins de clarificação, a coagulação destaca-se como uma das técnicas mais empregadas, em função de sua elevada eficiência, simplicidade operacional e baixo consumo de energia (ANG; MOHAMMAD, 2020; OLADOJA, 2015). Trata-se de um processo muito antigo (ANG; MOHAMMAD, 2020), no qual partículas coloidais suspensas em meio aquoso, estabilizadas por cargas superficiais, são desestabilizadas pela ação de agentes coagulantes.

Os coagulantes químicos convencionais, como sais de alumínio ($Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$) e de ferro ($FeCl_3 \cdot 6H_2O$, $FeCl_2$, $FeSO_4 \cdot 7H_2O$), permanecem amplamente utilizados. Contudo, sua aplicação tem suscitado preocupações ambientais e de saúde, uma vez que, além da geração de grandes volumes de lodo, há indícios de que resíduos metálicos possam estar relacionados a efeitos tóxicos de longo prazo, com potenciais implicações em doenças neurodegenerativas (FLATEN, 2001; BECARIA et al., 2006; WALTON, 2013).

Diante desse cenário, o interesse por alternativas mais limpas, renováveis e ambientalmente compatíveis é crescente. Diversos materiais de origem natural, como sementes, cascas e extratos vegetais, contêm substâncias bioativas — taninos, polissacarídeos e proteínas — capazes de interagir com partículas coloidais, neutralizar cargas e induzir a formação de flocos estáveis (SOONG; BARLOW, 2004; CHOY et al., 2014). Além da eficiência na remoção de turbidez, tais materiais apresentam vantagens como abundância, baixo custo e biodegradabilidade, consolidando-se como rotas tecnológicas sustentáveis para o tratamento da água.

Kurniawan et al. (2025) apresentaram uma análise bibliométrica e descritiva sobre o uso de coagulantes naturais, destacando o aumento das publicações a partir de 2016. A maioria dos estudos é conduzida em escala de bancada, com predominância do uso de sementes (26,31%), folhas (10,89%) e cascas (5,75%). A avaliação de desempenho demonstra que os coagulantes naturais atingem eficiências médias de remoção de turbidez de 83,45%, podendo superar 90% quando se utilizam sementes. Entretanto, observa-se ausência de padronização nas condições operacionais (intensidade e tempo de mistura, tempo de sedimentação, pH), o que reforça a necessidade de protocolos experimentais mais robustos e comparativos.

Nesse escopo, a literatura científica mostra avanços relevantes no uso de extratos vegetais como coagulantes, impulsionados pela extração e caracterização de compostos ativos e pela otimização de processos. Espécies como *Moringa oleífera* (CAMACHO et al., 2017; TAIWO et al., 2020; SKAF et al., 2021; VEGA ANDRADE et al., 2021; KENEA et al., 2023; WORKU; ABATE, 2025) e a acácia negra (*Acacia mearnsii*) (ARANTES et al., 2014; LOPES et al., 2019; GREDA et al., 2020; RIBEIRO et al., 2023; OLIVEIRA et al., 2025) têm se destacado pela eficiência e viabilidade ambiental.

Os extratos vegetais apresentam composição química rica em polifenóis, flavonoides, alcaloides, taninos, saponinas e polissacarídeos, substâncias que favorecem a neutralização de cargas superficiais e a agregação de partículas, promovendo significativa redução da turbidez da água (SOONG; BARLOW, 2004; KURNIAWAN et al., 2022). Ensaios conduzidos com águas sintéticas têm possibilitado a determinação das condições ótimas de dosagem, pH e potencial zeta, permitindo comparações diretas com coagulantes químicos convencionais.

No Quadro 01 apresenta-se os resultados de trabalhos publicados em 2025 (base *Scopus*), mostrando o potencial de diferentes coagulantes naturais aplicados a distintos tipos de efluentes e águas brutas. De modo geral, observa-se elevada eficiência na remoção de turbidez, mesmo sob diferentes condições operacionais, o que corrobora para a viabilidade técnica e ambiental desses materiais como alternativas aos coagulantes inorgânicos tradicionais.

Quadro 01: Aplicação de diferentes coagulantes naturais no tratamento de água e efluentes: recorte do ano 2025.

Coagulante Natural	Usado para	Condições Operacionais	Remoção da Turbidez (%)	Referência
Acácia Negra (Formulação comercial de tanino TANFLOC SG®)	Efluente de suinocultura	MR: 120 rpm, 2 min. ML: 20 rpm, 15 min. TS: 90 min. D: 0,5 e 1,75 g L^{-1}	~100%	(PAIXÃO et al. 2025)
Pó Alcaparra (*Capparis spinosa*)	Água sintética (Caulim)	MR 300 rpm, 2 min. ML:60 rpm, 20 min. TS: 60 min. D: 200 mg L^{-1}	~98%.	(KOUNIBA et al. 2025)
Moringa oleífera	Microplástico (PVC)	MR: 1000s^{-1}, 25 s ML:60 s^{-1}, 21 min. TS: 60 min. D: 50 mg L^{-1}	~69%	(GODOY et al. 2025)
Cinzas de casca de arroz (*Oryza sativa*)	Água bruta, Bangladesh	MR:100 rpm, 1min. ML: 30 rpm, 10min. TS: 20 min. D: 20 mg L^{-1}	~56%	(KHAN et al. 2025)
Pinha (*Pinus nigra*) em ácido clorídrico	Água bruta, Argélia	MR: 160 rpm, 3 min. ML: 30 rpm, 20 min. TS:120 min. D: 1 g L^{-1}	~78%	(BAATACHE et al. 2025)
Quitosana em ácido acético	Água bruta, Porto Rico	MR: 100 rpm, 1 min. ML: 30 rpm, 32 min. TS:178 min. D: 10 mg L^{-1}	> 95%	(MOLINA-PINNA E VELÁZQUEZ 2025)
Sementes de Faveiro (*Albizia lebbeck) em solução salina*	Água sintética	MR: 200 rpm, 3 min. ML: 60 rpm, 30 min. TS: 60 min. D: 8,5 mg L^{-1}	~93%	(VILLABONA-ORTIZ et al 2025)
Sementes de Mamão (*Carica papaya*) e Sementes de Tâmara (*Phoenix dactylifera L*) em solução salina	Efluente têxtil	MR: 100 rpm, 2 min. ML: 25 rpm, 20 min. TS: 30 min. D: 0,6 g L^{-1} (mamão) e 0,2 g L^{-1} (tâmara)	~61% mamão e ~84% tâmara	(ADRIN et al. 2025)
Extrato aquoso Aloe vera	Água sintética (Bentonita)	MR e ML: 150 rpm, 1 min e 11s. TS: 40 min. D: 40 mg L^{-1}	> 95%	(OLIVEIRA et al., 2025)
Semente de Cássia (Cassia fistula) ou chuva de ouro	Água sintética	MR: 200 rpm, 1 min. ML: 30 rpm, 10 min. TS:30 min. D: 0,5 g L^{-1}	~ 98%	(THAKUR et al. 2025)

Nota. MR: mistura rápida; ML: mistura lenta; TS: tempo de sedimentação; D: dosagem aplicada.

Nesse panorama, o presente estudo tem como objetivo avaliar o uso de sementes de mamão (*Carica papaya*), tamarindo (*Tamarindus indica*) e feijão-fava (*Phaseolus lunatus)* como coagulantes naturais, investigando seu potencial na remoção de turbidez da água. Para tanto, foram realizados ensaios de bancada (*Jar Test*) com soluções obtidas dessas sementes, variando-se as dosagens aplicadas e analisando-se a eficiência de remoção sob diferentes condições experimentais. O diferencial do presente estudo encontra-se na aplicação de extratos de sementes pouco exploradas pela literatura em condições aquosa, salina e básico para tratamento de água de média a alta turbidez.

Material e Métodos

Preparação dos coagulantes

As sementes de mamão (*Carica papaya*) - M, tamarindo (*Tamarindus indica*) – T, e feijão-fava (*Phaseolus lunatus)* – F - foram adquiridas no comércio local, lavadas em água corrente, secas em estufa a 100 °C por 2 h e trituradas em processador doméstico. O material obtido foi peneirado em malha 42 Tyler (Granutest – 45 Mesh), resultando em pó de granulometria fina (< 355 µm), posteriormente armazenado em frascos de vidro âmbar, mantidos em ambiente seco e arejado. Para o preparo dos

coagulantes, 10 g do pó de sementes foi suspenso em 1 L de água destilada, 1 L de água destilada com NaOH a 0,5 M e 1 L de água destilada com NaCl a 0,5 M, originando, respectivamente, solução aquosa (A), básica (B) e salina (S) à 1% (m:v). Foram obtidas nove soluções distintas (três para cada tipo de semente).

Ponto de carga zero

O ponto de carga zero (pH-PCz) das soluções foi determinado pelo método dos 11 pontos, conforme descrito por Regalbuto e Robles (2004). O procedimento consiste em se fazer uma mistura de 20 mg de cada material sólido (pó das sementes) em 20 mL de água destilada, sob 11 diferentes condições de pH inicial (2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12), ajustados com soluções de HCl ou NaOH 0,1 M. A análise foi conduzida à temperatura ambiente (25 ºC ± 3 ºC) e em duplicata, avaliando o efeito da variação do pH da solução em relação ao pH de início, após 24h de contato.

Água sintética

A água sintética utilizada nos ensaios foi preparada com caulim. O caulim é composto por silicatos de alumínio hidratados, sendo a caulinita ($Al_2Si_2O_5(OH)_4$) o mineral predominante. A superfície da caulinita possui substituições estruturais de Si^{4+} por Al^{3+}, o que provoca uma carga negativa nas faces (AWAD et al. 2019). O caulim foi moído em almofariz, peneirado em malha 42 Tyler e utilizado no preparo de uma solução estoque (1% m:v) em água destilada, mantida sob agitação por 1 h e em repouso por 24 h. Antes de cada ensaio, a água sintética era preparada pela diluição da solução estoque em 1 L de água destilada, ajustando-se a turbidez inicial aos valores desejados (20, 45 e 100 NTU). As medições foram realizadas em turbidímetro de bancada.

Testes de coagulação

Os testes de coagulação foram conduzidos em equipamento *Jar Test*, com 600 mL de água sintética recém-preparada. O pH inicial era ajustado com HCl ou NaOH 0,1 M, considerando os resultados obtidos no teste de pH-PCz. Foram aplicadas as dosagens de 0,3; 0,75; 1,5; 3; 6; 9 mg L^{-1} (0,05; 0,125; 0,25; 0,5; 1,0 e 1,5 mL L^{-1}, das soluções a 1%). As condições operacionais consistiram em agitação rápida a 100 rpm por 4 min, seguida de agitação lenta a 40 rpm por 30 min. Os ensaios foram realizados em duplicata, à temperatura ambiente (25 ± 3 °C), incluindo controle em branco (água sintética sem adição de coagulante). Após 30 min de sedimentação, 50 mL do sobrenadante eram coletados para determinação da turbidez residual. A eficiência do tratamento (atividade do coagulante) proposto foi avaliada seguindo a Equação 01. A Figura 01 mostra o arranjo experimental aplicado.

$$E(\%) = \frac{Turb_{inicial} - Turb_{final}}{Turb_{inicial}} . 100 \qquad (01)$$

Em que: E (%) é a eficiência de remoção; $Tub_{inicial}$ é o valor de turbidez (NTU) da solução em teste; $Turb_{final}$ é o valor de turbidez (NTU) da solução após o ensaio de coagulação.

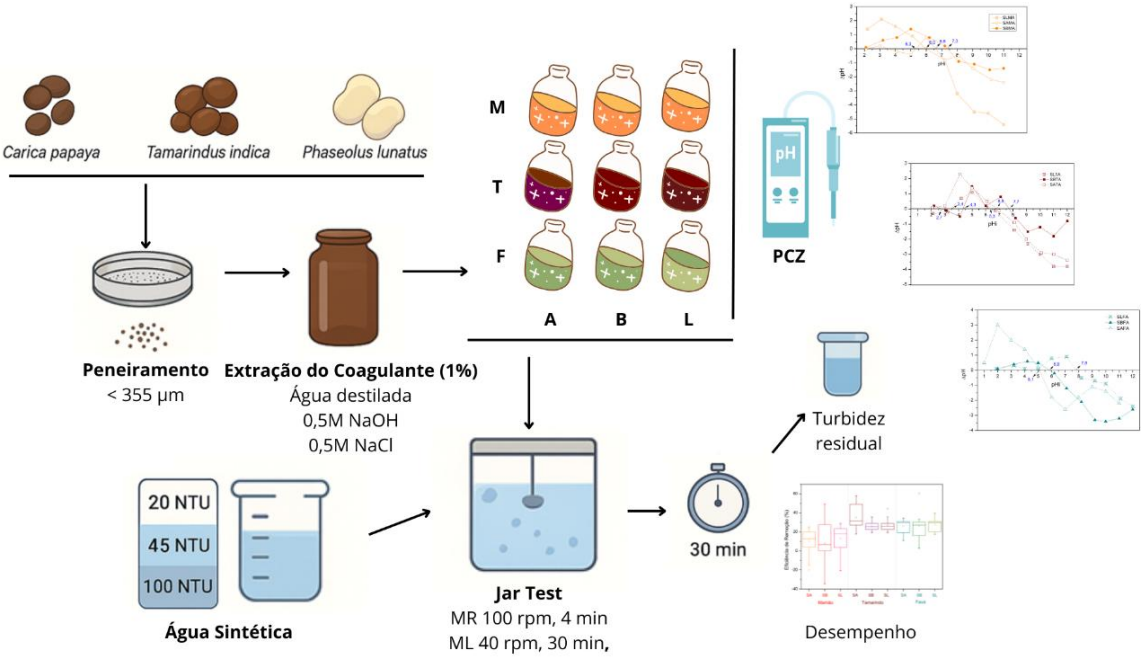


Figura 01: Síntese do procedimento experimental aplicado para avaliação do potencial coagulante de sementes de mamão (*Carica papaya* - M), tamarindo (*Tamarindus indica* - T) e feijão-fava (*Phaseolus lunatus* - F).
Fonte: Autores (2026).

Resultados e Discussão

pH-PCZ das soluções coagulantes

A determinação do pH-PCz em ensaios de coagulação fornece informações sobre o valor de pH no qual a superfície do coagulante apresenta carga elétrica nula. Essa condição é relevante, pois pode favorecer os mecanismos de desestabilização de partículas coloidais em meio líquido. Os resultados obtidos para o pH-PCz (Figura 02), considerando as soluções aquosa (A), básica (B) e salina (S) preparados das sementes de mamão (M), tamarindo (T) e fava (F), indicaram pontos isoelétricos entre a faixa de acidez moderada (pH ≈ 5) e a neutralidade (pH 6–7). Observa-se, ainda, que as soluções de tamarindo apresentaram atividade também em valores de pH inferiores a pH5, refletindo a existência de compostos ionizáveis distintos.

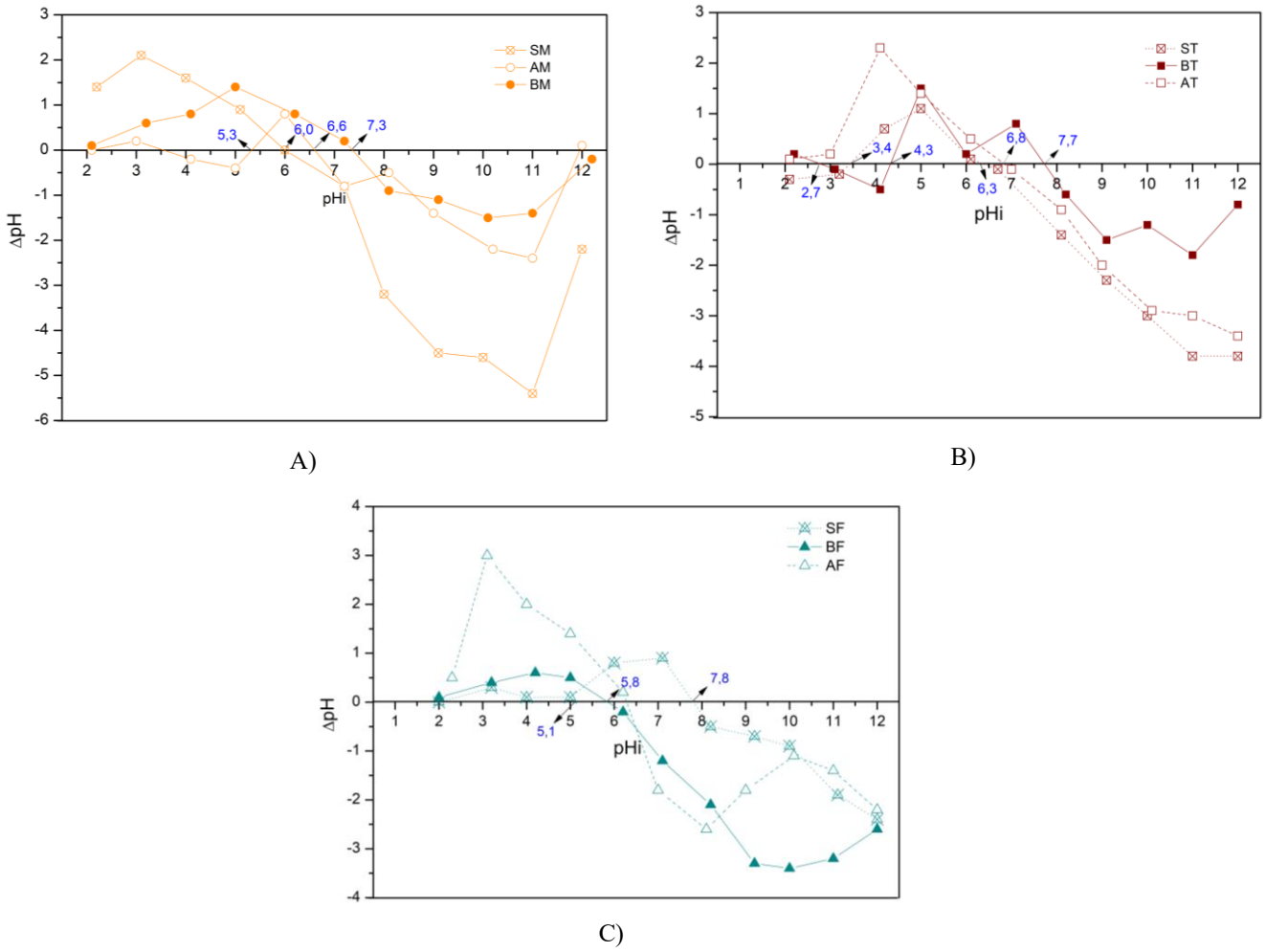


Figura 02: Ensaios pH-PCZ para as soluções aquosa (A), básica (B) e salina (S) para as soluções das sementes de: A) mamão (M); B) tamarindo (T); e C) fava (F).

A atividade das soluções de tamarindo pode ser atribuída à elevada presença de fenóis, flavonoides e taninos, moléculas de caráter ácido que, em meio aquoso, liberam cargas negativas e contribuem para o deslocamento do ponto isoelétrico para valores mais baixos (KURNIAWAN et al., 2025; MENSAH et al., 2025). Em contraste, proteínas catiônicas e alcaloides presentes em mamão e fava favorecem faixas de neutralidade, enquanto polissacarídeos e saponinas atuam como macromoléculas de caráter predominantemente neutro ou levemente aniônico (DOTTO e ABIHUDI, 2021; KUKIĆ et al., 2015). Assim, a diferença observada entre os coagulantes pode ser explicada pela interação entre proteínas (cargas positivas em pH ácido) e compostos fenólicos (cargas negativas em pH neutro a alcalino), resultando em deslocamentos específicos do ponto isoelétrico. Com o exposto, os ensaios de coagulação, utilizando diferentes soluções e dosagens, foram conduzidos em pH 7 por estar na faixa dos valores obtidos nos experimentos de pH-PCz, condição que pode favorecer a desestabilização das partículas coloidais (Di BERNARDO E DANTAS, 2005), estar próximo dos valores da faixa recomendada no trabalho de (CHOY et al. 2014) (pH 7,5-10) para uma diversidade de coagulantes naturais, além de representar a neutralidade e estar na faixa das condições de potabilidade da água (6 - 9).

Análise do desempenho dos coagulantes de sementes – Jar Test

Os resultados obtidos no *Jar test*, referentes à eficiência de remoção da turbidez da água sintética com a aplicação das soluções de M, T e F, estão apresentados na Figura 03. De modo geral, o desempenho foi inferior ao reportado na literatura de referência (Quadro 1), com valores médios de eficiência abaixo de 40%. Em destaque, as soluções de M apresentaram efeito adverso, promovendo aumento da turbidez e, portanto, impacto negativo no tratamento. Por outro lado, a solução aquosa de sementes de tamarindo (AT) obteve resultados mais promissores, alcançando remoção máxima de aproximadamente 53%.

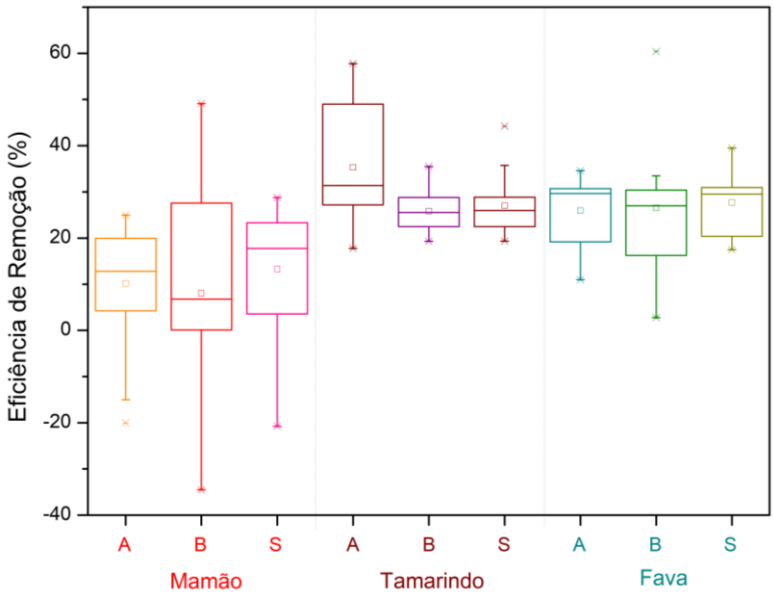
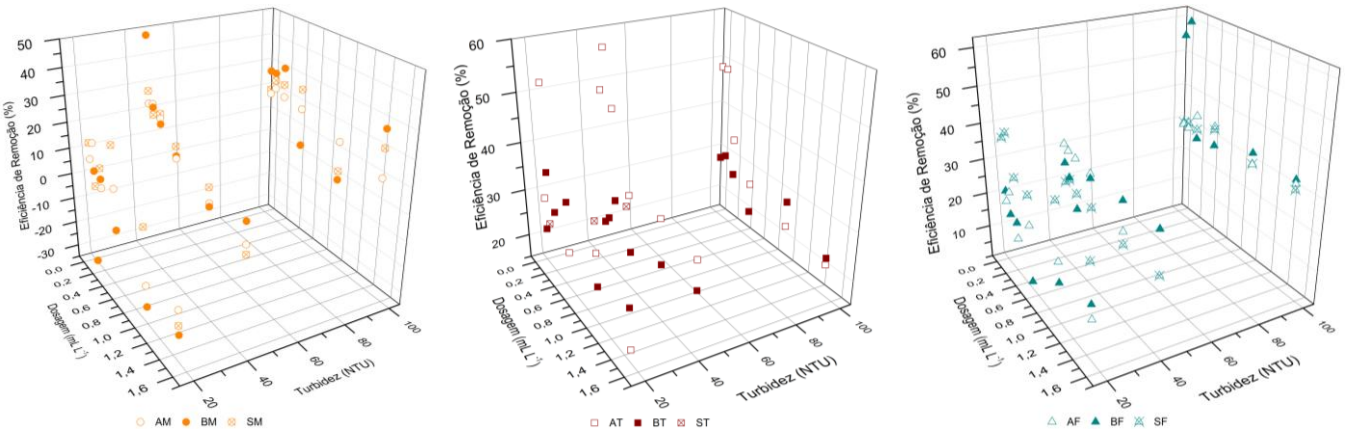


Figura 03: *Box-plot* da eficiência remoção de turbidez da água sintética em função do tipo de extrato aplicado.

O processo mostrou dependência em relação à dosagem aplicada, o tipo de solução coagulante utilizado e da turbidez inicial da água em tratamento (Figura 04). Na análise global dos dados, observou-se que o aumento da dosagem não resultou em incremento da eficiência de remoção. Valores de turbidez mais elevados trouxeram melhor desempenho dos coagulantes naturais.



A) B) C)

Figura 04: Remoção da turbidez da água sintética em função da dosagem aplicada para cada solução coagulante: A) Mamão (M); B) Tamarindo (T); e, C) Fava (F).

A solução aquosa de tamarindo (AT) apresentou os maiores valores de eficiência de remoção média (> 40%), nas dosagens menores (0,3 e 0,75 mg L^{-1}); enquanto as soluções de sementes mamão obtiveram um desempenho reduzido, com valor médio de eficiência na ordem de 13% em solução salina (Tabela 01).

Na análise da variação de turbidez inicial e tipo de solução do coagulante (Tabela 02) verificou-se que as soluções de sementes de mamão (M) diferiram dos demais coagulantes na condição de turbidez inicial de 20 NTU. Nessa situação, as sementes de M em solução aquosa (AM) e básica (BM) aumentaram a turbidez do meio, indicando a ocorrência da coagulação, porém sem formação de flocos suficientemente densos para decantar. Nas demais condições, a elevação do valor da turbidez inicial favoreceu discretamente a eficiência, sobretudo na solução salina (SM), embora sem ultrapassar 21%.

Para as soluções de tamarindo (Tabela 02), a solução aquosa (AT) apresentou os melhores resultados, sobretudo em turbidez inicial de 45 NTU, com remoção média de 41,5%. A adição de íons indiferentes (Na^+), por meio das soluções BT e ST,

não proporcionou melhoria, resultando em eficiências médias próximas a 26,4%. Quanto às soluções de feijão fava (Tabela 02), observou-se desempenho superior em amostras de maior turbidez (100 NTU), independentemente da solução aplicada, com eficiências médias acima de 30%. Do exposto, apesar das limitações observadas, especialmente com o coagulante de sementes de mamão (M), os ensaios indicam que as soluções de tamarindo e feijão fava apresentam maior potencial coagulante, ainda que com eficiências restritas a faixas específicas de turbidez. A baixa densidade dos flocos formados sugere que o tempo de sedimentação pode ter sido insuficiente, apontando para a necessidade de ajustes operacionais em estudos futuros.

Tabela 01: Valores médios de eficiência de remoção (%) em relação ao tipo de solução coagulante e as dosagens aplicadas.

Solução	Dosagens (mL L^{-1})					
	0,05	0,125	0,25	0,5	1,0	1,5
AM	17,88±8,40	19,98±5,08	10,80±12,01	11,60±7,04	-0,31±17,86	-1,15±12,98
BM	14,06±43,42	18,53±12,52	18,06±13,99	1,80±11,65	-8,42±17,23	4,37±26,60
SM	20,88±7,54	14,64±14,33	18,66±9,48	21,03±5,63	5,18±4,24	-0,68±21,20
AT	42,43±11,42	53,33±4,36	36,69±9,35	27,28±4,33	28,59±4,70	23,47±6,88
BT	24,00±4,25	29,26±6,57	27,66±0,85	24,56±7,78	24,95±3,35	24,700±1,54
ST	24,04±4,25	25,63±3,88	27,71±0,83	24,57±7,77	29,31±6,22	30,78±11,71
AF	26,86±6,89	27,63±4,31	25,26±12,55	27,70±7,79	23,16±6,38	25,03±10,88
BF	34,73±18,54	33,15±23,83	19,58±7,12	19,93±14,89	25,13±11,36	26,73±8,98
LF	29,31±8,45	30,85±8,70	26,33±5,73	26,97±7,03	27,37±8,75	25,43±6,36

Tabela 02: Valores médios de eficiência de remoção (%) da turbidez inicial em relação ao tipo da solução coagulante aplicada.

Turbidez (NTU)	Solução								
	AM	BM	SM	AT	BT	ST	AF	BF	SF
20	-1,25±13,58	-15,04±16,55	3,67±14,47	30,19±12,16	28,12±5,45	31,50±8,05	17,07±4,44	14,24±6,45	32,47±5,22
45	14,39±10,56	19,30±16,37	15,94±11,22	41,53±11,23	23,08±3,03	23,13±3,03	28,97±3,88	25,40±5,70	19,62±1,61
100	17,43±3,96	19,95±13,78	20,26±8,54	34,17±12,37	26,36±3,63	26,40±3,65	31,80±2,31	39,99±14,35	31,05±1,27

Conclusão

Os ensaios de coagulação realizados em pH 7 mostraram baixa eficiência de remoção da turbidez, condicionada principalmente à natureza química dos extratos vegetais. A predominância de compostos fenólicos, flavonoides e polissacarídeos em formas neutras ou aniônicas reduziu a interação com as partículas de caulim, enquanto a baixa solubilidade das proteínas próximas ao ponto isoelétrico limitou sua atuação como polieletrólitos catiônicos.

Entre os coagulantes testados, o de sementes de mamão (M) apresentou efeito adverso, aumentando a turbidez e demonstrando baixa aplicabilidade prática. Em contrapartida, os coagulantes de tamarindo (T) e de feijão-fava (F) mostraram maior potencial coagulante em turbidez intermediária e elevada, atingindo remoções máximas de até 53% e médias acima de 30%, respectivamente, em função de suas composições químicas distintas.

A formação de flocos pouco densos e o tempo reduzido de sedimentação comprometeram a clarificação, sugerindo a necessidade de ajustes operacionais. Portanto, embora o desempenho global tenha sido inferior ao reportado na literatura, os coagulantes de tamarindo e feijão-fava apresentam potencial para aplicação como coagulantes naturais, justificando a continuidade de estudos em condições otimizadas e reais de tratamento de água.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer a Pró-reitora de Pesquisa (PROPe) da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" pelo apoio financeiro recebido.

Referências Bibliográficas

ADRIN, M. H. A. R., NGADIMAN, N., ABDULLAH, N. H., & HAMDAN, R. Investigating the efficiency of papaya and date dry seeds as natural coagulants in the wastewater treatment process. Journal of Advanced Research Design, 131(1), 61–75, 2025. https://doi.org/10.37934/ard.131.1.6175

ANG, W. L., MOHAMMAD, A. W. State of the art and sustainability of natural coagulants in water and wastewater treatment. Journal of Cleaner Production, 262, 2020. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121267

ARANTES, C. C.; RIBEIRO, A. P. T. ; PATERNIANI, E. S. J. ; TATEOKA; S. S. M. ; SILVAS K. G. Uso de coagulantes naturais à base de moringa oleífera e tanino como auxiliares da filtração em geotêxtil sintético não tecido. Eng. Agrícola, v.34, n.4, p.780-788, 2014.

AWAD, A. M.; SHAIKH, S. M. R.; JALAB, R.; GULIED, M. H.; NASSER, M. S.; BENAMOR, A.; ADHAM, S. Adsorption of organic pollutants by natural and modified clays: a comprehensive review. Separation and Purification Technology, v.228, 2019. https://doi.org/10.1016/j.seppur.2019.115719

BAATACHE, O., BENALIA, A., DERBAL, K., KHALFAOUI, A., PIZZI, A. Optimized coagulation flocculation of drinking water using pine cone-based bio-coagulants: a comparative study of different extracts. Water (Switzerland), 17(12), 2025. https://doi.org/10.3390/w17121793

BECARIA, A., LAHIRI, D. K., BONDY, S. C., CHEN, D. M., HAMADEH, A., LI, H., TAYLOR, R., & CAMPBELL, A. Aluminum and copper in drinking water enhance inflammatory or oxidative events specifically in the brain. Journal of Neuroimmunology, 176(1–2), 16–23, 2006. https://doi.org/10.1016/j.jneuroim.2006.03.025

CAMACHO, F. P.; SOUSA, V. S.; BERGAMASCO, R.; RIBAU TEIXEIRA, M. The use of Moringa oleifera as a natural coagulant in surface water treatment. Chemical Engineering Journal, v. 313, p. 226–237, 2017.

CHOY, S. Y., PRASAD, K. M. N., WU, T. Y., RAGHUNANDAN, M. E., & RAMANAN, R. N. Utilization of plant-based natural coagulants as future alternatives towards sustainable water clarification. Journal of Environmental Sciences (China), v. 26, n. 1, 2178–2189,2014. https://doi.org/10.1016/j.jes.2014.09.024

DI BERNARDO, L.; DANTAS, DIB. A., Métodos e Técnicas de tratamento de água, v 1 e v2 Editora RIMA, 2005.

DOTTO, J. M., & ABIHUDI, S. A. Nutraceutical value of Carica papaya: a review. Scientific African, v.13, 2021. https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2021.e00933

FLATEN, T. P. Aluminium as a risk factor in Alzheimer's disease, with emphasis on drinking water. Brain Research Bulletin, v.55, n.2. 187-196, 2001.

GODOY, L. G. R., DE OLIVEIRA, M. G. C., MORUZZI, R. B., SHARIFI, S., DOS REIS, A. G. Improving microplastics aggregate settling velocity through ballasted flocculation via natural-based coagulants and nonintrusive image monitoring. Journal of Water Process Engineering, 74, 2025. https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2025.107761

GREDA, K.; ARNOLD, J.; GAMELAS, J. A. F.; RASTEIRO, M. G. Up-scaling of tannin-based coagulants for wastewater treatment: performance in a water treatment plant. Environmental Science and Pollution Research, v. 27, n. 2, p. 1202–1213, 2020.

KENEA, D.; DENEKEW, T.; BULTI, R.; OLANI, B.; TEMESGEN, D.; SEFIW, D.; BEYENE, D.; EBBA, M.; MEKONIN, W. Investigation on surface water treatment using blended moringa oleifera seed and aloe vera plants as natural coagulants. South African Journal of Chemical Engineering, v. 45, p. 294–304, 2023.

KHAN, M. H. R. B., AHMED, T., AHSAN, A., KARIM, M. R., NAZRUL, F. BIN, AHBAB, C. S., RIMAN, M. W. U., AUNI, M. T. H., & RAHMAN, M. R. Optimization of rice husk ash, Moringa oleifera powder, biochar, and okra seed powder for turbidity and color removal in the Turag and Buriganga Rivers using response surface methodology. Results in Engineering, 26, 2025. https://doi.org/10.1016/j.rineng.2025.104778

KOUNIBA, S., ZOURIF, A., AQDIM, S., BOUDAD, L., TAIBI, M. 'HAMED, BOUARI, A. EL, & EL GUENDOUZI, M. Capers as a natural coagulant: a sustainable approach to wastewater treatment and sludge valorization via vitrification. Environmental Science and Pollution Research, 32(25), 15111–15135, 2025. https://doi.org/10.1007/s11356-025-36588-w

KUKIĆ, D. V.; ŠĆIBAN, M. B.; PRODANOVIĆ, J. M.; TEPIĆ, A. N.; VASIĆ, M. A. Extracts of fava bean (Vicia faba L.) seeds as natural coagulants. Ecological Engineering, v. 84, p. 229–232, 2015.

KURNIAWAN, S. B., IMRON, M. F., CHIK, C. E. N. C. E., OWODUNNI, A. A., AHMAD, A., ALNAWAJHA, M. M., RAHIM, N. F. M., SAID, N. S. M., ABDULLAH, S. R. S., KASAN, N. A., ISMAIL, S., OTHMAN, A. R., & HASAN, H. A. What compound inside biocoagulants/bioflocculants is contributing the most to the coagulation and flocculation processes? Science of the Total Environment, v 806, 2022. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150902

KURNIAWAN, S. B., HAYA, A. A., SOEDARTI, T., KUNCORO, E. P., SŁUGOCKI, Ł., NOWAKOWSKI, K., ABDUL, P. M., & IMRON, M. F. (2025a). Revealing the potential of extracted Tamarindus indica seed as a biocoagulant for aquaculture wastewater treatment: Effect of solvent type, concentration, dose, and toxicity assessment. Results in Engineering, v. 27., 2025ª. https://doi.org/10.1016/j.rineng.2025.105710

KURNIAWAN, S. B., IMRON, M. F., AHMAD, A., & ABDUL, P. M. (2025b). A comprehensive review on the selection of plant's part as coagulant for water/wastewater treatment. Results in Engineering, v. 27, 2025b. https://doi.org/10.1016/j.rineng.2025.106685

LOPES, E. C.; SANTOS, S. C. R.; PINTOR, A. M. A.; BOAVENTURA, R. A. R.; BOTELHO, C. M. S. Evaluation of a tannin-based coagulant on the decolorization of synthetic effluents. Journal of Environmental Chemical Engineering, v. 7, n. 3, 2019.

MENSAH, E. ; DONKOR, A.; BADU, M. Investigating the nutritional, antioxidant and antimicrobial properties of Tamarindus indica linn seed and pulp. International Journal of Science and Research Archive, v. 14, n. 1, p. 1274–1280, 2025.

MOLINA-PINNA, J., ROMÁN-VELÁZQUEZ, F. R. Effectiveness of Acidic Chitosan Solutions for Total Organic Carbon Removal in Drinking Water Treatment. Polymers, 17(13), 1832, 2025. https://doi.org/10.3390/polym17131832

OLADOJA, N. A. Headway on natural polymeric coagulants in water and wastewater treatment operations. Journal of Water Process Engineering, v.6, p. 174–192, 2015. https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2015.04.004

OLIVEIRA, D. S., NASCIMENTO, R. S., & DONADEL, C. B. Aloe vera in water treatment: toward a greener future for environmental engineering. Sustainability, v.17, 9, 2025. https://doi.org/10.3390/su17094163

OLIVEIRA, H.; ÁVILA, S.; SEGAT, L.; COSTA, B.; WESCHENFELDER, S.; CUNHA, M. F. R.; AZEVEDO, A. Rapid flocculation of emulsified oil in produced water using natural tannin and cationic polyacrylamide for efficient flotation. Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects, v. 727, 2025.

PAIXÃO, G. C., SIMÕES, K. C. D., DO AMARAL, A. G., BOINA, R. F., ROVERI, M. C. B., RIGON, U. M. M., SCHNEIDER, R. M. Clarification of swine wastewater using natural coagulant. International Journal of Environmental Research, v.19, 5, 2025. https://doi.org/10.1007/s41742-025-00871-y

REGALBUTO, J. R.; ROBLES, J. The engineering of Pt/Carbon Catalyst Preparation, University of Illinois: Chicago, 2004.

RIBEIRO, T.; LADEIA JANZ, F. J.; VIZIBELLI, D.; BORGES, J. C. Â.; BORSSOI, J. A.; FUKUMOTO, A. A. F.; BERGAMASCO, R.; UEDA YAMAGUCHI, N.; PEREIRA, E. R. Magnetic natural coagulants for plastic recycling industry wastewater treatability. Water , v. 15, n. 7, 2023.

SKAF, D. W.; PUNZI, V. L.; ROLLE, J. T.; CULLEN, E. Impact of Moringa oleifera extraction conditions on zeta potential and coagulation effectiveness. Journal of Environmental Chemical Engineering, v. 9, n. 1, 1 fev. 2021.

SOONG, Y. Y.; BARLOW, P. J. Antioxidant activity and phenolic content of selected fruit seeds. Food Chemistry, v. 88, n. 3, p. 411–417, 2004.

TAIWO, A. S.; ADENIKE, K.; ADERONKE, O. Efficacy of a natural coagulant protein from Moringa oleifera (Lam) seeds in treatment of Opa reservoir water, Ile-Ife, Nigeria. Heliyon, v. 6, n. 1, 2020.

THAKUR, A., SHIVAY, V., KATOCH, S. S., ARORA, A., & GARG, A. Cassia fistula seeds as a natural coagulant for turbidity reduction: efficacy and optimization via central composite design. Biomass Conversion and Biorefinery, 15, 7, 10997–11010, 2025. https://doi.org/10.1007/s13399-024-05929-z

VEGA ANDRADE, P.; PALANCA, C. F.; OLIVEIRA, M. A. C. DE; ITO, C. Y. K.; REIS, A. G. DOS. Use of Moringa oleifera seed as a natural coagulant in domestic wastewater tertiary treatment: Physicochemical, cytotoxicity and bacterial load evaluation. Journal of Water Process Engineering, v. 40, 2021.

VILLABONA-ORTIZ, Á., TEJADA-TOVAR, C., ORTEGA-TORO, R. Development of a natural coagulant from Albizia lebbeck seeds for application in turbidity removal from water intended for human consumption. South African Journal of Chemical Engineering, 53, 331–341, 2025. https://doi.org/10.1016/j.sajce.2025.05.006

WALTON, J. R. Aluminum's involvement in the progression of alzheimer's disease. Journal of Alzheimer's Disease, v. 35, n. 1, p. 7–43, 2013. IOS Press. https://doi.org/10.3233/JAD-121909

WORKU, G. D.; ABATE, S. N. Efficiency comparison of natural coagulants (Cactus pads and Moringa seeds) for treating textile wastewater (in the case of Kombolcha textile industry). Heliyon, v. 11, n. 4, 2025.

ANÁLISE TÉCNICA OPERACIONAL DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA DA CIDADE DE IPUEIRAS - TO

1 Silvana Faria Guedes Coelho, 2 Maria Cristina Bueno Coelho, 3 Sérgio Carlos Bernardo Queiroz, 4 Aymara Gracielly Nogueira Colen, 5 Bruno Carrilho de Castro, 6 Bianca Pietsch Cunha Bendito.

1 UFT, e-mail:silvanacoelho@uft.edu.br; 2 UFT, e-mail: mariacristina@uft.edu.br; 3 UFT, e-mail: sergioqueiroz@uft.edu.br; 4 UNITOP, e-mail:eng.colen@gmail.com; 5 UFT, e-mail:brunocarrilho@uft.edu.br; 6 UNB, e-mail: biancabenditoo@gmail.com.

Palavras-chave: segurança hídrica; saneamento básico; sistemas simplificados; qualidade da água; gestão de recursos hídricos.

Resumo

O presente estudo tem como objetivo avaliar, de forma técnica e operacional, o Sistema de Abastecimento de Água (SAA) do município de Ipueiras–TO, com ênfase na garantia da oferta de água em quantidade e qualidade adequadas à população. A relevância da pesquisa está associada à necessidade de fortalecimento da gestão de sistemas de abastecimento em municípios de pequeno porte, os quais frequentemente apresentam limitações estruturais, operacionais e institucionais. A metodologia adotada compreendeu abordagem descritiva e exploratória, baseada em levantamento documental, análise de relatórios técnicos, visitas in loco à Estação de Tratamento de Água (ETA) e avaliação dos dados do plano amostral e controle de qualidade da água. Foram analisados os processos de captação, tratamento, reservação e distribuição, bem como os parâmetros físico-químicos e microbiológicos monitorados conforme a legislação vigente. Os resultados indicam que o sistema apresenta configuração simplificada, com captação superficial no rio Tocantins, tratamento por coagulação, dupla filtração e desinfecção por cloração, atendendo aos padrões estabelecidos pela Portaria GM/MS nº 888/2021. Constatou-se que o sistema possui capacidade operacional compatível com a demanda atual, embora apresente vulnerabilidades relacionadas à manutenção da rede, perdas e dependência energética. Conclui-se que o SAA de Ipueiras–TO é tecnicamente funcional, porém demanda aprimoramentos contínuos na gestão operacional, monitoramento e planejamento, sendo fundamental a adoção de instrumentos como o Plano de Segurança da Água (PSA) para garantir a segurança hídrica a longo prazo.

Introdução

O presente estudo tem como objetivo realizar o levantamento técnico e a caracterização das condições estruturais e operacionais do Sistema de Abastecimento de Água em Ipueiras–TO, localizado na região central do estado do Tocantins. A pesquisa fundamenta-se em dados obtidos a partir de relatórios técnicos, visitas in loco e informações institucionais disponibilizadas pela Agência Tocantinense de Saneamento (ATS, 2026) e pelo Plano Municipal de Água e Esgoto (PMAE, 2024), compondo um diagnóstico integrado das condições atuais do sistema responsável pelo abastecimento da área urbana.

A garantia do abastecimento de água em quantidade e qualidade adequadas constitui um dos principais desafios contemporâneos da gestão de recursos hídricos, especialmente em municípios de pequeno porte, onde limitações técnicas, operacionais e financeiras podem comprometer a eficiência dos serviços de saneamento (Organização Mundial da Saúde, 2022; Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico, 2023). Nesse contexto, os Sistemas de Abastecimento de Água (SAA) assumem papel estratégico na promoção da saúde pública, na redução de doenças de veiculação hídrica e no desenvolvimento socioeconômico.

No Brasil, a universalização dos serviços de abastecimento de água ainda representa um desafio significativo, especialmente em áreas rurais e municípios de pequeno porte. Apesar dos avanços promovidos pelo Plano Nacional de Saneamento Básico (PLANSAB) com horizonte até o ano de 2033, persistem desigualdades regionais quanto ao acesso e à qualidade dos serviços, refletindo limitações estruturais e institucionais dos prestadores (ANA, 2023). Nesse cenário, sistemas simplificados tornam-se soluções viáveis, porém exigem planejamento adequado, capacitação técnica e monitoramento contínuo para evitar riscos sanitários e operacionais.

Adicionalmente, a qualidade da água distribuída está diretamente relacionada à eficiência das etapas de tratamento e ao controle operacional do sistema, sendo fundamental a observância rigorosa dos padrões estabelecidos pela Portaria GM/MS nº 888/2021. A ausência de controle adequado pode favorecer a ocorrência de contaminantes microbiológicos e físico-químicos, comprometendo a saúde da população (FREITAS et al., 2023; OLIVEIRAS et al., 2024). Nesse sentido, o monitoramento sistemático e a rastreabilidade das informações assumem papel central na garantia da segurança da água.

Outro aspecto relevante refere-se à gestão integrada dos recursos hídricos, que deve considerar não apenas a disponibilidade quantitativa, mas também a proteção dos mananciais e a sustentabilidade do uso da água. Em municípios inseridos em bacias hidrográficas estratégicas, como a do rio Tocantins, torna-se essencial a articulação entre políticas públicas, instrumentos de gestão e participação social, conforme preconiza a Lei nº 9.433/1997. Dessa forma, estudos técnicos como este contribuem para o fortalecimento da governança hídrica, subsidiando a tomada de decisão e a implementação de ações voltadas à segurança hídrica e à melhoria dos serviços de abastecimento.

Estudos recentes apontam que sistemas simplificados de tratamento, amplamente utilizados em pequenas cidades brasileiras, apresentam boa relação custo-benefício, porém demandam monitoramento rigoroso e gestão eficiente para garantir a potabilidade da água distribuída (SILVA et al., 2023; PEREIRA et al., 2024; SOUZA et al., 2025). Além disso, a crescente

variabilidade climática e o aumento das pressões sobre os mananciais reforçam a necessidade de abordagens preventivas, como os Planos de Segurança da Água (PSA), recomendados internacionalmente como instrumento essencial de gestão de riscos (OMS, 2022).

O município de Ipueiras–TO insere-se nesse contexto, apresentando sistema de abastecimento de pequeno porte baseado em captação superficial no rio Tocantins e tratamento simplificado. Assim, este estudo tem como objetivo realizar a caracterização técnica e operacional do SAA local, avaliando sua eficiência, conformidade normativa e capacidade de atendimento à população.

O tratamento da água é realizado em ETA de sistema simplificado, envolvendo coagulação com sulfato de alumínio, filtração em unidades de pedra e areia, e desinfecção final por cloração. O controle de qualidade da água é conduzido por laboratório especializado, em conformidade com os padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 e pela Portaria GM/MS nº 888/2021 do Ministério da Saúde, que define os procedimentos de controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano no Brasil (Ministério da Saúde do Brasil, 2021). As análises são realizadas com periodicidade trimestral e semestral, assegurando o monitoramento dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos.

Após o tratamento, a água é armazenada em reservatório elevado com capacidade de 75 m³, garantindo a regularização do fornecimento e a distribuição à população urbana. A eficiência do sistema está diretamente relacionada à operação contínua, ao monitoramento sistemático e à manutenção adequada de suas unidades, aspectos essenciais para assegurar a conformidade quanto à quantidade e qualidade da água distribuída (ANA, 2023).

A caracterização técnica apresentada evidencia a importância do diagnóstico de sistemas de abastecimento em municípios de pequeno porte, contribuindo para o aprimoramento das práticas de gestão e planejamento do setor de saneamento. Ademais, o estudo fornece subsídios para a implementação de instrumentos de segurança hídrica, como o Plano de Segurança da Água (PSA), recomendado internacionalmente como abordagem preventiva para garantir a segurança da água desde a captação até o consumo final (OMS, 2022). Dessa forma, o trabalho contribui para o fortalecimento da gestão integrada dos recursos hídricos e para a sustentabilidade dos serviços de abastecimento público.

Material e Métodos

A metodologia adota abordagem descritiva e exploratória, fundamentada em análise técnica, saída de campo e documental sobre SAA da cidade de Ipueiras/TO. Foram utilizados dados do PMSB de Ipueiras (2024), relatórios operacionais da ATS (2026) Plano Amostral, relatório técnico CRQ-12.

As etapas metodológicas compreenderam: Levantamento do sistema de abastecimento, identificação técnica passo a passo do processo das etapas de purificação da água e infraestrutura instalada, incluindo captação, tratamento, reservação e distribuição; Coleta e análise da água que são feitas para análise indicando a qualidade da água adequada;

Além de uma base informativa de Revisão de Literatura onde descreve o município de Ipueiras–TO é um município de pequeno porte localizado na região central sul do estado do Tocantins (figura 1), integrado ao bioma Cerrado e caracterizado por relevo predominantemente plano, vegetação de cerrado típico e clima tropical com estações seca e chuvosa bem definidas.



Figura 01: Localização do Município de Ipueiras/TO.
Fonte: PMAE (2024)

Sua formação histórica está associada ao processo de ocupação do Cerrado brasileiro, impulsionado pela expansão agrícola e pela instalação de fazendas e pequenas propriedades rurais. A origem do nome “Ipueiras” relaciona-se às áreas alagadiças formadas pelo transbordamento de rios, característica presente na antiga fazenda que deu origem ao povoado inicial.

Inclusive Ipueiras–TO foi realocada a parte urbana devido às enchentes recorrentes da década de 1980, o que levou a comunidade a estabelecer-se em área mais elevada. A organização social inicial ocorreu de forma comunitária, com construções coletivas que funcionaram como capela e escola, refletindo o caráter solidário e autônomo da população local.

Com população estimada de 1.627 habitantes (IBGE, 2025), Ipueiras–TO apresenta dinâmica socioeconômica baseada principalmente na agricultura e na pecuária, com destaque para a produção de grãos, como soja e milho, sustentada pelas condições edafoclimáticas favoráveis do município.

A Bacia Hidrográfica do Rio Tocantins exerce papel estratégico para o abastecimento público, para o desenvolvimento agrícola e para potenciais aproveitamentos energéticos, dada a presença de importantes usinas hidrelétricas ao longo de seu curso. A disponibilidade hídrica viabiliza tanto o abastecimento urbano quanto práticas de irrigação que podem ampliar a produtividade agrária, contribuindo para a segurança alimentar e o desenvolvimento regional, além de praias na cidade.

Já no PMAE- Plano Municipal de Água e Esgoto, a gestão do abastecimento de água e do esgotamento sanitário no município de Ipueiras/TO, conforme estabelecido no Plano Municipal de Saneamento Básico, fundamenta-se em um horizonte de planejamento de 30 anos, estruturado em ações de curto, médio e longo prazo, voltadas à universalização progressiva dos serviços, à melhoria da qualidade ambiental e à eficiência operacional dos sistemas.

Nesse trabalho foram utilizadas duas fontes de Plano Amostral, o de 2024 e 2026. O plano amostral e de grande importância para uma visão sobre o sistema de tratamento, assim, da Estação de Tratamento de Água (ETA) de Ipueiras–TO constitui um instrumento técnico fundamental para assegurar o controle de qualidade da água distribuída à população, atendendo às exigências da Portaria GM/MS nº 888/2021 e às normas aplicáveis ao setor de saneamento.

A Agência Tocantinense de Saneamento (ATS) mantém procedimentos sistematizados de inspeção, ensaio e monitoramento ao longo de todas as etapas do processo produtivo, desde a captação e tratamento até a distribuição, com o objetivo de verificar a conformidade do produto final aos requisitos normativos. Os profissionais envolvidos são devidamente qualificados, possuindo formação acadêmica, experiência comprovada e treinamentos específicos para as atividades desempenhadas, o que assegura a confiabilidade operacional das análises e intervenções técnicas.

Os equipamentos utilizados no controle do processo são submetidos a rotinas de verificação, calibração e manutenção preventiva e corretiva, cujos registros históricos são sistematicamente atualizados, garantindo rastreabilidade e confiabilidade metrológica. O tratamento da água utiliza produtos químicos adquiridos exclusivamente mediante especificações normatizadas e laudos de conformidade emitidos conforme a ABNT NBR 15784, assegurando que os insumos empregados atendam aos requisitos de saúde e segurança. As análises laboratoriais previstas na legislação vigente são realizadas pelo laboratório CONAGUA Ambiental Ltda., instituição tecnicamente competente e habilitada para a emissão de resultados confiáveis.

Nesse contexto, o plano de amostragem elaborado anualmente pela ATS tem como finalidade definir a frequência, os pontos de coleta e os parâmetros a serem monitorados, garantindo a representatividade das análises e o atendimento aos planos mínimos de amostragem estabelecidos no Art. 44 da Portaria GM/MS nº 888/2021. Assim, o plano amostral consolida-se como ferramenta essencial para o monitoramento contínuo da qualidade da água, para a rastreabilidade dos processos e para a gestão segura do Sistema de Abastecimento de Água (SAA) de Ipueiras–TO, contribuindo diretamente para a proteção da saúde pública e a melhoria dos serviços de saneamento.

Foram feitas visitas de campo de novembro de 2025 até abril 2026. Nas visitas técnicas foram levantadas as informações do sistema físico e operacional do SAA e principalmente no processo de operação da Estação de Tratamento de Água (ETA). Onde ocorreu o levantamento sistemático de informações que permitam avaliar a conformidade técnica, operacional e documental das atividades de tratamento e controle de qualidade da água. Inicialmente, identificados dados gerais da unidade, incluindo responsável técnico (RT) químico devidamente registrado no CRQ, equipe operacional, jornada de trabalho, organograma e registros de capacitação.

No âmbito do processo produtivo, a vistoria deve documentar as etapas do tratamento realizadas na ETA — captação, introdução do sulfato de alumínio, filtração, desinfecção e correção de parâmetros — além dos produtos químicos utilizados, formas de armazenamento e controle de estoque.

Devem ser avaliados também os equipamentos laboratoriais e operacionais, com verificação de condições de funcionamento, calibração, manutenção preventiva e corretiva, bem como a existência de registros atualizados que comprovem a rastreabilidade das medições. O levantamento deve incluir a infraestrutura da ETA, como reservatórios, filtros, dosadores, bombas, sistemas de medição de vazão e painéis de automação, confirmando a integridade física, segurança e adequação às normas técnicas. No campo laboratorial, é essencial identificar os parâmetros analisados rotineiramente, a metodologia empregada, frequência das análises e conformidade com a Portaria GM/MS nº 888/2021, além da avaliação da estrutura física do laboratório, descarte de resíduos e controle de qualidade interno e externo.

Complementarmente, é necessário avaliar os procedimentos operacionais padrão (POPs), manuais internos, controle operacional dos processos, protocolos de emergência e planos de contingência, especialmente para falhas no tratamento, interrupções de abastecimento ou contaminações eventuais. Por fim, devem ser levantadas informações sobre a regularidade documental, como licenças ambientais, autorizações, contratos de fornecimento de produtos químicos, comprovantes de potabilidade, responsabilidades técnicas e registros obrigatórios. Esse conjunto de dados forma a base para análise do CRQ-12, assegurando que a ETA opera de o estudo apresenta relevância por tratar da análise operacional e estrutural do funcionamento da ETA (Estação de Tratamento de Água) implementada para o município de Ipueiras/TO região urbana, o sistema é classificado como abastecimento de pequeno porte, sistema simplificado. Sendo um formato adequado para que outros municípios de pequeno porte possam se espelhar de um sistema adequado para o abastecimento público, suporte para municípios que tenha até 5 mil habitantes.

Etapa 1 – Levantamento técnico-operacional do sistema

Esta etapa consistiu na caracterização detalhada da infraestrutura e do funcionamento do SAA, abrangendo as unidades de captação, adução, tratamento, reservação e distribuição. Foram realizadas quatro visitas técnicas in loco, começando no mês de novembro de 2025 até abril de 2026, permitindo a observação direta das condições físicas e operacionais da Estação de Tratamento de Água (ETA). Durante as visitas, foram coletadas informações sobre vazão, regime de operação, processos de tratamento empregados, dosagem de produtos químicos, rotinas de manutenção, funcionamento dos equipamentos e organização da equipe operacional. Adicionalmente, foram analisados documentos técnicos da Agência Tocantinense de Saneamento (ATS), incluindo relatórios operacionais e registros do Plano de Amostragem, possibilitando a validação das informações observadas em campo.

Etapa 2 – Avaliação da qualidade da água e controle operacional

Nesta etapa, foram analisados os dados referentes ao controle de qualidade da água, com base nos parâmetros físico-químicos e microbiológicos monitorados no sistema. Foram considerados indicadores como pH, turbidez, cor aparente e cloro residual livre, avaliados tanto na água bruta quanto na água tratada e distribuída. As análises seguiram os padrões estabelecidos pela legislação vigente, especialmente a Portaria GM/MS nº 888/2021 e a Resolução CONAMA nº 357/2005. Os dados foram obtidos a partir do plano amostral da ATS (2024–2026) e de relatórios laboratoriais emitidos pelo laboratório credenciado responsável pelas análises. Também foram avaliadas a frequência de monitoramento, os pontos de coleta e os procedimentos de controle operacional, permitindo verificar a conformidade do sistema com os requisitos normativos e a eficiência dos processos de tratamento.

Etapa 3 – Análise documental, normativa e contextual

A terceira etapa compreendeu a análise de documentos institucionais e instrumentos de planejamento, com o objetivo de contextualizar o funcionamento do SAA no âmbito da gestão municipal e das políticas públicas de saneamento e recursos hídricos. Foram utilizados como principais referências o Plano Municipal de Água e Esgoto (PMAE, 2024), dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2025) e relatórios da ATS. Além disso, foram considerados os marcos legais que regem o setor, como a Lei nº 9.433/1997 (Política Nacional de Recursos Hídricos) e o Plano Nacional de Saneamento Básico (PLANSAB). Essa etapa permitiu relacionar os aspectos técnicos observados com as diretrizes de planejamento, metas de universalização, indicadores operacionais e desafios estruturais do município, contribuindo para uma análise integrada do sistema.

Resultados e Discussão

O SAA de Ipueiras–TO é constituído por captação superficial no rio Tocantins (figura 01), estação de tratamento de água (ETA) de configuração simplificada e rede de distribuição, conforme estabelecido no plano de amostragem vigente 2026. A captação ocorre em corpo hídrico de domínio da União, uso insignificante de acordo com a declaração de regularidade de usos da água que independem de outorga da ANA onde identifica que nos termos da §1o do art. 12 da Lei no 9.433, de 8 de janeiro de 1997, e da Resolução ANA no 1.940, de 30 de outubro de 2017, a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico – ANA. O atendimento da população urbana estimada em 1.627 habitantes (IBGE, 2025). De acordo com a Declaração de Regularidade de Uso emitida no âmbito do Cadastro Nacional de Recursos Hídricos (CNARH), fundamentada na Lei nº 9.433/1997 e na Resolução ANA nº 1.940/2017, o uso da água é classificado como insignificante, estando dispensado de outorga por parte da ANA.



Figura 01: Captação da Água para SAA de Ipueiras/TO.
Fonte: Autora (2025)

Com o levantamento das visitas de campo do CRQ-12, foi levantado as informações do Sistema de Abastecimento de Água (SAA) (figura 02) de Ipueiras–TO apresenta atualmente uma capacidade instalada de 18,0 m³/h, operando a partir de captação superficial no Rio Tocantins e conduzindo a água bruta por aproximadamente 1 km até a Estação de Tratamento de Água (ETA) e depois distribuída para a cidade de Ipueiras/TO.

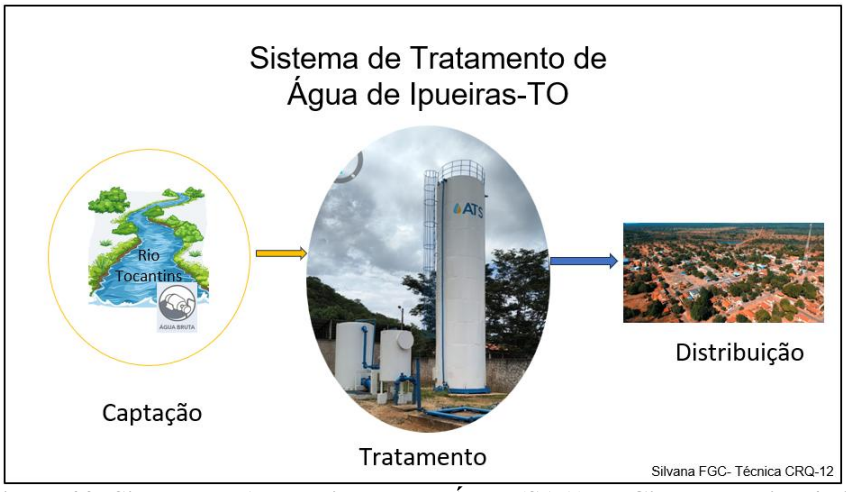


Figura 02: Sistema de Abastecimento de Água (SAA) da Cidade Ipueiras/TO
Fonte: Autora (2026)

O processo de tratamento segue um arranjo convencional simplificado (figura 03), com dosagem de sulfato de alumínio preparada em tambor de 417 L, cuja concentração varia entre 2,5 e 5 kg por batelada, acionada por sistema dosador que alimenta o ponto de mistura rápida e subsequentes unidades de tratamento. A etapa de filtração é constituída por dois filtros pressurizados, sendo o primeiro um filtro ascendente de pedra (filtro russo) e o segundo um filtro descendente de areia, ambos submetidos a rotinas diárias de limpeza: descarga de aproximadamente 4.000 L no filtro de pedra e retrolavagem de cinco minutos no filtro de areia, com vazão média de 5 m³/s. Os volumes resultantes dessas operações de higienização são direcionados integralmente à lagoa de descarte, atendendo às práticas operacionais de manejo de resíduos líquidos.

Após a filtração, a água tratada é encaminhada ao reservatório elevado (REL), com capacidade de 75 m³, onde recebe a dosagem final de cloro por meio de injeção em linha, assegurando que o volume armazenado mantenha residual adequado para a desinfecção. A distribuição ocorre predominantemente por gravidade, a partir de duas saídas independentes no REL — uma direcionada à parte baixa e outra à parte alta da cidade — garantindo equilíbrio de pressões e minimizando eventos de desabastecimento em áreas com maior cota altimétrica. A operação da bomba de captação ocorre diariamente das 05h às 22h, suprindo os ciclos de enchimento do sistema com regularidade.



Figura 03: Estação de Tratamento de Água de Ipueiras/TO.
Fonte: Autora (2026)

No que se refere ao atendimento populacional, o sistema conta com 309 ligações ativas, número considerado suficiente para suprir a demanda da população urbana de 890 habitantes. Embora o Plano Municipal de Água e Esgoto (PMAE) projete população auge de 958 habitantes, o decréscimo demográfico observado ao longo dos anos, somado às projeções geométricas de redução populacional, indica que não há necessidade de ampliação do número de ligações. Dessa forma, o sistema existente apresenta capacidade instalada compatível com a demanda prevista para todo o horizonte do plano. Eventuais expansões urbanas deverão ser supridas por redes internas implantadas pelos próprios empreendimentos, permanecendo como responsabilidade do município apenas a substituição de redes antigas e o atendimento de áreas já consolidadas ou loteamentos irregulares.

Os resultados obtidos demonstram que, com a ampliação prevista para a captação e eventuais ajustes operacionais, o SAA de Ipueiras–TO tende a apresentar maior resiliência, eficiência hidráulica e segurança no abastecimento, reduzindo vulnerabilidades relacionadas à pressão e regularidade de fornecimento tanto na área alta quanto na área baixa da cidade. Essa

caracterização atende aos objetivos do estudo, que incluiu a identificação da infraestrutura de tratamento, a avaliação das condições operacionais e a verificação da destinação dos resíduos líquidos gerados, fornecendo um diagnóstico técnico consistente para subsidiar a tomada de decisão e o planejamento futuro do sistema., desde que apoiado por políticas públicas eficazes e uso racional dos recursos naturais.

A visita técnica ao Sistema de Abastecimento de Água (SAA) do município de Ipueiras–TO foram realizadas em de novembro de 2025 até abril de 2026 em média de 1 vez ao mês, pera primeira autora do trabalho Silvana Faria Guedes Coelho. A avaliação permitiu observar in loco as condições estruturais e operacionais do sistema, bem como os procedimentos executados pelos operadores responsáveis.

O SAA opera com dois operadores, organizados em regime de revezamento de plantão de 24 horas, assegurando presença contínua na instalação. O sistema funciona diariamente das 6h às 21h, totalizando 15 horas de operação com vazão média 18,0 m³/h. A captação é realizada no rio Tocantins, em ponto onde também está instalada uma estação hidrometeorológica da empresa INVESTICO, contribuindo para o monitoramento das condições hidrológicas locais. Os registros operacionais indicam que as interrupções no fornecimento de água são associadas, principalmente, a vazamentos na rede e falhas no suprimento de energia elétrica.

A estrutura operacional do SAA de Ipueiras/TO compreende (figura 04):

Captação superficial localizada a aproximadamente 1 km da ETA; Estação de Tratamento de Água (ETA) com processo simplificado composto por coagulação com sulfato de alumínio, filtração em tanque de pedra ascendente (filtro russo) e filtro de areia descendente, ambos com possibilidade de retrolavagem; Cloração final; Reservatório Elevado (REL) com capacidade de 75 m³, responsável pela reserva operacional e distribuição; Duas linhas de distribuição, direcionadas para a parte alta e baixa da cidade, respectivamente.

Os procedimentos de limpeza e manutenção dos filtros são realizados diariamente, conforme relatado pelos operadores. O filtro de pedra recebe descarga média de 4.000 litros por ciclo, enquanto o filtro de areia passa por retrolavagem com duração aproximada de 5 minutos, com vazão de 5 m³/s. Toda a água descartada no processo de limpeza é encaminhada para uma lagoa de descarte e, posteriormente, direcionada para uma área verde disponibilizada pelo município, assegurando destinação ambientalmente adequada.

A dosagem dos insumos químicos é ajustada conforme a sazonalidade. Durante o período chuvoso (inverno), utiliza-se 2,5 a 5 kg de sulfato de alumínio, diluídos em 417 litros de água, aplicados quatro vezes ao dia (duas pela manhã e duas à tarde). No período seco (verão), a aplicação é reduzida para duas doses diárias. O processo de desinfecção emprega 1 kg de cloro por dia, devidamente diluído.

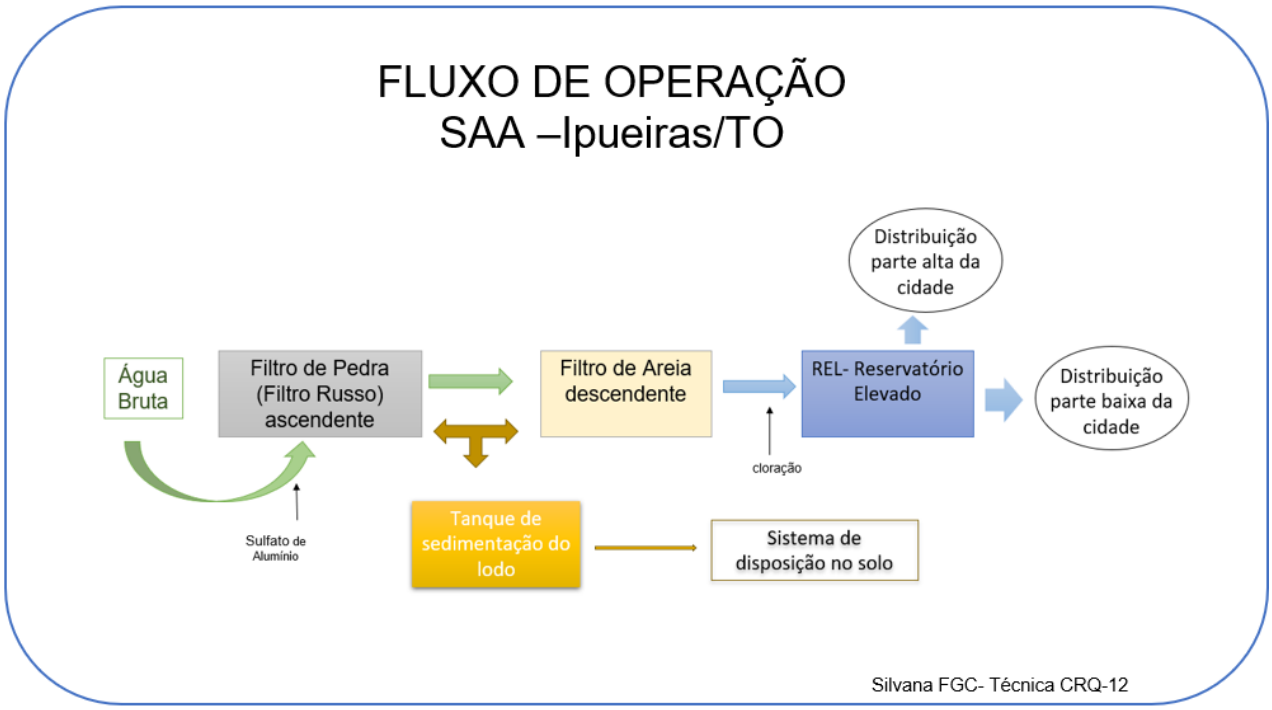


Figura 04: Fluxograma de operação do SAA de Ipueiras/TO
Fonte: Autora (2026)

O controle da qualidade da água tratada é realizado por meio de coletas semanais, encaminhadas ao laboratório credenciado CONAGUA Ambiental LTDA, localizado em Goiânia. As amostragens seguem plano de monitoramento que contempla: Cinco pontos distribuídos na rede de distribuição; Dois pontos na ETA; um ponto na captação.

Os dados obtidos na visita técnica evidenciam que o SAA de Ipueiras–TO mantém prática operacional coerente com sistemas de pequeno porte, com rotinas estabelecidas para tratamento, controle de qualidade, limpeza de filtros e gestão de insumos. A presença de equipe em regime contínuo e a organização do processo de trabalho corroboram a confiabilidade operacional do sistema, embora os episódios de interrupção por falhas elétricas e vazamentos revelem a necessidade de ações complementares de manutenção e reforço estrutural.

De acordo com o Plano Amostral da qualidade hídrica para o abastecimento público de Ipueiras no Tocantins a Agência Tocantinense de Saneamento ATS atual responsável pelo abastecimento do município, capta a água bruta para o sistema através do manancial do Rio Tocantins que faz parte da macro Bacia do Tocantins e micro bacia do Lago de Palmas. Nesse manancial é identificado alguns usos múltiplos entre eles como uso pela agropecuária, turismo ambiental, construção de usinas hidrelétricas e abastecimento público.

Onde alguns parâmetros são importantes, onde se mede a qualidade da água como: (1) Quando a densidade de cianobactérias for igual ou menor a 10.000 células/mL; (2) Quando a densidade de cianobactérias for maior a 10.000 células/mL. Já no processo de água filtrada o valor permitido de 0,5 uT para água filtrada por filtração rápida (tratamento ou filtração direta), assim como o valor máximo permitido de 1,0 uT para água filtrada por filtração lenta, estabelecidos na Portaria GM/MS nº 888 de 04 de maio 2021. As medidas são feitas de duas em duas horas no local.

Para os parâmetros de qualidade da água as análises são feitas em laboratório CONAGUA, as análises são coletadas e levadas para laboratório semanalmente, onde são coletadas amostras de cinco pontos pela cidade, e duas coletadas da água tratada. O laboratório segue as regras Portaria GM/MS nº 888 de 04 de maio de 2021 (tabela 01). Onde são exigidos: (1) As amostras devem ser coletadas, preferencialmente, em pontos de maior tempo de detenção da água no sistema de distribuição; (2) Deve ser monitorado apenas pelos SAA que fazem o uso de polímero que apresenta essa substância em sua constituição. A coleta de amostra deve ser realizada durante o período em que esse polímero for utilizado no tratamento de água; (3) Quando o parâmetro não for detectado na saída do tratamento (resultado da análise menor que o limite de detecção) fica dispensado o monitoramento na água distribuída, à exceção de substâncias que potencialmente possam ser introduzidas no sistema; (4) Quando o parâmetro for detectado na saída do tratamento, deve-se monitorar com frequência trimestral na saída do tratamento e no sistema de distribuição.

Tabela 01: Informações do Sistema- Operacionalidade para Tratamento de Água GM/MS nº 888/2021

Análises:	pH, cor, turbidez e cloro residual (água bruta e tratada) Ideal: pH 6,0 – 9,5 / turbidez 5 NTU máximo / cloro de 0,2 – 2,0 mg/L máximo Cor 15 mg/L ou 15 UH
Frequência:	A cada 2 horas
Quantidade:	Sulfato de alumínio mistura em 417 litros de água para 2,5- 5 kg: Inverno (chove) 4 vezes ao dia, duas vezes pela manhã e duas vezes pela tarde. Verão (seca) 2 vezes ao dia uma de manhã e outra de tarde; Cloro 1 kg por dia na mistura com água.
Operação	Operação de 5 horas da manhã até 22h noite
Vazão	18,0 m³/h vazão da bomba

Fonte: ATS 2025-CRQ-12 visita técnica

A quantidade mínima de amostra mensais para o controle da qualidade da água para o sistema de abastecimento para fins de análises microbiológicas comparado com a população abastecida.

O Laboratório CONÁGUA Ambiental que faz o serviço de análise laboratorial em parâmetros físicos, químicos, biológicos, tóxicos e radioativos de amostras de água para consumo humano nos municípios sob a responsabilidade da Agência Tocantinense de Saneamento – ATS.

As análises previstas para a Resolução CONAMA nº 357/2005, análises trimestrais e semanais para Portaria GM/MS nº 888 de 04/05/2021 do Ministério da Saúde.

As informações geradas pela qualidade da água são disponibilizadas nos dados e Relatórios de controle de SAA pela ATS informadas no SISAGUA – Sistema de Informação de Qualidade da Água para Consumo Humano, bem como os dados do Cadastro, Controle Mensal e Semestral do Sistema de Abastecimento de Água sob sua responsabilidade.

Considerações Finais

O levantamento técnico realizado permitiu caracterizar, de forma abrangente e sistematizada, a estrutura, o funcionamento e as condições operacionais do Sistema de Abastecimento de Água (SAA) do município de Ipueiras–TO, evidenciando que o sistema apresenta conformidade com as exigências normativas vigentes e capacidade instalada compatível com a demanda atual e futura do município. A captação superficial no rio Tocantins, classificada como uso insignificante segundo a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), assegura disponibilidade hídrica suficiente para o atendimento da população urbana, enquanto a Estação de Tratamento de Água (ETA) apresenta configuração simplificada, porém eficiente, com processos de coagulação, dupla filtração e desinfecção final, garantindo a potabilidade da água distribuída.

As análises de qualidade da água, conduzidas pelo laboratório CONAGUA Ambiental LTDA, demonstram aderência aos parâmetros da Resolução CONAMA nº 357/2005 e da Portaria GM/MS nº 888/2021, destacando a importância do

monitoramento contínuo e da rastreabilidade das informações disponibilizadas por meio do SISAGUA. Os procedimentos operacionais da ETA, incluindo rotinas de higienização dos filtros e manejo adequado do descarte em lagoa própria, evidenciam boas práticas de operação e manutenção. Ademais, o reservatório elevado de 75 m³ cumpre adequadamente sua função de regularização da distribuição, garantindo equilíbrio hidráulico entre as zonas alta e baixa da área urbana.

Os resultados também demonstram que o sistema atende satisfatoriamente às necessidades de abastecimento. A operação diária da captação e o controle sistemático dos parâmetros de qualidade reforçam a confiabilidade do sistema e a segurança do abastecimento.

Dessa forma, o diagnóstico elaborado oferece subsídios essenciais para o planejamento estratégico e para o aprimoramento das ações de gestão do SAA. Além disso, constitui base técnica relevante para a elaboração e implementação de instrumentos de segurança hídrica, como o Plano de Segurança da Água (PSA), fundamentais para a redução de vulnerabilidades, mitigação de riscos e fortalecimento da resiliência do abastecimento público em municípios de pequeno porte. Conclui-se que o SAA de Ipueiras–TO, embora dependente de manutenção contínua e aprimoramentos operacionais, apresenta condições adequadas para garantir quantidade, qualidade e regularidade no fornecimento de água potável à população urbana, contribuindo diretamente para a promoção da saúde pública e para o desenvolvimento socioambiental local.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com 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. 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). *Declaração de Regularidade de Usos da Água que Independem de Outorga da ANA* – Captação nº 1554/2021/SRE. Documento nº 02500.056810/2021-48. Referência nº 02501.004574/2021. Brasília, 9 dez. 2021.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). *Atlas Água: Abastecimento Urbano de Água no Brasil*. Brasília: ANA, 2021.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). *Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil 2023*. Brasília: ANA, 2023.

AGÊNCIA TOCANTINENSE DE SANEAMENTO (ATS). *Relatório Técnico de Operação do Sistema de Abastecimento de Ipueiras – TO*. Palmas: ATS, 2025.

AGÊNCIA TOCANTINENSE DE SANEAMENTO (ATS). *Plano de Amostragem da Qualidade da Água de Abastecimento Público Município de Ipueiras/TO*, 2026.

BRASIL. Ministério das Cidades. *Plano Nacional de Saneamento Básico – PLANSAB*. Brasília: MCIDADES, 2019.

BRASIL. Ministério da Saúde. *Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021*. Estabelece os padrões de potabilidade da água para consumo humano. Diário Oficial da União, Brasília, 2021.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). *Resolução nº 357*, de 17 de março de 2005.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. *Censo Demográfico 2022: Resultados Preliminares – Tocantins*. Rio de Janeiro: IBGE, 2026.

IPUEIRAS (TO). *Plano Municipal de Água e Esgoto – PMAE*. Empresa Equilibrium. Ipueiras: Prefeitura Municipal, 2024.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS (ONU). *Marco de Sendai para a Redução do Risco de Desastres 2015–2030*. Genebra: ONU, 2015.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE (OMS). *Guidelines for Drinking-water Quality*. 4. ed. Genebra: OMS, 2022.

INSTITUTO ÁGUA E SANEAMENTO (IAS). *Diagnóstico do Abastecimento de Água em Pequenos Municípios do Cerrado Tocantinense*. São Paulo: IAS, 2022.

INFLUÊNCIA DAS CONDIÇÕES HIDRODINÂMICAS E GEOMÉTRICAS NA EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE TURBIDEZ EM UM SISTEMA COMPACTO DE CLARIFICAÇÃO

1 Arthur Ferrari Zamprogno, 2 Mauricio Sartori
1 Instituto Federal do Espírito Santo, e-mail: arthur.fz@hotmail.com; 2 Instituto Federal do Espírito Santo, e-mail: msartori@ifes.edu.br

Palavras-chave: Floculador Tubular Helicoidal; Floculação; Água – Tratamento.

Resumo

O acesso à água potável ainda representa um desafio significativo, especialmente em regiões com infraestrutura limitada, o que evidencia a necessidade de avanços em pesquisas voltadas ao desenvolvimento de tecnologias alternativas de tratamento de água. Nesse contexto, o floculador tubular helicoidal destaca-se como uma opção promissora, especialmente em sistemas compactos e descentralizados. No entanto, ainda são necessários estudos que avaliem seu desempenho sob diferentes condições operacionais, a fim de gerar subsídios técnicos para sua aplicação. Assim, o presente estudo teve como objetivo investigar a influência da razão de curvatura e das condições de escoamento no desempenho de floculadores tubulares helicoidais em sistemas compactos de clarificação, com ênfase na eficiência de remoção de turbidez. Os ensaios foram realizados em laboratório, utilizando água sintética preparada com caulinita, com turbidez inicial entre 100 e 120 NTU. A definição das condições ótimas de coagulação foi conduzida por meio de testes em Jar Test, variando-se o pH e a dosagem de sulfato de alumínio, sendo adotados pH 10 e concentração de 25 mg/L. O sistema experimental foi composto pelas etapas de coagulação/floculação no floculador tubular helicoidal operando em configurações de escoamento ascendente e descendente, com diferentes vazões (125 e 250 mL/min) e razões de curvatura (0,063; 0,0435; 0,0332), e decantação. Os resultados indicaram que a vazão de 125 mL/min apresentou melhor desempenho, com eficiências de remoção de turbidez de até 94,3%. A configuração vertical mostrou-se superior a horizontal, e o escoamento descendente apresentou maior eficiência e estabilidade operacional. A razão de curvatura 0,0435 destacou-se pelo desempenho consistente em diferentes condições. Conclui-se que o desempenho do sistema está diretamente relacionado às condições hidráulicas e à geometria do reator, evidenciando o potencial dos floculadores tubulares helicoidais como alternativa viável para sistemas compactos de tratamento de água.

Introdução

O acesso à água em quantidade e qualidade adequadas configura-se como um dos principais desafios contemporâneos. A Organização das Nações Unidas, por meio dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), especialmente o ODS 6, estabelece como meta garantir a disponibilidade e a gestão sustentável da água para todos. Entretanto, ainda são observadas desigualdades significativas, sobretudo em áreas rurais e regiões periféricas, onde a infraestrutura de abastecimento é limitada ou inexistente, comprometendo o acesso à água potável e segura (WHO; UNICEF, 2025)

Para que a água atenda aos padrões de potabilidade, torna-se necessário submetê-la a processos de tratamento em Estações de Tratamento de Água (ETAs), incluindo etapas como coagulação e floculação. Tais processos consistem, respectivamente, na desestabilização das partículas coloidais e na posterior agregação dessas partículas em flocos maiores, os quais podem ser removidos nas etapas subsequentes, como decantação e filtração (VIANNA, 2019). Contudo, em diversas regiões vulneráveis, a ausência ou deficiência desses sistemas impede que a água alcance níveis adequados de qualidade (ANA, 2023).

Nesse contexto, o floculador tubular helicoidal apresenta-se como uma tecnologia alternativa promissora no tratamento de água, especialmente em sistemas descentralizados. Esse dispositivo possui características geométricas e hidrodinâmicas específicas, sendo constituído por um tubo cilíndrico disposto em forma helicoidal, o que favorece uma mistura hidráulica eficiente (Oliveira et al., 2024). Além disso, sua configuração pode ser adaptada quanto à posição de instalação, permitindo arranjos na orientação horizontal ou vertical, os quais influenciam diretamente as condições de escoamento ao longo do trajeto da água (SARTORI, 2015). Entre suas principais vantagens, destacam-se a reduzida área de implantação, o design simplificado, a ausência de zonas mortas e a elevada eficiência na formação de flocos (Grohmann et al., 1981; Hameed et al., 1995; Ávila et al., 2024). Dessa forma, estudos que avaliem parâmetros operacionais, como o diâmetro de enrolamento, a vazão de escoamento e a configuração do reator, tornam-se fundamentais para a otimização do desempenho e para a viabilização de sua aplicação em regiões com limitações de infraestrutura. (OLIVEIRA, 2019; Ávila et al., 2023; Silva et al., 2024; Ávila et al., 2024; Oliveira et al., 2025).

Assim, este estudo tem como objetivo investigar a influência das variações na razão de curvatura e nas condições de escoamento no desempenho de floculadores tubulares helicoidais em sistemas compactos de clarificação, com ênfase na avaliação da eficiência de remoção de turbidez.

Material e Métodos

Os ensaios foram realizados nos Laboratórios de Monitoramento Ambiental e de Química do IFES Campus Vitória. Para a execução dos testes, foram utilizados os seguintes equipamentos: turbidímetro (DEL LAB), pHmetro (Hanna), balança de precisão (Marte), Jar Test (Milan), bomba dosadora (KM), bomba periférica (Doit), mangueira siliconada com diâmetro

interno de 7 mm e externo de 11 mm, além de tubos de PVC com diâmetros de 100, 150 e 200 mm. Quanto aos reagentes, empregaram-se solução tampão para calibração do pH, caulinita (Caulim – diLuca) para preparo da água sintética, sulfato de alumínio ($Al_2(SO_4)_3$ como coagulante e hidróxido de sódio (NaOH) para ajuste de pH.

Com o objetivo de padronizar as condições experimentais, foi preparada uma água sintética a partir da suspensão de caulinita, conforme o procedimento de Barkito e De Julio (2015). A solução foi ajustada para pH 10,5 com hidróxido de sódio (NaOH), seguida de agitação, repouso por 24 horas e posterior utilização do sobrenadante, o qual foi adicionado à água potável até atingir turbidez entre 100 e 120 NTU, conforme Sartori, Zamprogno e Elizeu (2025).

Para a determinação das condições ótimas de coagulação, foram realizados ensaios em equipamento Jar Test, com variação de pH (8,0 a 10,5) e dosagens de sulfato de alumínio (15 a 40 mg/L). Os ensaios contemplaram as etapas de mistura rápida, mistura lenta e decantação, com coleta em diferentes tempos de sedimentação para avaliação da remoção de turbidez. A partir dos resultados obtidos, foram definidos o pH e a dosagem ótimos, adotados nos ensaios subsequentes de floculação.

O arranjo do circuito hidráulico do sistema experimental é apresentado na Figura 1, contemplando o reator e as etapas de tratamento envolvidas.

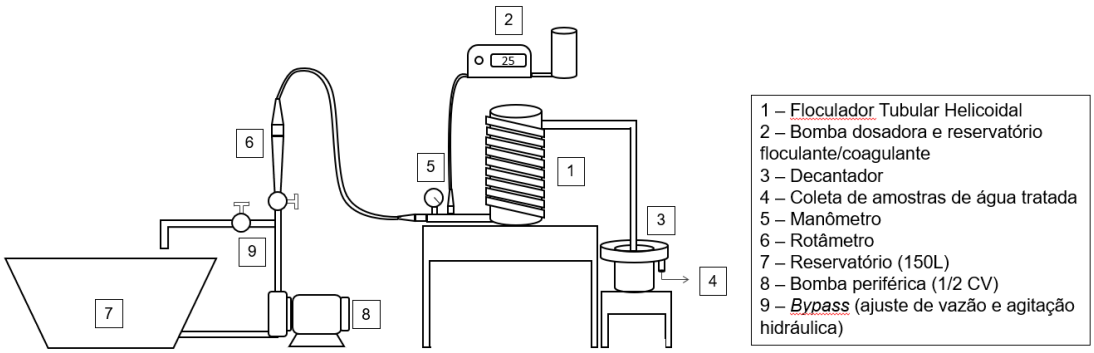


Figura 01: Representação do circuito hidráulico dos experimentos.
Fonte: Adaptado de OLIOSA (2022)

O sistema experimental de floculação foi composto pelas etapas de coagulação/floculação em Floculador Tubular Helicoidal (FTH) e de decantação. Inicialmente, realizou-se a medição e, quando necessário, o ajuste do pH da água sintética por meio da adição de hidróxido de sódio (NaOH), visando garantir condições adequadas para a coagulação.

A água era então conduzida do reservatório ao FTH por meio de uma bomba hidráulica, enquanto o coagulante (sulfato de alumínio) era dosado na entrada do sistema por uma bomba dosadora, conforme a vazão estabelecida, sendo o escoamento monitorado por um medidor de vazão.

O FTH foi disposto na configuração vertical, operando sob regimes de escoamento ascendente e descendente, com tempo de detenção hidráulica (TDH) variável em função da vazão aplicada. Após a floculação, o escoamento era direcionado a um decantador de fluxo ascendente, onde ocorria a sedimentação dos flocos, sendo a eficiência do processo dependente da relação entre a velocidade de sedimentação e a velocidade ascensional do líquido.

A avaliação do desempenho do sistema foi realizada por meio de medições de turbidez da água decantada, efetuadas em intervalos correspondentes a um TDH, sendo consideradas amostras após a estabilização do sistema para o cálculo da eficiência média de remoção de turbidez em cada condição operacional.

Foram realizados 12 ensaios para avaliar o objetivo do estudo, sendo seis com escoamento ascendente e seis com escoamento descendente, variando-se as vazões e as razões de curvatura (RC = d/D), conforme a Tabela 1.

Vazão (Q)	**Diâmetro interno (d)**	**Diâmetro de enrolamento (D)**	**RC**
(mL/min)	(m)	(m)	
250	0,007	0,111	0,063
250	0,007	0,161	0,0435
250	0,007	0,211	0,0332
125	0,007	0,111	0,063
125	0,007	0,161	0,0435
125	0,007	0,211	0,0332

Tabela 01: Parâmetros do experimento.
Fonte: Autoria própria.

A eficiência do sistema foi avaliada por meio da turbidez da água decantada. Essa avaliação foi feita a partir da equação 01, que permite determinar a eficiência da clarificação, expressa como a porcentagem de remoção da turbidez da água sintética, a partir da comparação entre os valores de turbidez antes e após o tratamento.

$$Eficiência\ (\%) = (1 - (Tt/To)) * 100 \quad (01)$$

Onde: To é a turbidez inicial e Tt a turbidez na água decantada.

Para fins de comparação, foram utilizados dados experimentais de Sartori, Zamprogno e Elizeu (2025), onde o floculador tubular helicoidal foi operado na posição horizontal, permitindo a avaliação comparativa do desempenho entre diferentes disposições do reator, sob condições operacionais equivalentes.

Resultados e Discussão

Foram analisados os Gráficos 1 e 2 para definir a concentração ideal de sulfato de alumínio e o pH, adotando-se a condição com maior remoção de turbidez. Após a mistura lenta, realizou-se a decantação com tempos de decantação de 2,33min (velocidade de sedimentação de 3 cm/min) e 4,66 min (velocidade de sedimentação de 1,5 cm/min). Esses valores foram adotados por corresponderem às velocidades de sedimentação observadas no decantador do sistema de clarificação, para cada uma das vazões estudadas.

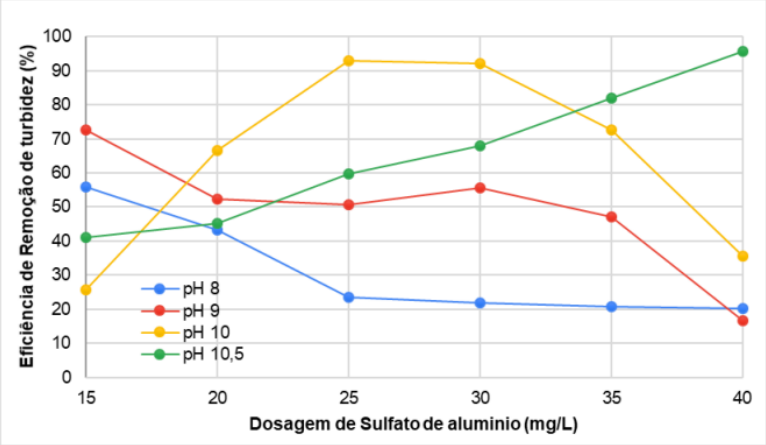


Gráfico 01: Resultados da eficiência de remoção de turbidez para velocidade de sedimentação de 3 cm/min. Fonte: Autoria própria.

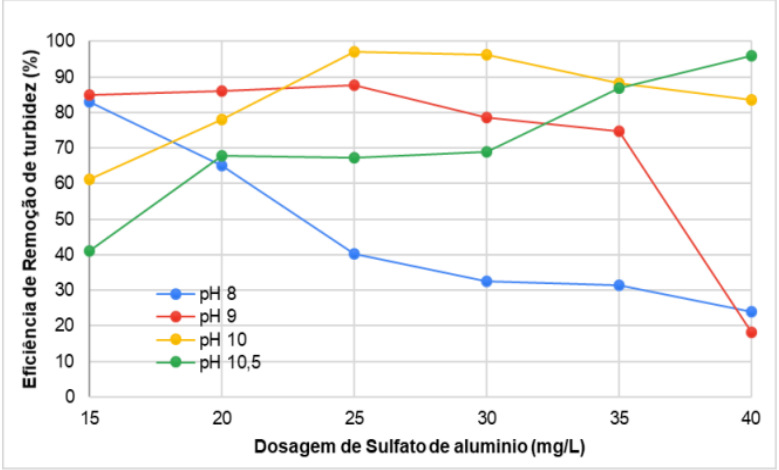


Gráfico 02: Resultados da eficiência de remoção de turbidez para velocidade de sedimentação de 1,5 cm/min. Fonte: Autoria própria.

Optou-se pela condição de pH 10 e concentração de 25 mg/L, por apresentar altos índices de remoção de turbidez em ambas as velocidades de sedimentação (3 cm/min e 1,5 cm/min), além de demandar menor quantidade de coagulante e alcalinizante, tornando o processo mais eficiente, econômico e operacionalmente favorável.

Nos ensaios com o sistema de clarificação, os valores de remoção de turbidez foram monitorados ao longo do tempo até sua estabilização, sendo então calculada a eficiência média para comparação do desempenho dos sistemas. Os Gráficos 3 e 4 apresentam a relação entre os sistemas testados e as três razões de curvatura avaliadas (0,063; 0,0435; 0,0332), considerando as duas vazões (250 ml/min e 125 ml/min).

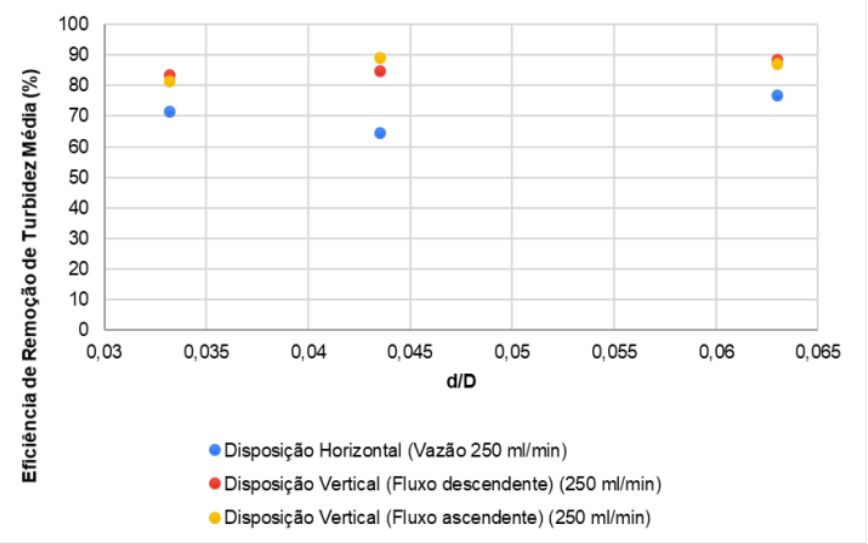


Gráfico 03: Valores médios de eficiência de remoção de turbidez para diferentes razões de curvatura (Vazão 250 ml/min). Fonte: Autoria própria.

Para a vazão de 250 mL/min, a configuração vertical apresentou desempenho superior em todas as condições, com eficiências de remoção de turbidez variando entre 80% e 89,2%, enquanto a disposição horizontal apresentou valores inferiores, entre 64,65% e 76,8%.

Na razão de curvatura 0,0332, os valores na vertical foram de 83,3% (fluxo descendente) e 81,3% (ascendente), ainda superiores ao horizontal (71,44%). Já na razão 0,0435, observou-se a maior discrepância, com a horizontal apresentando o pior resultado (64,65%) e a vertical atingindo 89,2% (ascendente) e 84,9% (descendente).

A razão de curvatura 0,063 apresentou o comportamento mais estável e eficiente, com valores próximos e elevados (88,5% descendente e 87% ascendente), indicando melhor desempenho geral.

Agora, para a vazão, de 125 mL/min, observa-se o comportamento conforme apresentado no Gráfico 04.

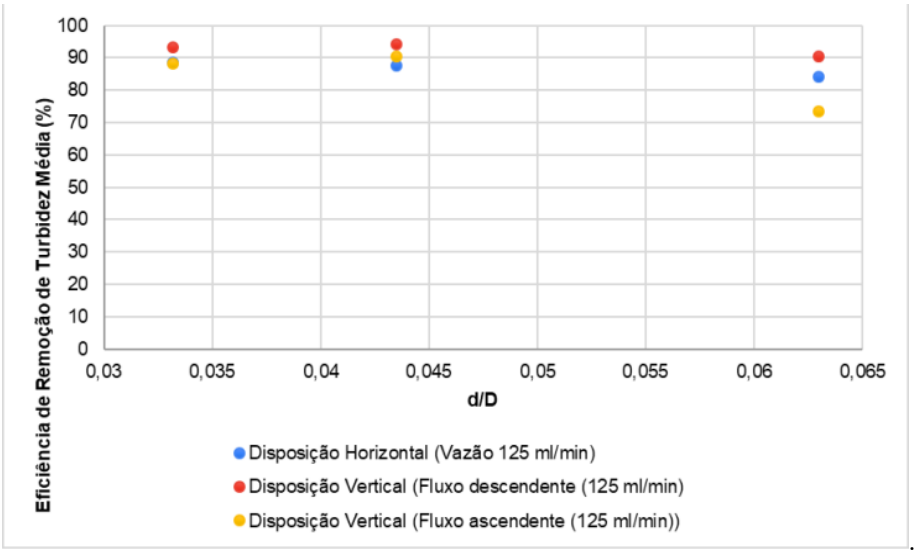


Gráfico 04: Valores médios de eficiência de remoção de turbidez para diferentes razões de curvatura (Vazão 125 ml/min).
Fonte: Autoria própria.

Para a vazão de 125 mL/min, foram observadas eficiências de remoção de turbidez entre 73,5% e 94,3%, superiores às obtidas na vazão de 250 mL/min, indicando melhor desempenho geral do sistema em menores vazões.

Na razão de curvatura 0,0332, os resultados foram próximos entre si, com destaque para o fluxo descendente (93,2%), seguido do ascendente (88,2%) e da disposição horizontal (88,63%). Já na razão 0,0435, foi obtido o melhor desempenho global do estudo, com 94,3% na configuração vertical descendente, seguido de 90,5% (ascendente) e 87,59% (horizontal).

Na razão de curvatura 0,063, observaram-se os menores valores de eficiência, com destaque para o comportamento atípico do fluxo ascendente (73,5%), inferior ao obtido na configuração horizontal (84,32%), enquanto o escoamento descendente apresentou 90,3%. Esse resultado pode ser explicado pela atuação da força gravitacional em sentido oposto ao escoamento

ascendente, o que dificulta o transporte e a sedimentação dos flocos. Considerando a baixa vazão aplicada, é provável que os flocos formados não tenham adquirido densidade e resistência suficientes para superar essa oposição, resultando em menor eficiência de separação sólido-líquido.

A análise conjunta dos resultados para as vazões de 250 mL/min e 125 mL/min demonstra que o desempenho do sistema de floculação está diretamente relacionado às condições hidráulicas e à geometria do reator, sendo a configuração vertical superior à horizontal na maioria das condições avaliadas. Esse comportamento está associado à maior estabilidade do escoamento e à tendência de concentração dos flocos em regiões mais definidas ao longo do tubo, o que favorece sua interação e crescimento. Em contrapartida, na disposição horizontal, a influência da gravidade, combinada às variações de trajetória impostas pela curvatura do tubo, torna o movimento dos flocos mais instável, dificultando sua agregação e comprometendo a eficiência do processo, conforme observado na literatura (SARTORI, 2015).

Para a vazão de 250 mL/min, os resultados foram satisfatórios (80% a 89,2%), com a configuração vertical apresentando melhor desempenho, especialmente para a razão de curvatura 0,063. Esse comportamento pode estar associado ao menor diâmetro de enrolamento (111 mm), que favorece maior intensidade de cisalhamento e, consequentemente, maior frequência de colisões entre os flocos, refletindo em eficiências elevadas e semelhantes entre os fluxos ascendente e descendente. Esse resultado está em concordância com Oliveira et al. (2025), que apontam que o aumento da curvatura intensifica o escoamento secundário, promovendo a formação de vórtices mais fortes, enquanto maiores diâmetros de enrolamento tendem a suavizar as linhas de fluxo e reduzir a intensidade do escoamento.

Por outro lado, a vazão de 125 mL/min apresentou os melhores resultados globais, com eficiências variando entre 73,5% e 94,3%. Esse desempenho superior a vazão de 250 mL/min está associado à menor velocidade ascensional no decantador, permitindo que a velocidade de sedimentação dos flocos seja predominante, favorecendo a separação sólido-líquido (SARTORI; ZAMPROGNO; ELIZEU, 2025). Nessa condição, a razão de curvatura 0,0435 se destacou, atingindo a maior eficiência do estudo (94,3%) na configuração vertical fluxo descendente, seguido da 0,0332 na configuração vertical fluxo descendente.

Considerações Finais

Conclui-se que o desempenho do floculador tubular helicoidal é influenciado pela interação entre a razão de curvatura, a vazão e a configuração de escoamento.

De modo geral, a vazão de 125 mL/min apresentou melhor desempenho em relação à de 250 mL/min.

Os resultados indicaram que, para 250 mL/min, maiores razões de curvatura apresentaram melhor desempenho, enquanto, para 125 mL/min, a menor razão foi mais eficiente.

A configuração vertical destacou-se em relação à horizontal, proporcionando maior estabilidade do escoamento e melhores condições para a formação de flocos.

O fluxo descendente apresentou os melhores resultados, enquanto o ascendente mostrou maior sensibilidade a instabilidades operacionais.

A razão de curvatura d/D = 0,0435 apresentou desempenho consistente em diferentes condições, evidenciando seu potencial de aplicação.

Assim, o estudo contribui para a compreensão do comportamento de floculadores helicoidais no tratamento de água, indicando sua viabilidade e a necessidade de investigações futuras em condições mais próximas da realidade operacional.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer ao Instituto Federal do Espírito Santo (IFES) pelo apoio recebido.

Referências Bibliográficas

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). *Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil 2023*. Brasília: ANA, 2023.

ÁVILA, F.; CHIMBO, F. Z.; QUEZADA, D. Evaluation of a Vertical Tubular Flocculator (VTF) as an alternative technology for rural drinking water treatment. *Environmental Technology & Innovation*, 2023.

GARCIA-ÁVILA, F.; CADME-TANDAZO, J.; AVILES-ANAZCO, A.; VALDIVIEZO-GONZALES, L.; CABELLO-TORRES, R.; CADME-GALABAY, M. Experimental approach and analysis of the effectiveness of a tubular helical flow flocculator for water supply in developing communities. *Heliyon*, 2024.

BARKITO, D.; DE JULIO, M. Construção e emprego de diagramas de coagulação como ferramenta para o monitoramento contínuo da floculação em águas de abastecimento. *Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, v. 10, n. 1, p. 445–458, 2015.

GARCIA-AVILA, F. et al. Experimental approach and analysis of the effectiveness of a tubular helical flow flocculator for water supply in developing communities. *Heliyon*, v. 10, e33101, 2024.

GROHMANN, A.; REITER, M.; WIESMANN, U. New flocculation units with high efficiency. Water science tecnology, v.

13. n. 11/12. p. 567-573, 1981.

HAMEED, M. S.; MUHAMMED, T. J.; SAPRE, A. A. Improved technique for river water flocculation. Filtration and separation, v. 32. n. 1. p 63-68, 1995.

OLIOSA, E. M. R. Floculadores tubulares helicoidais e sua relação com o número de Reynolds e razão de curvatura. 2022. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharel em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Instituto Federal do Espírito Santo, Vitória, 2022.

OLIVEIRA, D. S. Proposição de modelo de previsão de desempenho de unidades de floculação tubulares helicoidais. 2019. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2019.

OLIVEIRA, D. S.; DONADEL, C. B. Helically coiled tube flocculators in water clarification systems: optimal length evaluation and process efficiency probabilistic analysis. *Sustainability*, 2024.

OLIVEIRA, D. S.; SARTORI, M.; DONADEL, C. B. Spirally coiled tube flocculators: a new hydrodynamic design for water treatment. *Modelling*, v. 6, n. 4, p. 139, 2025.

SARTORI, M.; OLIVEIRA, D. S.; TEIXEIRA, E. C.; RAUEN, W. B.; REIS JR., N. C. CFD modelling of helically coiled tube flocculators for velocity gradient assessment. *Journal of the Brazilian Society of Mechanical Sciences and Engineering*, v. 37, n. 1, p. 187–198, 2015.

SARTORI, M.; ZAMPROGNO, A. F.; ELIZEU, B. M. Avaliação experimental de um sistema compacto de floculação/decantação. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 33., 2025.

SILVA, J. R.; OLIVEIRA, D. S. Water treatment with clean technologies using *Moringa oleifera* seeds in alternative low-cost clarification units. *Clean Technologies*, v. 6, p. 625–645, 2024.

VIANNA, M. R. *Hidráulica aplicada às estações de tratamento de água*. 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2019.

WORLD HEALTH ORGANIZATION; UNITED NATIONS CHILDREN'S FUND. *Progress on household drinking water, sanitation and hygiene 2000–2024: special focus on inequalities*. Geneva: World Health Organization, 2025.

LIXIVIAÇÃO DE METAIS E AVALIAÇÃO ECOTOXICOLÓGICA DE NANOPARTÍCULAS DE $COFE_2O_4$ PARA APLICAÇÃO NO TRATAMENTO DE ÁGUA

1 Juliana Aparecida Da Silva, 2 Caroline Nocêra Benetti, 3 Yasmin Marchese, 4 Adriane Martins De Freitas, 5 Eduardo Sidinei Chaves, 6 Elaine Regina Lopes Tiburtius

1 Instituto Federal do Paraná (IFPR), União da Vitória, PR, Brasil. E-mail: juliana.aparecida@ifpr.edu.br; 2 Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG) Ponta Grossa, PR, Brasil; E-mail:4100120002009@uepg.br; 3 Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), Paraná, Brasil. E-mail:yasminmarchese@alunos.utfpr.edu.br ; 4 Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), Paraná, Brasil E-mail:adrianefreitas@utfpr.edu.br ; 5 Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Florianópolis, SC, Brasil; E-mail:eduardo.chaves@ufsc.br; 6 Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG), Ponta Grossa, PR, Brasil. E-mail: erltiburtius@gmail.com

Palavras-chave: $CoFe_2O_4$; lixiviação; fitotoxicidade

Resumo

A presença de contaminantes de preocupação emergente em corpos hídricos tem impulsionado o desenvolvimento de tecnologias avançadas para sua remoção, destacando-se a fotocatálise heterogênea. Neste estudo, nanopartículas de ferrita de cobalto ($CoFe_2O_4$) foram sintetizadas por coprecipitação e avaliadas quanto à sua eficiência na degradação do triclosan (TCS), à estabilidade ambiental e aos possíveis efeitos ecotoxicológicos. A caracterização físico-química confirmou a formação da fase espinélio cúbica, com elevada pureza, homogeneidade composicional e propriedades ópticas compatíveis com absorção na região do visível (band gap de 1,64 eV). Os ensaios de degradação indicaram elevado potencial fotocatalítico do material, enquanto a avaliação por Espectrometria de Massa com Plasma Acoplado Indutivamente(ICP-MS) revelou baixa lixiviação de ferro, com concentrações inferiores ao limite estabelecido pela legislação brasileira (0,3 mg L^{-1}), e liberação pontual de cobalto, com média de aproximadamente 35 µg L^{-1}. Ensaios ecotoxicológicos com *Daphnia magna* indicaram baixa toxicidade aguda do lixiviado, com os efeitos mais associados à presença de partículas em suspensão. Testes com *Lactuca sativa* demonstraram redução da fitotoxicidade após o processo fotocatalítico, sugerindo a formação de subprodutos menos tóxicos. Os resultados evidenciam que a $CoFe_2O_4$ apresenta elevada estabilidade química, baixa liberação de íons metálicos e baixa toxicidade com grande potencial de aplicação em sistemas de tratamento de água.

1.0 Introdução

No último século, o consumo global de água aumentou significativamente, impulsionado pelo crescimento populacional, pela expansão econômica e por mudanças nos padrões de consumo. Esse recurso essencial, frequentemente denominado “ouro azul”, é fundamental para o desenvolvimento sustentável, tornando sua preservação uma prioridade global (UNESCO, 2015).

A presença de contaminantes de preocupação emergente em corpos hídricos representa um grande desafio, uma vez que compostos como o triclosan (TCS) apresentam elevada persistência e resistência aos tratamentos convencionais. O TCS é amplamente utilizado em produtos de higiene pessoal e pode causar bioacumulação e efeitos adversos em organismos aquáticos (Dhillon et al., 2015).

Dentre as tecnologias emergentes, destacam-se os processos oxidativos avançados (POAS) e especialmente a fotocatálise heterogênea, que utiliza materiais semicondutores capazes de gerar espécies reativas responsáveis pela degradação de compostos orgânicos (Fujishima & Zhang, 2006).

As ferritas do tipo AFe_2O_4, em especial a $CoFe_2O_4$, têm recebido destaque devido à sua estabilidade química, atividade catalítica e propriedades magnéticas, o que permite sua recuperação após o uso (Kumar et al., 2020). Diante disso, este estudo teve como objetivo avaliar a lixiviação metálica e a toxicidade aguda durante estudos de degradação do TCS, utilizando o $CoFe_2O_4$ como catalisador.

2.0 Materiais e Métodos

2.1 Síntese e caracterização da ferrita de cobalto

As nanopartículas de ferrita de cobalto foram obtidas por coprecipitação de íons Fe^{3+} e Co^{2+} em meio alcalino, na proporção 2:1. O precipitado formado foi decantado, lavado, filtrado e calcinado a 500 °C por 200 minutos, resultando em $CoFe_2O_4$. As nanopartículas foram caracterizadas por técnicas instrumentais (UV-Vis- Espectroscopia Ultravioleta-Visível, FTIR-Espectroscopia de Infravermelho por Transformada de Fourier, DRX- Difração de Raios X, MEV-EDS-Microscopia Eletrônica de Varredura - Espectroscopia por Dispersão de Energia, FRX- Fluorescência de Raios X-, BET-Teoria de Brunauer, Emmett e Teller, potencial zeta e ponto de carga zero), permitindo a avaliação de suas propriedades estruturais, morfológicas, superficiais e magnéticas.

2.2 Ensaios de degradação

Os ensaios foram realizados por fotocatálise heterogênea utilizando $CoFe_2O_4$ (0,8 g L^{-1}) em solução de TCS (1,0 mg L^{-1}). Inicialmente, o sistema foi mantido no escuro por 30 min para equilíbrio de adsorção. Em seguida, as amostras foram irradiadas por 5 min com uma lâmpada LED (280–800 nm, $\lambda máx$ = 584 nm).

As amostras foram filtradas (0,22 µm) e analisadas para determinação da concentração residual. Os resultados foram expressos como C/C₀ para avaliar a eficiência de degradação (%).

2.3 Avaliação da lixiviação metálica

A lixiviação de Fe e Co sob irradiação UV foi avaliada por meio de ICP-MS. As soluções reacionais foram filtradas (0,22 µm) e diluídas 1:10 (v/v). As concentrações foram determinadas em espectrômetro ICP-MS Elan 6000 (PerkinElmer-Sciex), monitorando os isótopos 57Fe e 59Co. A quantificação foi realizada por calibração externa (1–200 µg L^{-1}), com $R^2 > 0,996$. O limites de detecção e quantificação foram: LD (Co) = 0,13 µg L^{-1}; LD (Fe) = 30 µg L^{-1}; LQ (Co) = 0,5 µg L^{-1}; LQ (Fe) = 100 µg L^{-1}.

2.4 Ensaios ecotoxicológicos

Daphnia magna: ensaios de toxicidade aguda conforme ABNT NBR 12713:2022, com adaptações devido ao caráter magnético e à baixa solubilidade das nanopartículas. Condições: 20 ± 2 °C, sem alimentação e sem fotoperíodo. Avaliação: imobilidade após 48 h de exposição.

2.5 Avaliação da toxicidade de TCS e resíduos do catalisador após a fotocatálise em sementes de *Lactuca sativa*:

A toxicidade frente ao bioindicador *Lactuca sativa* foi avaliada em duas condições: solução contendo resíduo do processo de fotocatálise heterogênea (1,0 g L^{-1} de catalisador, 1,0 mg L^{-1} de TCS, 30 minutos sem irradiação e 5 min de radiação) e solução de TCS (1,0 mg L^{-1}). Em ambas, utilizou-se controle negativo com água ultrapura. Foram preparadas placas de Petri com 18 sementes de alface, mantidas em estufa a 23 °C, no escuro, por 120 h. A germinação relativa e a inibição do crescimento radicular foram calculadas conforme as equações específicas da metodologia.

2.6 Tratamento estatístico

Todos os ensaios foram realizados em triplicata. Os resultados foram tratados estatisticamente por meio do cálculo da média e do desvio padrão, garantindo reprodutibilidade e confiabilidade.

3.0 Resultados e Discussão

3.1 Síntese e Caracterização da Ferrita de Cobalto

A síntese da ferrita de cobalto ($CoFe_2O_4$) pelo método de coprecipitação, que seguiu o procedimento já utilizado pelo grupo de pesquisa (Figura 1), resultou na obtenção de nanopartículas com fase cristalina bem definida, conforme evidenciado pelos padrões de DRX. A presença de reflexões características da estrutura espinélio cúbica (figura 02a), confirma a formação da fase desejada, sem indícios de fases secundárias detectadas, indicando elevada pureza do material. Resultados semelhantes são amplamente relatados na literatura para ferritas sintetizadas por coprecipitação, o que evidencia a eficiência desse método na obtenção de materiais cristalinos homogêneos. (Milutinović et al., 2024; Patil et al., 2023; Sukoviene et al., 2025)

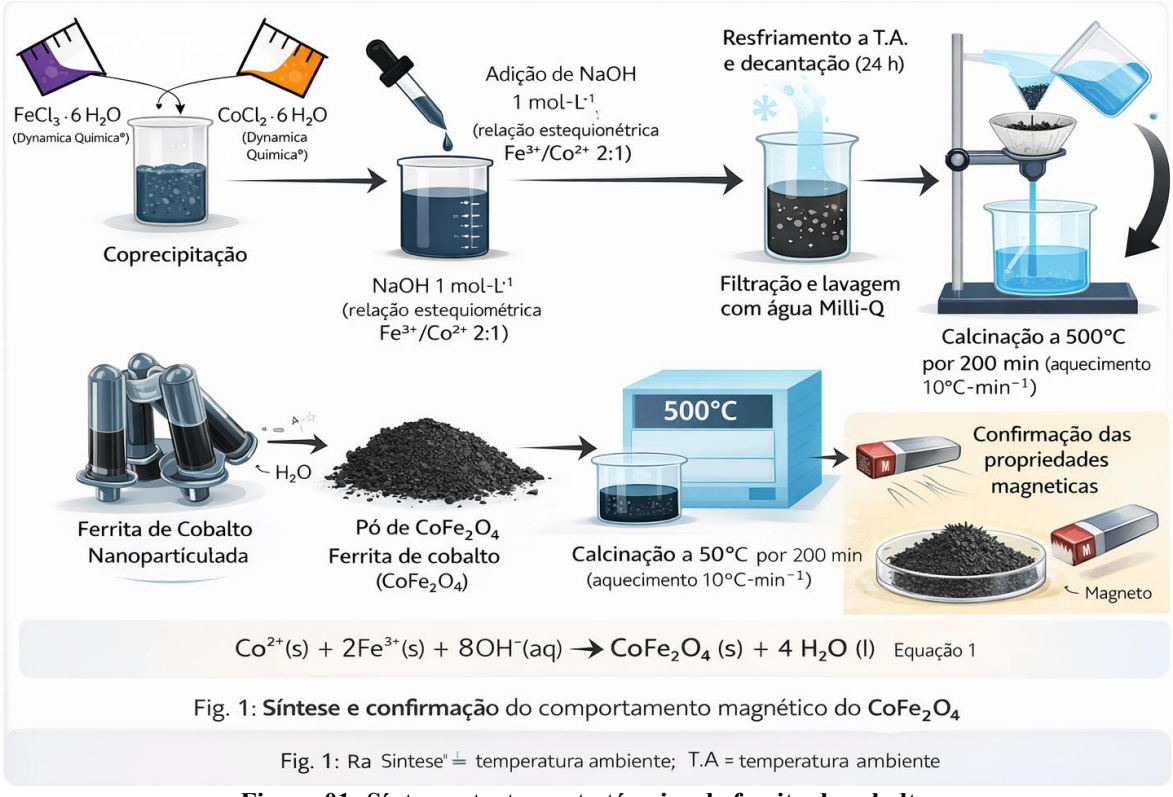


Figura 01: Síntese e tratamento térmico de ferrita de cobalto

3.2 Análise composicional e morfológica da $CoFe_2O_4$ obtida por coprecipitação

A composição química obtida por FRX evidenciou a predominância dos elementos ferro (70,24%) e cobalto (29,33%), totalizando 99,6% em massa, valor compatível com a estequiometria esperada para a ferrita de cobalto. A presença residual de manganês (0,431%) pode estar associada a impurezas em nível de traço dos reagentes, não sendo suficiente para comprometer a formação da fase espinélio. Esses resultados confirmam a eficiência do método de síntese na obtenção de um material com composição química próxima daquela ideal.

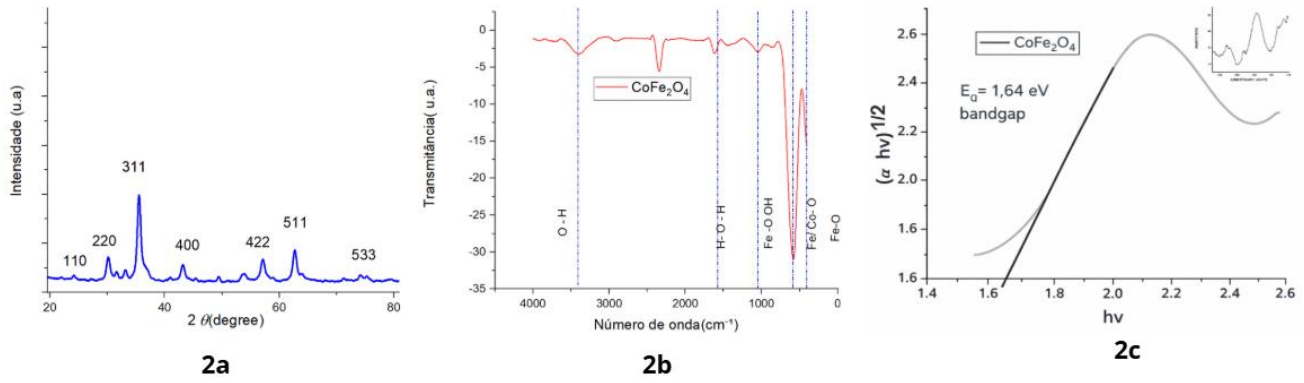


Figura 02. Caracterização estrutural e óptica da ferrita de cobalto ($CoFe_2O_4$): (a) perfil de difração de raios X (DRX) evidenciando a formação da estrutura espinélio cúbica; (b) espectro de infravermelho por transformada de Fourier (FTIR) com bandas características das ligações metal–oxigênio (Fe–O e Co–O); e (c) determinação da energia de band gap por espectroscopia UV-Vis/DRS, indicando valor de 1,64 eV e absorção na região do visível.

O mapeamento elementar obtido por espectroscopia de energia dispersiva (EDX) (Figura 03) demonstrou distribuição homogênea dos elementos Fe, Co e O ao longo da matriz, indicando boa uniformidade química, indicativo importante da qualidade da síntese, uma vez que a distribuição uniforme dos cátions influencia diretamente as propriedades estruturais e catalíticas do material.

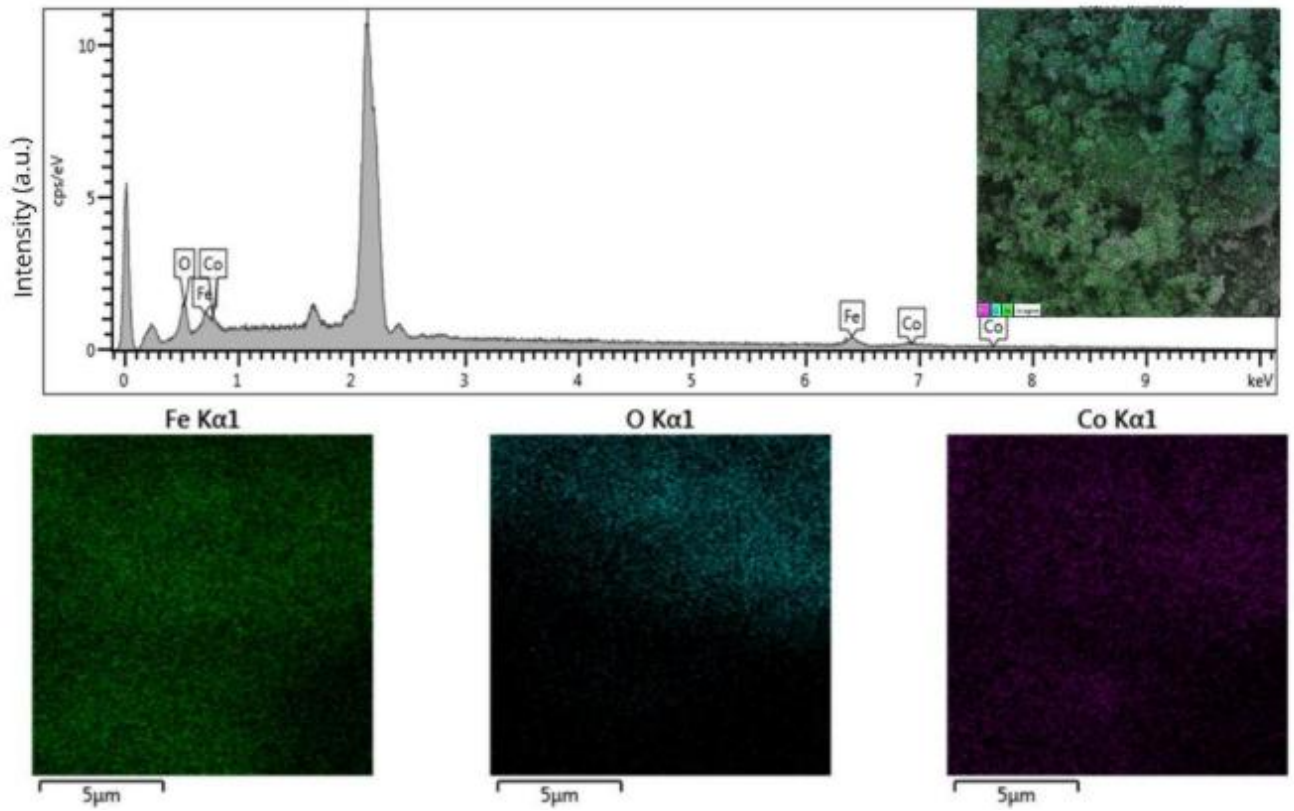


Figura 03. Espectro EDX e mapeamento elementar da ferrita de cobalto.

A análise morfológica por microscopia eletrônica de varredura (MEV) (Figura 04) evidenciou a presença de aglomerados constituídos por partículas de tamanho nanométrico, com distribuição relativamente homogênea. Esse comportamento é típico

de materiais obtidos por coprecipitação, nos quais forças de atração interpartículas favorecem a aglomeração após a calcinação. A morfologia observada sugere adequado controle dos processos de nucleação e crescimento durante a síntese, o que é essencial para aplicações catalíticas (Patil et al., 2023). (Figura 04)

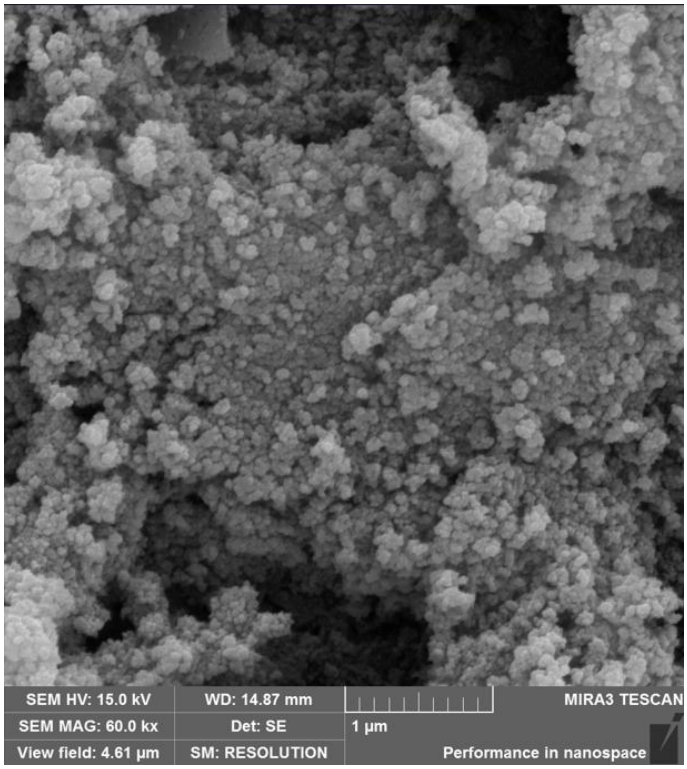


Figura 04. Microscopia Eletrônica para pós de ferrita de cobalto calcinado a 500 °C/2h. com ampliações de 60 kx.

A análise por FTIR mostrou bandas intensas na faixa de 400 a 600 cm^{-1}, atribuídas às vibrações de estiramento das ligações metal–oxigênio (Fe–O e Co–O) nos sítios tetraédricos e octaédricos da estrutura espinélio. (Figura 02b) A presença dessas bandas é um indicativo da formação da ferrita de cobalto e está diretamente relacionada à organização estrutural do material (Patil et al., 2023). Além disso, essas características vibracionais são fundamentais para compreender as propriedades estruturais e a reatividade superficial do material.

De forma geral, os resultados obtidos indicam que o método de coprecipitação, aliado ao tratamento térmico adequado, foi eficiente na obtenção de nanopartículas de $CoFe_2O_4$ com elevada pureza, boa homogeneidade composicional e propriedades estruturais e morfológicas compatíveis com sua aplicação em processos de fotocatálise heterogênea.

3.3 Band gap da $CoFe_2O_4$: chave para a atividade fotocatalítica

As propriedades ópticas foram avaliadas por espectroscopia UV-Vis/DRS, permitindo a determinação da energia de *band gap* pelo método de Tauc. O valor obtido para a $CoFe_2O_4$ foi de 1,64 eV (Figura 02c), compatível com ferritas do tipo espinélio e indicativo de comportamento semicondutor com absorção na região do visível. A análise UV-Vis revelou propriedades eletrônicas compatíveis com absorção de radiação na faixa visível, reforçando a capacidade da $CoFe_2O_4$ de gerar espécies reativas sob irradiação. Em conjunto, esses resultados confirmam que o método de síntese empregado é eficiente para produzir um material estruturalmente estável, com propriedades físico-químicas adequadas para aplicações catalíticas, especialmente voltadas à degradação de contaminantes orgânicos em ambientes aquáticos.

3.4 Resíduos da fotocatálise e de soluções de TCS e seus efeitos iniciais sobre germinação e desenvolvimento radicular

No primeiro ensaio, avaliou-se o resíduo obtido após a fotocatálise. O ensaio de germinação revelou diferenças claras entre as amostras. O controle apresentou 61,1% de germinação e raiz média de 2,77 cm, indicando toxicidade do TCS. Após os tempos de tratamento em todas as amostras (30 minutos sem irradiação e 5 min de radiação), retiraram-se as amostras FH1, FH2, FH3, FH4. A amostra FH1 reduziu a germinação em 44,4%, mas aumentou o crescimento radicular (percentual relativo do comprimento da raiz (RRG) = 122%), sugerindo resposta hormética. FH2 e FH3 superaram o controle em germinação (66,7%), com leve redução em FH2 (RRG = 89%) e valores próximos ao controle em FH3 (RRG = 104%). FH4 destacou-se entre os melhores resultados (IG = 83,3%; RRG = 110%), indicando ausência de fitotoxicidade (Figura 07)**.**

Na avaliação com apenas a solução de TCS (1,0 mg L^{-1}), o processo também apresentou germinação elevada (83,3%) e crescimento relativo (110%). Estudos recentes mostram que o TCS e seus subprodutos podem gerar efeitos subletais e genotóxicos não captados por parâmetros iniciais (Figura 08)(Fernandes, 2021)**.**

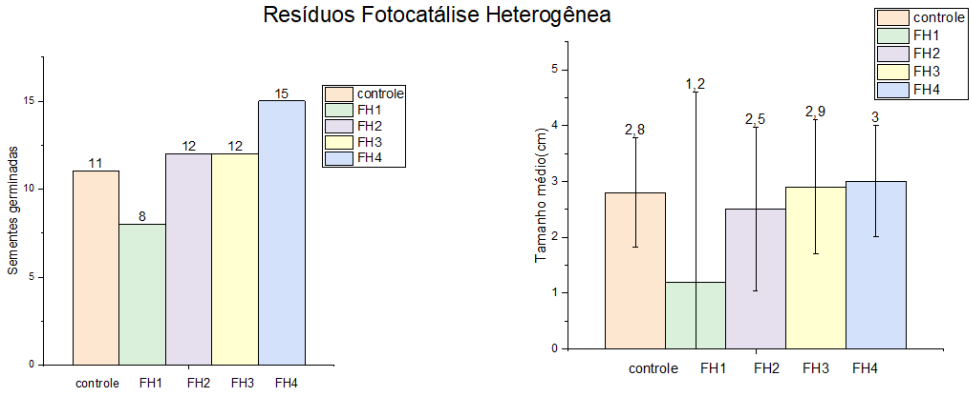


Figura 08. Germinação de sementes e comprimento médio radicular de Lactuca sativa expostas aos resíduos pós-tratamento via fotocatálise (1,0 g L^{-1} de catalisador e 1,0 mg L^{-1} de triclosan – TCS), após 30 minutos sem irradiação e 5 minutos sob radiação. À esquerda: número de sementes germinadas; à direita: comprimento médio das radículas. As amostras avaliadas correspondem aos tratamentos FH1, FH2, FH3 e FH4.

Os resultados obtidos neste estudo confirmam a elevada fitotoxicidade do TCS que está em consonância com trabalhos anteriores que apontam este composto como contaminante emergente de preocupação ambiental (Ramires et al., 2021). Os dados de toxicidade inicial após o tratamento indicam baixa toxicidade aparente em *Lactuca sativa*. Em contrapartida, os resíduos provenientes da fotocatálise heterogênea apresentaram índices de germinação superiores aos do controle, sugerindo uma redução da toxicidade. Esses resultados demonstram a eficácia do $CoFe_2O_4$ como fotocatalisador na degradação do TCS e reforçam seu potencial como tecnologia de remediação ambiental (Kosera, 2017). Em síntese, os produtos fotocatalíticos aparentam baixa toxicidade inicial, mas a interpretação exige cautela: o crescimento radicular é mais sensível que a germinação (Kookana et al., 2011).

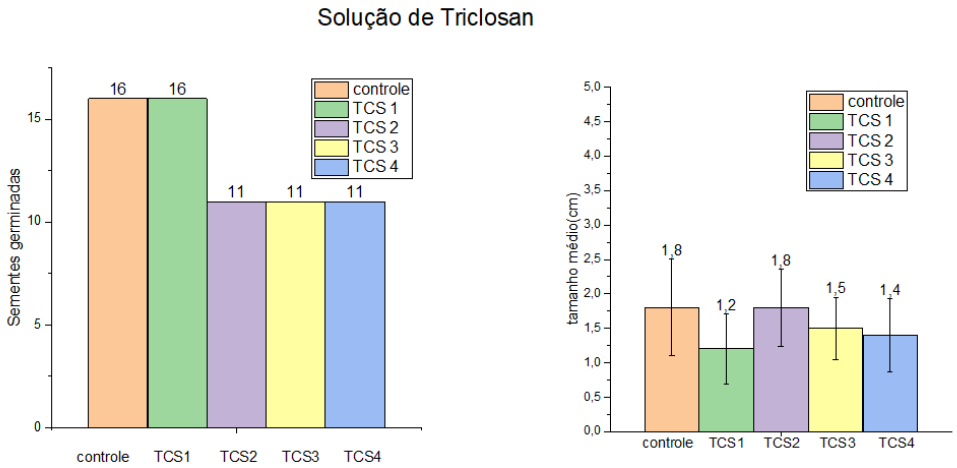


Figura 09.Germinação de sementes e comprimento médio radicular de Lactuca sativa após a aplicação de solução contendo triclosan (TCS, 1,0 mg L^{-1}), submetida a 30 minutos sem irradiação e 5 minutos sob radiação. À esquerda: número de sementes germinadas; à direita: comprimento médio das radículas. Após os tempos de tratamento, foram coletadas as amostras denominadas TCS1, TCS 2, TCS 3, TCS4.

3.5 Avaliação ecotoxicológica de nanopartículas de $CoFe_2O_4$ utilizando a *Daphnia magna* como bioindicador

A toxicidade das nanopartículas de $CoFe_2O_4$ mostrou-se dependente do método de preparação e da dispersão da amostra. Seguindo os protocolos da ABNT NBR 12713:2022, os ensaios com lixiviado obtido por agitação magnética indicaram baixa toxicidade, com efeitos de imobilidade apenas na exposição máxima de 1 g L^{-1} (Figura 10). Nesse cenário, obteve-se Fator de Toxicidade (FT) = 1 e CE50 = 219,31 mg L^{-1}. Em contraste, a dispersão ultrassônica alterou o perfil toxicológico. A desagregação mecânica promovida pelo ultrassom reduziu a agregação natural das nanopartículas, resultando em toxicidade significativa em várias concentrações. Para esses ensaios, a CE50 média foi de 201,93 ± 1,71 mg L^{-1}, com FT > 32, pois os efeitos tóxicos foram observados mesmo em diluições de 0,03 g L^{-1}.

A discrepância entre os resultados está relacionada ao comportamento coloidal das nanopartículas em meio aquático. Sob agitação magnética, elas tendem a formar macroagregados por interações de Van der Waals e atração magnética, reduzindo a área superficial e a biodisponibilidade. Já o ultrassom aumenta a estabilidade da suspensão, favorecendo a interação direta. Evidências microscópicas confirmaram a presença de nanopartículas no tubo digestivo e a adsorção física na carapaça e nos apêndices natatórios, observadas durante a ecdise. Esse "encapsulamento" físico pode causar estresse mecânico e dificultar a natação, contribuindo para os altos índices de imobilidade observados.

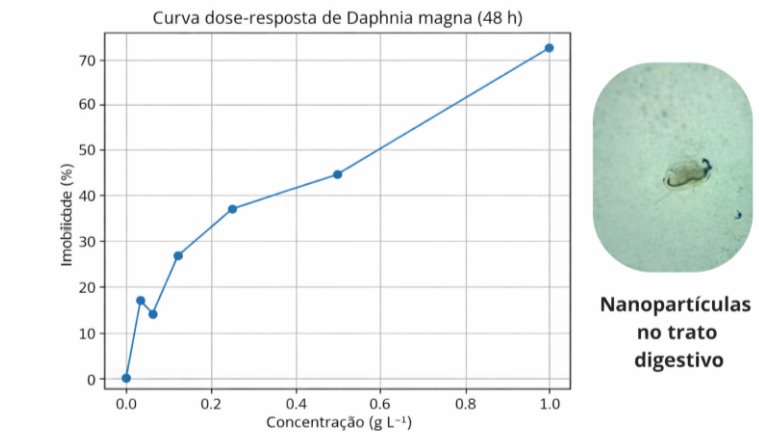


Figura 10. Curva dose–resposta da imobilidade de *Daphnia magna* após 48 h de exposição às nanopartículas de $CoFe_2O_4$ (esquerda) e imagem microscópica evidenciando a presença de nanopartículas no trato digestivo (direita).

Esse comportamento, associado aos resultados de ICP-MS que indicaram baixa lixiviação metálica, sugere que os efeitos observados estão predominantemente relacionados à ingestão de partículas, e não à liberação de íons dissolvidos, em concordância com estudos recentes que destacam a influência da biodisponibilidade e das propriedades físico-químicas das nanopartículas na toxicidade em organismos aquáticos (Facin et al., 2024). As análises microscópicas confirmaram a presença de nanopartículas no trato digestivo, corroborando o mecanismo.

3.6 ICP-MS aplicado à avaliação da lixiviação de nanopartículas de ferrita de cobalto

A avaliação da lixiviação por ICP-MS revelou baixas concentrações de ferro na maioria das amostras, indicando elevada estabilidade estrutural da ferrita de cobalto. Esse comportamento pode ser atribuído à forte interação entre os cátions metálicos e o oxigênio na estrutura do espinélio, o que dificulta a solubilização dos íons Fe^{3+} em meio aquoso. Essa estabilidade está em concordância com os resultados de caracterização estrutural, que evidenciaram a formação de uma fase cristalina bem definida e homogênea (Patil et al., 2023).(Figura 11)

Por outro lado, a liberação de Co^{2+}, embora pontual, pode estar associada à presença de sítios superficiais mais reativos ou defeitos estruturais gerados durante o processo de síntese por coprecipitação, que são mais suscetíveis à lixiviação inicial (Sun, 2020; Liu et al., 2019). Ainda assim, as concentrações médias observadas foram relativamente baixas, o que indica que a dissolução do material não ocorreu de forma contínua.

Do ponto de vista da aplicação, a baixa lixiviação observada sugere que o $CoFe_2O_4$ apresenta potencial para uso em sistemas de tratamento de água com reduzido risco de contaminação secundária. Além disso, sua natureza magnética permite a recuperação eficiente do material por meio de separação magnética, reduzindo sua permanência no meio aquoso e limitando a liberação prolongada de íons metálicos (Kumar et al., 2020).

Esse comportamento está em concordância com os resultados ecotoxicológicos, nos quais foi observada baixa toxicidade do lixiviado, indicando que a liberação de metais não ocorre em níveis críticos para organismos aquáticos (Wang et al., 2022).

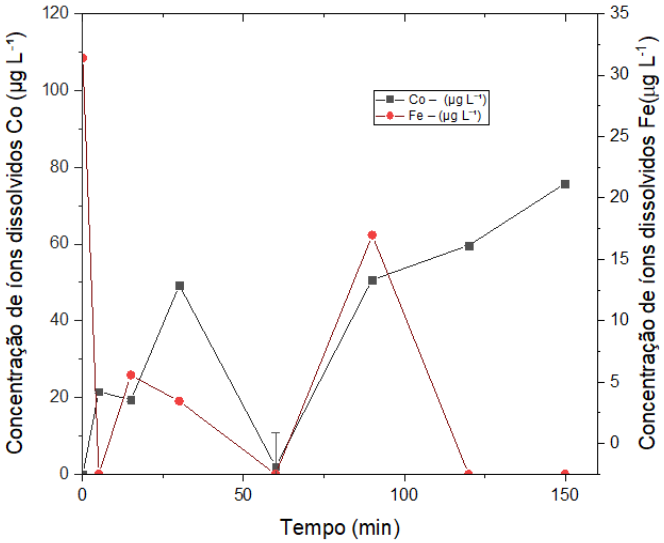


Figura 11. Análise por ICP-MS da lixiviação de íons Fe^{3+} e Co^{2+} a partir de nanopartículas de $CoFe_2O_4$.

3.7 Mecanismo fotocatalítico e degradação do TCS sob radiação visível.

Durante o período escuro (0–30 min), o sistema atingiu o equilíbrio de adsorção/dessorção. Após a irradiação fotocatalítica, verificou-se uma rápida elevação da eficiência, atingindo cerca de 55 ± 0,6% após 5 minutos de irradiação. Esse resultado demonstra a elevada atividade fotocatalítica do $CoFe_2O_4$ em curto tempo de reação, atribuída à geração de espécies reativas (Wang et al., 2022). O desempenho reforça o potencial do material para aplicações em tratamento de contaminantes com baixo tempo de residência. O mecanismo fotocatalítico envolve a excitação do semicondutor e a formação de pares elétron/lacuna, conforme as equações (1–5).

$$CoFe_2O_4 + h\nu \rightarrow e^- (CB) + h^+ (VB) \quad \text{Equação (1)}$$

$$h^+ + H_2O \rightarrow {\bullet}OH + H^+ \quad \text{Equação (2)}$$

$$h^+ + OH^- \rightarrow {\bullet}OH \quad \text{Equação (3)}$$

$$e^- + O_2 \rightarrow {\bullet}O_2^- \quad \text{Equação (4)}$$

$${\bullet}OH / {\bullet}O_2^- + TCS \rightarrow \text{intermediários} \rightarrow CO_2 + H_2O \quad \text{Equação (5)}\sim$$

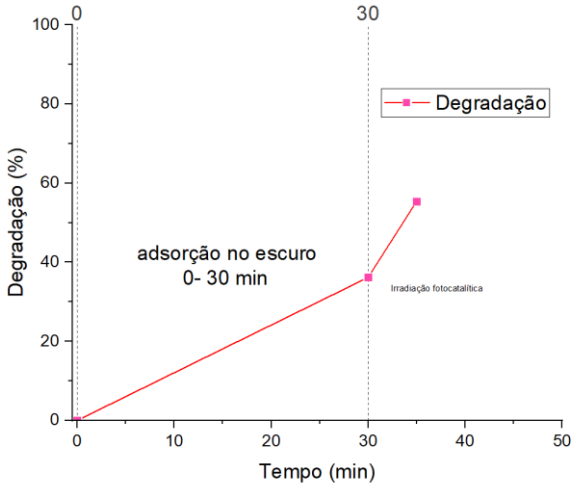


Figura 12. Variação da razão C/C₀ durante a adsorção no escuro (0–30 min) e posterior fotodegradação do TCS utilizando $CoFe_2O_4$

Considerações Finais

O material $CoFe_2O_4$ apresentou elevada estabilidade química, evidenciada pela baixa lixiviação de íons metálicos (Fe e Co), com concentrações de ferro abaixo do limite estabelecido pela legislação brasileira (0,3 mg L^{-1}). A degradação do TCS atingiu aproximadamente 63% sob irradiação, demonstrando elevada eficiência fotocatalítica. Ensaios ecotoxicológicos indicaram baixa toxicidade aguda do lixiviado, com germinação de até 83,3% e crescimento radicular relativo superior a 100%, o que indica redução da fitotoxicidade após o processo fotocatalítico. Os resultados confirmam o potencial da $CoFe_2O_4$ para aplicação no tratamento de água, com baixo risco ambiental associado à lixiviação metálica. No entanto, outros estudos de toxicidade são necessários, por exemplo, os de toxicidade crônica.

Agradecimentos

Instituto Federal do Paraná (IFPR), União da Vitória, PR, Brasil; Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG).

Referências Bibliográficas

BAUN, A. et al. Ecotoxicity of engineered nanoparticles to aquatic organisms. Aquatic Toxicology, v. 86, n. 3, p. 379–387, 2008.

DHILLON, G. S. et al. Triclosan: Current status, occurrence, environmental risks and bioaccumulation potential. International Journal of Environmental Research and Public Health, v. 12, n. 5, p. 5657–5684, 2015. DOI: https://doi.org/10.3390/ijerph120505657

FACIN, B. R. et al. Toxicity of nanoparticles in aquatic environments: effects on Daphnia magna and other organisms. Nanomaterials, v. 14, n. 17, p. 1447, 2024.

FERNANDES, L. M. Avaliação ecotoxicológica de contaminantes emergentes em ambientes aquáticos: enfoque no triclosan. 2021. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2021.

FUJISHIMA, A.; ZHANG, X. Titanium dioxide photocatalysis: present situation and future approaches. Comptes Rendus Chimie, v. 9, n. 5–6, p. 750–760, 2006. DOI: https://doi.org/10.1016/j.crci.2005.02.055

GÖKÇE, D.; KÖYTEPE, S.; ÖZCAN, İ. Assessing short-term effects of magnetite ferrite nanoparticles on Daphnia magna. Environmental Science and Pollution Research, v. 27, n. 25, p. 31489–31504, 2020.

KOOKANA, R. S.; YING, G. G.; WALLER, N. J. Triclosan: its occurrence, fate and effects in the Australian environment. Water Science and Technology, v. 63, n. 4, p. 598–604, 2011. DOI: https://doi.org/10.2166/wst.2011.205

KOSERA, V. S. et al. Triclosan degradation by heterogeneous photocatalysis using ZnO immobilized in biopolymer as catalyst. Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry, v. 344, p. 184–191, 2017. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jphotochem.2017.05.014

KUMAR, N.; GHAFFARI, Y.; KIM, S.; BAE, J.; KIM, K. S.; SAIFUDDIN, M. Photocatalytic degradation of organic pollutants over MFe_2O_4 (M = Co, Ni, Cu, Zn) nanoparticles at neutral pH. Scientific Reports, v. 10, n. 4942, 2020. DOI: https://doi.org/10.1038/s41598-020-61867-5

LIU, F.; PENG, C.; PORVALI, A.; WANG, Z.; WILSON, B. P.; LUNDSTRÖM, M. Synergistic recovery of valuable metals from spent nickel–metal hydride batteries and lithium-ion batteries. ACS Sustainable Chemistry & Engineering, v. 7, n. 16, p. 16103–16111, 2019. DOI: 10.1021/acssuschemeng.9b03842

MILUTINOVIĆ, A. et al. Synthesis-dependent structural and magnetic properties of monodomain cobalt ferrite nanoparticles. Metals, v. 14, p. 833, 2024. DOI: https://doi.org/10.3390/met14070833

MITTAL, D. et al. Magnetic nanoparticles: a review on applications in biomedicine. Magnetochemistry, v. 8, n. 9, p. 107, 2022. DOI: https://doi.org/10.3390/magnetochemistry8090107

PATIL, D. J.; BEHERA, S. N. Synthesis and characterization of nanoparticles of cobalt and nickel ferrites for elimination of hazardous organic dyes from industrial wastewater. Environmental Science and Pollution Research, v. 30, p. 53323–53338, 2023. DOI: https://doi.org/10.1007/s11356-023-26059-5

RODRIGUEZ, E. M.; TERNES, T. A. Occurrence of triclosan and its transformation products in the aquatic environment: a review. Environmental Science and Pollution Research, v. 25, n. 6, p. 6087–6102, 2018. DOI: https://doi.org/10.1007/s11356-017-0858-4

SUKOVIENE, J. et al. Structural stability and environmental applications of spinel ferrites: a review. Applied Sciences, v. 15, n. 2, p. 857, 2025.

SUN, Q.; CHENG, H.; MEI, X.; LIU, Y.; LI, G.; XU, Q.; LU, X. Efficient synchronous extraction of nickel, copper, and cobalt from low–nickel matte by sulfation roasting–water leaching process. Scientific Reports, v. 10, p. 9916, 2020. DOI: 10.1038/s41598-020-66880-9

UNESCO. The United Nations World Water Development Report 2015: Water for a Sustainable World. Paris: UNESCO, 2015. Disponível em: <https://unesdoc.unesco.org/>

WANG, H.; LI, X.; ZHAO, X.; LI, C.; SONG, X.; ZHANG, P.; HUO, P.; LI, X. A review on heterogeneous photocatalysis for environmental remediation: From semiconductors to modification strategies. Chinese Journal of Catalysis, v. 43, n. 2, p. 178–214, 2022.

CAULIM E BENTONITA NO PREPARO DE ÁGUAS SINTÉTICAS PARA APLICAÇÃO NO TRATAMENTO DE ÁGUA: ESTABILIDADE DA TURBIDEZ E GERAÇÃO DE LODO AO LONGO DO TEMPO

1 Agnes de Jesus Caporal Mostaceros, 2 Maria Eduarda de Matos Inácio, 3 Mirella Klausen da Silveira, 4 Bárbara Luíza Souza Freitas, 5 Maurício Luiz Sens

1 Universidade Federal de Santa Catarina, e-mail: agnes.caporal.mostaceros@grad.ufsc.br; 2 Universidade Federal de Santa Catarina, e-mail: m.eduarda.matos@grad.ufsc.br; 3 Universidade Federal de Santa Catarina, e-mail: mirella.klausen@posgrad.ufsc.br; 4 Universidade de São Paulo, e-mail: barbaralsfreitas@usp.br; 5 Universidade Federal de Santa Catarina, e-mail: mauricio.sens@ufsc.br

Palavras-chave: Argilominerais; Variação temporal; Sólidos sedimentáveis.

Resumo

A turbidez é um parâmetro determinante na avaliação da eficiência dos processos de clarificação de água. Diante da variabilidade da qualidade das águas superficiais, águas sintéticas com caulim e bentonita são utilizadas para garantir ensaios controlados, simulando águas turvas. Este estudo avaliou a estabilidade temporal da turbidez e a geração de lodo, utilizando os dois argilominerais em três concentrações (20, 100 e 200 uT). Inicialmente, uma revisão sistemática (2020-2025) apontou alta variabilidade metodológica na literatura, com apenas 13 de 213 artigos atendendo aos critérios de elegibilidade da busca (uso do caulim e da bentonita, detalhamento dos preparos e aplicação no tratamento de água). Posteriormente, em ensaios de bancada realizados na presente pesquisa (12 dosagens testadas, agitação de 150 rpm por 1h), a turbidez inicial do caulim (14,86 a 470,66 uT) superou a da bentonita (6,77 a 134,20 uT). A análise estatística confirmou diferenças significativas entre os materiais em todos os tempos avaliados (T0: $p = 0,0112$; T2h: $p = 0,0018$; T24h: $p = 0,0003$). O caulim manteve maior estabilidade de turbidez após 24h (em dosagens > 0,18 g/L) e volume de lodo constante ($p > 0,05$). A bentonita, por outro lado, apresentou queda acentuada de turbidez em 24h (1,37 a 10,89 uT) e variações significativas de lodo entre 2h e 24h ($p = 0,0291$) e de 6h a 24h ($p = 0,0351$). Conclui-se que o caulim possui estabilidade superior para simular turbidez persistente, embora a bentonita apresente custo por litro substancialmente inferior (R$ 0,002 a R$ 0,026/L). A presente pesquisa gera subsídios técnicos e alternativas para a otimização do preparo de águas sintéticas em ensaios de tratabilidade.

Introdução

A turbidez da água está diretamente associada à presença de sólidos suspensos, sendo frequentemente elevada em águas superficiais brasileiras devido a características geológicas, precipitação e processos erosivos, com variações sazonais significativas (Libânio, 2008). Esse parâmetro reflete a presença de matéria orgânica, argilas e microrganismos, podendo indicar riscos à saúde pública e comprometer a qualidade da água para o consumo (Di Bernardo; Dantas, 2006). Diante disso, o monitoramento da turbidez é fundamental para garantir o abastecimento seguro de água (Karnena; Dwarapureddi; Saritha, 2022), sendo amplamente reconhecido como um parâmetro crítico no controle da qualidade da água e no atendimento aos padrões de potabilidade nacionais e globais (Brasil, 2021; WHO, 2017).

Por conta da variabilidade espacial e sazonal da qualidade das águas superficiais, o uso de águas sintéticas permite a realização de ensaios de tratabilidade em condições controladas e reprodutíveis (Richter, 2009), estas que são amplamente preparadas com argilominerais (*e.g.*, bentonita e caulim), com o objetivo de simular turbidez. A bentonita é rica em montmorilonita, argilomineral do tipo 2:1 (2 camadas de sílica e 1 de alumina), cuja substituição isomórfica na estrutura cristalina confere carga negativa permanente, elevada capacidade de inchamento e de troca catiônica, além da presença de cátions intercambiáveis (*e.g.*, Na^+ e Ca^{2+}), resultando em suspensões coloidais estáveis e representativas de partículas finas de difícil remoção (Barbot et al., 2010). Por outro lado, o caulim é constituído majoritariamente por caulinita, argilomineral do tipo 1:1 (1 camada tetraédrica de sílica e 1 octaédrica de alumina), unida com ligações de hidrogênio que restringem a expansão das lamelas, possuindo natureza quimicamente inerte e reduzida troca catiônica, atuando como material particulado mais denso (Zhou; Keeling, 2013).

No tratamento das águas, a formação de lodo é inerente às etapas de coagulação-floculação-sedimentação (CFS), cujas características dependem do tipo e da dosagem do coagulante empregado, bem como da qualidade da água que será tratada. Além disso, a gestão do lodo gerado é um aspecto relevante, uma vez que sua disposição inadequada pode causar impactos ambientais, como contaminação do solo e das águas (Gonçalves et al., 2017). Por isso, a quantificação dos sólidos sedimentáveis é uma etapa essencial, pois atua como indicador do desempenho do tratamento, permitindo avaliar diretamente a eficiência de remoção de sólidos, havendo relação inversa entre o volume de sedimentos e a turbidez residual da água clarificada. Esse comportamento está associado à interação entre coagulantes e à carga superficial das partículas, favorecendo a formação de flocos mais densos e sedimentáveis (Di Bernardo; Dantas, 2006). Diante disso, o monitoramento do lodo constitui uma etapa importante para avaliar o desempenho da clarificação e a eficácia do processo de CFS.

O presente estudo justifica-se pela necessidade de compreender a dinâmica de partículas suspensas de bentonita e caulim em condições de turbidez baixa, alta e muito alta, por meio do uso de águas sintéticas que asseguram maior controle experimental e reprodutibilidade para ensaios em bancada. Adicionalmente, a quantificação do lodo gerado permite avaliar o comportamento da

sedimentação e a distribuição das partículas em diferentes cenários de turbidez (20, 100 e 200 uT) e tempos de sedimentação (≤ 24h). Nesse contexto, o objetivo deste trabalho é avaliar o desempenho da bentonita e do caulim na preparação de águas sintéticas com diferentes níveis iniciais de turbidez, considerando a estabilidade do parâmetro e a geração de lodo ao longo do tempo. Dessa forma, buscou-se gerar subsídios técnicos para a otimização do preparo de águas sintéticas no tratamento de água que utilizam ambos os argilominerais.

Materiais e Métodos

Etapa 1: Revisão sistemática sobre o preparo de águas sintéticas com argilominerais

A delimitação desta pesquisa aos materiais bentonita e caulim fundamenta-se na consolidação desses argilominerais como referências na preparação de águas sintéticas para estudos de tratamento de água. Inicialmente, conduziu-se uma revisão sistemática conforme a metodologia PRISMA (Page et al., 2021), com buscas nas bases *Web of Science, Scopus, Science Direct* e *Taylor & Francis*, considerando títulos, resumos e palavras-chave no período de 2020 a 2025. Utilizando o operador booleano *("Turbidity removal") AND ("Coagulants") AND ("Water treatment") AND ("Synthetic water") AND ("Kaolin") AND ("Bentonite")*, foram identificados 223 artigos, dos quais 10 duplicados foram removidos, totalizando 213 estudos. Na etapa subsequente, critérios de exclusão foram aplicados, excluindo artigos de revisão, estudos fora do escopo (sem uso de coagulantes, sem emprego de bentonita, caulim e/ou sem descrição adequada do preparo da água sintética) e trabalhos com matrizes distintas de água (*e.g.*, efluentes, esgoto e/ou outros). Ao final, 13 artigos atenderam aos critérios de elegibilidade e foram selecionados para análise detalhada (Figura 01).

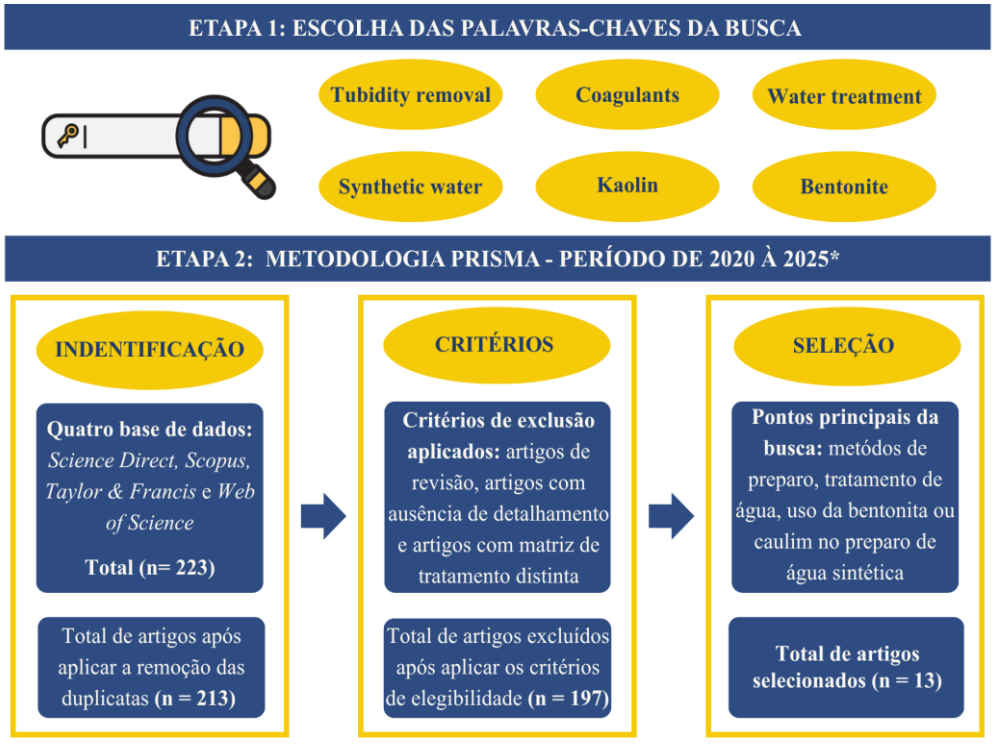


Figura 01: (n) valor total de artigos da busca; (*) Busca realizada até o mês de outubro de 2025.
Fonte: elaborado pelos autores (2026).

Etapa 2: Preparo da água sintética com diferentes níveis de turbidez

A diluição dos materiais (caulim e bentonita) foi realizada utilizando água de abastecimento municipal (Florianópolis, Santa Catarina). Para estabelecer a relação entre a massa dos materiais e o volume de água necessário para atingir turbidez inicial de 20, 100 e 200 uT (± 10 uT), doze dosagens (0,02; 0,03; 0,04; 0,14; 0,16; 0,18; 0,20; 0,33; 0,39; 0,41; 0,43 e 0,45 g/L) foram pesadas e agitadas (150 rpm) por 1 hora. Após a agitação, a turbidez foi medida em três tempos: imediatamente após a interrupção da agitação (T0), após 2h (T2h) e após 24h (T24h) de repouso, a partir da leitura do sobrenadante. A definição desses tempos baseou-se em estudos que avaliaram a variação da turbidez até 24 horas após a interrupção da agitação (Nedjai; Al-Mamun; Alam, 2024; Salinas-Echeverría et al., 2023). Todos os ensaios foram conduzidos em triplicata, sob temperatura ambiente controlada de 20 °C. A partir da relação massa/volume definida, procedeu-se à quantificação do lodo para os três níveis de turbidez inicial, avaliados separadamente para cada material.

Etapa 3: Ensaios de quantificação de lodo

A quantificação do lodo gerado foi realizada conforme a NBR 10561/1998 (ABNT, 1998), por meio do método do cone *Imhoff*. Amostras de aproximadamente 1 L de água sintética, com turbidez inicial de 20, 100 e 200 uT (± 10 uT), foram transferidas para o cone, permanecendo em repouso por 45 minutos. Em seguida, as partículas aderidas às paredes internas foram

desprendidas com haste de vidro, por movimentos circulares, seguidas de novo repouso de 15 minutos. Adicionalmente, o volume sedimentado foi monitorado além do tempo preconizado pela norma, nos intervalos de 0,5, 1, 2, 6 e 24h. Todos os ensaios foram realizados em triplicata, sob temperatura controlada (20 °C), e os resultados foram expressos em mL/L. Nesta etapa, também foi realizada a medição do pH das amostras.

Tratamento dos dados experimentais: turbidez e volume do lodo

As análises estatísticas foram realizadas em Python. A normalidade dos dados (turbidez e lodo) foi avaliada pelo teste de Shapiro-Wilk ($\alpha = 0,05$). Para a turbidez, a variação ao longo do tempo (T0, T2h e T24h) foi analisada separadamente para cada material (caulim e bentonita), utilizando ANOVA de medidas repetidas ou teste de Friedman, conforme a distribuição. A comparação entre os materiais em cada tempo foi feita por teste t de Student com correção de Welch ou Mann-Whitney. Também foram consideradas as faixas de dosagem: baixas ($\leq 0,18$ g/L) e altas ($> 0,18$ g/L). O volume de lodo foi quantificado em cinco tempos (0,5; 1; 2; 6 e 24h) e analisado separadamente para cada material, considerando as dosagens associadas aos níveis iniciais de turbidez (20, 100 e 200 uT). As comparações ao longo do tempo, para um mesmo material, foram realizadas por teste t pareado ou Wilcoxon, enquanto as comparações entre materiais, em cada tempo e nível de turbidez, utilizaram teste t de Student ou Mann-Whitney, conforme a distribuição dos dados.

Resultados e Discussão

Metodologias de preparo de água sintética com argilominerais

Na busca, foram identificados 98 artigos de revisão e 115 artigos de pesquisa, sendo considerados apenas estes últimos. Entre os 115 artigos, foram classificadas as matrizes de tratamento: água (N = 56), efluentes (N = 53), esgoto (N = 4) e outros (*e.g.*, resíduos sólidos) (N = 2). Dentre os 56 estudos relacionados ao tratamento de água, apenas 13 atenderam ao escopo definido, ou seja, apresentavam a matriz de interesse e descreviam detalhadamente a metodologia de preparo da água sintética. Dos 13 artigos selecionados, 11 utilizaram caulim e 2 a bentonita. A Tabela 01 apresenta a síntese dos resultados obtidos na revisão.

Material	Quantidade de material e água	Tempo de agitação e repouso	Turbidez inicial	Referência
Bentonita	10 g e 1 L de água deionizada	Solução agitada por 24h a 20 rpm	100,00 uT	Karnena; Dwarapureddi; Saritha (2022)
Caulim	10 mg e 1 L de água deionizada	Solução agitada por 5h e repouso de 24h	5,00 à 20,00 uT*	Saxena; Brighu (2020)
Caulim	10 mg e 1 L de água deionizada	Solução agitada por 5h e repouso de 24h	5,00 à 20,00 uT*	Saxena; Brighu; Choudhary (2020)
Caulim	10 g e 1 L de água deionizada	Solução agitada por 3h e repouso de 1h	10,00 à 16,00 uT*	Lv et al. (2023)
Bentonita	10 g e 1 L de água deionizada	Solução agitada por 24h a 20 rpm, sem repouso mencionado	70,00 e 150,00 uT*	Karnena; Saritha (2022)
Caulim	1,5 g e 3 L de água destilada	Solução agitada por 30 minutos, sem repouso mencionado	500,00 uT	Hussain; Al-Baldawi (2025)
Caulim	20 g e 1 L de água ultrapura	20 g em 500 mL, agitados e aquecidos por 10 minutos. Volume completado em 1 L e repouso durante a noite.	100,00 uT*	He at al. (2024)
Caulim	100 g e 10 L de água destilada	Solução agitada por 1h a 200 rpm e repouso de 24h	50,00 à 300,00 uT*	Nedjai; Al-Mamun; Alam (2024)
Caulim	40 g e 1 L de água purificada	Solução agitada por 30 minutos a 300 rpm e repouso de 24h	198,00 uT*	Salinas-Echeverría et al. (2023)
Caulim	1,5 g e 3,5 L de água destilada	Solução agitada por 10 minutos, sem repouso mencionado	500,00 uT	Ahmad et al. (2022)
Caulim	200 g e 1 L de água deionizada	Solução agitada por 2h a 700 rpm e repouso de 17h	60,00 uT*	Du et al. (2021)
Caulim	25 mg e 500 mL de uma solução aquosa de NH_4^+	Solução agitada por 1 minuto, sem repouso mencionado	44,00 uT	Mohtar et al. (2020)
Caulim	10 g e 1,5 L de água destilada	10 g secos à 105 ºC (3 - 4h). Material adicionado em 50 mL, permanecendo em repouso por 12h. Volume completado com 1,5 L, agitado por 20 minutos e repouso de 4h	20,00 à 250,00 uT*	Jamshidi et al. (2020)

Tabela 01: Métodos de preparo de água sintética com caulim e bentonita (2020 - 2025). Legenda: (*) Valor proveniente da diluição de solução estoque. Fonte: elaborado pelos autores (2026).

Foram observadas variações nos métodos de preparo de água sintética (*e.g.*, agitação, tempo de repouso e água de diluição) entre os estudos (Tabela 1). Saxena e Brighu (2020) e Saxena, Brighu e Choudhary (2020) investigaram a coagulação de águas sintéticas preparadas com ácido húmico e caulim, utilizando policloreto de alumínio (PAC) e avaliando diferentes escalas (bancada e piloto), com soluções estoque preparadas sob agitação por 5h e, para o caulim, 24h de repouso, seguidas de diluição para turbidez de 5 a 20 uT. Karnena, Dwarapureddi e Saritha (2022) utilizaram bentonita (10 g/L) com agitação por 24h a 20 rpm, obtendo cerca de 100 uT, enquanto Jamshidi et al. (2020), com a mesma massa de caulim, adotaram um preparo com secagem, homogeneização e repouso, com turbidez variando de 20 e 250 uT após diluições.

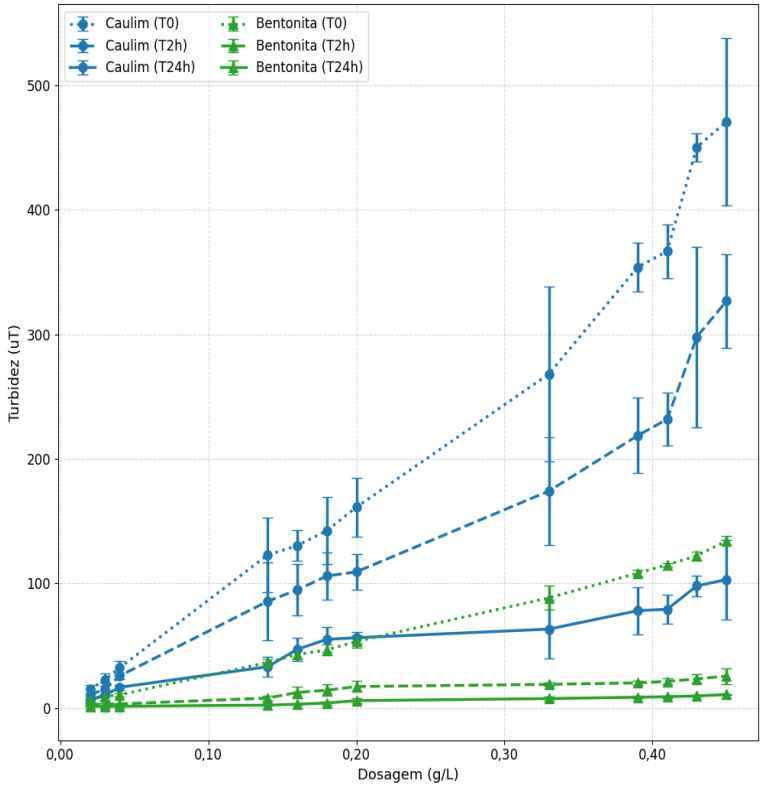
Em geral, os tempos de agitação variaram de 1 minuto (Mohtar et al., 2020) e 10-30 min (Ahmad et al., 2022; Hussain; Al-Baldawi, 2025; Salinas-Echeverría et al., 2023), até períodos mais prolongados, como 1-5h (Nedjai; Al-Mamun; Alam, 2024; Saxena; Brighu, 2020; Saxena; Brighu; Choudhary, 2020) e até 24h no caso da bentonita (Karnena; Dwarapureddi; Saritha, 2022). As velocidades de agitação, quando reportadas, também apresentaram grande variação, de 20 rpm até 700 rpm (Du et al., 2021; Karnena; Dwarapureddi; Saritha, 2022). Em relação ao repouso, alguns estudos não mencionaram essa etapa, enquanto outros adotaram tempos que variaram de 1h (Lv et al., 2023) até 24h (Nedjai; Al-Mamun; Alam, 2024; Saxena; Brighu, 2020), havendo ainda casos intermediários, como 4h (Jamshidi et al., 2020).

Relação massa x volume e valores de turbidez dos materiais

A análise das médias de turbidez mostrou que o aumento da dosagem de ambos os materiais elevou progressivamente a turbidez da água sintética (Figura 02A). Para o caulim, a turbidez inicial variou de 14,86 a 470,66 uT (0,02 a 0,45 g/L), com redução ao longo do tempo de sedimentação, embora valores elevados tenham persistido após 24h em concentrações > 0,18 g/L. Também foi observado um aumento dos desvios-padrão com a dosagem (T0 e T2h), indicando menor homogeneidade, enquanto em T24h houve maior uniformidade, apesar de ainda ocorrerem valores elevados em algumas condições (Figura 02B). Esse comportamento foi consistente com a relação linear entre turbidez e dosagem descrita na literatura (Marques; Domingos; Campo, 2025).

Em contraste, a bentonita apresentou turbidez inicial menor (6,77 a 134,20 uT) e maior redução ao longo do tempo de sedimentação (Figura 02C), atingindo valores baixos em T24h (1,37 a 10,89 uT). Os desvios-padrão foram, em geral, menores que os do caulim, indicando maior homogeneidade. Esse comportamento esteve associado às propriedades dos argilominerais, como elevada carga superficial, partículas finas e tendência ao intumescimento (Luckham; Rossi, 1999).

A



B

Dosagem (g/L)	T0	T2h	T24h
0,02	14,86^{a} ± 3,53^{b}	10,96 ± 4,00	6,84 ± 2,32
0,03	22,64 ± 5,04	14,94 ± 5,25	10,25 ± 4,18
0,04	32,27 ± 5,59	25,81 ± 2,60	16,65 ± 1,99
0,14	122,92 ± 29,68	85,66 ± 31,41	33,17 ± 8,09
0,16	130,33 ± 12,20	94,86 ± 20,61	47,13 ± 9,11
0,18	142,44 ± 26,88	106,00 ± 18,82	55,13 ± 10,03
0,20	161,22 ± 23,60	109,34 ± 14,35	56,45 ± 4,78
0,33	268,11 ± 70,24	174,11 ± 43,32	63,37 ± 23,74
0,39	353,78 ± 19,67	218,66 ± 30,27	78,15 ± 18,83
0,41	366,66 ± 21,67	231,88 ± 21,24	79,29 ± 11,85
0,43	450,11 ± 11,35	297,89 ± 72,47	98,07 ± 8,40
0,45	470,66 ± 67,24	326,66 ± 37,78	103,11 ± 31,77

C

Dosagem (g/L)	T0	T2h	T24h
0,02	6,77^{a} ± 0,54^{b}	2,80 ± 1,07	1,37 ± 0,36
0,03	9,43 ± 1,07	3,28 ± 0,59	1,42 ± 0,12
0,04	10,62 ± 1,09	3,32 ± 0,28	1,42 ± 0,13
0,14	36,65 ± 2,42	8,03 ± 2,17	2,35 ± 0,19
0,16	43,04 ± 3,43	12,50 ± 4,48	3,07 ± 0,58
0,18	46,58 ± 4,22	14,36 ± 4,63	4,06 ± 1,36
0,20	53,49 ± 4,87	17,25 ± 4,33	5,93 ± 2,02
0,33	88,44 ± 9,59	19,03 ± 1,27	7,61 ± 1,43
0,39	108,26 ± 2,51	20,20 ± 1,49	8,69 ± 0,90
0,41	115,00 ± 1,45	21,41 ± 2,38	9,09 ± 0,98
0,43	122,22 ± 3,34	23,43 ± 3,89	9,69 ± 0,40
0,45	134,20 ± 3,65	25,60 ± 6,37	10,89 ± 0,32

Figura 02: Relação das dosagens e valores de turbidez dos materiais. Legenda: (a) média (N = 3); (b) desvio-padrão; (A) valores de turbidez obtidos nas dosagens estudadas; (B) valores das médias e desvio-padrão das 12 dosagens, para caulim; (C) valores das médias e desvio-padrão das 12 dosagens, para bentonita. Fonte: elaborado pelos autores (2026).

Ao avaliar os argilominerais de forma isolada, a turbidez variou significativamente ao longo do tempo de sedimentação (T0, T2h e T24h; $p < 0,05$; ANOVA de medidas repetidas), evidenciando a influência temporal no comportamento das suspensões. Na comparação entre os materiais, também foram observadas diferenças estatisticamente significativas (T0: p =

0,0112; T2h: p = 0,0018; T24h: p = 0,0003; teste t de Student). Para dosagens ≤ 0,18 g/L, não houve diferença significativa em T0 (p = 0,0893), mas diferenças surgiram ao longo do tempo (T2h: p = 0,0400; T24h: p = 0,0251). Já para dosagens > 0,18 g/L, houve diferenças significativas em todos os tempos avaliados (T0: p = 0,0031; T2h: p = 0,0015; T24h: p = 0,0002). Essas variações são consistentes com a literatura, que aponta a influência dos tempos de agitação (1 min a 24h) e de repouso (até 24h) sobre os valores de turbidez iniciais (Jamshidi et al., 2020; Karnena; Dwarapureddi; Saritha, 2022; Saxena; Brighu, 2020).

Quantificação do lodo para os diferentes níveis iniciais de turbidez

Para a quantificação do lodo, foram avaliados distintos níveis iniciais de turbidez, sendo eles o baixo (20 ± 10 uT), o alto (100 ± 10 uT) e muito alto (200 ± 10 uT), ampliando também os tempos avaliados (0,5h; 1h; 2h; 6h e 24h), possibilitando a observação dos materiais em cenários distintos. Para obter os níveis iniciais de turbidez, foram selecionadas, respectivamente, as dosagens de 0,07, 0,29 e 0,74 g/L (bentonita) e 0,03, 0,12 e 0,24 g/L (caulim).

A análise estatística do volume de lodo indicou comportamentos distintos entre os materiais. Para o caulim, não foram observadas diferenças significativas entre os tempos (0,5 - 24h) avaliados (p > 0,05, teste de Wilcoxon). Já para a bentonita, foram observadas diferenças significativas entre 2h e 24h (p = 0,0291) e entre 6h e 24h (p = 0,0351) (teste t pareado). Na comparação entre os materiais, de modo geral, não foram observadas diferenças estatisticamente significativas na maior parte das condições avaliadas. Nos tempos iniciais (0,5h e 1h), não houve diferença significativa para nenhuma das dosagens (20 uT: p = 1,0000; 100 uT: p = 0,0593; 200 uT: p = 0,0765). A partir de 2h, observaram-se diferenças significativas apenas em 100 uT (p < 0,0001), enquanto 20 uT (p = 1,0000) e 200 uT (p = 0,0722) permaneceram sem diferença. Nos tempos de 6h e 24h, as diferenças significativas concentraram-se nas menores dosagens (20 uT; p = 0,0000), enquanto 100 uT e 200 uT não apresentaram diferenças estatísticas (6h: p = 0,0593 e p = 0,0722; 24h: p = 0,0722 e p = 0,0765). A Figura 03 apresenta a comparação dos volumes de lodo gerados em função da turbidez inicial e do tempo.

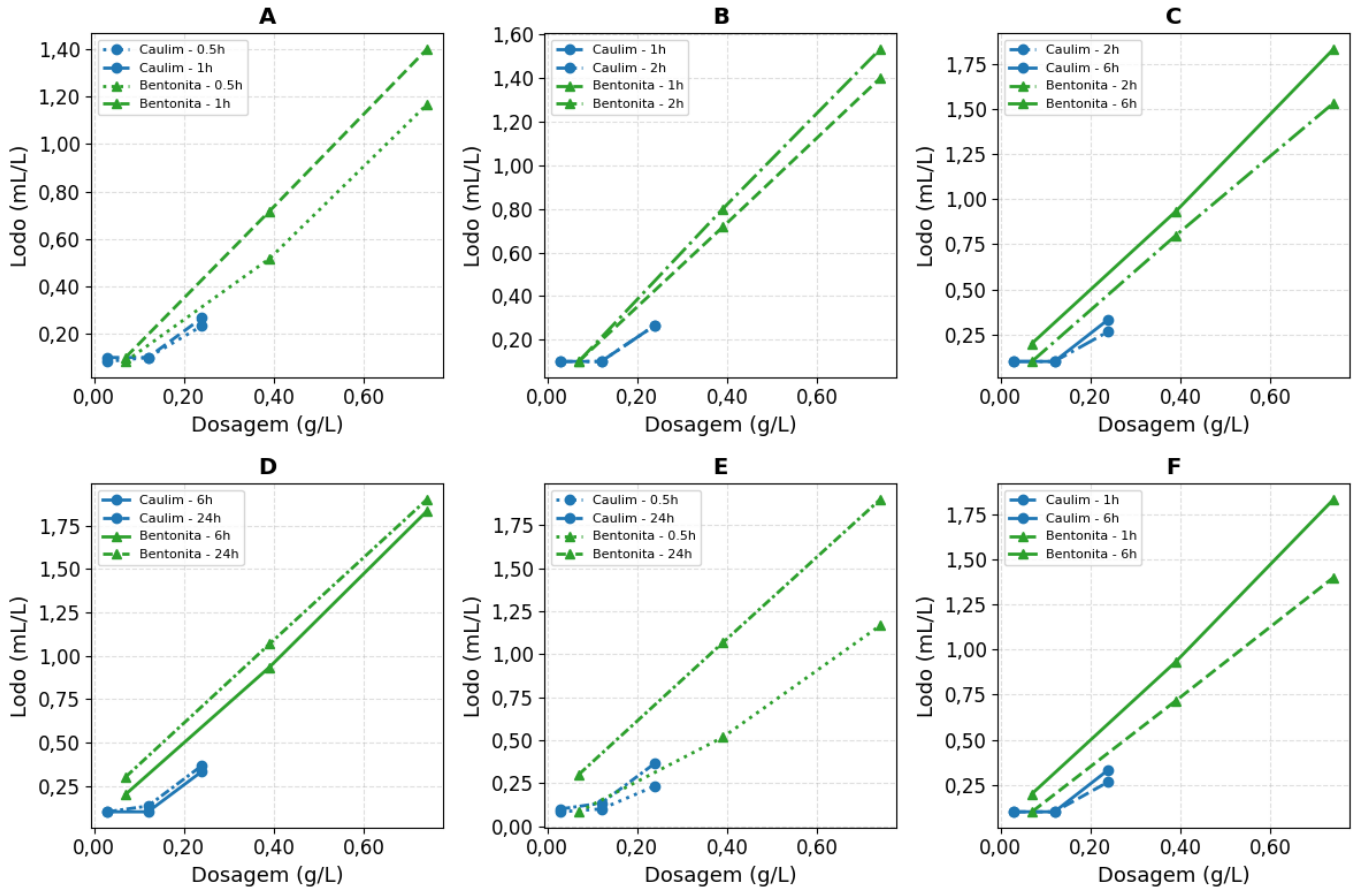


Figura 03: Quantificação do lodo gerado em diferentes níveis de turbidez inicial e comportamento temporal de ambos os materiais. Legenda: (A) comparação entre o tempo 0,5h e 1h dos materiais; (B) comparação entre o tempo 1h e 2h dos materiais; (C) comparação entre o tempo 2h e 6h dos materiais; (D) comparação entre o tempo 6h e 24h dos materiais; (E) comparação entre o tempo 0,5h e 24h dos materiais; (F) comparação entre o tempo 1h e 6h dos materiais. Fonte: elaborado pelos autores (2026).

Os valores médios de pH das águas sintéticas mantiveram-se estáveis para todos os níveis de turbidez, indicando que a adição dos argilominerais não promoveu alterações significativas no caráter ácido-base do meio. Para a bentonita, o pH variou de 7,17 ± 0,03 a 7,21 ± 0,02, mesmo aumentando a dosagem (0,07-0,74 g/L) e turbidez (22,66 ± 4,88 a 203,00 ± 5,00 uT). De

forma semelhante, para o caulim, o pH permaneceu entre 7,12 ± 0,02 e 7,14 ± 0,08, acompanhando o aumento das dosagens (0,03-0,24 g/L) e turbidez (23,20 ± 2,41 a 209,00 ± 5,57 uT).

A escolha do material para o preparo de águas sintéticas deve considerar as características físico-químicas, uma vez que estas influenciam diretamente o comportamento da suspensão. O caulim é composto predominantemente por caulinita ($Al_2Si_2O_5(OH)_4$), apresentando estrutura lamelar estável, baixa capacidade de expansão e densidade em torno de 2,6 g/cm³, o que contribui para maior estabilidade da turbidez ao longo do tempo (Liu et al., 2018). Por outro lado, a bentonita, rica em montmorilonita, apresenta tamanho de partícula entre 10 e 23 µm, além de possuir maior capacidade de expansão, elevada área superficial e densidade entre 2,2 e 2,7 g/cm³, favorecendo a dispersão das partículas (Collave et al., 2024).

Sob o ponto de vista econômico, o caulim apresenta custo médio de R$549,00/kg, resultando em custos aproximados de R$ 0,016, R$ 0,066 e R$ 0,132 por litro para atingir turbidez de 20, 100 e 200 uT, respectivamente. Em contraste, a bentonita apresenta custos médios de R$ 35,90/kg, cerca de R$0,002, R$0,012 e R$0,026 por litro, para atingir as mesmas condições. Embora a bentonita exija maior quantidade de material para atingir valores de turbidez semelhantes, seu custo final por litro é substancialmente menor, tornando-a mais vantajosa economicamente

Considerações finais

A revisão sistemática (2020 - 2025) selecionou na busca 13 de 213 artigos, evidenciando ampla diferença metodológica em parâmetros operacionais (*e.g.*, velocidade de agitação, tempo de repouso e tipo de água de diluição) nos protocolos de preparo de águas sintéticas. Nos ensaios experimentais, o caulim apresentou maior turbidez inicial (14,86 - 470,66 uT) que a bentonita (6,77 - 134,20 uT), além de maior estabilidade ao longo do tempo, especialmente em dosagens > 0,18 g/L, mantendo valores elevados após 24h e volume de lodo constante ($p > 0,05$). Em contraste, a bentonita apresentou redução acentuada da turbidez (1,37 - 10,89 uT em 24h) e variações significativas no volume de lodo entre 2–24h ($p = 0,0291$) e 6 - 24h ($p = 0,0351$), indicando maior dinâmica de sedimentação. Sob o aspecto econômico, a bentonita apresentou custos inferiores (R$ 0,002 a R$ 0,026/L) em comparação ao caulim (R$ 0,016 a R$ 0,132/L), mesmo com maiores dosagens. Assim, a escolha do material deve considerar o objetivo do ensaio, especialmente entre a simulação de turbidez estável (caulim) e a viabilidade econômica (bentonita).

Agradecimentos

Este trabalho contou com o auxílio do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), por meio das bolsas do Programa Institucional de Bolsas de Iniciação Científica (PIBIC) concedidas a Agnes de Jesus Caporal Mostaceros e Maria Eduarda de Matos Inácio, bem como da bolsa de Pós-Doutorado no Exterior (PDE) concedida a Bárbara Luíza Souza Freitas. Mirella Klausen da Silveira agradece à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES-PROEX).

Referências Bibliográficas

AHMAD, Azmi et al. Potential of local plant leaves as natural coagulant for turbidity removal. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 29, n. 2, p. 2579-2587, 2022.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 10561/1998, Determinação de resíduo sedimentável (sólidos sedimentáveis) - Método do cone de Imhoff - Método de ensaio**. ABNT, 1998.

BARBOT, Elise et al. Coagulation of bentonite suspension by polyelectrolytes or ferric chloride: Floc breakage and reformation. **Chemical Engineering Journal**, v. 156, n. 1, p. 83-91, 2010.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021. Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5/GM/MS, 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. **Diário Oficial da União**: seção 1, Brasília, DF, p. 29, 7 maio 2021.

COLLAVE, Christian Xavier Meregildo et al. Turbidity and color removal from irrigation water, with coagulants and activated carbon, controlled by an Arduino system. **Case Studies in Chemical and Environmental Engineering**, v. 10, p. 100978, 2024.

DI BERNARDO, Luiz; DANTAS, Ângela Di Bernardo. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. Engenharia Sanitaria e Ambiental, v. 11, p. 107-107, 2006.

DU, Peng et al. Enhanced coagulation by two-stage alum addition: the role of solution pH, floc breakage and assistant of non-ionic polyacrylamide. **Environmental technology**, v. 42, n. 28, p. 4456-4465, 2021.

GONÇALVES, Flávia et al. Incremento de lodo de ETA em barreiras impermeabilizantes de aterro sanitário. **Revista Dae**, v. 65, n. 205, p. 5-14, 2017.

HE, Weipeng et al. Differently charged polyacrylamides (PAMs) significantly affect adsorption affinity and associated floc growth behaviors during ballasted flocculation: Performance and mechanism. **Separation and Purification Technology**, v. 329, p. 125279, 2024.

HUSSAIN, Ameer; AL-BALDAWI, Israa Abdulwahab. Hybrid system using local plant as sustainable coagulation-flocculation process. **Journal of Ecological Engineering**, v. 26, n. 1, 2025.

JAMSHIDI, Arsalan et al. Coagulating potential of Iranian oak (Quercus Branti) extract as a natural coagulant in turbidity removal from water. **Journal of Environmental Health Science and Engineering**, v. 18, n. 1, p. 163-175, 2020.

KARNENA, Manoj Kumar; DWARAPUREDDI, Bhavya Kavitha; SARITHA, Vara. Alum, Chitin and Sago as coagulants for the optimization of process parameters focussing on coagulant dose and mixing speed. **Watershed Ecology and the Environment**, v. 4, p. 112-124, 2022.

KARNENA, Manoj Kumar; SARITHA, Vara. Phytochemical and physicochemical screening of plant-based materials as coagulants for turbidity removal–An unprecedented approach. **Watershed Ecology and the Environment**, v. 4, p. 188-201, 2022.

LIBÂNIO, Marcelo. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. Átomo, 2008.

LIU, Yuxia et al. Acid-base properties of kaolinite, montmorillonite and illite at marine ionic strength. **Chemical Geology**, v. 483, p. 191-200, 2018.

LUCKHAM, Paul F.; ROSSI, Sylvia. The colloidal and rheological properties of bentonite suspensions. **Advances in colloid and interface science**, v. 82, n. 1-3, p. 43-92, 1999.

LV, Miao et al. Insights on enhanced antibiotic sulfamethoxazole removal by magnetic activated carbon-ballasted coagulation: Efficacy and floc properties. **Separation and Purification Technology**, v. 315, p. 123643, 2023.

MARQUES, Diego Gouveia et al. Análise Comparativa entre Água Sintética à Base de Caulim e Substâncias Húmicas e Água Natural Superficial em Ensaios de Coagulação-Floculação. **Revista Virtual de Química**, v. 18, n. 1, 2025.

MOHTAR, Safia Syazana et al. A simultaneous removal of ammonium and turbidity via an adsorptive coagulation for drinking water treatment process. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, n. 16, p. 20173-20186, 2020.

NEDJAI, Radhia; AL-MAMUN, Abdullah; ALAM, Md Zahangir. Effects of initial turbidity and myco-coagulant dose on the effectiveness of the coagulation process in water treatment. **Applied Chemical Engineering**, v. 7, n. 2, p. 1546-1546, 2024.

PAGE, Matthew J. et al. The PRISMA 2020 statement: an updated guideline for reporting systematic reviews. **bmj**, v. 372, 2021.

RICHTER, Carlos A. **Água: métodos e tecnologia de tratamento**. São Paulo: Blucher, 2009.

SALINAS-ECHEVERRÍA, Dayanara Daniela et al. Evaluation of a continuous flow electrocoagulation reactor for turbidity removal from surface water. **Chemical Engineering Research and Design,** v. 198, p. 478-488, 2023.

SAXENA, Kanika; BRIGHU, Urmila. Comparison of floc properties of coagulation systems: Effect of particle concentration, scale and mode of flocculation. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 8, n. 5, p. 104311, 2020.

SAXENA, Kanika; BRIGHU, Urmila; CHOUDHARY, Aditya. Pilot-scale coagulation of organic and inorganic impurities: Mechanisms, role of particle concentration and scale effects. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 8, n. 4, p. 103990, 2020.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating first addendum**. 4. ed. 1. add. Genebra: WHO, 2017

ZHOU, Chun Hui; KEELING, John. Fundamental and applied research on clay minerals: From climate and environment to nanotechnology. **Applied Clay Science**, v. 74, p. 3-9, 2013.

ASSESSMENT OF WATER TREATMENT PLANT DESIGN FOR SMALL COMMUNITIES IN DEVELOPING COUNTRIES

1 Jorge Luis Rodrigues Pantoja Filho, 2 Vinícius Rainer Boniolo, 3 Márcio Rogério Silva, 4 Aldenor Silva Ferreira, 5 Beatriz Cruz Gonzalez, 6 Ernesto Abel Fernando Friedmann Pallarolas, 7 Edison Tutomu Kato Junior, 8 Alberto Luciano Carmassi

1 Federal University of São Carlos (UFSCar) campus Lagoa do Sino Campus, e-mail:jorge.pantoja@ufscar.br; 2 State University of Campinas, e-mail: rainer.engambiental@gmail.com; 3 Federal University of São Carlos, campus Lagoa do Sino Campus, e-mail: marciosilva@ufscar.br; 4 Federal University of São Carlos, campus Lagoa do Sino Campus, e-mail: aldenorferreira@ufscar.br; 5 Federal University of São Carlos, campus Lagoa do Sino, e-mail:beatriz_cgonzalez@ufscar.br ; 6 Federal University of São Carlos, campus Lagoa do Sino, e-mail: ernestopallarolas@ufscar.br; 7 Federal University of São Carlos (UFSCar) campus Lagoa do Sino Campus, e-mail:edisonkato@ufscar.br; 8 Federal University of São Carlos, campus Lagoa do Sino, e-mail: carmassi@ufscar.br

Keywords: developing countries; drinking water; water treatment plants.

Abstract

Access to clean and safe drinking water is fundamental for sustaining the health and well-being of communities, particularly in small and rural areas in developing countries where resources can be scarce and vulnerabilities to waterborne diseases are heightened. The design and implementation of efficient Water Treatment Plants (WTPs) tailored to the specific needs and limitations of small communities play a fundamental role in ensuring consistent access to potable water. This paper undertakes a comprehensive assessment of WTPs design considerations for small communities in developing countries, encompassing critical aspects such as water source selection, treatment process optimization, infrastructure design, among others. By scrutinizing prevalent challenges, viable strategies, and best practices, this study endeavors to expedite the development of sustainable and cost-effective water treatment solutions for small communities in developing countries globally.

Introduction

Freshwater is fundamental to life, human health, food production, and ecosystem maintenance (Guterres, 2020; Nguyen & Huynh, 2022). However, its distribution is deeply unequal, with many regions facing severe water stress exacerbated by rapid urbanization, industrialization, and agricultural expansion (Ahmd, 2016; Musie & Gonfa, 2023). Current data from UNESCO (2023) indicates that nearly half of the world's population has experienced water stress, while billions still lack access to safe drinking water and adequate sanitation.

In developing countries, such as Brazil, water management is a multifaceted challenge influenced by climate variability, population growth, and land-use changes like deforestation (WHO, 2023). These factors increase the vulnerability of communities to waterborne diseases like cholera and diarrhea, disproportionately affecting children and the elderly (WHO, 2023). Furthermore, infrastructure disparities, financial constraints, and systemic inequalities significantly hinder the provision of safe water (WHO, 2012).

Specific marginalized groups face intensified obstacles, such as: a) *Indigenous Communities*: Often geographically remote, they rely on traditional sources susceptible to industrial and agricultural pollution, requiring community-led management and governmental recognition of water rights (Linton & Budds, 2014; Wilcox *et al.*, 2022), b) *Black and Traditional Rural Communities*: Systemic discrimination and historical marginalization lead to chronic underinvestment in infrastructure, negatively impacting health, education, and economic opportunities (Aikowe & Mazancová, 2021; London *et al.*, 2021).

Effective design of Water Treatment Plants (WTPs) for small communities must go beyond technical specifications; it requires a tailored approach that considers local water quality, community preferences, socioeconomic conditions, and governance structures (Kaviya, 2022). This paper provides a comprehensive review of WTP design facets, aiming to delineate strategies that ensure sustainable, cost-effective, and equitable access to clean water, ultimately enhancing public health and quality of life in developing nations.

Methodology

This review compiles and analyzes scientific literature and reports on freshwater resources, water quality, and sustainable water management from multiple sources. The articles were retrieved from major databases and repositories, including Heliyon, UNESCO reports, WHO publications, and peer-reviewed journals from the following databases: Scopus, Web of Science, and PubMed covering the period from 2000 to 2024.

A systematic search strategy was employed using keywords such as “freshwater resources”, “water quality monitoring”, “decentralized water systems”, “sustainable water management”, and “water treatment technologies”. Duplicate records were removed, and remaining studies were screened based on relevance to the research objectives, including the assessment of water scarcity, pollution sources, and mitigation strategies.

Selected studies were critically analyzed to synthesize key findings, identify trends in water treatment and management, highlight technological innovations, and uncover gaps in knowledge that could inform future research and policy-making. This

approach ensures a comprehensive understanding of both global and local water challenges and strategies to improve water security and sustainability.

Development

Water Source Selection

Selecting an appropriate water source for small communities requires careful evaluation of factors (Table 1) such as water quality, quantity, accessibility, and vulnerability to contamination (Francis *et al.*, 2015). Common sources include surface water bodies, such as rivers, lakes, and reservoirs, and groundwater sources, such as wells or springs (Kumar *et al.*, 2014). Surface water is often abundant and easily accessible but is prone to contamination from agricultural runoff, industrial discharge, and urban pollution, requiring thorough monitoring and treatment to ensure safe drinking water (Gleick, 2018; Gleick & Palaniappan, 2018).

Groundwater, on the other hand, is typically more protected due to natural filtration through soil and rock, making it less vulnerable to contamination, though it can still be affected by geological conditions, land use, and nearby pollution sources (Molina-Frechero *et al.*, 2020). Both surface and groundwater sources present distinct advantages and challenges, and the selection process must involve proper assessment, continuous monitoring, and appropriate treatment measures to provide safe and reliable drinking water for communities in developing contexts.

Table 1: Proposal of a guide for choosing the best water source in a small community in a developing country

Factor	Considerations
Evaluation of relevant factors	Before selecting a water source, it is important to assess various factors, including water quality, quantity available, accessibility, and vulnerability to contamination.
Consideration of water quality	Water quality is a critical aspect to consider. Ensuring that the water meets local drinking water standards is essential to guarantee the safety and health of the community.
Assessment of available water quantity	In addition to quality, the quantity of water available is a determining factor. Ensuring that the chosen water source can provide a sufficient quantity to meet the community's needs is fundamental.
Accessibility	Accessibility to the water source should also be evaluated. Ensuring that the community has easy access to the selected source is essential to facilitate water supply.
Vulnerability to contamination	Vulnerability to contamination is a critical aspect to consider. Identifying any potential sources of contamination and assessing the likelihood of contamination of the water source is essential.
Types of water sources	There are different types of water sources to consider, including surface water (rivers, lakes, reservoirs) and groundwater (wells, springs).
Surface water	Surface water sources, such as rivers, lakes, or reservoirs, are commonly used when available. They can provide an abundant and easily accessible water supply.
Groundwater	Groundwater sources, obtained from wells or natural springs, are often used, especially in areas where surface water may be scarce or of low quality.
Monitoring and treatment	Regardless of the chosen water source, implementing monitoring and treatment programs is crucial to ensure the safety and quality of the water provided to the community.

Changes in Water Availability

Future changes in water availability and quality must be carefully considered due to climate change, land use practices, and population growth (IPCC, 2014; UN, 2019). Climate projections indicate shifts in precipitation patterns, hydrological cycles, and extreme weather events, which can affect the timing, distribution, and intensity of water availability. Increased storms,

droughts, and flooding can disrupt water supplies for ecosystems, agriculture, and human consumption, highlighting the need for adaptive water management strategies (Parmesan *et al.*, 2022).

Land use changes, including deforestation, agricultural expansion, and urbanization, further influence water resources. Deforestation leads to soil erosion, sedimentation, and altered river flows, while agricultural practices can cause chemical contamination, nutrient runoff, and eutrophication of water bodies (Kayitesi *et al.*, 2022; Ellison *et al.*, 2023). These alterations reduce ecosystem capacity to regulate water cycles and maintain water quality, aggravating scarcity and degradation.

Urbanization and population growth intensify pressure on water systems by converting natural landscapes into impervious surfaces, increasing surface runoff, and generating pollutants from sewage, industry, and urban infrastructure (Zhang *et al.*, 2022; van Steveninck *et al.*, 2018). These factors necessitate proactive and integrated water management practices to ensure long-term sustainability and resilience of water treatment solutions for small communities.

Treatment Process Optimization

Optimizing treatment processes is a critical step in the design of Water Treatment Plants (WTPs), aimed at effectively removing contaminants and pathogens from water. Common methods include coagulation, sedimentation, filtration, disinfection, and advanced oxidation, with the selection depending on the characteristics and quality of the water source (Aziz & Mustafa, 2019). Proper process selection is essential for maintaining water quality and protecting community health, particularly in small communities with limited resources, where balancing efficiency, cost, and simplicity is crucial (WHO, 2000).

Process optimization focuses on improving treatment efficiency while minimizing operational costs and energy consumption. Adjusting operational variables such as chemical dosages, contact time, and flow rates can enhance contaminant removal and ensure safe drinking water (Farhaoui & Mustafa, 2016). For example, optimizing coagulant dosages improves particle aggregation, adjusting filtration flow rates ensures effective suspended solids removal, and selecting appropriate disinfection methods guarantees pathogen inactivation (Jiang, 2015; García-Ávila *et al.*, 2015). These measures are essential for tailoring WTP operations to the specific needs and capacities of small communities (WHO, 2017).

Beyond efficiency, process optimization also reduces resource waste and environmental impacts. Limiting chemical use and conserving water during treatment not only lowers operational costs but also preserves natural resources and protects ecosystems. Alternative methods such as slow sand filtration, constructed wetlands, and UV disinfection can minimize chemical dependency and simplify maintenance, making them suitable for remote or resource-limited communities. These approaches empower local management while promoting sustainable water treatment practices.

In summary, water treatment process optimization seeks to provide safe drinking water in a manner that is efficient, cost-effective, and environmentally sustainable. By integrating technical adjustments, resource conservation, and context-specific solutions, small communities can benefit from reliable water supply systems that support both public health and environmental protection.

Infrastructure design

The design of water treatment plant (WTP) infrastructure involves the layout and construction of various components, including intake structures, treatment units, storage tanks, and distribution systems. To understand the current state of water treatment infrastructure in small communities within developing countries, we present a brief overview of the facilities and technologies employed. This includes a detailed examination of the available resources, treatment processes, and maintenance practices. The comprehensive data is summarized in Table 2, which highlights the key components and their operational status across various regions.

The infrastructure of a Water Treatment Plant (WTP) includes water intake, treatment, storage, and distribution. Water can be sourced from rivers, lakes, reservoirs, open channels, or wells. River intakes use submerged pipes with screens to prevent debris; lake intakes may be floating or submerged; open channels employ gates or diversion structures; and wells use pumps and screens to extract groundwater while removing sand and silt.

Treatment processes typically involve coagulation and flocculation, sedimentation, filtration, and disinfection. Coagulation helps suspended particles clump together for removal during sedimentation. Filtration, through sand or multimedia filters, removes smaller particles and microorganisms, while disinfection using chlorine, UV light, or ozone eliminates pathogens. In some cases, advanced treatments such as membrane filtration, activated carbon adsorption, or advanced oxidation are applied to remove specific contaminants or emerging pollutants.

Treated water is stored in elevated, ground-level, or underground tanks, depending on topography and demand. Elevated tanks provide gravitational pressure for distribution, while ground-level and underground tanks serve as storage in areas with space or operational constraints.

Distribution can be achieved via gravity, hydraulic systems, or modern segmented networks like District Metered Areas (DMA), which allow real-time monitoring of flow and pressure, leak detection, and improved system efficiency. In remote or underserved areas without piped networks, treated water can also be delivered by tanker trucks to ensure safe and reliable access for communities.

Water treatment plant (WTP) infrastructure includes a variety of components designed to ensure the efficient extraction, treatment, storage, and distribution of safe water (Thompson *et al.*, 2022; EPA, 2003). These typically include intake structures for raw water, treatment units to remove contaminants, storage tanks for treated water, and distribution systems to deliver water to users. In small communities, where space and resources are often limited, infrastructure design requires innovative and cost-

effective solutions, while also addressing energy efficiency, climate resilience, and adaptability to future growth (AWWA, 2021; Rahman & Zaied, 2009).

Energy efficiency is a critical consideration, and the following strategies can support sustainable operation:

a) Energy-efficient technologies and practices: For example, variable speed pumps adjust their operation to meet demand, reducing energy use compared to fixed-speed pumps.
b) Energy recovery systems: Capture and reuse energy that would otherwise be wasted, such as heat recovery in industrial processes.
c) Renewable energy sources: Use solar, wind, or hydroelectric power to reduce reliance on fossil fuels and lower environmental impact.
d) Reducing operational costs: Efficient technologies help lower energy consumption and utility expenses.
e) Reducing environmental impacts: Less energy use and clean energy integration reduce greenhouse gas emissions and other pollutants.
f) Ensuring sustainable long-term operation: Energy-efficient strategies support environmentally responsible and economically viable WTP operation.

Resilience to climate change is another key aspect, particularly for small communities vulnerable to extreme weather. Infrastructure can include flood protection, stormwater management, and redundancy in critical systems to maintain service continuity (Schartz *et al.*, 2020; WEF, 2023). Additionally, adaptability to future growth is essential. Flexible design solutions allow for scalability, expansion, and technology upgrades, ensuring WTPs remain effective as community needs evolve.

By integrating energy efficiency, climate resilience, and adaptability, WTP infrastructure can provide reliable water services, enhance community resilience to environmental and socioeconomic challenges, and support sustainable development and quality of life for residents.

Decentralized systems

Decentralized water treatment systems offer a promising solution for small communities, particularly in developing countries where centralized infrastructure may be inadequate (Goverdhanam, 2014; Piratla & Goverdhanam, 2015). By treating water at or near the point of consumption, these systems can improve access to safe drinking water, reduce waterborne diseases, and enhance community resilience. Successful implementation depends on overcoming technical, financial, social, and institutional challenges. Key considerations include:

a) Technical feasibility: Treatment technologies must be selected based on water quality, source variability, treatment efficacy, affordability, reliability, and ease of operation and maintenance.
b) Cost: While decentralized systems can offer savings compared to centralized systems, affordability remains a barrier, especially for communities with limited financial resources (Pradip *et al.*, 2023).
c) Community involvement: Engaging local communities in planning, implementation, and operation fosters ownership, empowerment, and system sustainability.
d) Environmental sustainability: Systems should minimize environmental impacts, maximize resource efficiency, and promote ecosystem resilience (Tariq *et al.*, 2021).
e) Resilience: Decentralized systems must withstand climate change, natural disasters, and other external shocks to ensure long-term functionality.

Designing WTPs for small communities presents additional challenges:

a) Limited funding: Budget constraints can limit technology and material choices, affecting system effectiveness and longevity.
b) Technical expertise: A shortage of skilled professionals can hinder the design and operation of water treatment systems tailored to local needs.
c) Access to reliable energy: Many small or remote communities lack consistent electricity, challenging continuous water treatment operations.

Addressing these challenges requires collaboration among government agencies, NGOs, community groups, and technical experts. Capacity-building, knowledge transfer, and innovative funding mechanisms can empower communities to plan and operate WTPs effectively. Furthermore, adopting advanced technologies—such as membrane filtration, solar-powered systems, and community-based approaches—can improve the sustainability and resilience of decentralized water treatment systems.

Best Practices

Drawing on lessons learned from successful WTP projects in small communities worldwide, several best practices can guide the design and implementation of WTPs. These include conducting thorough site assessments, engaging stakeholders

throughout the planning and design process, considering community preferences and cultural norms, prioritizing operation and maintenance training, and establishing monitoring and quality assurance programs. Let us break down each aspect:

Conducting thorough site assessments: Before designing a WTP, it's crucial to conduct comprehensive assessments of the site's characteristics, such as water sources, topography, soil conditions, and environmental factors. This helps in determining the most suitable location and design considerations for the WTP.

Engaging stakeholders throughout the planning and design process: Involving stakeholders, including government agencies, NGOs, community members, and technical experts, from the early stages of planning ensures that the WTP design aligns with the needs and preferences of the community. Stakeholder engagement fosters collaboration, transparency, and accountability in decision-making processes.

Considering community preferences and cultural norms: Understanding the cultural context and preferences of the community is essential for designing WTPs that are socially acceptable and sustainable in the long term. This involves respecting local customs, traditions, and beliefs related to water use and management.

Prioritizing operation and maintenance training: Effective operation and maintenance are critical for ensuring the ongoing functionality and reliability of WTPs. Providing training to local operators and maintenance staff equips them with the necessary skills and knowledge to operate and maintain the WTP efficiently, prolonging its lifespan and ensuring water quality.

Establishing monitoring and quality assurance programs: Implementing monitoring and quality assurance programs enables regular assessment of water quality and WTP performance. This helps in identifying any issues or deficiencies promptly and taking corrective actions to maintain water safety and compliance with regulatory standards.

By following best practices, WTPs can achieve long-term viability, sustainability, and success in providing safe drinking water to small communities.

Community involvement and social acceptance

Community involvement and social acceptance are crucial determinants of the success of decentralized water treatment systems in developing countries. Engaging local communities in the planning, implementation, and operation of decentralized systems fosters a sense of ownership, empowerment, and responsibility, leading to increased system reliability, sustainability, and effectiveness. Community participation can take various forms, including stakeholder consultations, participatory decision-making processes, training and capacity-building initiatives, and establishment of local water management committees or user groups. Moreover, addressing cultural, social, and behavioral factors that influence water use and hygiene practices is essential for promoting the adoption and sustained use of decentralized systems. Tailoring system designs and outreach efforts to local preferences, customs, and traditions can enhance social acceptance and uptake of decentralized water treatment technologies within communities.

Bordenave (1994) highlights the importance of participation in the construction of a more just and democratic society. He defines participation as an active process where individuals or groups have the opportunity to influence decisions that affect them. Therefore, participation goes beyond mere physical presence at events or meetings, encompassing real and meaningful engagement in decision-making processes. Consultative and active participation contributes to transparency and accountability in governmental and organizational processes. Bordenave also emphasizes that participation is crucial for human and social development, as through it, people become more aware of their rights and duties, develop leadership skills, and strengthen the community, promoting social justice.

In the context of water supply systems, it is essential that local communities are involved in the planning, implementation, and operation of these systems. Participation should not be passive, where individuals are merely informed about decisions already made without any possibility of influencing them. Initially, consultative participation should be promoted, where people are consulted before decisions are made, although their influence is limited. Subsequently, it should evolve into active participation, where individuals have a direct role in the formulation, implementation, and evaluation of decisions (Bordenave, 1994, p. 22).

For the success of water treatment plant projects in rural communities, it is fundamental to consider the local singularities and specificities. In these communities, water is a central element in socio-cultural and economic practices, with a symbiotic relationship between water and people over centuries. Thus, consultative and active community participation is indispensable for the success of any project.

Participation can take various forms, such as stakeholder consultations, participatory decision-making processes, training and capacity-building initiatives, and the creation of local water management committees or user groups. Moreover, it is crucial to address the cultural, social, and behavioral factors that influence water use and hygiene practices to promote the adoption and sustainable use of decentralized systems. Adapting the design of systems and outreach efforts to local preferences, customs, and traditions can improve social acceptance and the adoption of water treatment technologies in rural communities. For the project to be successful, a joint effort is needed to ensure that all voices are heard and considered in the decision-making processes.

An overview on the future

Looking to the future of water treatment plant design for small communities in developing countries entails a nuanced understanding of emerging challenges, evolving technologies, and shifting socio-economic dynamics. As global trends such as

population growth, urbanization, climate change, and resource depletion continue to impact water availability and quality, the assessment process for designing water treatment plants must adapt accordingly. Anticipating these changes requires proactive strategies that incorporate resilience, sustainability, and inclusivity into the design and management of water treatment infrastructure.

One of the foremost challenges facing future water treatment plant design is the increasing strain on water resources due to population growth and urbanization. Rapid urban expansion in developing countries exacerbates the demand for clean water, putting pressure on existing water treatment infrastructure. Moreover, climate change-induced variability in precipitation patterns and water availability further compounds these challenges, necessitating innovative approaches to water management and treatment. Addressing these complex interconnections between population dynamics, urbanization, and climate change will be essential for designing resilient water treatment plants that can adapt to evolving environmental conditions.

Advancements in technology offer promising opportunities for enhancing the effectiveness and efficiency of water treatment processes in small communities. The integration of digital technologies, such as sensors, data analytics, and remote monitoring systems, enables real-time monitoring of water quality parameters and infrastructure performance. Additionally, the development of decentralized and modular treatment technologies allows for scalable and flexible solutions tailored to the specific needs of small communities. By harnessing these technological innovations, future water treatment plant designs can improve operational efficiency, reduce resource consumption, and enhance reliability.

Furthermore, the future of water treatment plant design hinges on promoting inclusivity and equity in access to clean water services. In many developing countries, marginalized communities, including rural populations, indigenous groups, and informal settlements, face disproportionate barriers to accessing safe water. Designing water treatment plants that prioritize inclusivity involves engaging with these communities to understand their unique needs, preferences, and cultural practices. Community-led approaches that empower local stakeholders in decision-making processes can foster ownership, trust, and sustainability of water treatment infrastructure.

Another critical aspect of future water treatment plant design is the adoption of sustainable and nature-based solutions that minimize environmental impacts and promote ecosystem health. Green infrastructure practices, such as wetlands restoration, rainwater harvesting, and natural filtration systems, offer cost-effective alternatives to conventional treatment methods while providing additional benefits such as habitat restoration and climate resilience. Incorporating nature-based solutions into water treatment plant design not only enhances environmental sustainability but also contributes to broader ecosystem conservation efforts.

All in all, the future of water treatment plant design for small communities in developing countries requires a holistic approach that addresses emerging challenges, leverages technological innovations, promotes inclusivity, and embraces sustainability. By integrating resilience, efficiency, equity, and environmental stewardship into the assessment process, stakeholders can contribute to building robust and adaptive water treatment infrastructure that meets the needs of present and future generations. Collaborative efforts among governments, NGOs, academia, and local communities are essential for realizing this vision and ensuring universal access to clean and safe water for all.

Conclusion

The comprehensive assessment of Water Treatment Plant (WTP) design for small communities in developing countries underscores that technical efficiency alone is insufficient for long-term success. The findings demonstrate that sustainable water provision depends on a symbiotic integration of environmental resilience, technological optimization, and deep-rooted community engagement. As climate change and rapid urbanization continue to shift hydrological cycles and degrade water quality, the selection of water sources must transcend immediate availability, incorporating forward-looking projections of land-use changes and potential contamination risks.

Furthermore, the study reveals that process optimization in resource-constrained settings must prioritize "appropriate technology", solutions like slow sand filtration and solar-powered UV disinfection, which reduce chemical dependency and simplify operational demands. Infrastructure design, while needing to be energy-efficient and modular, must also account for the social fabric of the community. As emphasized by the participatory models of Bordenave, active and consultative involvement of local stakeholders is not merely a social courtesy but a functional requirement that fosters ownership and ensures the system's reliability.

Ultimately, the future of water treatment in developing contexts lies in decentralized, inclusive, and nature-based solutions. By bridging the gap between advanced engineering and local cultural norms, WTP designs can move beyond temporary fixes toward resilient systems. This holistic approach, supported by collaborative efforts between governments, academia, and local populations, is essential to overcome financial and technical barriers, providing a definitive pathway toward universal access to safe drinking water and the enhancement of global public health.

Acknowledgments

This work was supported by the São Paulo Research Foundation (FAPESP) under grant number 2011/22591-5. The authors also would like to thank the Ministry of Indigenous Peoples (MPI), the National Foundation for Indigenous Peoples (FUNAI), and the Foundational Support for Scientific and Technological Development of UFSCar (FAI•UFSCar) for their institutional support. Special thanks are due to the Lagoa do Sino School Farm (UFSCar) for providing the necessary infrastructure and assistance during the field activities.

References

1 AHMED, D. S. **River water quality report**. Department of Environment, 2016.

2 AIKOWE, J. O.; MAZANCOVÁ, J. **Barriers to water access in rural communities: examining the factors influencing water source choice**. Water, v. 13, 2755, 2021. DOI: 10.3390/w13192755.

3 AWWA. **Water Treatment Plant Design**. 2021. Available at: https://engage.awwa.org/PersonifyEbusiness/Bookstore/Product-Details/productId/28366

4 AZIZ, S. Q.; MUSTAFA, J. **Step-by-step design and calculations for water treatment plant units**. Advances in Environmental Biology, v. 13, p. 1–16, 2019. DOI: 10.22587/aeb.2019.13.8.1.

5 BORDENAVE, J. E. D. **O que é participação?** 6. ed. São Paulo: Ed. Brasiliense, 1994.

6 DE RUYTER VAN STEVENINCK, E. *et al.* **Climate change adaptation and integrated water resources management**. 2018. DOI: 10.13140/RG.2.2.29264.66560.

7 ELLISON, D. *et al.* **Trees, forests and water: cool insights for a hot world**. Global Environmental Change, v. 43, p. 51–61, 2017.

8 EPA. **Small Drinking Water Systems: Guide to Designing Community Drinking Water Systems**. 2003. Available at: https://nepis.epa.gov/Exe/ZyNET.exe/100046K6.TXT

9 FARHAOUI, M.; DERRAZ, M. **Review on optimization of drinking water treatment process**. Journal of Water Resource and Protection, v. 8, p. 777–786, 2016. DOI: 10.4236/jwarp.2016.88063.

10 FRANCIS, M. R. *et al.* **Perception of drinking water safety and factors influencing acceptance and sustainability of a water quality intervention in rural southern India**. BMC Public Health, v. 15, 731, 2015. DOI: 10.1186/s12889-015-1974-0.

11 GARCÍA-ÁVILA, F. *et al.* **Optimization of water use in a rapid filtration system: a case study**. Water-Energy Nexus, v. 3, p. 1–10, 2020. DOI: 10.1016/j.wen.2020.03.005.

12 GLEICK, P. H. **The World's Water: The Biennial Report on Freshwater Resources**. Island Press, 2018. Available at: https://www.worldwater.org/a876kjsdfb765/World%20Water%20Volume%209.pdf

13 GLEICK, P. H.; PALANIAPPAN, M. **Peak water limits to freshwater withdrawal and use**. Proc Natl Acad Sci U S A, v. 107, n. 25, p. 11155–11162, 2010. DOI: 10.1073/pnas.1004812107.

14 GOVERDHANAM, S. **Decentralized water systems for sustainable and reliable supply**. 2014. Available at: https://tigerprints.clemson.edu/all_theses/1914

15 GOVERDHANAM, S.; PIRATLA, K. R. **Decentralized water systems for sustainable and reliable supply**. 2015. Available at: https://pdf.sciencedirectassets.com/278653/1-s2.0-S1877705815X00257/…

16 GUTERRES, A. **United Nations Secretary-General on World Water Day 2020**. Available at: https://www.un.org/en/observances/water-day/message. Accessed on: April 1, 2026.

17 IPCC. **Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability**. Cambridge University Press.

18 JIANG, J.-Q. **The role of coagulation in water treatment**. Current Opinion in Chemical Engineering, v. 8, p. 36–44, 2015. DOI: 10.1016/j.coche.2015.01.008.

19 KALBAR, P. P.; LOKHANDE, S. **Need to adopt scaled decentralized systems in the water infrastructure to achieve sustainability and build resilience**. Water Policy, v. 25, n. 4, p. 359–378, 2023. DOI: 10.2166/wp.2023.267.

20 KAVIYA, S. **Recent advances in water treatment facilities for wastewater reuse in the urban water supply**. In: SRIVASTAV, A. L.; MADHAV, S.; BHARDWAJ, A. K.; VALSAMI-JONES, E. (Eds.). Current Directions in Water Scarcity Research. Elsevier, v. 6, p. 361–379, 2022. DOI: 10.1016/B978-0-323-91838-1.00027-0.

21 KAYITESI, N. M.; GUZHA, A. C.; MARIETHOZ, G. **Impacts of land use land cover change and climate change on river hydro-morphology – a review of research studies in tropical regions**. Journal of Hydrology, v. 615, Part A, 128702, 2022.

22 KUMAR, M. *et al.* **Emerging water quality problems in developing countries**. Scientific World Journal, 2014:215848, 2014. DOI: 10.1155/2014/215848.

23 LINTON, J.; BUDDS, J. **The hydrosocial cycle: defining and mobilizing a relational-dialectical approach to water**. Geoforum, v. 57, p. 170–180, 2014.

24 LONDON, J. K. *et al.* **Disadvantaged unincorporated communities and the struggle for water justice in California**. Water Alternatives, v. 14, n. 2, p. 520–545, 2021.

25 MELLO, K. de *et al.* **Multiscale land use impacts on water quality: assessment, planning, and future perspectives in Brazil**. Journal of Environmental Management, v. 270, 110879, 2020. DOI: 10.1016/j.jenvman.2020.110879.

26 MOLINA-FRECHERO, N. *et al.* **Environmental exposure of arsenic in groundwater associated to carcinogenic risk in underweight children exposed to fluorides**. Int J Environ Res Public Health, v. 17, n. 3, 724, 2020. DOI: 10.3390/ijerph17030724.

27 NGUYEN, T. G.; HUYNH, T. H. N. **Assessment of surface water quality and monitoring in southern Vietnam using multicriteria statistical approaches**. Sustainable Environment Research, v. 32, n. 1, p. 20, 2022.

28 PANDIT, A. B.; KUMAR, J. K. **Clean water for developing countries**. Annual Review of Chemical and Biomolecular Engineering, v. 6, p. 217–246, 2015. DOI: 10.1146/annurev-chembioeng-061114-123432.

29 PARMESAN, C.; MORECROFT, M. D.; TRISURAT, Y. **Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability**. GIEC, 2022.

30 RAHMAN, S.; ZAYED, T. **Condition assessment of water treatment plant components**. Journal of Performance of Constructed Facilities, v. 23, 2009. DOI: 10.1061/(ASCE)CF.1943-5509.0000011.

31 RAUH, E.; HUGHES, S. **Collaboration for source water protection in the United States: community water systems engagement in nitrate pollution reduction**. WIREs Water, v. 11, n. 2, e1682, 2024. DOI: 10.1002/wat2.1682.

32 SCHWARTZ, G. *et al.* (Eds.). **Well spent: how strong infrastructure governance can end waste in public investment**. Washington, DC: International Monetary Fund, 2020.

33 TARIQ, R. *et al.* **Artificial intelligence assisted technoeconomic optimization scenarios of hybrid energy systems for water management of an isolated community**. Sustainable Energy Technologies and Assessments, v. 48, 101561, 2021. DOI: 10.1016/j.seta.2021.101561.

34 THOMPSON, M. *et al.* **Environmental life cycle assessment of small water resource recovery facilities: comparison of mechanical and lagoon systems**. Water Research, v. 215, 118234, 2022. DOI: 10.1016/j.watres.2022.118234.

35 UN. **World Population Prospects 2019: Highlights**. United Nations Department of Economic and Social Affairs, Population Division.

36 UNESCO. **The United Nations World Water Development Report 2023: partnerships and cooperation for water**. 2023. Available at: https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000384655. Accessed on: April 1, 2026.

37 WEF. **How to design climate-resilient infrastructure: lessons from a disaster**. 2023. Available at: https://www.weforum.org/agenda/2023/09/designing-climate-resilient-infrastructure-lessons-from-disaster/

38 WHO. **1 in 3 people globally do not have access to safe drinking water – UNICEF, WHO**. 2019. Available at: https://www.who.int/news/item/18-06-2019-1-in-3-people-globally-do-not-have-access-to-safe-drinking-water-unicef-who. . Accessed on: April 1, 2026.

39 WHO. **Burden of disease attributable to unsafe drinking-water, sanitation and hygiene, 2019 update**. Geneva: World Health Organization, 2023. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO.

40 WHO. **Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first addendum**. 2017. Available at: https://apps.who.int/iris/handle/10665/254637 . Accessed on: April 1, 2026.

41 WHO. **Operation and maintenance of rural water supply and sanitation systems**. 2000.

42 WHO. **Water safety planning for small community water supplies**. 2012. Available at: https://www.who.int/publications/i/item/9789241548427. . Accessed on: April 1, 2026.

43 WILCOX, A. A. E. *et al.* **Braiding Indigenous knowledge systems and Western-based sciences in the Alberta oil sands region: a systematic review**. FACETS, v. 8, p. 1–32, 2023. DOI: 10.1139/facets-2022-0052.

44 WONDIMU MUSIE, G.; GONFA, G. **Fresh water resource, scarcity, water salinity challenges and possible remedies: a review**. Heliyon, v. 9, n. 8, 2023, e18685. DOI: 10.1016/j.heliyon.2023.e18685.

45 ZHANG, L. *et al.* **Direct and indirect impacts of urbanization on vegetation growth across the world's cities**. Sci Adv, v. 8, n. 27, eabo0095, 2022. DOI: 10.1126/sciadv.abo0095.

AVALIAÇÃO DE PARÂMETROS OPERACIONAIS DE DECANTADORES DE FLUXO ASCENDENTE

1 Bianca Medeiros Elizeu, 2 Maurício Sartori

1 Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Espírito Santo, e-mail: biancca.bme@gmail.com;

2 Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Espírito Santo, e-mail: msartori@ifes.edu.br.

Palavras-chave: Floculador tubular helicoidal; Decantador de fluxo ascendente; Tratamento de águas.

Resumo

A manutenção da turbidez em águas destinadas ao abastecimento humano é fundamental para garantia da segurança sanitária e aceitabilidade do produto final oferecido à população. Contudo, os sistemas convencionais de tratamento demandam amplas áreas para implantação, além de custos operacionais elevados, que limitam sua aplicação em localidades isoladas, áreas rurais ou com menor infraestrutura. Nesse cenário, surge a necessidade de tecnologias descentralizadas, compactas e de baixo custo, que apresentem resultados eficientes de remoção de turbidez com maior flexibilidade e escalabilidade. O presente estudo teve como objetivo avaliar a eficiência de remoção de turbidez de uma água sintética em um sistema compacto de floculação e decantação, composto por um Floculador Tubular Helicoidal (FTH) e um Decantador de Fluxo Ascendente (DFA), analisando a influência de duas variáveis construtivas do decantador: o diâmetro do tanque (100, 150 e 200mm) e a profundidade do bocal de saída da água floculada (5 a 30 cm). Testes preliminares de estabilidade realizados com a suspensão-mãe, material base para a produção da água sintética, indicaram maior estabilidade do particulado suspenso em pH 10,5. Os ensaios de floculação e decantação em Jar test, com variação da dosagem de coagulante (sulfato de alumínio) e do pH de coagulação, obtiveram melhor resultado em dosagens próximas de 25 mg/L de sulfato de alumínio e pH de trabalho 10,5. Nos ensaios com o conjunto FTH-DFA, constatou-se que a profundidade do bocal de saída da água floculada exerce maior influência em decantadores de menor diâmetro, onde foi possível estimar uma diferença de remoção de 32,09% apenas em função do aumento da profundidade para o diâmetro de 100 mm. No decantador de 150 mm, as profundidades de 20, 25 e 30 cm apresentaram valores muito próximos de remoção de turbidez, todas na faixa dos 87%, quando comparado a menor profundidade (5 cm) foi identificado o incremento de 11,72% na eficiência para maiores profundidades. No decantador de 200 mm os percentuais de remoção foram muito similares, todos na faixa de 83 a 88%, o que indica pouca influência da profundidade de saída da água floculada na remoção da turbidez, para esse diâmetro.

Introdução

Nas estações de tratamento de água, a escolha do tipo de tratamento a ser aplicado é determinada com base na qualidade da água bruta. Entre os diferentes processos disponíveis, o tratamento pode ser classificado em simples desinfecção, tratamento simplificado, convencional e avançado. No caso do tratamento convencional, destacam-se as etapas de coagulação, floculação, decantação, filtração e desinfecção, que compõem o processo de clarificação da água bruta.

Dentre essas etapas, os processos de floculação e decantação são fundamentais para a remoção de sólidos em suspensão e consequentemente para a redução da turbidez da água, um parâmetro frequentemente utilizado como indicador da eficiência do tratamento físico-químico (Von Sperling, 2014; Di Bernardo; Dantas; Voltan, 2011; Chiavola et al., 2023). Além disso, organismos como vírus, bactérias e protozoários tendem a se agregar aos coloides presentes na água, utilizando-os como meio de transporte e proteção contra agentes externos, dessa forma, quanto menor a turbidez da água pré filtrada, maior é a eficiência na remoção desses organismos (Xagarokai et al., 2004; Lopes, 2008; Pádua, 2009; Libânio et al., 2010; Vianna, 2014; Makuei; Ketabchi; Peleato, 2022).

Após as etapas de coagulação e floculação, os flocos formados podem ser removidos da água por meio da sedimentação, esse processo consiste na separação de partículas mais densas que, sob ação da gravidade, são direcionadas ao fundo do decantador. A eficiência desse processo está diretamente relacionada a diversos fatores, como o tamanho e a densidade dos flocos, a velocidade ascensional da água, o tempo de sedimentação e o regime de escoamento no interior do decantador (Di Bernardo; Dantas; Voltan, 2011; Metcalf & Eddy, 2016; Ferreira Filho, 2017). Verifica-se, portanto, que unidades de decantação mal projetadas podem sobrecarregar as etapas subsequentes como a de filtração, comprometendo tanto a qualidade da água filtrada quanto reduzindo a duração das carreiras de filtração (Campos, 2005).

Alterações na geometria do decantador, como o seu diâmetro ou a posição dos dispositivos de entrada e saída, podem influenciar o escoamento e, consequentemente, a eficiência da remoção das partículas floculadas (Campos, 2005; Luna; Silva; Vianna Junior, 2020; Oliveira, 2025). A introdução da água deve ser realizada em um ponto estratégico dentro do decantador, buscando otimizar o tempo de sedimentação e evitar a ressuspensão do lodo acumulado no fundo da unidade. Quando a entrada da água floculada está posicionada muito próxima a região de saída do clarificado, o tempo disponível para que as partículas atinjam a zona de lodo diminui, comprometendo a clarificação, por outro lado, se a entrada for muito próxima à zona de lodo, o fluxo gerado pode agitar os sedimentos, provocando a ressuspensão e perda de sólidos previamente depositados (Heller; Pádua, 2010; Ferreira Filho, 2017).

Neste contexto, o presente estudo teve como objetivo avaliar a eficiência de remoção de turbidez de uma água sintética em um sistema compacto de floculação e decantação, composto por um Floculador Tubular Helicoidal e um decantador de fluxo ascendente, onde foi analisado a influência de duas variáveis construtivas do decantador: o diâmetro do tanque e a profundidade do

bocal de saída da água floculada. A análise dos resultados buscou identificar as configurações que proporcionaram maior eficiência de remoção de turbidez, contribuindo com subsídios técnicos para o dimensionamento mais eficaz desses sistemas em projetos posteriores.

Material e Métodos

Inicialmente, para padronizar as condições de floculação, fez se necessário a utilização de uma água sintética. Para o preparo da suspensão-mãe utilizada na produção da água sintética, foram misturados 400 g de caulim passante em malha 1000 (marca DiLuca) a 1 L de água destilada, promovendo-se a homogeneização em jar test. Durante a agitação, o pH da mistura foi ajustado de 5 para 10,5 mediante adição de solução de NaOH 0,1 N. Após a estabilização do pH, a agitação foi mantida por mais 10 minutos, adicionando-se, em seguida, mais 1 L de água destilada. Após homogeneização, a solução foi deixada em repouso por 24 h, sendo o sobrenadante coletado (cerca de 90%) e utilizado como solução-mãe.

A metodologia utilizada foi adaptada de Bartiko e De Julio (2015), na qual a suspensão é preparada com caulinita (Synth®). Como esse material não estava disponível no mercado, realizaram-se testes para determinar o pH de mistura que proporcionasse maior estabilidade à suspensão (Figura 01). Os resultados indicaram que o pH 10,5 foi o mais adequado, produzindo uma suspensão mais estável.

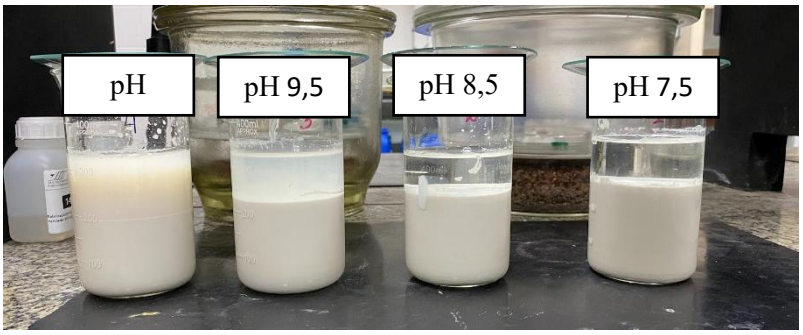


Figura 01 - Determinação do pH da Suspensão-mãe.
Fonte: Autoria Própria (2025)

Para determinar o teor de sólidos totais da amostra com pH 10,5 (resultado mais satisfatório), foram realizados testes em triplicata. Inicialmente, os cadinhos de porcelana foram secos em estufa a 150 °C por 24 h, a fim de eliminar qualquer umidade residual. Em seguida, foram resfriados em dessecador e pesados. Adicionaram-se 50 mL da suspensão preparada em cada cadinho, que foram novamente levados à estufa a 105 °C por 24 h. Após novo resfriamento em dessecador, procedeu-se à pesagem, obtendo-se um teor de sólidos de 127 g/L. Os resultados mostraram-se satisfatórios quando comparados aos 132 g/L obtidos por Bartiko e De Julio (2015) e aos 135 g/L reportados por Yukselen e Gregory (2002;2004).

Com o objetivo de determinar o par de valores “dosagem de coagulante x pH” necessários para bom desempenho dos ensaios no FTH, foram previamente conduzidos testes de tratabilidade por meio de Jar Test. Para esses ensaios, foi utilizada uma água sintética com turbidez de 100 NTU, preparada por meio da adição da suspensão-mãe de caulim em água de rede de abastecimento. A metodologia para a execução dos ensaios em Jar Test é descrita em Di Bernardo et al. (2011).

Foram realizados seis ensaios de tratabilidade, nos quais o pH foi mantido fixo em cada ensaio, enquanto variou-se a concentração do coagulante entre os jarros. O pH foi ajustado no intervalo de 8,0 a 10,5 mediante adição de uma solução de NaOH 0,1N. O coagulante empregado foi o sulfato de alumínio ($Al_2(SO_4)_3$), aplicado em dosagens de 15, 20, 25, 30, 35 e 40 mg/L. A tabela 01 apresenta as condições dos ensaios de tratabilidade e programação do Jar Test.

Ensaio	pH	$Al_2(SO_4)_3$ (mg/L)	G Mistura Rápida (s-1)	Tempo de Mistura Rápida (s)	G Mistura Lenta (s-1)	Tempo de Mistura Lenta (min)
1	8,0	15/20/25/30/35/40	1374	20	53	20
2	8,5	15/20/25/30/35/40	1374	20	53	20
3	9,0	15/20/25/30/35/40	1374	20	53	20
4	9,5	15/20/25/30/35/40	1374	20	53	20
5	10,0	15/20/25/30/35/40	1374	20	53	20
6	10,5	15/20/25/30/35/40	1374	20	53	20

Tabela 01 - Parâmetros de Ensaio em Jar Test.
Fonte: Autoria Própria (2025)

Após o período de mistura lenta, a água floculada foi mantida em repouso para a sedimentação dos flocos formados. Para essa etapa, foram definidos três momentos distintos para a coleta das amostras, correspondentes a velocidades médias de sedimentação de 3, 1,5 e 1 cm/min, equivalentes a tempos de coleta de 2 minutos e 20 segundos, 4 minutos e 40 segundos, e 7 minutos, respectivamente. Para cada velocidade de sedimentação, foram avaliadas a turbidez e o pH final (pH de coagulação) das amostras.

Com base nesses dados, foram elaborados diagramas de coagulação utilizando o software estatístico Minitab 19. Através desses diagramas, foi possível identificar as regiões que apresentaram maior remoção de turbidez, facilitando a seleção do pH e da dosagem satisfatória do coagulante a serem aplicados nos ensaios com o FTH.

Para realização dos ensaios foi utilizado um FTH (Figura 02a) composto por um tubo flexível, de parede lisa e seção circular constante com 7mm de diâmetro interno e 11mm de diâmetro externo, 30m de comprimento e volume aproximado de 1,15L. Os tubos foram helicoidalmente enrolados na direção horizontal, em um cilindro de 150mm de diâmetro, totalizando um diâmetro de enrolamento de 161mm. O sistema de alimentação do FTH foi constituído por um reservatório de 50L e uma bomba submersa de 19W, responsáveis pelo armazenamento e entrada da água sintética. Além disso, contou com uma bomba dosadora e um galão de 5L destinados à aplicação do coagulante.

No sistema de decantação foram avaliados 3 decantadores circulares de fluxo ascendente com diferentes diâmetros. Para todos os DFAs foi avaliada a influência da profundidade do bocal de saída da água floculada, onde foram testadas profundidades de 5, 10, 15, 20, 25 e 30 cm. As características construtivas dos DFAs estão apresentadas na Figura 02b e na Tabela 02.

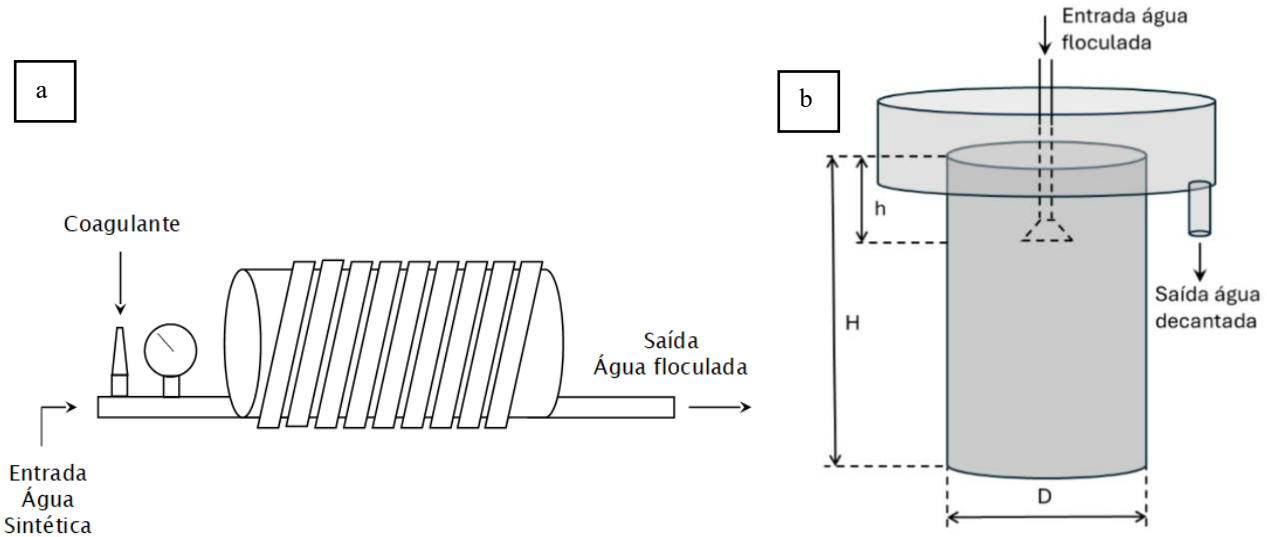


Figura 02: (a) Vista Lateral do FTH (b) Decantador de Fluxo Ascendente.
Fonte: Autoria Própria (2025)

D Externo (mm)	D Interno (mm)	Altura H (cm)	Volume do DFA (L)	Profundidade (cm)
100	95	40	2,84	5/10/15/20/25/30
150	145	40	6,61	5/10/15/20/25/30
200	195	40	11,95	5/10/15/20/25/30

Tabela 2 - Parâmetros Construtivos dos DFAs.
Fonte: Autoria Própria (2025)

Resultados e Discussão

Na Figura 03 são apresentados os diagramas de coagulação utilizados para avaliar a remoção de turbidez da água sintética em diferentes velocidades de sedimentação (3,0; 1,5 e 1,0 cm/min). A análise das Figuras 3a, 3b e 3c mostra que a eficiência de remoção aumenta à medida que a velocidade de sedimentação diminui, devido ao maior tempo disponível para a

decantação dos flocos. No entanto, é essencial identificar condições que garantam alta eficiência mesmo em velocidades mais elevadas, a fim de manter a viabilidade econômica do sistema.

Para a maior velocidade de sedimentação, observou-se remoção de turbidez superior a 80% com dosagem de 25 mg/L de coagulante e pH de coagulação na faixa de 8,5 a 9,0. Esse desempenho é consistente com os resultados descritos por Amirtharajah e Mills (1982), os quais indicam que tais condições operacionais são típicas do mecanismo de floculação por varredura. Nesse regime, a remoção da fase dispersa ocorre pela precipitação em massa do hidróxido de alumínio, cujos flocos incorporam partículas coloidais e favorecem a separação sólido-líquido. Trata-se de um mecanismo que produz flocos com elevada capacidade de sedimentação, razão pela qual é frequentemente adotado quando a etapa subsequente de separação é a decantação.

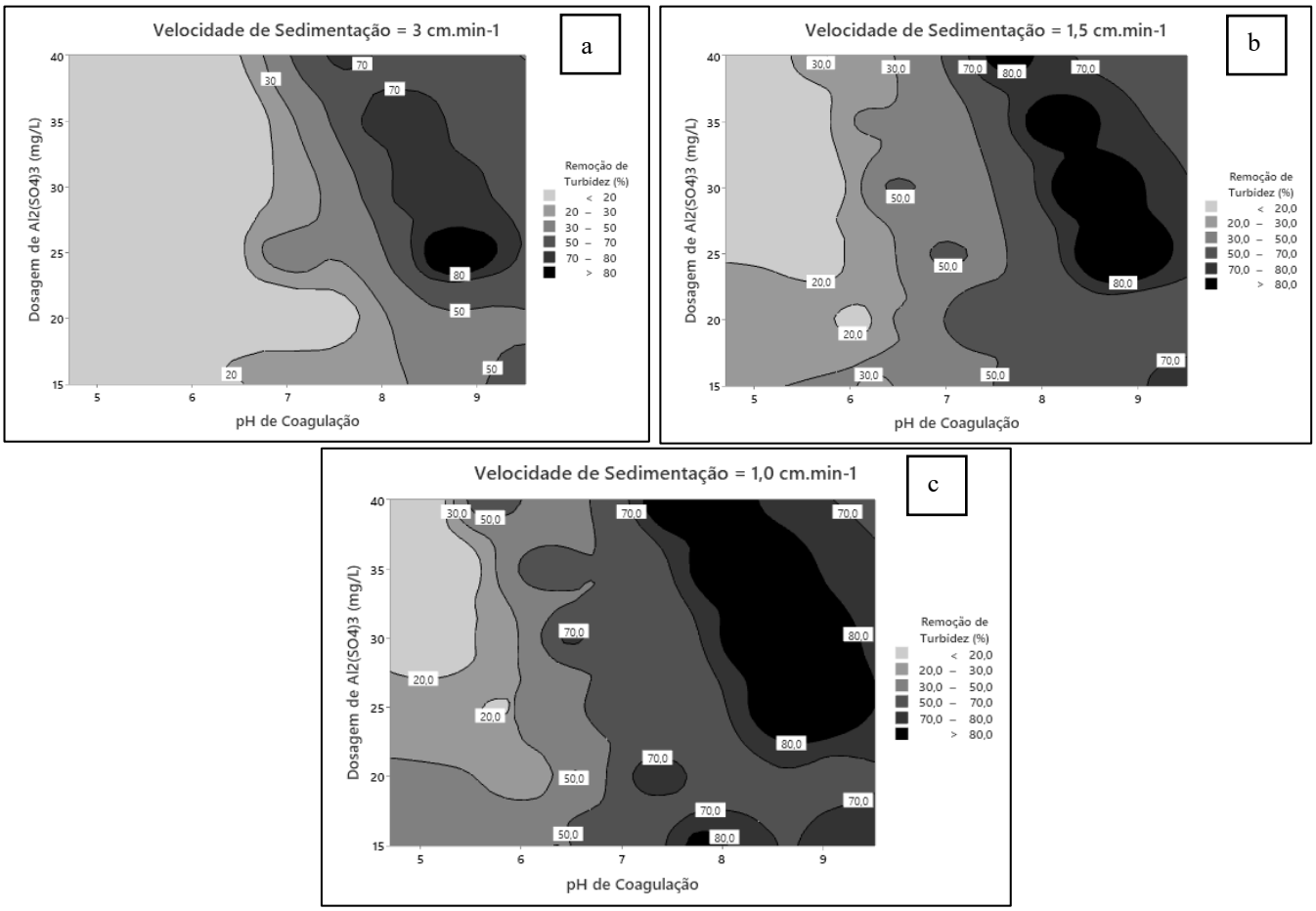


Figura 03: Diagramas de Coagulação
(a) Vs = 3,0 cm.min^{-1} (b) Vs = 1,5 cm.min^{-1} (c) Vs = 1,0 cm.min^{-1}.
Fonte: Autoria Própria (2025)

Buscando encontrar a dosagem e pH ideal para iniciar os experimentos com o FTH, foram elaboradas também as Figuras 4a, 4b e 4c, que representam o percentual de remoção de turbidez em função da dosagem de coagulante por pH avaliado. Nesse caso, os valores de pH correspondem ao ajuste pré-tratamento, onde foi possível observar que para todas as velocidades os maiores percentuais de remoção correspondem ao pH de 10,5 e dosagem de 25 mg/L.

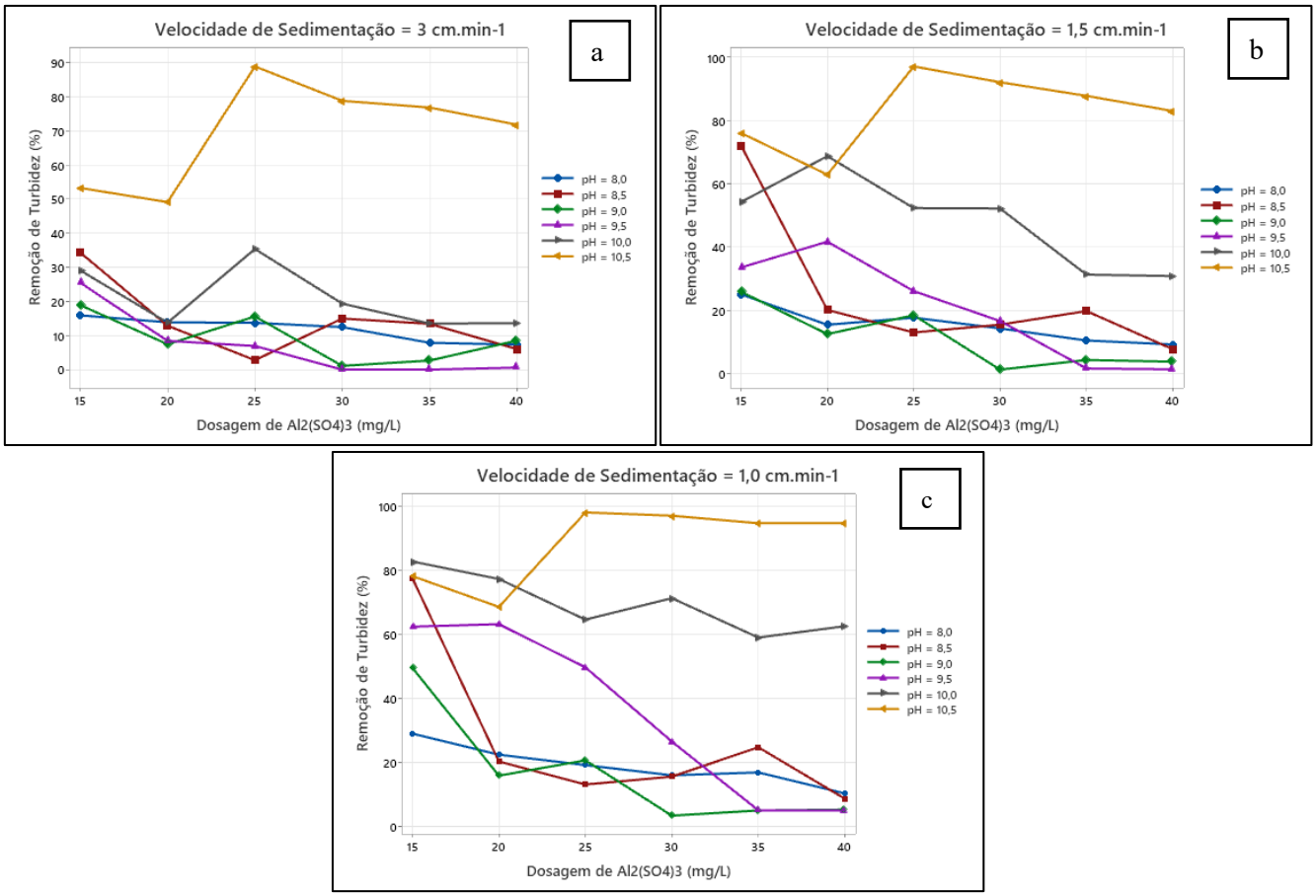


Figura 4: Remoção de turbidez em função do pH de entrada
(a) Vs = 3,0 cm.min^{-1} (b) Vs = 1,5 cm.min^{-1} (c) Vs = 1,0 cm.min^{-1}
Fonte: Autoria Própria (2025)

Os ensaios realizados no conjunto FTH-DFA evidenciaram que a profundidade de saída da água floculada exerce maior influência em decantadores de menor diâmetro, como no caso do decantador de 100 mm. Nessa condição, a remoção de turbidez da água sintética variou de 56,08% (5 cm) para 87,61% (30 cm), indicando uma tendência consistente de melhoria do desempenho à medida que a profundidade de saída aumenta (Figura 5a).

No decantador com diâmetro de 150 mm (Figura 5b), observa-se que a tendência de melhoria do desempenho se mantém, embora a variação na remoção de turbidez seja menos expressiva, variando 75,58% (5 cm) para 87,01% (30 cm). Já no decantador de 200 mm (Figura 5c), não se verifica influência significativa da profundidade de saída da água floculada, uma vez que os valores de remoção permanecem muito próximos após a estabilização, variando apenas de 84,7% (5 cm) a 89,1% (10 cm).

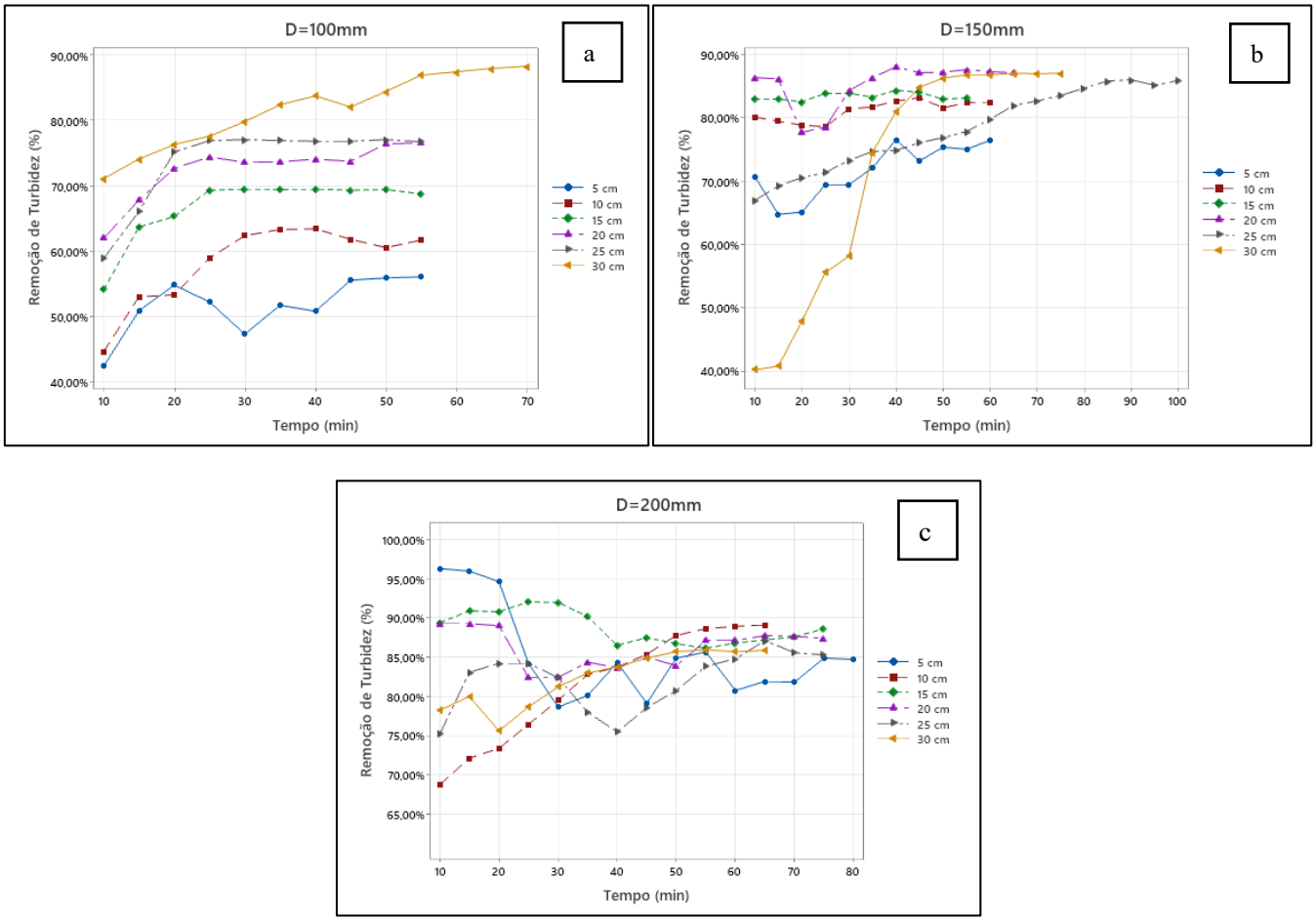


Figura 5 - Remoção de turbidez em relação a profundidade de saída da água floculada
(a) D=100mm (b) D=150mm (c) D=200mm
Fonte: Autoria Própria (2025)

A Figura 6 apresenta o comparativo de remoção de turbidez em função dos diferentes diâmetros de DFA e das profundidades de saída da água floculada. Para a construção do gráfico, considerou-se a média das três últimas amostragens (após a estabilização) em cada profundidade. Observa-se, assim, que a influência da profundidade de saída tende a reduzir significativamente à medida que a área superficial do decantador aumenta.

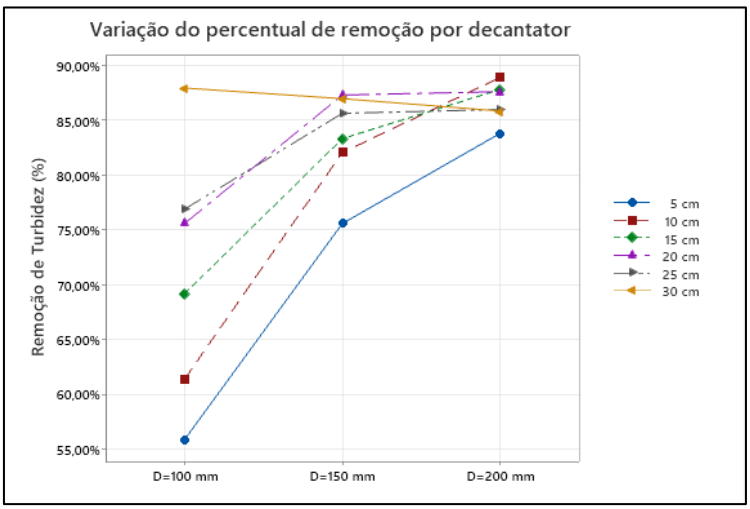


Figura 6 - Comparativo de remoção de turbidez em relação a profundidade de saída da água floculada por diâmetro de DFA
Fonte: Autoria Própria

Considerações Finais

Conclui-se, com a realização desse estudo, que, com base nos experimentos realizados em Jar Test e pela elaboração dos diagramas de coagulação, o melhor cenário de coagulação/floculação seria para dosagens próximas de 25 mg/L e pH de coagulação entre 8,5 e 9, ainda que seja possível elevar a eficiência de remoção aumentando o tempo de decantação. Além disso, verificou-se que, para a água sintética, trabalhar em pH 10,5 e dosagem de coagulante de 25 mg/L promoveu percentuais mais elevados de remoção de turbidez, possivelmente devido à formação de flocos mais robustos, favorecendo sua sedimentação no DFA.

Nos ensaios com o conjunto FTH-DFA, constatou-se que a profundidade do bocal de saída da água floculada exerce maior influência em decantadores de menor área superficial. Para o decantador de 100 mm, a remoção variou de 56,08% (5 cm) a 87,61% (30 cm), representando uma diferença de 32,09% apenas em função da profundidade.

Para o decantador de 150 mm a melhor remoção foi de 87,08% para profundidade de 20 cm, contudo as profundidades de 20, 25 e 30 cm apresentaram valores muito próximos (87,08%, 85,88% e 87,01%, respectivamente), não sendo possível atribuir diferença significativa de remoção a esses casos. A profundidade de 5 cm obteve a menor remoção, com 75,58%, correspondendo a uma diferença de 11,5% em relação à profundidade de 20 cm.

No decantador de 200 mm os percentuais de remoção foram muito similares, todos na faixa dos 83 a 88%, o que indica pouca influência da profundidade na remoção, uma vez que pequenas variações nos percentuais podem ser atribuídas a imprecisões nas medidas de turbidez e/ou a flutuações na floculação.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Espírito Santo – Campus Vitória, por possibilitar a execução deste projeto nas dependências da instituição além de fornecer os reagentes utilizados durante os experimentos.

Referências Bibliográficas

AMIRTHARAJAH, A.; MILLS, K. M. Rapid-mix design for mechanisms of alum coagulation. **American Water Works Association**, v. 74, n. 4, p. 210–216, abr. 1982.

BARTIKO, Daniel; DE JULIO, Marcelo. Construção e emprego de diagramas de coagulação como ferramenta para o monitoramento contínuo da floculação em águas de abastecimento. **Revista Ambiente & Água**, v. 10, n. 1, p. 71-81, 2015.

CAMPOS, José Roberto; REALI, Marco Antonio P.; DANIEL, Luiz Antonio. **Conceitos gerais sobre técnicas de tratamento de águas de abastecimento, esgotos sanitários e desinfecção**. 2005.

CHIAVOLA, A. et al. A combined experimental-modeling approach for turbidity removal optimization in a coagulation–flocculation unit of a drinking water treatment plant. **Journal of Process Control**, v. 130, 1 out. 2023.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B.; VOLTAN, P. E. N. **Tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água**. São Carlos - SP: LDiBe, 2011.

FERREIRA FILHO, Sidney Seckler. **Tratamento de água : concepção, projeto e operação de estações de tratamento**. 1 ed. Rio de Janeiro: Editora: GEN | Grupo Editorial Nacional. Publicado pelo selo LTC | Livros Técnicos e Científicos Editora Ltda., 2017.

HELLER, L.; PÁDUA, V. L. **Abastecimento de água para consumo humano**. 2 ed. Belo Horizonte: Editora: UFMG, v. 2, 2010.

LIBÂNIO, M. VIANA, M.. Turbidez da água bruta x parâmetros hidráulicos: Afinal, o que é mais relevante no desempenho das estações de tratamento de água? **Simpósio Ítalo Brasileiro De Engenharia Sanitária e Ambiental**, 6. Anais. ABES, 2010

LOPES, G. J. R.. **Avaliação da turbidez e do tamanho de partículas como parâmetros indicadores da remoção de oocistos de Cryptosporidium spp. nas etapas de clarificação no tratamento da água em ciclo completo**. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2008.

LUNA, F. D. T. DE; SILVA, A. G.; VIANNA JUNIOR, A. DOS S. The Influence of Geometry on the Fluid Dynamics of Continuous Settler. **Open Journal of Fluid Dynamics**, v. 10, n. 03, p. 164–183, 1 jan. 2020.

MAKUEI, M. S.; KETABCHI, F.; PELEATO, N. M. Impact of water characteristics on UV disinfection of unfiltered water. **Water Quality Research Journal**, v. 57, n. 4, p. 247–261, 17 out. 2022.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. Tradução de Ivanildo Hespanhol, José Carlos Mierzwa. 5. ed. Porto Alegre: McGraw-Hill, 2016.

OLIVEIRA, D. S. DE. Modelagem CFD como ferramenta para otimização de sistemas de tratamento de água e efluentes: aplicações, desafios e perspectivas. **Engenharia, Gestão e Inovação**. Volume 20, 2025.

PÁDUA, V. L. ÁGUA. **Remoção de microrganismos emergentes e micro contaminantes orgânicos no tratamento de água para consumo humano**. ABES. Projeto PROSAB, Belo Horizonte, v.1, p.392, 2009.

VIANNA, Marcos Rocha. **Hidráulica aplicada às estações de tratamento de água**. 5. ed. Nova Lima: Imprimatur, 2014.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte, MG: Editora UFMG, 2014.

XAGAROKAI, I.; GREGORY, W. H.; ASSAVASILAVASUKUL, P.; STANDRIDGE, J. H.. Removal of emerging waterborne pathogens and pathogens indicators. **Journal of the American Water Works Association**, v.96, n.5, p.102-113, 2004.

YUKSELEN, M. A.; GREGORY, J. Breakage and re-formation of alum flocs. **Environmental Engineering Science**, v. 19, n. 4, p. 229 – 236, 2002.

YUKSELEN, M. A.; GREGORY, J. The reversibility of floc breakage. **International Journal of Mineral Processing**, v. 73, p. 251-259, 2004.

APLICAÇÃO DO CARVÃO PULVERIZADO COMERCIAL DE BABAÇU NA REMOÇÃO DE IBUPROFENO EM ÁGUAS PARA ABASTECIMENTO

1 Diogo Ramos Roca, 2 Hilla Loana Gonçalves da Cruz, 3 João Vitor da Silva Freitas, 4 Victor Marcell Rodrigues de Alencar, 5 Jenniffer Lorena de Souza Alvarez, 6 Pedro Cardoso Ofugi, 7 Leonardo Mendes Rios, 8 Mariane Vitória de Lima Taborda.

1 Universidade Federal de Mato Grosso, e-mail: Diogorr445@gmail.com; 2 Universidade Federal de Mato Grosso, e-mail: loanahilla@gmail.com; 3 Instituição do Autor, e-mail: joaovitor.silva.freitas@gmail.com; 4 Universidade Federal de Mato Grosso, e-mail: victor1marcell@gmail.com; 5 Universidade Federal de Mato Grosso, e-mail: lorennasouza312@gmail.com; 6 Universidade Federal de Mato Grosso, e-mail: pedroofugi13@gmail.com; 7 Universidade Federal de Mato Grosso, e-mail: luzpropriadeodin@gmail.com; 7 Universidade Federal de Mato Grosso, marianetabordacontato@gmail.com.

Palavras-chave: Fármacos; Adsorção; Contaminantes Emergentes.

Resumo

O aumento crescente no consumo de fármacos tem resultado na contaminação de mananciais destinados ao abastecimento público. Dentre esses compostos destaca-se o ibuprofeno, um anti-inflamatório não esteroidal (AINE) amplamente utilizado no tratamento de condições inflamatórias, dores e febre. Como os sistemas convencionais de tratamento de água no Brasil não são plenamente eficazes na remoção desses micropoluentes, o presente trabalho objetivou avaliar a eficiência do carvão ativado pulverizado (CAP) de babaçu na adsorção de ibuprofeno no tratamento de águas para abastecimento. Para os experimentos foram utilizadas dosagens de 25, 50 e 400 mg/L de CAP em soluções com concentrações conhecidas do fármaco. Os ensaios ocorreram sob agitação constante em agitador magnético, com leituras de concentração realizadas em espectrofotômetro, comprimento de onda de 221 nm, nos intervalos de 0, 10, 20 e 30 minutos. Para avaliar o comportamento do adsorvente, variou-se o pH em 3,0; 7,0; e 10,0 e a temperatura em 15 °C, 25 °C e 35 °C. O uso do CAP de babaçu apresentou potencial na remoção de ibuprofeno, com dosagens de 400 mg/L de CAP, atingindo as maiores eficiências (até 95,90%) em todas as condições de pH e temperatura. Os melhores desempenhos globais ocorreram a 35 °C, enquanto em pH ácido (3,0) as taxas de remoção mantiveram-se constantes a 15 °C e 25 °C. Conclui-se que a dosagem do adsorvente e a temperatura são fatores determinantes para evitar processos de dessorção e garantir a estabilidade do tratamento.

Introdução

O avanço tecnológico e o crescimento industrial trouxeram diversos agentes químicos ao mercado, como fertilizantes, defensivos agrícolas, produtos de higiene e medicamentos, para melhorar a qualidade de vida. No entanto, o descarte inadequado desses compostos tem causados sérios problemas ambientais, especialmente a poluição de mananciais utilizados para abastecimento público.

De acordo com dados do Anuário Estatístico da Indústria Farmacêutica de 2017 (ANVISA, 2022), 217 empresas comercializaram 4.748 diferentes produtos contemplando 2.001 princípios ativos ou associações de princípios ativos distintos. É importante destacar ainda, a tendência de crescimento da comercialização destes componentes químicos impulsionados pelo aumento populacional e desenvolvimento do setor, em que o faturamento da indústria farmacêutica foi de 131,2 bilhões de reais.

Dentre os medicamentos comumente utilizados tem-se o ibuprofeno (IBU), um anti-inflamatório não esteroidal (AINE) usado para tratar diversas condições, incluindo doenças inflamatória, distúrbios reumatoides, dores leves e moderadas, febres, dismenorreia e osteoartrite (Trung; Bajaj, 2024). Este medicamento pode ser administrado de maneira tópica, oral ou por meio de injeções e infusões, tanto em residências quanto em postos de saúde, hospitais e clínicas. O emprego do IBU ocorre em humanos e animais, acarretando a presença significativa nos resíduos líquidos gerados. Após o seu uso, parte das moléculas do princípio ativo é parcialmente metabolizada, enquanto, a concentração restante é excretada pelo organismo, principalmente através das fezes e urina, em quantidades que acabam chegando às Estações de Tratamento de Esgoto – ETEs ((Farto *et al*. 2019; Calvelli *et al.* 2023)

A principal preocupação ambiental com a presença de medicamentos no meio ambiente está relacionada as características desses compostos e sua relação com o meio ambiente, apresentando comportamentos específicos na água, no solo e no ar. Dentre as principais características podem ser citadas a lipofilicidade, baixa volatilidade e baixa biodegradabilidade, que lhes conferem um alto potencial de bioacumulação e persistência no ambiente (Rigobello, 2012; Carvalho-heitor *et al.* 2019; Ortúzar *et al.* (2022)). Os medicamentos, de forma geral, apresentam elevada estabilidade química e biológica, uma vez que cerca de 50% a 90% das concentrações desses compostos permanecem inalteradas.

Uma das grandes problemáticas dos fármacos é a sua remoção, uma vez que, além de serem persistentes no ambiente, não são facilmente e completamente removidos nas ETEs, chegando aos corpos hídricos utilizados como manancial de abastecimento de água (Botero-coy, 2018; Jaria, 2018; Kanakaraju, 2018; Tiwari, 2017).

Muitos estudos relatam que o tratamento por ciclo completo, composto pelas etapas de coagulação, floculação, decantação e filtração apresenta baixa eficiência na remoção de ibuprofeno, empregado na maioria das Estações de tratamento

de Água – ETAs. Logo, torna-se necessários tratamentos complementares para sua remoção, como a adsorção, que é definida como um processo no qual o adsorvato (um componente ou componentes) de uma fase gasosa ou líquida são fixados à superfície de uma fase sólida (adsorvente) quando o adsorvato é colocado em contato com a fase sólida (Ray *et al.* 2020)

O carvão ativado é um material rico em carbono e com uma estrutura física altamente porosa, que proporciona uma alta capacidade adsortiva., sendo produzido a partir de diversos tipos de matéria prima como coco-verde, babaçu, madeira, dentre outros. Entretanto, as condições experimentais como pH, temperatura, tempo de contato, agitação e presença de compostos que competem pelos mesmos sítios de adsorção, atuam diretamente na eficiência da adsorção, podendo favorecer ou dificultar o processo.

Diante disso, esse trabalho teve como objetivo avaliar a capacidade adsortiva do carvão ativado pulverizado (CAP) proveniente do babaçu, a partir de variações da concentração de CAP, tempo de contato, pH e temperatura, para avaliar a eficiência de remoção do ibuprofeno, através do processo adsortivo, como alternativa para o uso em tratamento de águas para abastecimento público.

Material e Métodos

Preparação das águas de estudo

Para a realização dos ensaios de adsorção, foi preparada água sintética com água destilada acrescida de padrão analítico de IBU (SIGMA – ALDRICH, CAS 1912-24-9, 98 % de pureza), resultando em concentrações da ordem de 15 mg L^{-1}, que simulam um estado de contaminação extrema da água. Além disso, essas condições foram estipuladas pela utilização do equipamento espectrofotômetro UV_VIS, empregado na quantificação de IBU antes e após os ensaios de adsorção, que possui limite de detecção de 0,1 mg L^{-1}, impossibilitando o emprego de concentrações de IBU encontradas em águas superficiais.

Caracterização do carvão ativado pulverizado (CAP)

Para os experimentos de adsorção foi empregado o CAP comercial da Tobasa Bioindustrial, proveniente do babaçu, com área superficial BET (Brunauer-Emmett-Teller) de 688,951 m^2/g, volume total de microporos de 0,450 cm^3/g, tamanho médio de poros de 2,612 nm.

Experimentos de adsorção

O CAP foi seco em estufa de laboratório a 103 °C por 24 h e suspensos em água destilada. Os experimentos em bancada foram realizados em frascos de vidro, com volume de reação de 50 mL, dosagem de CAP de 25, 50 e 400 mg L^{-1}, tempos de contato de 0, 10, 20 e 30 minutos, variação de pH de 3, 7 e 10, com agitação de 150 rpm em agitador magnético e temperaturas de 15, 25 e 35 °C ± 1 °C, em incubadora BOD, para controle da temperatura. A variação de pH foi realizada a partir a adição de ácido clorídrico (HCl) e hidróxido de sódio (NaOH), ambos com concentração de 0,01 M.

Após cada intervalo de tempo de coleta, as amostras foram filtradas em membrana com porosidade média de 0,45 µm e levadas para análise da concentração residual de IBU em espectrofotômetro UV-VIS, previamente calibrado, no comprimento de onda de 221 nm.

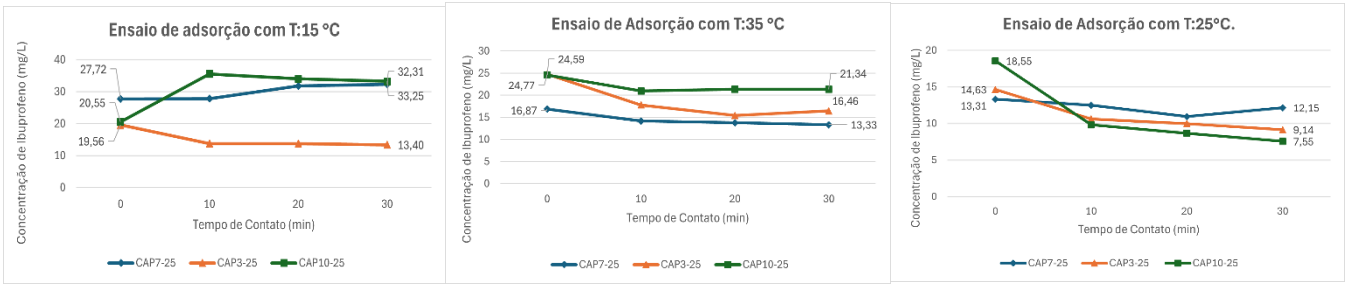
Resultados e Discussões

Ensaios de adsorção com CAP25

Nos ensaios realizados a 25 °C, a amostra CAP7-25 (pH=7 e dosagem de CAP de 25 mg/L) apresentou eficiência de adsorção apenas nos primeiros 20 minutos em pH 7, verificando-se o processo de dessorção após esse período, uma vez que os valores residuais de IBU aumentaram. Em pH 3, a amostra de CAP3-25 (pH=3 e dosagem de CAP de 25 mg/L) apresentou porcentagem de remoção máxima de 37,57%, sem ocorrência de dessorção durante o experimento. Já em pH 10, o CAP10-25 (pH=10 e dosagem de CAP de 25 mg/L) apresentou o melhor desempenho de remoção, resultando em uma porcentagem de remoção de 59,29%. Os resultados podem ser observados no gráfico 1.

Sob a temperatura de 15 °C, a amostra CAP7-25 não obteve taxa de remoção durante todo o ensaio em pH 7. Ao alterar o meio para pH 3, registrou-se uma porcentagem de remoção de 31,49% ao longo de todo o experimento. Em pH 10, a amostra apresentou o aumento da concentração de IBU durante o todo o ensaio de adsorção, sendo a última leitura de concentração do contaminante, maior que a primeira. Os resultados podem ser observados no gráfico 2.

A 35 °C, os resultados em pH 7 indicaram um comportamento de remoção contínuo, sem processo de dessorção, com porcentagem de 18,38%. Em meio ácido (pH 3), a taxa de remoção obtida foi de 33,55%, mantendo-se constante durante o ensaio. Em meio alcalino (pH 10), o experimento apresentou uma baixa taxa de remoção do IBU, sendo a concentração inicial de 24,59 (mg/L) e a concentração residual de 21,34 (mg/L), ou seja, taxa de remoção de 13,21%. Os resultados podem ser observados no gráfico 3.



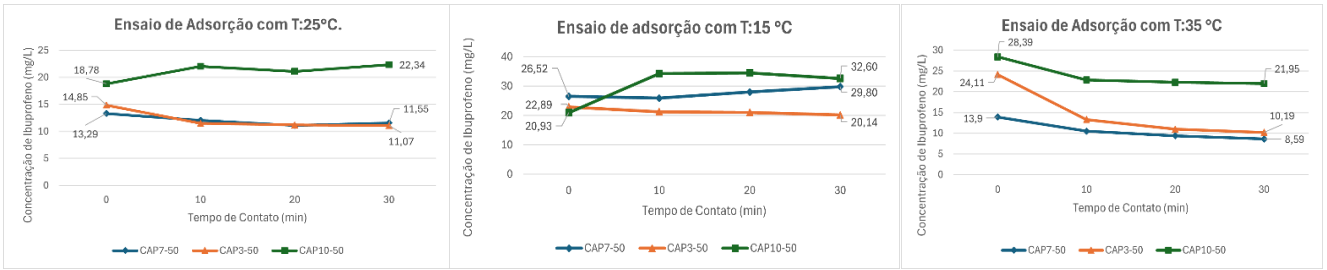
Gráficos 01, 02 e 03: Ensaios de adsorção com CAP25 com temperaturas de 25 °C, 15 °C e 35°C.
Fonte: Autores (2026)

Ensaios de adsorção com CAP50

Nos ensaios realizados a 25 °C, a amostra CAP50 apresentou eficiência de adsorção apenas nos primeiros 20 minutos em pH 7, verificando-se o processo de dessorção após esse período. Em pH 3, a taxa de remoção obtida foi de 25,45%, sem ocorrência de dessorção durante o experimento. Em pH 10, observou-se a ocorrência de dessorção, não havendo remoção significativa do ibuprofeno.

Sob a temperatura de 15 °C, a amostra CAP50 não obteve taxa de remoção durante todo o ensaio em pH 7. Ao alterar o meio para pH 3, registrou-se uma taxa de remoção de 12,01% ao longo de todo o experimento. Em pH 10, a amostra apresentou o aumento da concentração do IBU, sendo a concentração residual maior que a inicial, não apresentando o processo de adsorção durante o tempo do experimento.

A 35 °C, houve remoção para os três valores de pH investigados, resultando em porcentagens de remoção de 38,20%, 57,74% e 22,68%, para os pH 7, 3 e 10, respectivamente, considerando os diferentes valores iniciais do ibuprofeno. Não foi observado o processo dessorção no experimento.



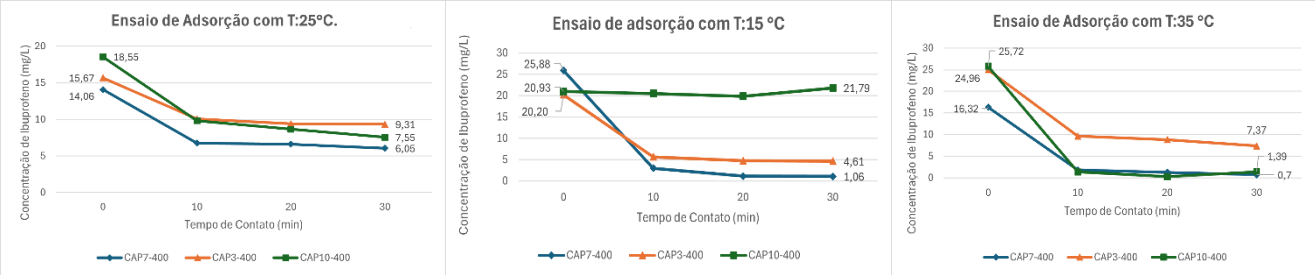
Gráficos 04, 05 e 06: Ensaios de adsorção com CAP50 com temperaturas de 25 °C, 15 °C e 35°C.
Fonte: Autores (2026)

Ensaios de adsorção com CAP400

No primeiro ensaio, conduzido à temperatura de 25 °C, foram avaliadas as condições de pH 3, 7 e 10. Em pH 7, observou-se que a amostra CAP7-400 manteve o processo de adsorção contínuo durante todo o período experimental, atingindo 56,97% de remoção. Nos experimentos realizados em pH 3, a amostra CAP3-400 apresentou eficiência de remoção ao longo de todo o tempo de contato, sem ocorrência de dessorção, alcançando 40,59% de remoção. Já nos ensaios conduzidos em pH 10, a amostra CAP10-400 manteve o processo de remoção durante todo o intervalo experimental, apresentando 59,30% de eficiência. De modo geral, não foi observado processo de dessorção em nenhuma das condições avaliadas a 25 °C. Os resultados podem ser observados no gráfico 7.

No segundo ensaio, realizado à temperatura de 15 °C, também foram avaliadas as mesmas condições de pH. Em pH 7, a amostra CAP7-400 apresentou eficiência de remoção de 95,90% ao longo de todo o período experimental, destacando-se em relação às demais concentrações, que não apresentaram remoção significativa. Nos experimentos realizados em pH 3, a amostra CAP3-400 manteve a eficiência de adsorção durante todo o ensaio, atingindo 77,18% de remoção. Entretanto, nos ensaios conduzidos em pH 10, a amostra CAP10-400 apresentou baixa eficiência de remoção (5,26%) apenas nos 20 minutos iniciais. Após esse período, foi observado o processo de dessorção, comportamento que também ocorreu nas demais concentrações testadas sob essa condição de pH. Os resultados podem ser observados no gráfico 8.

Por fim, o terceiro ensaio, realizado à temperatura de 35 °C, também avaliou o desempenho do CAP nas condições de pH 3, 7 e 10. Em pH 7, a amostra CAP7-400 apresentou remoção contínua durante todo o ensaio, sem ocorrência de dessorção, atingindo 95,71% de eficiência. Em meio ácido (pH 3), a amostra CAP3-400 manteve comportamento estável de adsorção ao longo do período experimental, alcançando 70,47% de remoção. Já em pH 10, a amostra CAP10-400 apresentou a maior eficiência observada entre todos os experimentos, atingindo 99,07% de remoção nos primeiros 20 minutos. Após esse intervalo, verificou-se o início do processo de dessorção, indicando que o adsorvente atingiu sua capacidade máxima de saturação nessas condições. De forma geral, os melhores resultados foram observados na temperatura de 35 °C, demonstrando que a amostra com 400 mg/L de CAP apresentou elevada eficiência de adsorção mesmo diante das variações de pH. Os resultados podem ser observados no gráfico 9.



Gráficos 07, 08 e 09: Ensaios de adsorção com CAP400 com temperaturas de 25 °C, 15 °C e 35°C.
Fonte: Autores (2026)

O aumento na eficiência de remoção do ibuprofeno está diretamente relacionado ao aumento da massa do adsorvente, visto que uma maior quantidade de material amplia a área superficial e os sítios ativos disponíveis. Esse comportamento converge com os achados de Costa *et al*. (2021), que ao utilizarem carvão ativado de endocarpo de murumuru (0,01 a 0,80 g), obtiveram uma variação de remoção entre 16,95% e 100%. Quanto à temperatura, observaram um caráter endotérmico, com maior capacidade adsortiva em temperaturas elevadas (28, 35 e 45 °C). Neste estudo, os melhores desempenhos foram observados na temperatura de 35 °C, juntamente com a dosagem de 400 (mg/L) de CAP, convergindo com os resultados do estudo de Costa *et al.* (2021). Porém, no ensaio realizado a 15 °C, foi observado uma taxa de remoção de 95,90%, sugerindo que o parâmetro temperatura apresenta baixa interferência no processo, como apontado por Porto, Cuba e Teran (2021) que realizaram uma revisão bibliográfica acerca da remoção do ibuprofeno por adsorção.

Por outro lado, o pH exerce um papel importante na adsorção. Conforme demonstrado por Ai *et al.* (2020), a remoção do ibuprofeno tende a ser inversamente proporcional ao pH, pois, acima do seu pKa (4,9), o composto torna-se predominantemente aniônico, o que favorece a repulsão eletrostática com a superfície do adsorvente. Embora tal fenômeno ajude a explicar a baixa eficiência em algumas condições de pH 10 realizada neste trabalho, a máxima remoção observada (99,07%), ocorreu justamente em meio básico com a maior concentração de adsorvente (400 mg/L). Enquanto os ensaios realizados com o pH ácido (pH 3), apesar de mostrarem taxa de remoção contínua, não demostraram taxa de remoção significativas, como sugerido pelo estudo. Isso sugere que a grande quantidade de material disponível compensou a dificuldade causada pelo pH alcalino.

Considerações Finais

A partir dos ensaios de adsorção realizados, observou-se que os melhores resultados de remoção de ibuprofeno foram alcançados nos experimentos conduzidos sob maior temperatura (35 °C), condição na qual o processo de dessorção ocorreu apenas uma vez entre as amostras testadas. Em contraste, nos ensaios com pH neutro e básico, houve variação de desempenho conforme a temperatura, sendo que a 35 °C registrou-se a maior eficiência para o carvão ativado pulverizado de babaçu (CAP).

Quanto à dosagem do adsorvente, a amostra CAP400 apresentou a maior eficiência em todos os cenários, independentemente das variações de pH e temperatura, com taxas de remoção situadas entre 5,26% e 95,90%. As amostras de menor concentração (CAP25 e CAP50) demonstraram resultados mais irregulares, com episódios de dessorção em pH neutro e alcalino, especialmente em temperaturas de 15 °C e 25 °C.

Nos ensaios em meio ácido (pH 3), as taxas de remoção mantiveram-se constantes e favoráveis nas temperaturas de 15 °C e 25 °C, enquanto o processo de dessorção foi verificado especificamente na temperatura de 35 °C para essa condição de pH.

Os dados obtidos indicam o potencial de utilização do carvão ativado pulverizado de babaçu para a remoção de fármacos como o ibuprofeno em processos de tratamento de água. Para o aprofundamento do conhecimento sobre a capacidade adsortiva deste material, sugere-se a realização de ensaios futuros com outros compostos, como diferentes fármacos ou agrotóxicos.

Agradecimentos

Agradecemos a Universidade Federal de Mato Grosso e ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental pelo apoio.

Referências

AI, Tian; JIANG, Xiaojun; ZHONG, Zhenxia; *et al*. Methanol-modified ultra-fine magnetic orange peel powder biochar as an effective adsorbent for removal of ibuprofen and sulfamethoxazole from water. **Adsorption Science & Technology**, v. 38, n. 7-8, p. 304–321, 2020.

ANVISA (Agência Nacional de Vigilância Sanitária). Anuário Estatístico do Mercado Farmacêutico. Brasília: ANVISA, 2022. Disponível em: https://repositorio.ufrn.br/bitstream/123456789/40741/4/OcorrenciaERemo%C3%A7aoFarmacos_DINIZ_2019.pdf. Acesso em: 15 fev. 2026.

BOTERO-COY, A. M. et al. An investigation into the occurrence and removal of pharmaceuticals in Colombian wastewater. Science of the total environment, v. 642, p. 842- 853, 2018.

CALVELLI, João Vitor Barbosa *et al*. **TRATAMENTOS DE EFLUENTES**: O DESAFIO DA CONTAMINAÇÃO POR MEDICAMENTOS. 45. ed. *Local:* Atena, 2023. 44 p. v. 13. ISBN 978-65-258-1713-2.

CARVALHO-HEITOR, Camilla Côrtes *et al*. **Impacto dos Fármacos nos Recursos Hídricos**. 45. ed. *Local:* Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades, 2019. 3 p. v. 07. ISBN 2318-8472.
Contaminantes emergentes podem ser uma ameaça na água para consumo humano. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-noticias/-/noticia/32796742/contaminantes-emergentes-podem-ser-uma-ameaca-na-agua-para-consumo-humano#:~:text=A%20express%C3%A3o%20%E2%80%9Ccontaminantes%20emergentes%E2%80%9D%20%C3%A9,de%20%C3%A1gua%20para%20consumo%20humano.>. Acesso em: 15 fev. 2026.

COSTA, Raylime Louise Tavares; NASCIMENTO, Rafael Alves do; ARAÚJO, Raíssa Cristine Santos de; *et al*. ADSORÇÃO DE IBUPROFENO SÓDICO EM CARVÃO ATIVADO OBTIDO A PARTIR DO ENDOCARPO DE MURUMURU (ASTROCARYUM MURUMURU MART.). **Engenharia de Produtos Naturais: planejamento, experimentação, obtenção de produtos e purificação**, p. 270–278, 2021. Disponível em: <https://downloads.editoracientifica.com.br/articles/211006476.pdf>.

FONSECA COUTO, C.; LANGE, L. C.; SANTOS AMARAL, M. C. A critical review on membrane separation processes applied to remove pharmaceutically active compounds from water and wastewater. Journal of Water Process Engineering, 2018.

KANAKARAJU, D.; GLASS, B. D.; OELGEMÖLLER, M.. Advanced oxidation process-mediated removal of pharmaceuticals from water: A review. Journal of environmental management, v. 219, p. 189-207, 2018.

ORTÚZAR, Maite *et al*. **Pharmaceutical Pollution in Aquatic Environments:**: A Concise Review of Environmental Impacts and Bioremediation Systems. 45. ed. *Local:* Frontiers in Microbiology, 2022. 3 p. v. 13.

PORTO, Victor Hugo Souza Florentino; CUBA, Renata Medici Frayne; TERAN, Francisco Javier Cuba. Aplicação de biocarvões para remoção de ibuprofeno por adsorção: Tendências na produção, condições operacionais e mecanismos. **Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista**, *[S. l.]*, v. 19, n. 4, 2023. DOI: 10.17271/1980082719420233650. Disponível em: https://publicacoes.amigosdanatureza.org.br/index.php/forum_ambiental/article/view/3650. Acesso em: 19 abr. 2026.

RAY, Suprakas Sinha; GUSAIN, Rashi ; KUMAR, Neeraj . **Carbon Nanomaterial-Based Adsorbents for Water Purification**: Fundamentals and Applications. *Local:* Elsevier, 2020. ISBN 978-0-12-821959-1. DOI: 10.1016/C2019-0-04201-X
RIGOBELLO, E. S. Avaliação da remoção de diclofenaco e formação de subprodutos em tratamento de água. 2012. Tese de Doutorado (Doutorado em Química). Universidade de São Paulo, 2012.

SILVA, Francisco Raimundo da Avaliação da eficiência de blendas de biocarvão com lodo de decantação de Estação de Tratamento de Água (ETA) na adsorção de soluções de azul de metileno / Francisco Raimundo da Silva. – Araraquara : [s.n.], 2018 107 f. : i

TRUNG, Vincent ; BAJAJ, Tushar. **Ibuprofen**. Nih.gov. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK542299/>. Acesso em: 16 fev. 2026.

ANÁLISE E PROPOSTAS PARA A MELHORIA DAS MEDIDAS PREVENTIVAS DE VAZAMENTOS EM REDE DE DISTRIBUIÇÃO DE ÁGUA

João Paulo Teixeira Lourenço, Rosane Cristina de Andrade, Bruna Peres Battemarco

1Universidade do Estado do Rio de Janeiro, e-mail: joaotlourenco001@gmail.com; 2 Universidade do Estado do Rio de Janeiro, e-mail: rosane.andrade@eng.uerj.br; 3 Universidade do Estado do Rio de Janeiro, e-mail:brunabattemarco@eng.uerj.br

Palavras-chave: Perdas de água; Distribuição urbana; Indicadores de vulnerabilidade.

Resumo

No Brasil, são observados elevados índices de perdas na distribuição de água. Em 2020, esse índice atingiu 40,1%, com destaque para o estado do Rio de Janeiro, que apresentou perdas de 46,7%. Embora o município de Niterói (RJ) tenha registrado índice inferior à média nacional (30,03%), ainda persistem desafios significativos relacionados à eficiência operacional dos sistemas de abastecimento.

Nesse sentido, o presente estudo tem como objetivo analisar as causas dos vazamentos e propor soluções para a redução de perdas em uma rede de distribuição de água localizada na Avenida Professora Romanda Gonçalves, no bairro de Itaipu, em Niterói (RJ). Trata-se de um estudo de caso de natureza técnico-operacional, fundamentado na análise de registros de ordens de serviço, dados operacionais de vazão e pressão, bem como informações geoespaciais da rede.

A metodologia adotada incluiu o mapeamento espacial dos vazamentos, análise do perfil altimétrico da rede, tratamento estatístico dos dados operacionais e cálculo de indicadores de desempenho, com ênfase no Índice de Vulnerabilidade da rede.

Os resultados evidenciam que as principais causas dos vazamentos estão associadas à degradação de materiais antigos, à ocorrência de efeitos de transiente e falhas nos processos de instalação e manutenção. Com base nesses achados, o estudo propõe a implementação de intervenções estruturais e operacionais, visando à redução das perdas reais, ao aumento da eficiência do sistema de distribuição e à promoção do uso sustentável dos recursos hídricos

Introdução

A água é um recurso essencial à vida e ao desenvolvimento socioeconômico, sendo indispensável para o abastecimento humano, atividades produtivas e manutenção dos ecossistemas. No contexto urbano contemporâneo, o crescimento populacional acelerado e a expansão das cidades têm intensificado a pressão sobre os sistemas de abastecimento de água, exigindo maior eficiência operacional, planejamento e sustentabilidade na gestão dos recursos hídricos (WHO, 2022).

Apesar dos avanços no setor de saneamento, as perdas de água nos sistemas de distribuição ainda representam um dos principais desafios, especialmente em países em desenvolvimento. No Brasil, os índices de perdas permanecem elevados, alcançando cerca de 40,1%, o que evidencia ineficiências operacionais e impactos econômicos e ambientais significativos (SNIS, 2021). Essas perdas podem ocorrer ao longo de todo o sistema de abastecimento, desde a captação até o consumo final, sendo frequentemente associadas a falhas estruturais, operacionais e de gestão (TSUTIYA, 2006).

Nesse contexto, a redução de perdas hídricas tem sido reconhecida como uma estratégia fundamental para a sustentabilidade dos sistemas de abastecimento, estando diretamente relacionada à conservação dos recursos naturais e à eficiência dos serviços prestados. De acordo com a literatura, a gestão eficiente das perdas requer o uso de indicadores de desempenho, como os propostos pela International Water Association (IWA), além da aplicação de metodologias de monitoramento e controle contínuo (IWA, 2006; PINTO, 2012).

Além disso, a crescente preocupação com a segurança hídrica e a universalização do acesso à água potável está alinhada aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável, especialmente o ODS 6, que reforça a necessidade de melhoria na gestão dos sistemas de abastecimento (UNESCO, 2023). No Brasil, esse compromisso é reforçado pelo marco regulatório do saneamento básico, que estabelece metas para ampliação do acesso e redução de perdas, promovendo maior eficiência e sustentabilidade no setor (BRASIL, 2007; BRASIL, 2020).

Do ponto de vista operacional, a literatura destaca a importância da adoção de medidas preventivas e preditivas, como a manutenção sistemática, o monitoramento de pressões e vazões e a utilização de tecnologias para detecção de vazamentos, incluindo sensores acústicos e ferramentas de geoprocessamento (GAMBOA-MEDINA, 2011; SOARES, 2021). Essas estratégias permitem a identificação de pontos críticos na rede e contribuem para a tomada de decisão baseada em dados, aumentando a eficiência dos sistemas.

Diante desse cenário, o presente trabalho tem como objetivo analisar as causas dos vazamentos e propor medidas preventivas em uma rede de distribuição de água localizada no município de Niterói (RJ), utilizando dados operacionais reais, análise geoespacial e indicadores de desempenho. A pesquisa contribui para o aprimoramento das práticas de gestão de perdas, promovendo maior eficiência operacional e sustentabilidade no uso dos recursos hídricos.

Material e Métodos

O presente estudo caracteriza-se como uma pesquisa aplicada, de natureza técnico-operacional, desenvolvida por meio de um estudo de caso em uma rede de distribuição de água localizada na Avenida Professora Romanda Gonçalves, no bairro de Itaipu, em Niterói (RJ). A abordagem adotada foi quali-quantitativa, baseada na análise integrada de dados operacionais, cadastrais e geoespaciais.

Os dados foram fornecidos pela concessionária Águas de Niterói e abrangem o período de janeiro a dezembro de 2024, incluindo registros de ordens de serviço (OS) relacionados a vazamentos, características físicas da rede (material, diâmetro e extensão), além de dados de vazão e pressão obtidos por meio do Centro de Controle Operacional (CCO).

Inicialmente, os dados foram organizados, classificados e espacializados em ambiente de Sistema de Informações Geográficas (SIG), permitindo a identificação da distribuição espacial dos vazamentos ao longo da rede. Em paralelo, foi elaborado o perfil topográfico com base em Modelos Digitais de Elevação (MDE), com o objetivo de analisar a influência das variações altimétricas sobre o comportamento hidráulico e a ocorrência de falhas.

A análise operacional consistiu na avaliação temporal das variáveis hidráulicas (vazão e pressão), buscando identificar padrões de funcionamento do sistema e possíveis correlações com a incidência de vazamentos. Esperava-se verificar a influência de pressões elevadas, variações operacionais e condições de bombeamento na frequência de falhas observadas.

Adicionalmente, foi realizada análise comparativa entre trechos da rede e ramais quanto ao tipo de material, características construtivas, localização altimétrica e frequência de ocorrências, com o objetivo de identificar fatores associados à maior suscetibilidade a vazamentos.

A avaliação do desempenho da rede foi conduzida com base em indicadores recomendados pela International Water Association (IWA). Inicialmente, foram determinados os indicadores de ocorrência de falhas Op31 e Op32, definidos, respectivamente, como:

$$Op31 = \frac{Nu´mero\ de\ falhas\ na\ rede\ em\ um\ ano}{Extensão\ da\ rede\ (km)} \times 100 \textit{(Equação 1)}$$

$$Op32 = \frac{Nu´mero\ de\ falhas\ nos\ ramais\ em\ um\ ano}{Nu´mero\ total\ de\ ramais} \times 1000\ \textit{(Equação 2)}$$

A partir desses indicadores, foram calculados o Índice de Fragilidade da Rede (IFr) e o Índice de Fragilidade dos Ramais (IFc), conforme:

$$IFr = \frac{Op31}{13}; IFc = \frac{Op32}{3}\ \text{(Equações 3 e 4)}$$

onde os valores de referência (13 falhas/100 km.ano e 3 falhas/1000 ramais.ano) são recomendados pela IWA. Por fim, o Índice de Vulnerabilidade (IVu) foi determinado pela combinação ponderada dos índices anteriores:

$$IVu = (0{,}81 \cdot IFr) + (0{,}19 \cdot IFc)\ \textit{(Equação 5)}$$

Esse índice foi utilizado para classificar a condição da infraestrutura (ótimo, bom, regular, ruim ou péssimo) e identificar áreas críticas da rede, subsidiando a proposição de medidas corretivas e preventivas voltadas à redução de perdas.

A integração dos resultados das análises espacial, operacional e dos indicadores permitiu a identificação dos trechos mais vulneráveis da rede, orientando a proposição de intervenções técnicas para melhoria da eficiência do sistema de abastecimento. O fluxograma da metodologia aplicada para o tratamento dos dados está apresentado na Figura 01 a seguir.

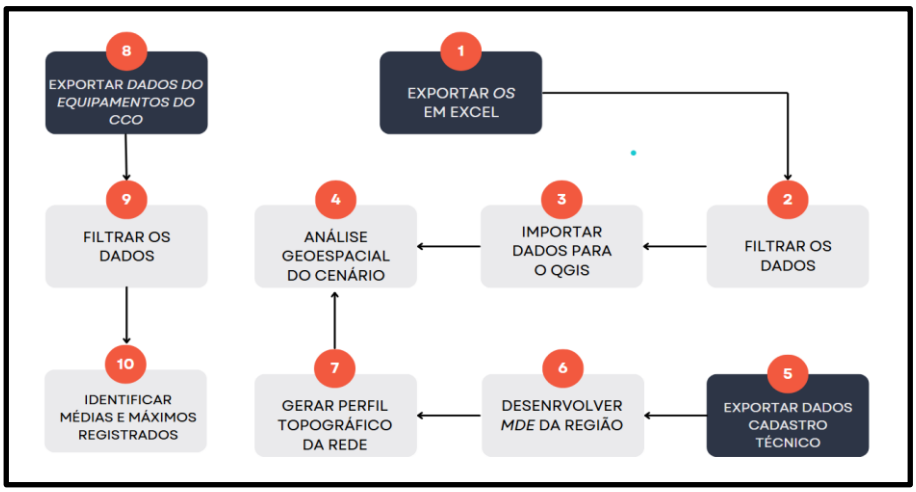


Figura 01: Fluxograma da Metodologia Aplicada para Tratamento dos Dados.
Fonte: Autor (2025)

Resultados e Discussão

A análise integrada dos dados operacionais, espaciais e estruturais da rede de distribuição da Avenida Professora Romanda Gonçalves permitiu identificar padrões consistentes de ocorrência de vazamentos e sua relação com fatores hidráulicos e estruturais. Ao longo do período analisado, foram registradas 60 ocorrências de vazamentos no trecho principal da via, sendo que 18 referem-se a vazamentos em ramais, 16 correspondem a vazamentos em redes e 26 são referentes a vazamentos em cavaletes.

A distribuição por tipo de quebra e material, apresentada na Figura 02, evidencia que as quebras do tipo longitudinal e por esmagamento são as mais recorrentes, e que o ramal de PEAD preto apresenta um número maior de ocorrências quando comparado ao PEAD azul para todos os tipos de falhas. A maioria dos vazamentos na área de estudo ocorreram em ramais, com destaque para o PEAD preto, um material que históricamente, de conhecimento da concessionária é conhecido por sua menor resistência e durabilidade quando comparado ao PEAD azul. Portanto, recomenda-se a substituição dos trechos de ramal confeccionados em PEAD preto, com intuito de reduzir a incidência de falhar e melhorar a eficiência do abastecimento local.

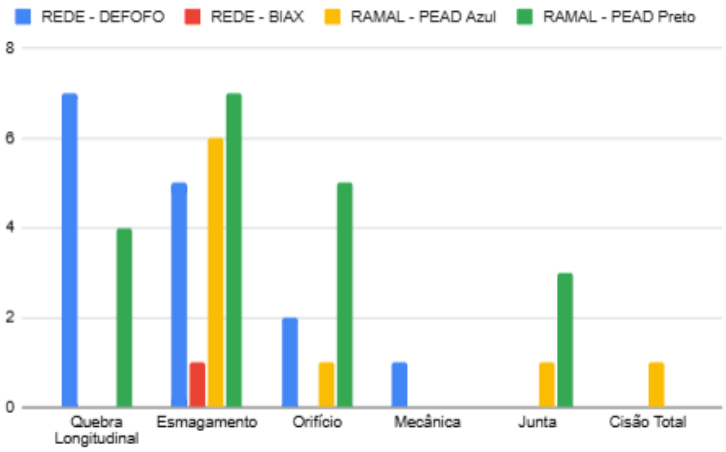


Figura 02: Distribuição dos vazamentos por tipo de ocorrência e material da tubulação na área de estudo.
Fonte: Sistema Geocall da Águas de Niterói (2024)

Esse comportamento está alinhado com a literatura recente, que aponta que os vazamentos não devem ser interpretados apenas como perdas volumétricas, mas como indicadores de deterioração estrutural e perda de confiabilidade do sistema de distribuição. Berardi et al. (2025) destacam que as perdas reais são fortemente influenciadas pelo envelhecimento das tubulações e pela interação com condições operacionais, especialmente a pressão, sendo frequentemente precursoras de falhas mais severas, como rompimentos. Dessa forma, os resultados obtidos indicam que a rede estudada apresenta um comportamento compatível com sistemas em estágio intermediário de degradação, nos quais as falhas começam a se concentrar em componentes mais frágeis e em trechos específicos.

A análise espacial dos vazamentos, ilustrada na Figura 03, evidencia que as ocorrências de vazamentos em rede não se distribuem de forma aleatória ao longo da avenida, mas se concentram em trechos específicos, caracterizando zonas críticas. Essa concentração especificamente no trecho de maior diâmetro, sugere a influência de condições locais da rede, como a maior extensão linear, possíveis variações de pressão, possíveis deficiências no assentamento durante a instalação ou ainda a efeitos de transiente na tubulação. Esse comportamento está em consonância com estudos recentes que indicam que vazamentos são frequentemente manifestações iniciais do processo de degradação da infraestrutura, funcionando como indicadores da perda de confiabilidade do sistema.

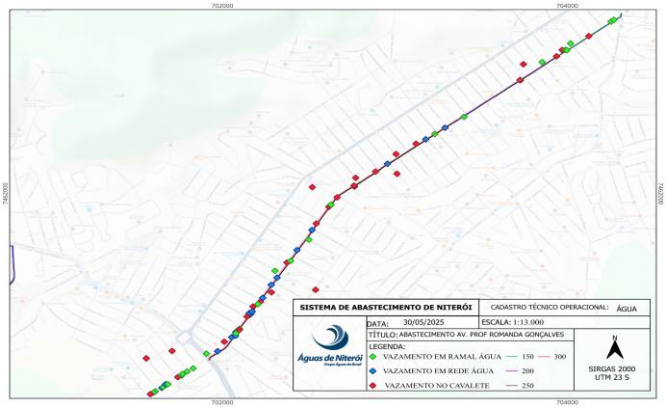


Figura 03: Distribuição espacial dos vazamentos ao longo da Avenida Professora Romanda Gonçalves (Niterói, RJ).
Fonte: Autor (2025)

No que se refere às condições hidráulicas, a análise da variação de vazão ao longo do período registrado pelo macromedidor instalado no início da avenida, apresentada na Figura 04, revela que a diferença entre os valores máximos e mínimos estão dentro do padrão esperado de variação diária sazonal, sendo a mediana um bom indicativo da faixa típica de operação. Levando em consideração os valores registrados, sugere-se que a operação segue dentro dos parâmetros esperados para o cenário analisado. Nesse, processo de análise foram excluídos registros com valores considerado irreais, como por exemplo medições zeradas já que o abastecimento da região é 24 horas ou valores atipicamente elevados considerando o padrão de operação do dispositivo, fatos que podem ser relacionados a picos de energia ou a falhas de comunicação momentânea dos aparelhos.

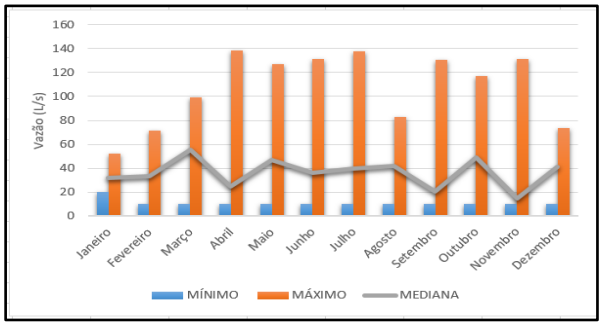


Figura 04: Variação temporal da vazão registrada no macromedidor da rede de distribuição.
Fonte: Autor (2025)

A análise dos dados da VRP, localizada próxima ao macromedidor, também abrange o período de janeiro a dezembro de 2024, com mais de 98 mil registros. Para eliminar leituras anômalas, foram definidos limites mínimos de 12 mca para pressão à montante e 10 mca para pressão à jusante, resultando em médias de aproximadamente 30 mca e 26 mca, respectivamente. Esses valores refletem um desempenho hidráulico estável ao longo do ano.

O gráfico (Figura 05) mostra que a pressão à montante manteve valores máximos constantes em torno de 45 mca, com medianas variando entre 16 e 42 mca, indicando estabilidade no limite superior e oscilações naturais ligadas à demanda ou sazonalidade. Já a pressão à jusante (Figura 06) apresentou maior variabilidade, com picos em fevereiro, abril e junho, especialmente em abril, quando houve aumento generalizado da pressão. A partir de agosto, as medianas se tornaram mais baixas e regulares, sugerindo ajustes operacionais ou mudanças na demanda. No geral, o sistema operou dentro de faixas esperadas, com alguns períodos de elevação que podem estar associados a intervenções específicas na rede.

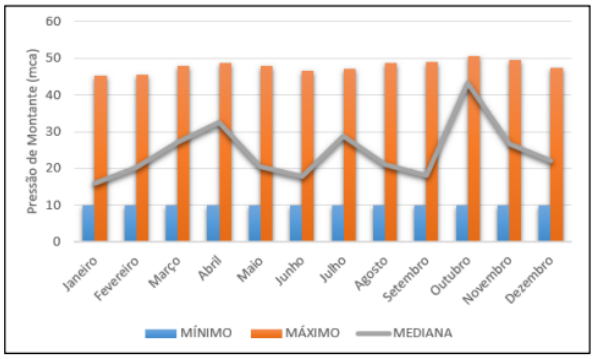


Figura 05: Variação temporal da pressão à montante da válvula redutora de pressão (VRP).
Fonte: Autor (2025)

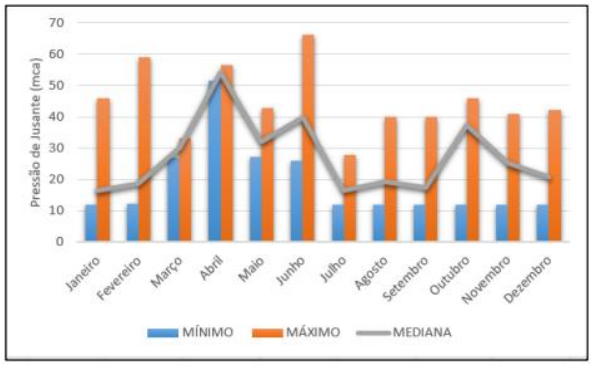


Figura 06: Variação temporal da pressão à jusante da válvula redutora de pressão (VRP).
Fonte: Autor (2025)

A análise desse comportamento se torna essencial, uma vez que é interpretada à luz de abordagens mais recentes de gestão de perdas, que consideram a interação entre pressão, deterioração e confiabilidade do sistema. Conforme discutido por Javed et al. (2025), a gestão eficiente de vazamentos deve integrar processos de avaliação, detecção e prevenção, sendo o controle de pressão uma das estratégias mais eficazes dentro desse contexto.

Para compreender a criticidade dos vazamentos na área de estudo e avaliar o impacto dessas falhas sobre o sistema de abastecimento, foi adotada uma metodologia baseada em indicadores técnicos, conforme mencionado anteriormente neste estudo. A avaliação do desempenho da rede por meio do Índice de Vulnerabilidade (IVu) indicou elevada fragilidade do sistema, com valores de Op31 = 470,59 vazamentos/100 km.ano e Op32 = 48,67 vazamentos/1000 ramais.ano, resultando em IFr = 36,20 e IFc = 16,22. O IVu calculado foi de 32,86, classificando a rede como “péssima” segundo os critérios da IWA.

Essa condição reforça a necessidade urgente de intervenções corretivas, especialmente nos trechos principais em tubulação DEFoFo, onde se concentram os vazamentos, além dos ramais e cavaletes ligados às economias. Também destaca a importância de ações preventivas, como manutenção sistemática, diagnóstico proativo e estratégias mais eficazes de controle e redução de perdas no abastecimento.

No entanto, a análise crítica dos resultados evidencia que a utilização isolada de indicadores tradicionais, como o percentual de perdas, pode não refletir adequadamente a realidade operacional da rede. Berardi et al. (2025) destacam que indicadores percentuais podem ser influenciados por fatores externos, como o consumo e a configuração do sistema, podendo levar a interpretações equivocadas e decisões subótimas de investimento. Nesse sentido, os resultados reforçam a necessidade de utilização de indicadores mais robustos, como aqueles baseados na densidade de perdas e na análise hidráulica, que permitem melhor representação do comportamento físico do sistema.

A classificação do índice levou à investigação das causas da alta frequência de vazamentos. A análise buscou compreender o comportamento do sistema de abastecimento, especialmente em relação às pressões registradas, para verificar se poderiam estar contribuindo para a deterioração da rede.

Os dados de pressão monitorados pela VRP mostraram valores estáveis e dentro de limites aceitáveis, indicando que não são, por si só, responsáveis pelos elevados índices de falha. Uma hipótese consistente para os vazamentos recorrentes nos ramais é o uso de tubulação em PEAD preto, material menos resistente que o PEAD azul e mais suscetível a fissuras e rupturas.

Além disso, observou-se uma concentração significativa de vazamentos no primeiro quilômetro da rede analisada. Para investigar possíveis relações com o relevo da área, foi elaborado um perfil topográfico utilizando um Modelo Digital de Elevação (MDE), buscando correlacionar a distribuição das falhas com características geográficas do trecho.

A análise do perfil altimétrico da rede, apresentado na Figura 07, mostrou que 12 dos 16 vazamentos da rede estão concentrados no primeiro quilômetro, sendo quatro deles exatamente no topo de uma elevação acentuada. Esse padrão sugere que efeitos de transiente hidráulico nos pontos mais altos podem estar contribuindo para falhas estruturais, já que oscilações de pressão tendem a ser mais críticas nessas regiões.

O perfil topográfico evidencia duas situações distintas: um trecho inicial com subida íngreme e abrupta, seguido por uma elevação gradual até cerca de 24,5 metros. Essa variação influencia diretamente o comportamento hidráulico da rede e pode gerar instabilidades de pressão e formação de bolsões de ar. Para reduzir os riscos, recomenda-se instalar um dispositivo automático de alívio no ponto mais elevado, garantindo maior estabilidade operacional e confiabilidade no abastecimento.

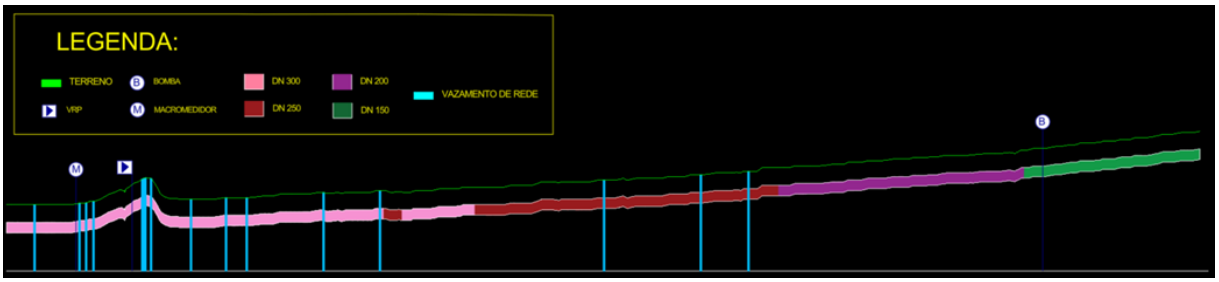


Figura 07: Perfil altimétrico da rede de distribuição com indicação dos pontos de ocorrência de vazamentos.
Fonte: Autor (2025)

Comentários finais

As análises realizadas ao longo do estudo evidenciam que os vazamentos recorrentes na rede não são fruto apenas de falhas pontuais, mas de um conjunto de fatores estruturais e operacionais. A combinação entre o perfil topográfico acidentado, os materiais utilizados nos ramais e cavaletes e a forma como os reparos vêm sendo executados reforça a necessidade de medidas corretivas e preventivas. Nesse sentido, os dados de pressão, vazão e vulnerabilidade, aliados às ordens de serviço, fornecem uma base sólida para propor soluções que aumentem a eficiência e a confiabilidade do sistema.

Um dos pontos mais críticos está no trecho inicial da rede, onde a elevação abrupta favorece a ocorrência de transientes hidráulicos e golpes de aríete. Conforme ilustrado na Figura 8, a instalação de uma ventosa de tripla função no ponto mais elevado surge como medida essencial para estabilizar o escoamento e reduzir os riscos de falhas estruturais. Essa solução técnica contribui não apenas para preservar a integridade da tubulação, mas também para facilitar futuras intervenções de manutenção.

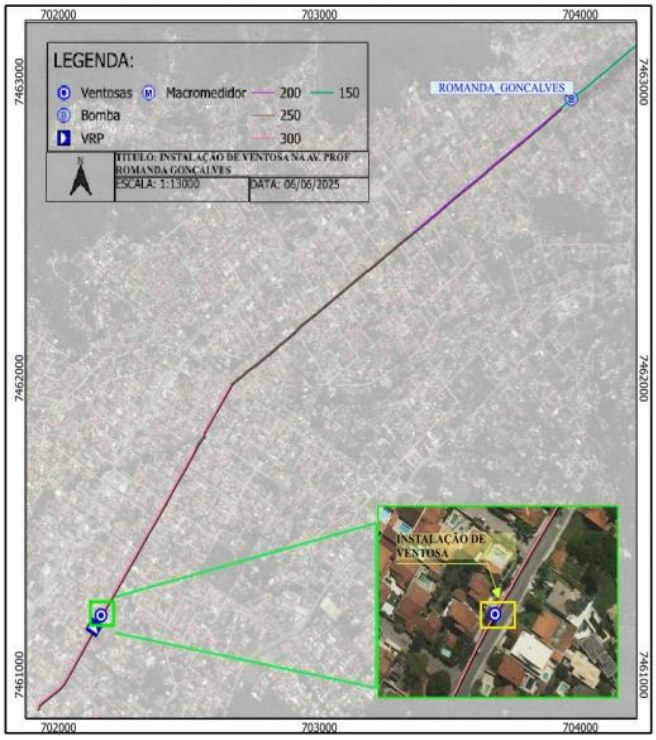


Figura 08: Mapa do Ponto Sugerido para Instalação de Ventosa na Rede de Distribuição da Avenida Professora Romanda Gonçalves, Itaipu, Niterói, RJ
Fonte: Autor (2025)

Outro aspecto relevante é a substituição dos ramais em PEAD preto, que apresentaram desempenho inferior e maior suscetibilidade a rupturas. A troca gradual por ramais em PEAD azul deve ser priorizada nos trechos com maior histórico de falhas, garantindo maior durabilidade e reduzindo a reincidência de problemas. Da mesma forma, os cavaletes que frequentemente apresentam vazamentos devem ser substituídos integralmente, evitando retrabalhos e custos adicionais com reparos paliativos.

Por fim, destaca-se a importância de assegurar a qualidade do reaterro da tubulação e a confiabilidade dos dados de monitoramento. O uso de registros fotográficos para verificar o assentamento adequado e a manutenção preventiva dos equipamentos de medição são práticas fundamentais para garantir diagnósticos precisos e intervenções eficazes. Com essas medidas integradas, será possível reduzir significativamente os vazamentos, aumentar a eficiência operacional e prolongar a vida útil da infraestrutura de abastecimento.

Agradecimentos

Os autores gostariam de agradecer à Concessionária Águas de Niterói pelo fornecimento dos dados e pelo apoio recebido.

Referências Bibliográficas

BERARDI, L.; LAUCELLI, D. B.; RIPANI, S.; PIAZZA, S.; FRENI, G. Using water loss performance indicators to support regulation and planning in real water distribution systems. *Digital Water*, v. 3, n. 1, p. 1–20, 2025.

BRASIL. Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico. Diário Oficial da União, Brasília, 2007.

BRASIL. Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020. Atualiza o marco legal do saneamento básico. Diário Oficial da União, Brasília, 2020.

GAMBOA-MEDINA, M. A. Modelagem e controle de perdas em sistemas de abastecimento de água. 2011.

INSTITUTO TRATA BRASIL; GO Associados. *Ranking do Saneamento 2021 (SNIS 2019).* São Paulo: Instituto Trata Brasil, 2021.

IWA – INTERNATIONAL WATER ASSOCIATION. *Water losses management and techniques*. Londres: IWA, 2006.

JAVED, A.; WU, W.; SUN, Q.; DAI, Z. Leak management in water distribution networks through deep reinforcement learning: a review. *Water*, v. 17, p. 1928, 2025.

PINTO, L. C. B. Gestão de perdas em sistemas de abastecimento de água. In: PHILIPPI JR., A.; GALVÃO JR., A. (org.). *Gestão do saneamento básico*. Barueri: Manole, 2012.

PONS-AUSINA, J. F.; HOSSEINI, S. N.; ALVES, R. L.; OLIVARES, J. S.; MARCH, R. T. Pressure-dependent leakage modeling and AI-assisted control in a rural water supply network: Varzea da Cobra (Ceará, Brazil) case study. *AQUA – Water Infrastructure, Ecosystems and Society*, v. 74, n. 12, p. 814, 2025.

SNIS – SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. *Diagnóstico dos serviços de água e esgoto 2022*. Brasília: Ministério das Cidades, 2023.

SOARES, A. Uso de geotecnologias na gestão de redes de abastecimento de água. 2021.

TSUTIYA, M. T. *Abastecimento de água*. 3. ed. São Paulo: Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da USP, 2006.

UNESCO. *Relatório mundial das Nações Unidas sobre desenvolvimento dos recursos hídricos 2023*. Paris: UNESCO, 2023.

WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION. *Guidelines for drinking-water quality*. Genebra: WHO, 2022.

AVALIAÇÃO DA LAVAGEM DE FILTRO EM ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA - ACREÚNA/GO (ESTUDO DE CASO)

1 Maria Cecília Rodrigues Borges, 2 Alcio Jacobson di Silva Peres, 3 Galileu Silva, 4 Geilizete Marques Barbosa, 5Nilton Faria da Silva Júnior, 6 Nora Katia Saavedra del Aguila Hoffmann

1Universidade Federal de Goiás, e-mail: mariacecilia@saneago.com.br; 2Saneamento de Goiás, e-mail: alcio@saneago.com.br; 3Saneago, e-mail:galileu@saneago.com; 4Universidade Federal de Goiás, e-mail: geilizete@discente.ufg.br; 5Saneamento de Goiás, e-mail: niltonjunior@saneago.com.br; 6Universidade Federal de Goiás, e-mail:kasaavedra@ufg.br

Palavras-chave: Filtro, Lavagem, Efluente.

Resumo

Este estudo de caso avaliou a eficácia da implementação de um dispositivo auxiliar de lavagem em filtros autolaváveis de grande porte na Estação de Tratamento de Água (ETA) de Acreúna/GO. Após a consolidação dessa tecnologia em unidades de 10 L/s, o desafio consistiu em adaptar o sistema para filtros com área de 7,41 m², aproximadamente seis vezes superior à escala anterior. A metodologia baseou-se nos parâmetros da NBR 12.216:1992, utilizando uma vara de expansão para mensurar o comportamento do leito e a análise da curva de turbidez do efluente de lavagem para diagnosticar a eficiência da limpeza. Os resultados iniciais revelaram uma falha crítica: o ciclo de lavagem estendia-se por 20 minutos sem apresentar expansão do material filtrante. A inspeção de campo identificou que o dispositivo foi fabricado com cortes longitudinais em vez dos furos circulares projetados, causando perda de carga e obstruções. Após a retífica do equipamento para a geometria correta, obteve-se uma expansão de 40 cm. Contudo, a turbidez permaneceu elevada por períodos prolongados, evidenciando o acúmulo de impurezas decorrente da ineficiência operacional prévia. Conclui-se que o auxiliar de lavagem é uma solução de baixo custo e alta eficiência para ETAs de ciclo completo, desde que respeitados rigorosamente os critérios hidrodinâmicos de confecção. A integração entre as equipes técnica e operacional possibilitou a recuperação da sanidade do leito filtrante sem intervenções estruturais, garantindo a conformidade com os padrões de potabilidade da Portaria GM/MS nº 888/2021.

Introdução

Após a consolidação da eficiência em utilizar auxiliar de lavagem de filtro em Estação de Tratamento de Água com vazão de 10L/s (864,00 m^3/s) com área de cada filtro de 1,14 m^2. O novo desafio consistiu em aplicar o dispositivo em uma unidade de 50 L/s (4.320,00 m^3/s), com filtro de área de 7,41 m^2. Esta área é aproximadamente 6 vezes superior à utilizada nos testes reportados por Borges (2024).

Para fazer o comparativo, a equipe técnica foi convidada à uma visita no dia 9 de abril de 2026, a ETA de Acreúna submeteu seus filtros a uma avaliação criteriosa, analisando parâmetros essenciais como a expansão do leito durante a retrolavagem e a curva de turbidez do efluente da lavagem por minuto. A atividade reuniu responsáveis técnicos de diversos sistemas operacionais do Estado de Goiás, proporcionando uma valiosa oportunidade para a troca de experiências e o amadurecimento de ideias, especialmente quanto à viabilidade do Auxiliar de Lavagem em ETAs com vazão superior a 50 L/s.

Para o caso em estudo, ao avaliar a Estação de Tratamento de Água de Acreúna, verificou-se que se trata de uma ETA de Ciclo Completo, no qual em sua entrada é adicionado o coagulante (PAC), pelo mecanismo de adsorção/neutralização de carga, ocorre a formação de flocos. No floculador é do tipo mecânico, tem a formação de flocos e após essa etapa a água segue para o decantador de alta taxa que passará pela fase de polimento, que é a fase de filtração descedente.

Os filtro de Acreúna trata-se do tipo autolaváveis, diferentemente dos filtros de lavagem por gravidade ou por bombeamento, ambos os tipos depende de reservação de água tratada para realizar o procedimento. Segundo Vianna (2019), a lavagem do filtro ocorre por uma intercomunicação pelo fundo de cada filtro, a água filtrada sai do sistema através de um vertedouro, cuja soleira está numa altura tal que seja igual à altura das bordas das calhas coletoras de água de lavagem mais uma altura correspondente a, no mínimo, a soma de toda as perdas de cargas sofridas pela água quando ela escoa, com vazão suficiente para proporcionar a lavagem de um filtro. Essa lavagem ocorre pelo fundo falso, pela camada suporte, e pelo leito filtrante e por qualquer outra singularidade existente entre a câmara de água filtrada e a calha coletora de água de lavagem.

A operacionalidade dos sistemas ocorre com o fechamento da comporta de água decantada e abertura de água de lavagem do filtro que irá lavar. Nos outros filtros não existe a necessidade de manobrar nenhuma comporta, pois, a água filtrada vai até a câmara de água filtrada, que se interliga como todos os filtros através de seus fundos falsos e vai para o seu destino final, no qual passa sobre o vertedouro geral de água de lavagem, essa manobra está apresentada na Figura 02.

Afim de ter-se uma boa filtração é importante para o tratamento, e a sua manutenção dar-se-á pela limpeza através do procedimento de lavagem. Segundo Vianna (2019), a necessidade de lavar o filtro é por ter atingido a carga máxima suportada hidraulicamente pela instalação, ou, quando houver risco de deterioração da qualidade da água filtrada se for mantida em operação. Caso essa lavagem ocorra de forma inadequada terá consequências diversas. Segundo Di Bernardo et al. (2017), a lavagem inadequada dos filtros apresenta diversos problemas, tais como: perda de carga hidráulica na eficiência de lavar os filtros.

Existe a peculiaridade em não conseguir isolar o filtro sem que inicie a etapa de lavagem, por tanto, não se consegue verificar qual é a qualidade da água filtrada de cada câmara, pois a comunicação no fundo dos vasos mistura a água filtrada. Normalmente, também isola o filtro e baixa o nível da água entre a calha vertedouro de água de lavagem até o material filtrante

para que se faça a velocidade de lavagem que nessa situação, também não se tem a possibilidade. Mas, diante de outros critérios apresentados pela literatura nesse trabalho utilizou outros métodos para a avaliação.

O objetivo desse trabalho foi trazer técnica de avaliação de limpeza do filtro para uma Estação de Tratamento com vazão maior, conforme é especificado na NBR12.216:1992 Projeto de Estação de Tratamento de Água para abastecimento público, aplicação aos itens 5.12.6, 5.12.7 e 5.12.8. Nesses itens estabelecem quais o tempo e expansão e movimentação/agitação complementar do material filtrante. Outra variável para diagnosticar esse processo foi avaliação da turbidez da água de lavagem, pois esse parâmetro consegue mensurar a remoção de sujeira nos grãos de areia durante a lavagem, e visualmente é um critério utilizado pelo operador durante a limpeza, avaliar a eficiência da limpeza do dispositivo de auxiliar de lavagem em estação de tratamento com vazão maior. Logo esse conjunto de fatores avaliados e corrigidos, consegue, portanto, evitar troca de material filtrante e melhorar as condições de limpeza para a unidade.

Material e Métodos

A NBR 12.216:1992 estabelece parâmetros fundamentais para a avaliação da lavagem de filtros em estações de tratamento. De acordo com o item 5.12.7 desta norma, a vazão da água em contracorrente deve ser suficiente para garantir uma expansão do leito filtrante entre 20% e 30% em relação à sua altura original. Esse critério é mensurado através do percentual de expansão da areia durante o processo, comparando o volume expandido com a altura da camada de areia previamente preparada na unidade operacional.

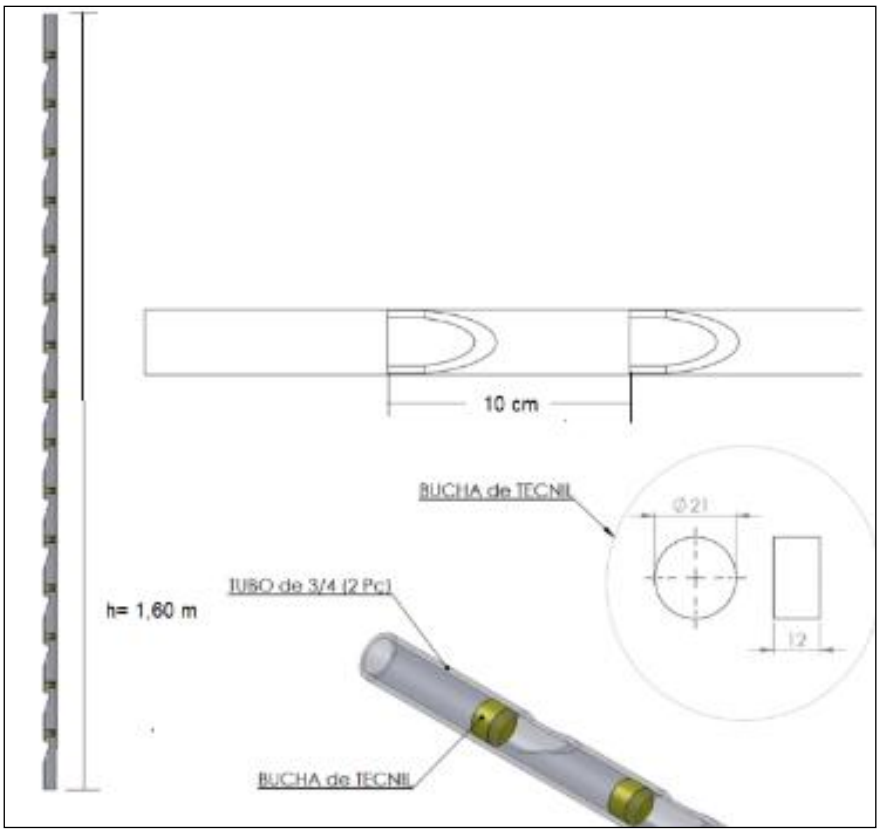


Figura 1 – Vara de Avaliação de Expansão de Material Filtrante
Fonte: Autores (2023).

No momento da lavagem utilizou-se uma régua que foi fabricada no torno, conforme especificadas na Figura 1 (Vara de Avaliação de Expansão). Por não conseguir verificar a qualidade de cada filtro, se realiza a avaliação no momento de limpeza do filtro pela perda de carga. Do qual independente das trajetórias, a perda de carga é utilizada para se analisar a remoção de partículas no meio filtrante durante essa etapa. Há o aumento de perda de carga com o decorrer da filtração devido à retenção de impurezas. Diante do critério visual/operacional tratar-se-á do filtro que está com a coluna de água mais alta comparada com os outros filtros (Di Bernardo, 2017).

Segundo VIANNA (2019), apresenta o equipamento para auxiliar na lavagem para pequenos filtros. Esse dispositivo foi utilizado na lavagem do filtro inicialmente como teste para verificar o funcionamento (Figura 2). Em 2022, em visita técnica foi realizado o teste para utilizar o equipamento, pelo filtro ter uma área consideravelmente maior que área dos filtros de Adelândia ficou a sugestão de fixar o sistema, e ligar para fazer a lavagem quando houvesse a necessidade operacional.



Figura 2 – Auxiliar de Lavagem de Filtro
Fonte: Gemini (2026).

Foi colocada a régua dentro do filtro, e realizada a lavagem teste, ao término do processo, retirou-se a régua com cuidado, pois a avaliação verifica as câmaras que estão com material filtrante. Um exemplo que poderá ser aplicado se houver o preenchimento apenas da primeira câmara, significa que houve a expansão de 10 cm, assim contabiliza as expansões conforme as câmaras que tiverem areia. Vale ressaltar, que a distância entre as câmaras foi de 10 cm, com vara de aproximadamente 120 cm. Caso seja necessário de ter uma régua maior, faz uma conexão para expandir a vara, as câmaras de expansão deverão estar no intervalo do material filtrante até calha coletora de água de lavagem. Na régua utilizou-se uma bucha de tecnil, por não deslocar com a força da água de lavagem, nem com a deposição da areia/antracito.

Caso: Acreúna - GO

Devido as visitas técnicas realizadas pela Responsável Técnica do Tratamento de água, foi realizada uma avaliação do filtro, ao verificar o sistema de lavagem em conjunto com a planta da estação de tratamento, conseguiu-se diagnosticar que os filtros são autolaváveis, e que não é possível fazer a avaliação da qualidade de cada filtro, conforme traz a norma da Resolução da Portaria n° 888 de maio de 2021. Verificou-se que foi realizada a instalação do dispositivo de auxiliar de lavagem, entretanto ainda dependia da troca do material filtrante. A justificativa dava-se devido à falta de limpeza dos grãos e carreira de filtração pequena, precisando lavar os filtros com uma frequência maior.

O sistema de Tratamento de Acreúna tem 4 filtros autolaváveis, com as seguintes dimensões: 2,85 x 2,60 (m), tem vazão nominal e operacional de 71 L/s, podendo chegar até 100 L/s, conforme Figura 3. Por se tratar de filtros que são do tipo vasos comunicantes, não foi possível realizar o fechamento da entrada de água do filtro para avaliar a velocidade ascensional de lavagem.

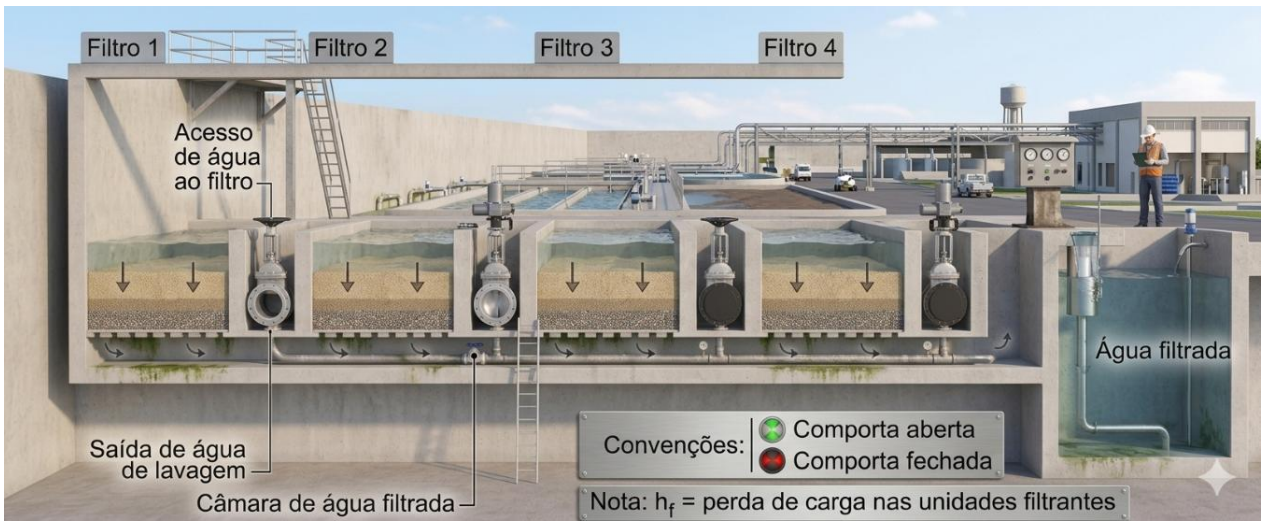


Figura 3 – Filtros Autolaváveis
Fonte: Autores, (2023).

Em 2022, em visita técnica utilizou-se o auxiliar de lavagem, entretanto devido à área do filtro ficou a sugestão de deixá-lo fixo, mas que fosse acionado sempre que necessário para realizar a lavagem. Já no ano de 2026, a equipe retornou para verificar a eficiência do dispositivo num período maior.

Após a instalação do dispositivo auxiliar, realizou-se a avaliação da retrolavagem nos filtros 04 e 01. O tempo de operação cronometrado foi de aproximadamente 20 minutos, valor que excede significativamente o preconizado pelas normas técnicas. Observou-se, ainda, a ausência de expansão do leito de areia, evidenciando o descumprimento dos requisitos da NBR 12.216 (1992). Constatou-se que, mesmo com o uso do dispositivo auxiliar, não houve melhora no ciclo de lavagem, permanecendo o sistema abaixo dos padrões de eficiência esperados.

Para sanar dúvidas sobre o desempenho do auxiliar de lavagem, a inspeção de campo identificou um erro de fabricação: o operador responsável substituiu os furos projetados por cortes longitudinais. Como demonstrado na Figura 4, a peça com cortes apresentava entupimento e ausência de pressão (lado esquerdo). A correção paliativa com furos sobrepostos (lado direito) restabeleceu parcialmente a funcionalidade, comprovando que o insucesso da lavagem anterior foi causado pela obstrução e perda de carga geradas pelos cortes, e não por uma limitação do equipamento perante a área do filtro.

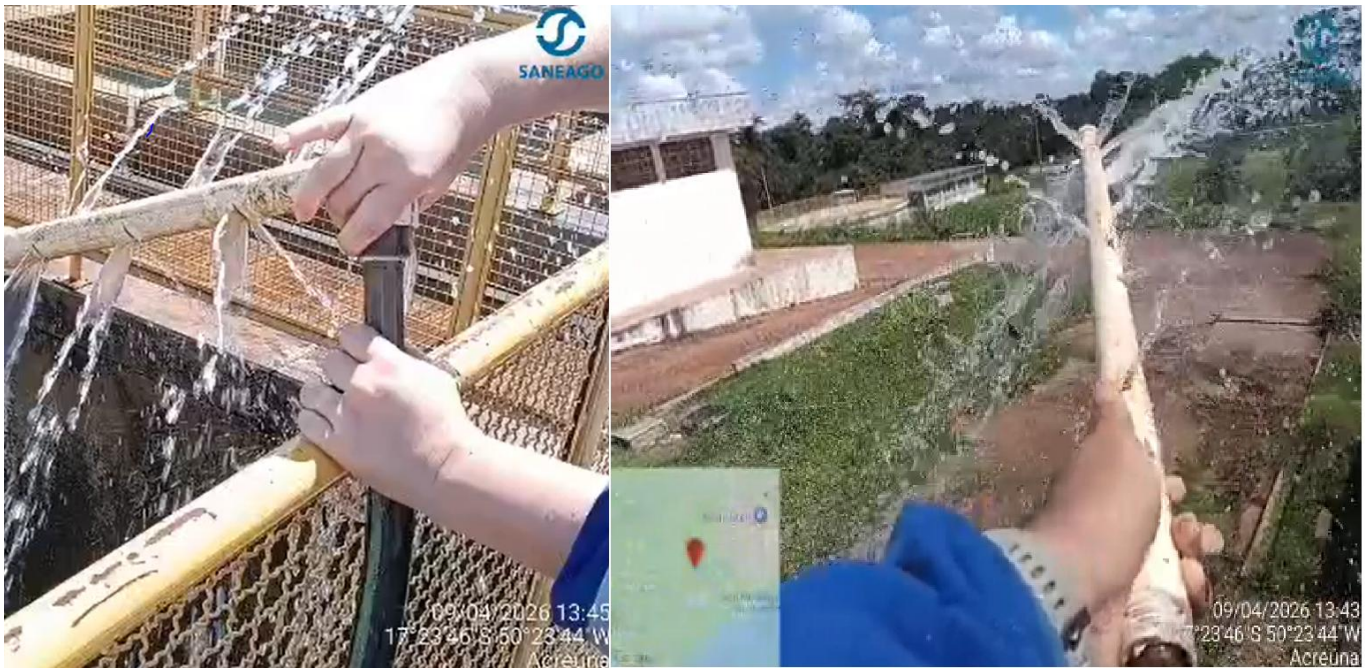


Figura 4 – Imagem a esquerda com os cortes, imagem a direito com os furos e cortes.
Fonte: Autores (2026).

Vianna (2019), destacou que a confecção desse auxiliar dar-se-á por um tudo de aço-carbono galvanizado, na sua extremidade de jusante foi fechada com o cap, e sua extremidade de montante foi adaptado para receber um mangote flexível, que permanece interligado a um registro abastecido por uma linha de alta pressão (40 m.c.a) e com furos de 1/8 de polegadas, através dos quais a água sob pressão saia com velocidade. Percebe-se pela Figura 2 a hidrodinâmica para a lavagem do filtro faz muita diferença, pois no ciclo de filtração debe-se atingir quesitos para ter-se uma água filtrada com qualidade e segurança biológica, conforme o Plano de Segurança da Água.

Resultados e Discussão

Ao comparar a lavagem do sistema com a ajuda do equipamento auxiliar no filtro 04, percebeu-se que estava ocorrendo a limpeza do material filtrante, verificado pelos picos de turbidez na lavagem do filtro. Entretanto, por não haver expansão percebeu-se que no ciclo de lavagem havia uma falha operacional ao perceber que o material filtrante não agitava para auxiliar na limpeza do material filtrante. Outro diagnóstico que foi importante para avaliar o ciclo da lavagem de filtro foi o tempo gasto para realizar a limpeza de 20 min, que segundo a NBR 12.216 (1992), destaca que o tempo de lavagem do filtro deverá ser aproximadamente 10 minutos. A Figura 05 mostra a turbidez do efluente da lavagem do filtro 04.

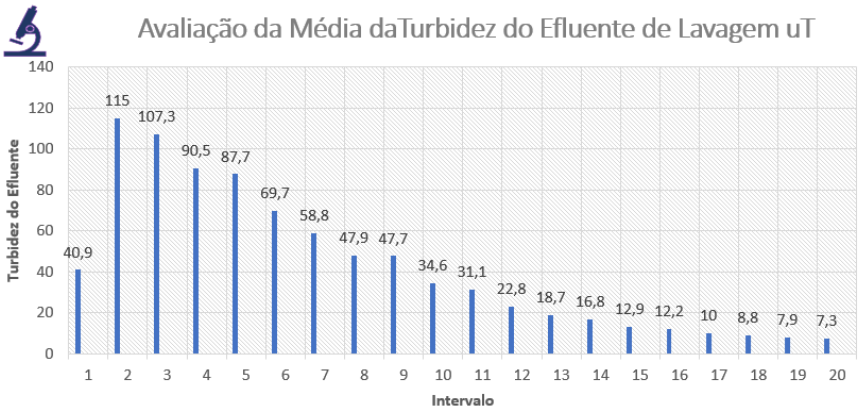


Figura 5 – Turbidez do efluente da lavagem de filtro 04 (Acreúna/GO)
Fonte: Autores (2026).

Em nova avaliação no Filtro 01, confirmou-se a ineficiência do ciclo de lavagem, marcada pela falta de expansão da areia e excesso de tempo de operação. A análise do dispositivo auxiliar revelou que as aberturas não seguiram os padrões técnicos estabelecidos. É fundamental destacar que a hidrodinâmica de jateamento exige uma configuração específica de saída de água para garantir a pressão necessária; qualquer desvio nesta execução, como o observado, compromete diretamente a energia do jato e a eficácia da limpeza (Figura 6). Foi realizado os ajustes no mesmo cano com cortes para aproveitar a oportunidade de avaliar a eficiência da limpeza da limpeza com furos, conforme as especificações do fabricante.



Figura 6 – Hidrodinâmica da saída de água do dispositivo auxiliar de lavagem de filtro
Fonte: Gemini (2026).

A correção do auxiliar de lavagem permitiu que o Filtro 01 atingisse 40 cm de expansão. Contudo, constatou-se que a limpeza completa do material estava levando mais tempo que o previsto, debido a que apresentava altos índices de turbidez persistentes (Figura 7). Verifico-se que o uso prolongado do dispositivo incorreto comprometía a limpeza do leito filtrante, exigindo ciclos mais severos ou demorados para remover as impurezas incrustadas nas camadas de areia.

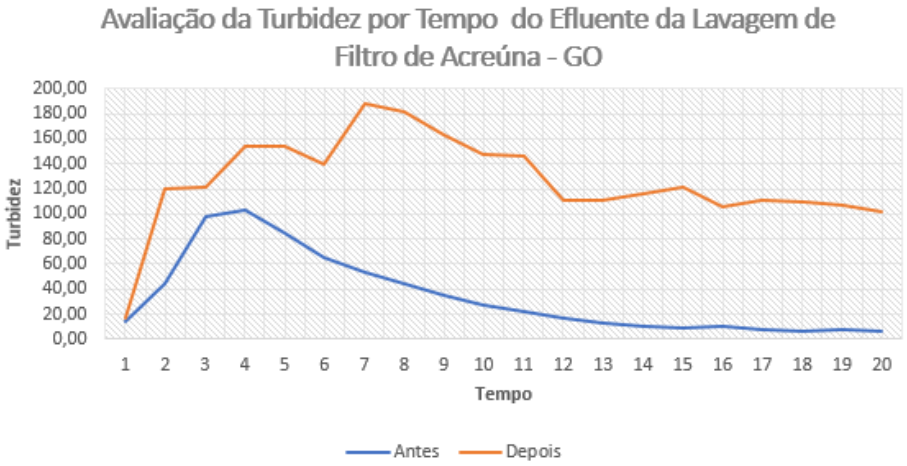


Figura 7 – Comparação da turbidez do efluente da lavagem de filtro 01 (Acreúna/GO)
Fonte: Autores (2026).

Por fim, referente ao tempo de 20 min na lavagem com auxiliar já ajustado, ocorreu devido ao longo período de incrustações no material filtrante ao agitá-los a limpeza superficial do filtro delongou um período maior, e também devido a segurança de retornar a etapa de filtração, o qual deverá ter uma turbidez final do efluente de lavagem aproximadamente 5 uT, para garantir com segurança que o filtro retornará com a eficiência e qualidade em produzir uma água filtrada de 0,5 uT, em cumprimento a Portaria n° 888/2021 do Ministério da Saúde.

Considerações Finais

Com base no trabalho realizado, concluiu-se que:

Os filtros autolaváveis, por não utilizarem reservatórios e não permitirem manobras de abertura de válvulas para a realização das lavagens, são sistemas de difícil controle durante a limpeza. Operacionalmente, ao perder a carga hidráulica de filtração, perde-se também a eficiência na limpeza das unidades de filtração.

Assim como foi eficiente utilizar o auxiliar de lavagem em filtros pequenos, percebeu-se que o uso em filtros com área aproximadamente seis vezes maior, também é eficaz. O ajuste do dispositivo em campo para garantir a hidrodinâmica de expansão do material filtrante demonstra que a confecção do dispositivo fora dos padrões apresentados na literatura pode comprometer o desempenho e a eficiência propostos.

A sugestão é o acompanhamento para que o dispositivo seja executado conforme apresentado pela literatura, realizando a limpeza com uma frequência maior até que ocorra a desincrustação do material filtrante e a redução do tempo de lavagem. Consolida-se que a integração entre a equipe técnica e a equipe operacional logrou uma melhoria significativa com resultados satisfatórios, sem a necessidade de modificações estruturais na Estação de Tratamento de Água (ETA), destacando-se o baixo custo de implementação e a facilidade de execução.

Comentários finais

O trabalho integra ao projeto de buscas por melhoras, sendo essa uma iniciativa da Saneago voltada à melhoria contínua da eficiência operacional e da qualidade da água tratada. Além disso, os resultados obtidos orientarão as próximas ações operacionais, com foco na otimização do tratamento nos meses seguintes.

Agradecimentos

O desenvolvimento desse trabalho contou com o apoio e a participação da Companhia de Saneamento de Goiás (SANEAGO-GO) e da Universidade Federal de Goiás pelo apoio recebido.

Referências Bibliográficas

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 12216: informação e documentação: referências: elaboração. Rio de Janeiro, 1992.

BORGES, Maria C. R., *et al*. Avaliação de lavagem de filtro em estações de tratamento de água na cidade de Adelândia no estado de Goiás (Estudo de Caso). In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., 2024, Recife. Anais [...]. Rio de Janeiro: **ABES, 2024**. p. 1-8. Disponível em: https://abes-dn.org.br/anaiseletronicos/21silubesa_download/82_tema_i.pdf. Acesso em: 20 abr. 2026.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021**. Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5/GM/MS, 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: [link da página]. Acesso em: 20 abr. 2026.BRASIL. MINISTÉRIO DA SAÚDE. SECRETARIA DE VIGILÂNCIA EM SAÚDE Boas práticas no abastecimento de água: procedimento para a minimização de risco à saúde. Brasília: Ministério da Saúde, 2006. 61p. Disponível em: http: https://bvsms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/boas_praticas_agua.pdf. Acesso em> 23 fev. 2023.

DI BERNARDO, L.; DANTAS; A. D. B. Métodos e técnicas de tratamento de água. São Carlos: RiMa, 2005.

DI BERNARDO, L.; et al. Métodos e técnicas de tratamento de água. São Carlos: RiMa, 2017.

MACEDO, S. C. S, *et al*. Avaliação da eficiência de filtração em unidades de ciclo completo: o caso de Adelândia/GO. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 33., 2025, Vitória. Anais [...]. Rio de Janeiro: **ABES, 2025**. p. 120-130. Disponível em: https://abes-dn.org.br/biblioteca. Acesso em: 20 abr. 2026.

VIANNA, Marcos Rocha. Hidráulica aplica às estações de água. Belo Horizonte: 3i Editora, 2019.

AVALIAÇÃO DA TAXA DE FILTRAÇÃO EM FILTRO DE TAXA CONSTANTE NA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA - ACREÚNA/GO - ESTUDO DE CASO

1 Geilizete Marques Barbosa, 2 Sandra Cristina dos Santos Macedo, 3 Maria Cecília Rodrigues Borges
4 Eduardo Pereira Rodrigues Chaves, 5 Karla Alcione da Silva Cruvinel,
6 Nora Katia Saavedra del Aguila Hoffmann

1 Universidade Federal de Goiás, e-mail: geilizete@discente.ufg.br; 2 Saneamento de Goiás, e-mail: sandracristina@saneago.com.br; 3 Universidade Federal de Goiás, e-mail: ceciliaborges@discente.ufg.br; 4 Saneamento de Goiás, e-mail: eduardochaves@saneago.com.br;,5 Universidade Federal de Goiás, e-mail:karlaalcione@ufg.br
6 Universidade Federal de Goiás, e-mail:kasaavedra@ufg.br

Palavras-chave: Filtro, Velocidade, Autolavável

Resumo

Foi avaliado o desempenho de filtros autolaváveis na Estação de Tratamento de Água (ETA) de Acreúna, operando sob o conceito de taxa declinante e vasos comunicantes. O estudo visou na superação de desafios operacionais relacionados à limpeza do meio filtrante e ao cumprimento dos padrões da NBR 12.216:1992 e da Portaria GM/MS nº 888/2021. Identificou-se inicialmente que as unidades apresentavam carreiras de filtração curtas e ausência de expansão do leito durante a retrolavagem, mesmo com o uso de um dispositivo auxiliar. A inspeção detectou um erro de fabricação no equipamento: a substituição de furos por cortes longitudinais, o que causava perda de carga e obstrução. Após a correção para furos de 1/8", a hidrodinâmica foi restabelecida. Para mensurar a eficácia, utilizou-se o método de medição da taxa de filtração via rebaixamento de nível com régua centimétrica e cronômetro. Os resultados comparativos entre o período pré e pós-limpeza foram expressivos: o Filtro 01 foi de 121,29 para 188,06 m³/m².dia, e o Filtro 03 atingiu 230,69 m³/m².dia. Em todos os filtros, a taxa final aproximou-se ou superou a meta de 180,00 m³/m².dia. Conclui-se que a mensuração da taxa de filtração antes e depois da lavagem é um indicador eficaz para monitorar sistemas autolaváveis, onde a medição da velocidade ascensional é inviável. Recomenda-se o monitoramento semestral para garantir a segurança biológica da água frente às variações sazonais do estado de Goiás.

Introdução

Para o caso em estudo, ao avaliar a Estação de Tratamento de Água de Acreúna, verificou-se que se trata de uma ETA de Ciclo Completo, no qual em sua entrada é adicionado o coagulante (PAC), pelo mecanismo de adsorção/neutralização de carga, ocorre a formação de flocos. No floculador é do tipo mecânico, tem a formação de flocos e após essa etapa a água segue para o decantador de alta taxa que passará pela fase de polimento, que é a fase de filtração descedente.

Os filtro de Acreúna trata-se do tipo autolaváveis, esse tipo de filtro segundo Ferreria Filho (2022), trata-se de filtro de Taxa Declinante com Variação de Nível, pois a sua operação consiste em permitir que um conjunto de filtros trabalhe de maneira interligada, e o funcionamento é por vasos comunicantes. O operacional desse sistema é que os filtros tem diferentes graus de colmatação, seus vertedores de saída situam-se em mesma cota, logo as perdas de carga são também iguais.

A taxa de filtração refere-se as velocidades que são permitidas passarem no material filtrante, essa velocidade é importante para que se tenha a segurança sanitária na agua filtrada a ser distribuída. Para filtros rápidos, por exemplo, sugere-se taxas entre 120 e 360 m^3/m^2.dia, dependendo da configuração do meio filtrante e da lavagem (NBR 12.216:1992).

É importante para o tratamento ter uma boa filtração, e a sua manutenção dar-se-á pela limpeza através do procedimento de lavagem. Segundo Vianna (2019), a necessidade de lavar o filtro é por ter atingido a carga máxima suportada hidraulicamente pela instalação, ou, quando houver risco de deterioração da qualidade da água filtrada se for mantida em operação. Caso essa lavagem ocorra de forma inadequada terá consequências diversas. Segundo Di Bernardo et al. (2017), a lavagem inadequada dos filtros apresenta diversos problemas, tais como: perda de carga hidráulica na eficiência de lavar os filtros.

A lavagem ocorre com parte da água filtrada produzida por um conjunto de filtros em operação, que é enviada para a lavagem de uma unidade de filtração, assim é possível a adoção do sistema de fornecimento de água de lavagem, a vazão do afluente deve ser superior à vazão necessária para a lavagem do filtro (Ferreira Filho, 2022). Logo, melhorando a eficiência na lavagem, também terá a resposta na melhoria das taxas de filtração.

A operacionalidade para filtros convencionais ocorre com o fechamento da comporta de água decantada e abertura de água de lavagem do filtro que irá lavar. Para os filtros autolaváveis não existe a necessidade de manobrar nenhuma comporta, pois, a água filtrada vai até a câmara de água filtrada, que se interliga como todos os filtros através de seus fundos falsos e vai para o seu destino final, no qual passa sobre o vertedouro geral de água de lavagem, essa manobra está apresentada na Figura 1.

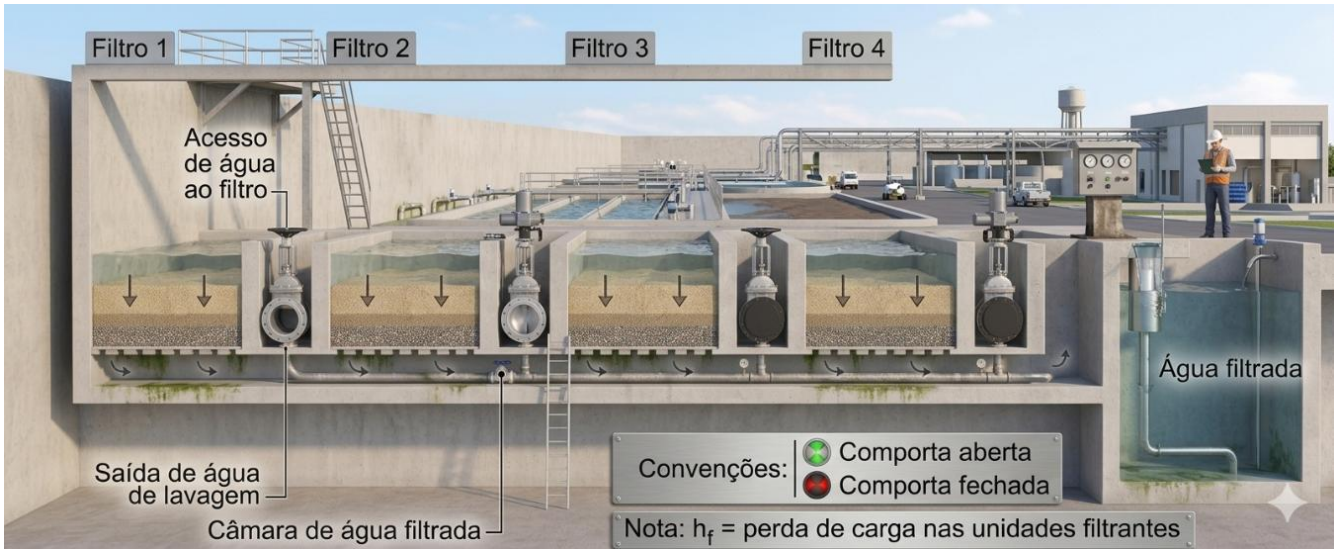


Figura 1 – Filtros Autolaváveis
Fonte: Gemini (2026).

O objetivo desse trabalho foi verificar a avaliação da taxa de filtração para filtros com taxa constante (autolaváveis), conforme é especificado na NBR12.216:1992 Projeto de Estação de Tratamento de Água para abastecimento público, aplicação ao item 5.12.5.1. Esse item estabelece a taxa de filtração. Outra variável para diagnosticar esse processo será avaliação da taxa de filtração antes e depois da lavagem referente a variação, que demonstra a eficiência da limpeza para retornar ao ciclo de filtração com eficiência avaliando a velocidade da passagem da água no processo. Logo com essa avaliação consegue-se verificar a eficiência e melhoria no processo de limpeza da unidade de filtração.

Material e Métodos

Em visita técnica no dia 9 de abril de 2026, a ETA de Acreúna submeteu seus filtros a uma avaliação criteriosa, analisando parâmetros essenciais como a expansão do leito durante a retrolavagem e a curva de turbidez do efluente da lavagem por minuto.

A NBR 12.216:1992 estabelece parâmetros fundamentais para a avaliação da lavagem de filtros em estações de tratamento. De acordo com o item 5.12.5.1 menciona que não sendo possível proceder a experiências em filtro-piloto, as taxas máximas serão as seguintes: 180 m^3/m^2.dia para filtro de camada simples e 360 m^3/m^2.dia para filtro de camada dupla. Para o filtro de Acreúna, que tem a composição de dupla camada (areia e filtro). Esperava-se que a taxa de filtração fosse até 360 m^3/m^2.dia. Esse é o referencial teórico para velocidade de filtração.

Determinação da velocidade filtração: foi utilizado uma Régua centimétrica de Mira de nível (Figura 2), e a área que utiliza normalmente é a topografia.

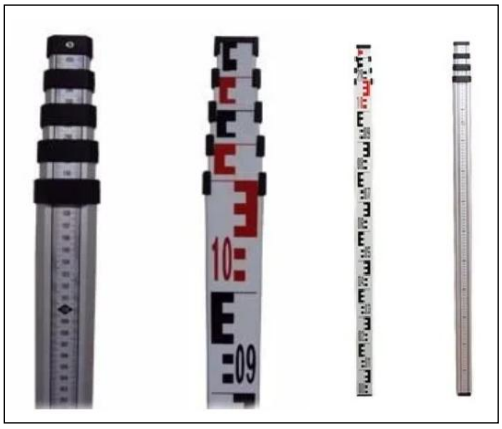


Figura 2 – Régua Centimétrica Mira de Nível Topográfica
Fonte: Autores (2026).

Foi utilizado um cronômetro que permitiu o registro de tempos sucessivos sem parar o tempo inicial, no qual continua a ser marcado em segundo plano.

Na avaliação foi necessário que a lâmina de água esteja no máximo 10 cm do leito filtrante. O cálculo aplicado nessa avaliação foi de velocidade (Equação 1):

Cálculo de Velocidade

$$v = \Delta S / \Delta t$$

(Equação 1)

Conhecendo que a distância numérica na régua é de 10 cm que água percorre, foi utilizado esse valor na variável da distância (Equação 2).

$$v = 10 / \Delta t$$

(Equação 2)

Segundo a NBR12.216 (1992) determina as medidas das unidades nos valores em m^3/m^2.dia, portanto foi necessário converter cm para m, essa conversão foi realizada com a divisão de 100. Para converter segundos por dia faz a multiplicação de 86.400 (Equação 3).

$$\Delta v = \left(\frac{\Delta S}{10} \div 100\right) * 86400$$

(Equação 3)

Para conseguir visualizar, segue a ilustração (Figura 3) em tem a simulação da situação da avaliação da taxa de filtração, onde tem uma pessoa segurando a régua centimétrica, uma pessoa cronometrando o tempo que ocorre o desnível da água. Caso seja na lavagem faz a mensuração da lavagem. A taxa de filtração do filtro foi medido antes e depois da lavagem.



Figura 3 – Ilustração De Avaliação Da Taxa De Filtração.
Fonte: Gemini (2026).

A Figura 4 ilustra o procedimento de avaliação da taxa de filtração. Na simulação, observou-se o monitoramento do desnível da água por meio de uma régua centimétrica, enquanto o tempo de queda foi registrado simultaneamente com um cronômetro. Esse método também foi aplicado para mensurar a eficiência da retrolavagem. No estudo em questão, a taxa de filtração foi analisada em dois momentos distintos: antes e após o processo de lavagem do filtro."

Para aferir a velocidade de filtração nos vasos comunicantes, a entrada de água decantada foi interrompida após o sistema atingir seu nível operacional superior. A partir do fechamento da comporta, registrou-se o tempo de rebaixamento do nível para cada incremento de 10 cm de profundidade. As leituras foram realizadas visualmente através de uma régua centimétrica, permitindo o cálculo da taxa de filtração em função do tempo. No ciclo de lavagem, após realizar a limpeza do material filtrante com o dispositivo auxiliar de lavagem de filtro.



Figura 4 – Auxiliar de Lavagem de Filtro
Fonte: Gemini, 2026

Caso: Acreúna - GO

Foi realizado uma avaliação do filtro, ao verificar o sistema de lavagem em conjunto com a planta da estação de tratamento, conseguiu-se diagnosticar que os filtros são autolaváveis, e que não é possível fazer a avaliação da qualidade de cada filtro, conforme menciona a norma da Resolução da Portaria n° 888 de maio de 2021. Verificou-se que fizeram a instalação do dispositivo de auxiliar de lavagem, entretanto ainda dependia da troca do material filtrante. A justificativa dava-se devido a falta de limpeza dos grãos e carreira de filtração pequena, precisando lavar os filtros com uma frequência maior.

O sistema de Tratamento de Acreúna tem 4 filtros autolaváveis, com as seguintes dimensões: 2,85 x 2,60 (m), tem vazão nominal e operacional de 71 L/s, e uma vazão máxima de até 100 L/s, conforme Figura 2. Por se tratar de filtros que são do tipo vasos comunicantes, não é possível realizar o fechamento da entrada de água do filtro para avaliar a velocidade ascensional de lavagem.

Em 2022, em visita técnica utilizou-se o auxiliar de lavagem, entretanto devido à área do filtro ficou a sugestão de deixá-lo fixo, mas que fosse acionado sempre que necessário para realizar a lavagem. Já no ano de 2026, foi verificado a eficiência do dispositivo num período maior.

Após a instalação do dispositivo auxiliar, realizou-se a avaliação da retrolavagem nos filtros 04 e 01. O tempo de operação cronometrado foi de aproximadamente 20 minutos, valor que excede significativamente o preconizado pelas normas técnicas. Observou-se, ainda, a ausência de expansão do leito de areia, evidenciando o descumprimento dos requisitos da NBR 12.216 (1992). Constatou-se que, mesmo com o uso do dispositivo auxiliar, não houve melhora no ciclo de lavagem, permanecendo o sistema abaixo dos padrões de eficiência esperados.

Para sanar dúvidas sobre o desempenho do auxiliar de lavagem, foi identificado um erro de fabricação: foi substituído os furos projetados por cortes longitudinais. Como demonstrado na Figura 4, a peça com cortes apresentava entupimento e ausência de pressão (lado esquerdo). A correção paliativa com furos sobrepostos (lado direito) restabeleceu parcialmente a funcionalidade, comprovando que o insucesso da lavagem anterior foi causado pela obstrução e perda de carga geradas pelos cortes, e não por uma limitação do equipamento perante a área do filtro.

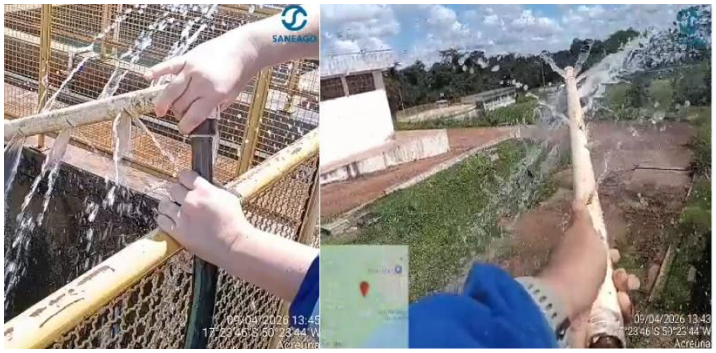


Figura 3 – Imagem a esquerda com os cortes, imagem a direito com os furos e cortes.
Fonte: Autores (2026).

Segundo Vianna (2019), a confecção desse auxiliar dar-se-á por um tudo de aço-carbono galvanizado, na sua extremidade de jusante foi fechada com o cap, e sua extremidade de montarte foi adaptado para receber um mangote flexível, que permanece interligado a um registro abastecido por uma linha de alta pressão (40 m.c.a) e com furos de 1/8 de polegadas, através dos quais a água sob pressão saia com velocidade. Percebe-se pela Figura 2 que a hidrodinâmica para a lavagem do filtro tem muita diferença, pois no ciclo de filtração debe-se atingir quesitos para ter-se uma água filtrada com qualidade e segurança biológica, conforme o Plano de Segurança da Água.

No dia 11 de abril de 2026, foi realizado a mensuração da velocidade de filtração antes e depois da lavagem do filtro 01 (17/04/2026), filtro 02 (11/04/2026) e as avaliações dos filtros 04 e 03 (15/04/2026).

Resultados e Discussão

Na velocidade de filtração da unidade operacional Filtro 01, foi realizado a mensuração antes de realizar a limpeza pela perda de carga a velocidade média de filtração foi de 121,293 m^3/m^2.dia. Realizou a limpeza do material filtrante com o auxiliar de lavagem corrigido, conforme mostrado na Figura 3. Foi realizado outra medição da taxa de filtração e foi perceptível uma melhora na taxa de filtração, tanto que o valor ficou próximo de 180 m^3/m^2.dia, a velocidade média foi de a velocidade média de filtração foi 188,06 m^3/m^2.dia. (Figura 4).

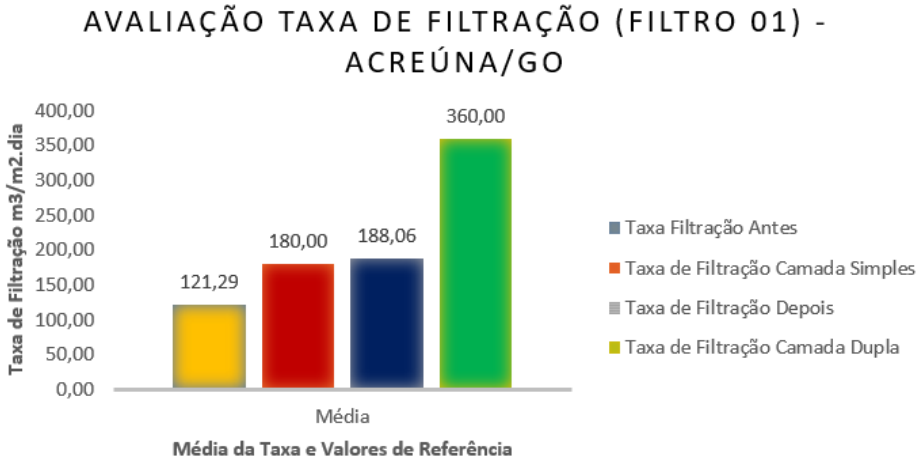


Figura 4 – Taxa de Filtração Antes e Depois do Ciclo de Lavagem - 17/04/2026.
Fonte: Autores (2026).

Na unidade operacional Filtro 02, a velocidade média de filtração inicial, mensurada sob condição de perda de carga antes da limpeza, apresentou o valor de 110,64 m³/m².dia. Após o procedimento de limpeza do meio filtrante com o uso de auxiliar de lavagem corrigido (Figura 3), procedeu-se a uma nova medição. Observou-se uma melhora significativa na eficiência operacional, com a taxa de filtração elevando-se para 183,36 m³/m².dia, valor este condizente com a expectativa de recuperação próxima a 180,00 m³/m².dia (Figura 5).

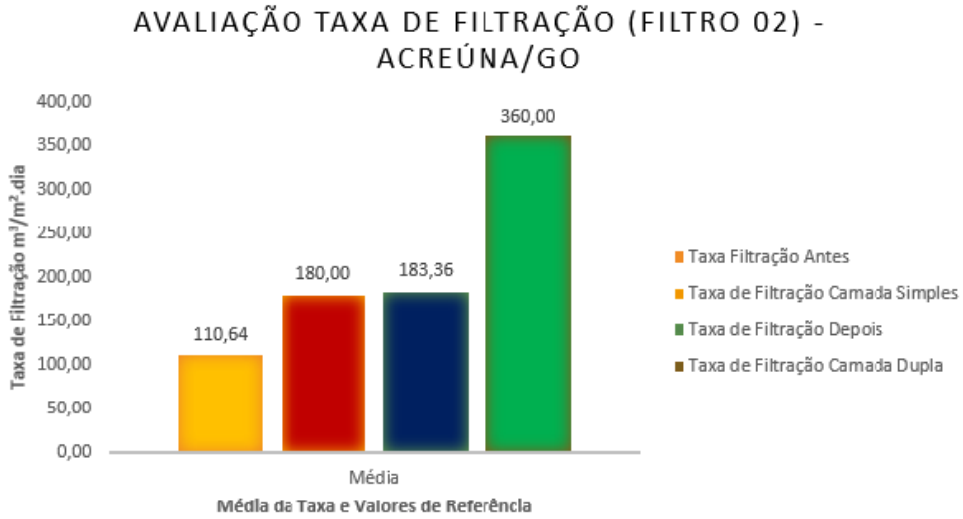


Figura 5 – Taxa de Filtração Antes e Depois do Ciclo de Lavagem - 11/04/2026.
Fonte: Autores (2026).

A avaliação da performance do Filtro 03 indicou uma velocidade média de 151,30 m³/m².dia no período pré-limpeza. Com a aplicação do auxiliar de lavagem corrigido e a subsequente higienização do material filtrante (Figura 3), a taxa de filtração foi restabelecida com sucesso. A nova medição registrou 230,69 m³/m².dia, superando a meta estimada de 180,00 m³/m².dia, conforme detalhado na Figura 6.

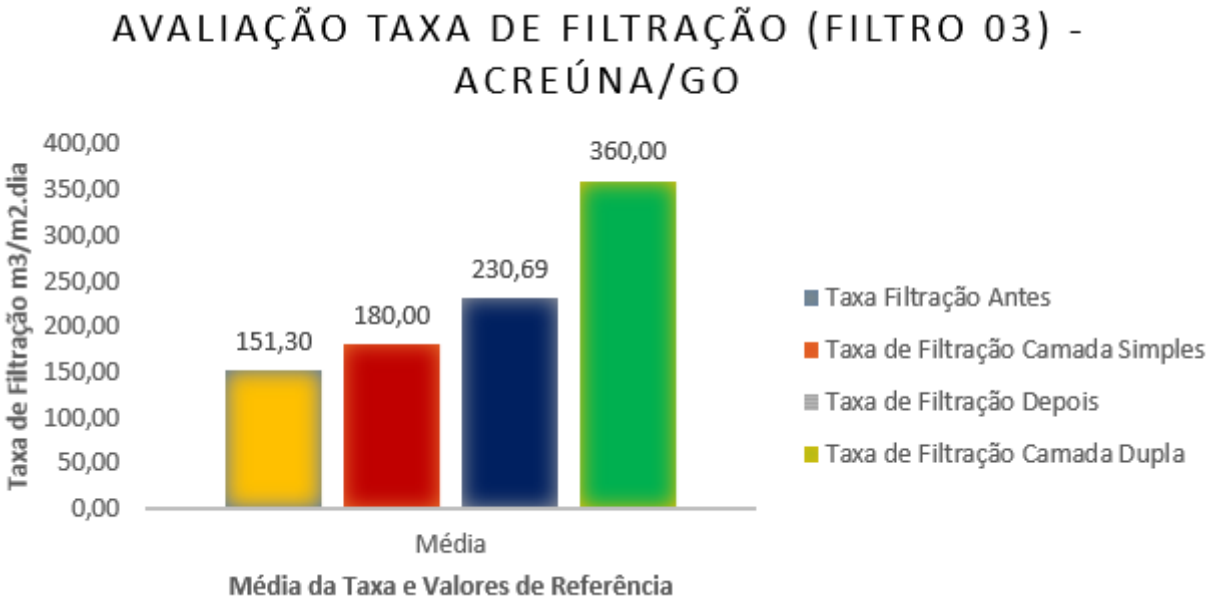


Figura 6 – Taxa de Filtração Antes e Depois do Ciclo de Lavagem - 15/04/2026.
Fonte: Autores (2026).

Antes da intervenção para limpeza por perda de carga, o Filtro 04 operava com uma velocidade média de 105,03 m³/m².dia. Para corrigir essa restrição, realizou-se a lavagem do material filtrante utilizando um auxiliar corrigido, conforme ilustra a Figura 3. O impacto positivo da manutenção foi imediato: a taxa de filtração foi para 167,88 m³/m².dia, aproximando-se e levemente superando a marca de 180,00 m³/m².dia prevista para o sistema (Figura 7).

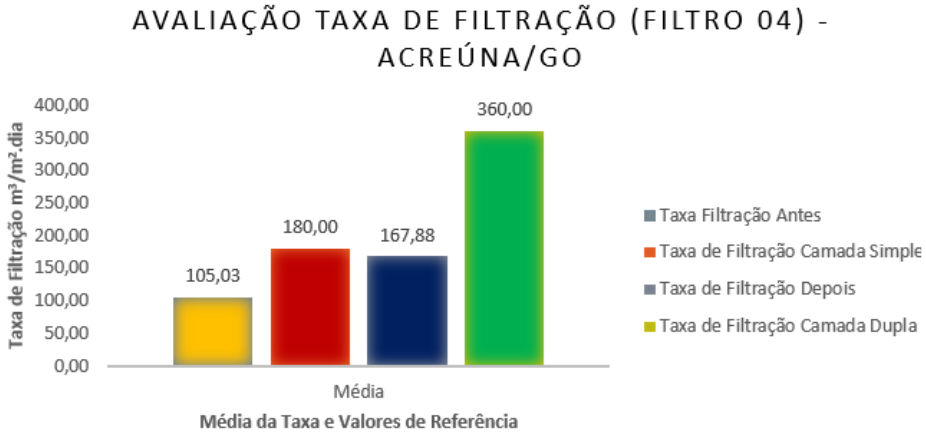


Figura 7 – Taxa de Filtração Antes e Depois do Ciclo de Lavagem - 15/04/2026.
Fonte: Autores (2026).

As melhorias com uso do auxiliar de lavagem melhoram a eficiência na taxa de filtração, apesar de variar para cada filtro deve-se levar em consideração que essas melhorias refletem na melhoria da lavagem na operação, pois aumentando a taxa de filtração nas unidades, melhora a eficiência da carga hidráulica da lavagem. Deve-se considerar que a eficiência da filtração é importante para que ocorra uma eficiente lavagem por ser filtro do tipo autolavável.

Com esses resultados, mesmo não ocorrendo grandes variações das velocidades antes e depois da limpeza, deve-se observar que para o tipo de filtro autolavável, a taxa de filtração torna-se um critério exequível para avaliação na eficiência do filtro em seus ciclos de filtração e lavagem. Assim, consegue atender os critérios da Portaria do Ministério da Saúde 888/2026.

Considerações Finais

Com base no trabalho realizado, concluiu-se que:

Os filtros autolaváveis, por não utilizarem reservatórios e não permitirem manobras de abertura de válvulas para a realização das lavagens, são sistemas de difícil controle durante a limpeza. Operacionalmente, ao perder a carga hidráulica de

filtração, perde-se também a eficiência na limpeza das unidades de filtração. O ajuste do dispositivo em campo para garantir a hidrodinâmica de expansão do material filtrante demonstra que a confecção do dispositivo fora dos padrões apresentados na literatura pode comprometer o desempenho e a eficiência propostos.

Utilizar o critério de avaliação da Taxa de Filtração antes e depois da limpeza, torna-se um parâmetro eficiente e eficaz para avaliação das condições operacionais do filtro do tipo autolavável. Esse critério vem a suprir a velocidade de lavagem do filtro, que não pode ser mensurada devido ao fundo das unidades operacionais serem comunicantes.

Sugestão para que esse trabalho seja realizado semestralmente pelas equipes Técnicas e Operacionais, tanto que conseguirá verificar como está a situação da operação do filtro, e se existe variações amplas no período diferente do ano, principalmente em Goiás que se tem períodos chuvosos e estiagem bem definidos no decorrer do ano. Para unidade operacional que precisa de atenção para que possa ter segurança biológica à água do tratamento, esse trabalho traz critérios fácil para a avaliação.

Comentários finais

O trabalho integra ao projeto de buscas por melhoras, sendo essa uma iniciativa da Saneago voltada à melhoria contínua da eficiência operacional e da qualidade da água tratada. Além disso, os resultados obtidos orientarão as próximas ações operacionais, com foco na otimização do tratamento nos meses seguintes.

Agradecimentos

O desenvolvimento desse trabalho contou com o apoio e a participação da Companhia de Saneamento de Goiás (SANEAGO-GO) e da Universidade Federal de Goiás pelo apoio recebido.

Referências Bibliográficas

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 12216: informação e documentação: referências: elaboração. Rio de Janeiro, 1992.

BORGES, Maria C. R., *et al*. Avaliação de lavagem de filtro em estações de tratamento de água na cidade de Adelândia no estado de Goiás (Estudo de Caso). In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., 2024, Recife. Anais [...]. Rio de Janeiro: **ABES, 2024**. p. 1-8. Disponível em: https://abes-dn.org.br/anaiseletronicos/21silubesa_download/82_tema_i.pdf. Acesso em: 20 abr. 2026.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021**. Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5/GM/MS, 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: [link da página]. Acesso em: 20 abr. 2026.BRASIL. MINISTÉRIO DA SAÚDE. SECRETARIA DE VIGILÂNCIA EM SAÚDE Boas práticas no abastecimento de água: procedimento para a minimização de risco à saúde. Brasília: Ministério da Saúde, 2006. 61p. Disponível em: http: https://bvsms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/boas_praticas_agua.pdf. Acesso em> 23 fev. 2023.

DI BERNARDO, L.; DANTAS; A. D. B. Métodos e técnicas de tratamento de água. São Carlos: RiMa, 2005.

DI BERNARDO, L.; et al. Métodos e técnicas de tratamento de água. São Carlos: RiMa, 2017.

FERREIRA FILHO, Sidney Seckler. Tratamento de Água: Concepção, Projeto e Operação. 4. ed. São Paulo: **Elsevier**, 2022.

MACEDO, S. C. S, *et al*. Avaliação da eficiência de filtração em unidades de ciclo completo: o caso de Adelândia/GO. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 33., 2025, Vitória. Anais [...]. Rio de Janeiro: **ABES, 2025**. p. 120-130. Disponível em: https://abes-dn.org.br/biblioteca. Acesso em: 20 abr. 2026.

VIANNA, Marcos Rocha. Hidráulica aplica às estações de água. Belo Horizonte: 3i Editora, 2019.

ALTERNATIVAS SUSTENTÁVEIS PARA COAGULAÇÃO DE ÁGUAS NO BRASIL: REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

1 Maria Eduarda Entringer Dumont, 2 Anniely de Souza Silva, 3 Thaís Xavier de Melo, 4 Amanda Alcaide Francisco Fukumoto

1 Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), e-mail: maria.dumont@sou.ufmt.br; 2 Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), e-mail: anniely.silva@sou.ufmt.br; 3 Universidade Federal de Mato Grosso, e-mail: thais.melo@ufmt.br; 4 Universidade Federal de Mato Grosso. e-mail:amanda.fukumoto@ufmt.br

Palavras-chave: Coagulantes naturais; *Moringa oleífera*; Tratamento de água.

Resumo

A escassez de água doce e a degradação da qualidade das fontes hídricas são problemas crescentes, especialmente em regiões com limitações de infraestrutura e recursos, o que tem impulsionado a busca por alternativas sustentáveis e de menor impacto ambiental no tratamento de água. Entre essas alternativas, destacam-se os coagulantes naturais, como *Moringa oleifera* (MO), taninos, quitosana e outros biopolímeros, que têm sido avaliados como substitutos ou complementos aos coagulantes químicos convencionais. Esses produtos atuam na remoção de turbidez, cor, sólidos suspensos e, em alguns casos, contaminantes específicos, mas ainda enfrentam desafios relacionados à padronização, à estabilidade e à viabilidade de escalonamento para sistemas de abastecimento em larga escala. O objetivo deste artigo é apresentar, por meio de uma revisão bibliográfica por busca sistematizada (cientometria), os principais resultados sobre a aplicação de coagulantes naturais no tratamento de água, com foco em um melhor entendimento de seu uso e potencial em sistemas brasileiros. A revisão buscou identificar os principais padrões de estudo sobre o tema, destacando os estados do Brasil com maior registro de pesquisas, os focos dos estudos (tipos de coagulantes naturais avaliados, matrizes de água tratadas, condições operacionais e comparação com coagulantes sintéticos) e as motivações que impulsionam tais investigações, como a busca por tecnologias mais sustentáveis, de menor impacto ambiental e, em muitos casos, mais acessíveis economicamente, especialmente em comunidades e regiões com limitações de recursos e infraestrutura de saneamento. Foram analisados 82 artigos, sendo selecionados apenas 54, os quais realmente apresentavam indicadores positivos do uso de coagulantes naturais, principalmente à base de moringa, de forma que a maioria pontuava que, apesar das limitações em escala de tratamento e forma de aplicação, o coagulante produzido a base deste produto natural apresentava-se como uma alternativa funcional ao uso para tratar água bruta, removendo materiais particulados e sedimentos, tratando parâmetros como turbidez, cor aparente, sólidos dissolvidos totais e sólidos suspensos, apresentando variabilidade nos parâmetros tratados. Os estudos, de forma predominante, foram de autores brasileiros, de 15 estados, os quais apresentaram diferentes metodologias de aplicação e alta eficiência, evidenciando que a aplicação dos coagulantes naturais embora funcional e inovadora, necessita de avanços e melhorias para atender populações e servir como metodologia usual as gerações atuais e futuras.

Introdução

O tratamento de água (TA) está atualmente entre as principais áreas de pesquisa devido ao esgotamento dos recursos hídricos e ao alarmismo em relação à poluição ambiental, o que tem impulsionado a modernização da tecnologia convencional de tratamento em direção à reciclagem e reutilização (Koul *et al* 2022). O TA, seja este para abastecimento para despejo no corpo receptor, detém de uma série de etapas sequenciais, cada uma com um papel crucial e usada conforme a necessidade e carga da água bruta. Com base nisso, um importante processo é o de coagulação, processo físico-químico de remoção das partículas sólidas suspensas na água, que consiste essencialmente na desestabilização das partículas coloidais e suspensas presentes na água captada para o abastecimento. O objetivo da coagulação e da floculação, como via de consequência, é o de elevar significativamente a velocidade de sedimentação dos coloides presentes na água bruta. No contexto sanitário, a importância da coagulação evidencia-se na remoção de partículas microscópicas, associadas aos microrganismos patogênicos, geralmente encontrados nas águas naturais e com velocidades de sedimentação muito reduzidas (Franco *et al*, 201).

Os coagulantes mais empregados nas Estações de Tratamento de Água (ETAs) são inorgânicos, sais trivalentes de ferro e alumínio ou polímeros sintéticos. Entretanto, o uso de coagulantes convencionais inorgânicos, apresenta diversas desvantagens, incluindo a produção de um grande volume de lodo, necessidade de ajuste de alcalinidade e de pH e alta concentração de metais residuais na água, esta última em especial configura um agravante à saúde pública, além de ocasionar corrosão de tubulações e prejuízos estruturais aos sistemas de tratamento (Padilla, *et al* 2023). Isso devido ao fato de que o alumínio na água pode causar doenças como Alzheimer (Silva, *et al* 2020). Apesar do desempenho e custo-benefício comprovados dos coagulantes químicos, estão sendo estudados coagulantes/floculantes naturais, dos quais, alguns biopolímeros vêm sendo investigados mais intensamente, como é o caso da *Moringa oleifera* (MO). A MO é uma árvore tropical com usos medicinais e alimentares, destacando-se pelo consumo de suas folhas e frutos. Na região Nordeste do Brasil, suas sementes são empregadas de forma rudimentar para a clarificação de água destinada ao consumo humano. Dentre as partes da planta, as sementes apresentam maior potencial coagulante/floculante do que folhas e vagens (Nwaiwu; Zalkiful; Raufu, 2012), porém há estudos que trabalham com

a avaliação do potencial do caule para a coagulação (Rusmah e Adriani, 2025). Aproximadamente 40% da massa das sementes é composta por óleo comestível e por proteínas catiônicas de baixo peso molecular, que, quando solubilizadas em água, atuam como coagulantes eficientes para águas naturais e residuárias (Amagloh & Benang, 2009; Marques *et al*., 2010). Segundo Reddy *et al.,* (2011), *Moringa oleifera* contém aminoácidos, ácidos graxos, vitaminas e nutrientes como glucosinolatos e compostos fenólicos, grupos funcionais capazes de adsorver íons metálicos. Isso porque o uso das sementes de *Moringa oleifera* para a purificação de água é uma alternativa econômica (Bongiovani; Valverde; Bergamasco, 2013).

Uma pequena dosagem desse biopolímero pode reduzir o consumo de coagulantes químicos, apresentando como vantagens: geração de lodo biodegradável, manutenção do pH da água, altas eficiências na remoção de cor e turbidez, normalmente acima de 90% (Nkurunziza *et al*., 2009). Outros tipos de biocoagulantes, à base de taninos, são testados como polímeros aplicados ao tratamento de água, usados para a clarificação em diferentes países, como, Brasil, Espanha e Finlândia, tendo seu potencial avaliado por diversos autores (Sanchéz-Martín et al 2010; Bacher et al 2017; Bello e Leiviska, 2022). Entretanto, ainda há alguns pontos a serem abordados, considerando a alta variabilidade dos subprodutos gerados, embora se sobressaiam os benefícios, envolvendo a aglomeração de partículas coloidais assim como os coagulantes químicos, porém produzindo menor quantidade de lodo biodegradável, o qual pode ser utilizado como fertilizante.

O uso desses biopolímeros não necessita de ajustes de pH e alcalinidade, de forma que a revisão revelou o potencial dos coagulantes naturais na purificação de águas e comprovou sua eficácia, como evidenciado por vários resultados de pesquisa publicados nas últimas duas décadas. Eles são biodegradáveis e, portanto, ecologicamente corretos, e seu desempenho é semelhante ao dos produtos químicos. No entanto, vários fatores precisam ser considerados ao utilizar coagulantes naturais. Isso ocorre porque o processo de extração e purificação é complexo, há um fornecimento limitado de matérias-primas e a água é variável em sua composição (contaminantes). Além disso, alguns desses produtos podem agir contra microrganismos da água superficial, como a *Escherichia coli*, enquanto outros podem servir para remover metais pesados (Koul *et al*., 2022). Por esse motivo, este artigo tem por finalidade realizar uma revisão sistemática para verificar os principais padrões relativos aos estudos envolvendo coagulantes naturais: ocorrência nos estados brasileiros, eficiência comparada entre coagulantes químicos e naturais e quais as lacunas nestes estudos, quais seus possíveis impactos ao tratamento de água, além da análise de sua viabilidade técnica e econômica.

Material e Métodos

A metodologia adotada para este artigo foi a realização de uma busca sistemática de artigos disponíveis na base de dados *Web of Science (WoS)*, e como apoio aos dados obtidos nesta plataforma, foi feita uma pesquisa na plataforma de Inteligência Artificial *SciSpace*, ferramenta facilitadora de pesquisas científicas. Para obter os artigos correlatos ao objetivo, foi feita a seguinte busca na plataforma *WoS*, nos campos “título”, “resumo” e “palavras chaves do autor” usando as palavras, respectivamente: moringa* OR chitosan* OR okra* OR tannins* OR turbidy* OR coagulation* OR "methods of coagulation" OR coagulants* OR comparative* OR "natural coagulant" OR "water supply" OR efficiency* OR cost* OR economy* OR "drinking water"; AND = brazil* OR "brazilian cities"; NOT = ocean* OR sea* OR islands* OR reservoir* OR continents*; AND = "water treatment" OR treatment* OR coagulation* OR turbidy* OR "tecnologies of treatment". Dessa forma, o objetivo era por meio de um estudo cientométrico realizar uma pesquisa com artigos que relatassem as seguintes informações, (a) uso de biocoagulantes; (b) propriedade aglutinante; (c) comparativo entre coagulantes químicos e coagulantes orgânicos; (d) uso sustentável; (g) perspectivas e desafios; (h) aplicabilidade. Tendo estas informações, cada artigo foi categorizado nas seguintes tendências de pesquisa: I) Tipo de coagulante natural; II) Tipo de trabalho; III) Localização; IV) Ano de publicação.

As buscas resultaram em 602 artigos para a *Web Of Science* e 260 artigos para a *SciSpace*. Os artigos obtidos foram filtrados para um alcance mais detalhado e preciso, selecionados conforme a utilidade do conteúdo, relação com o tema e objetivos estabelecidos. Após a seleção, 82 artigos atendiam aos critérios de busca, sendo 24 da WoS e 58 da *SciSpace*. Desses artigos, foi feita a avaliação dos campos título, resumo e palavras-chave, para verificar quais seriam realmente relevantes ao tema e separar por categorias: a) Moringa oleífera b) Moringa associada a outro coagulante c) outros coagulantes, sendo excluídos 23 desses, 19 deles por se tratarem de trabalhos realizados em outros países e 05 por serem trabalhos de revisão, restando 54 artigos. Para estruturar e detalhar os dados, foi feito o planilhamento dos artigos, utilizando colunas de título, tema, ano de publicação e tipologia, separando os artigos dos artigos de revisão.

Nessa metodologia, os artigos de revisão são comumente excluídos, mas foram classificados para servir de base a elaboração deste trabalho. Os trabalhos em geral tratavam da utilização de coagulantes naturais, de forma que foram classificados conforme o coagulante abordado, visto que a maioria trabalhava com Moringa, mas não apenas isoladamente, alguns tratavam da moringa e outro composto natural, a fim de comparar a eficácia e demonstrar as semelhanças e diferenças de atuação dos mesmos no tratamento de água.

Resultados e Discussão

Na busca sistematizada, após filtragem, os 77 artigos apresentaram assuntos relacionados com diversos aspectos da coagulação e em sua maioria, o uso de MO como principal matriz coagulante, além de análises dos resultados no tratamento de água, eficiência envolvida no uso e localização geográfica. Porém, apenas 54 atendiam à exigência de avaliar a coagulação no âmbito do território brasileiro. A partir da análise dos trabalhos, foi possível verificar que a maioria traz as formas de utilização de coagulantes naturais para viabilizar seu uso no tratamento de água e até mesmo de efluentes, para resolver problemas associados ao uso de coagulantes químicos e estudar o aprimoramento de sua aplicação em maior escala. Os coagulantes naturais se apresentam como vantajosos por diferentes motivos, dentre eles está o custo significativamente inferior ao dos coagulantes

químicos, por precisarem de um coagulante auxiliar demandam de maior investimento, diferente dos coagulantes naturais, que são mais acessíveis e baratos, podendo ser extraídos de várias fontes vegetais (aquosa, salina ou por moagem) e reduzem o custo total do processo de tratamento.

Embora isso seja um aspecto favorável muito mencionado, os estudos não priorizavam comprovar dados de custo-benefício, se trazendo apenas dados que comprovam a eficiência no TA, deixando em aberto esse parâmetro para escolha do coagulante, sendo uma lacuna nos estudos analisados, mesmo que os produtos possam ser extraídos diretamente da natureza e manipulados para experimentação em laboratório. Muitos estudos focaram em considerar os efeitos dos coagulantes naturais sobre o parâmetro turbidez, sendo evidenciada grande eficácia, com uma redução considerável de mais de 80% na maioria dos casos apresentados. Apesar deste ser o principal objetivo da maioria dos trabalhos, as formas como os coagulantes eram trabalhados – processo de extração, manipulação do produto natural coagulante e transformação em produto final a ser aplicado na água para tratamento – apresentaram variabilidade alta. Estudos trabalhavam coagulantes em pó, em solução aquosa ou salina, líquidos (seiva), e até mesmo a casca, como matéria-prima a ser feita de "extrato natural", e testada a fins de comparação. Os resultados apontavam que o uso de coagulantes em forma de solução apresentou maior eficiência na remoção dos principais parâmetros, preparadas após moagem das sementes. O aspecto fundamental que envolve todos os estudos é propiciar que o tratamento seja feito utilizando matéria-prima extraída da natureza, sem qualquer processo invasivo e diminuindo impactos ambientais. Com base nos resultados, foi possível observar que os anos com mais registros de estudos sobre o tema foi a partir de 2013, indo até 2023 e passando a ter baixa no desenvolvimento a partir de 2024, embora os dados obtidos sejam datados desde 2007. O ano com mais publicações foi o ano de 2020, com 10 trabalhos publicados, conforme a Figura 1.

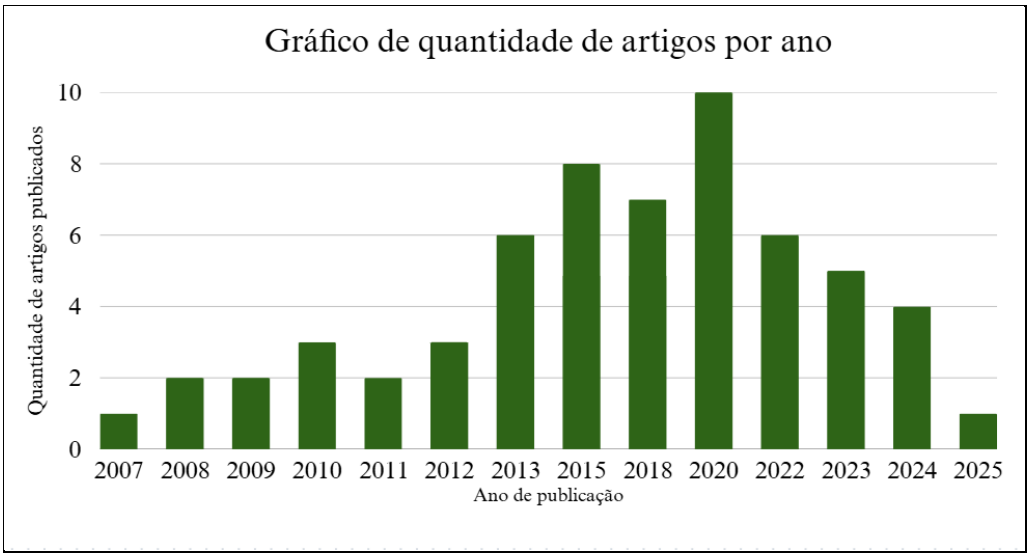


Figura 01- Gráfico de artigos por ano
Fonte: Autores (2026).

Houve alta variabilidade técnica dentre os trabalhos obtidos, mesmo se tratando do mesmo objeto de pesquisa. No total, 50 trabalhos (64,9%) empregaram a MO isoladamente, 16 trabalhos (20,8%) tratavam de MO associada a outro tipo de coagulante inorgânico e 11 trabalhos utilizaram com outro tipo de coagulante, sendo 04 usando de quitosana, 06 usando de taninos e apenas 01 utilizando de quiabo, conforme pode ser observado na Figura 2. Destes, 23 trabalhos, independentemente do coagulante estudado, foram excluídos por se tratarem de artigos de autores estrangeiros. Os resultados ficaram distribuídos em 15 estados brasileiros, sendo estes: São Paulo (15), Paraná (09), Paraíba (06), Minas Gerais (05), Ceará (03), Rio Grande do Norte (03), Amazonas (02), Espírito Santo (02), Rio Grande do Sul (02), Sergipe (02), Bahia (01), Mato Grosso do Sul (01), Pernambuco (01), Rio de Janeiro (01) e Santa Catarina (01), totalizando 54 trabalhos utilizáveis à pesquisa, como pode ser observado na Figura 03.

O grande consenso dos trabalhos analisando os coagulantes naturais foi a eficácia comprovada na remoção dos principais parâmetros relevantes ao tratamento de água, os mais comuns. Porém, outro consenso, menos interessante para aplicação, foi sobre a necessidade de avanços para aplicar esse tipo de coagulante, envolvendo as técnicas para auxiliar nos desafios de obtenção do produto, como de manipulação de sementes, visto que metodologias disponíveis na literatura recomendam que sejam retiradas as cascas das sementes da MO para utilizá-las nas etapas de coagulação/floculação do tratamento convencional de água. No entanto, esse processo é árduo e acabaria inviabilizando o uso dessas sementes nos locais de difícil acesso à água tratada, já que o descascamento manual demanda muito tempo (Muniz *et al*., 2015).

Artigos como de Armeloni *et al*., (2019) concluíram que a eficiência da MO superou a do sulfato de alumínio como agente coagulante no TA. Além disso, a maioria dos trabalhos utilizava a moringa como polímero coagulante em escala de produção e tratamento laboratorial, não sendo estudada a nível semi-industrial, tornando necessário que seja testada esta hipótese no futuro. Um consenso entre todos os trabalhos é a redução dos parâmetros mais comuns, turbidez e cor aparente, e uma divergência é a forma como seu potencial é investigado, além de como este material é tratado antes de ser aplicado. Muitos trabalhos exploraram diferentes

técnicas de extração do material, com técnicas mais comuns como Baptista *et al*., (2014), que avaliou diferentes dosagens de solução coagulante a base do extrato das sementes de moringa, ou Michelan *et al.,* (2021), que trabalhou a MO utilizando extratos do produto natural de duas formas distintas: MO Sem Casca (MO SC) e MO Com Casca (CC), que evidenciou bons resultados para ambas as aplicações, além de resultados positivos para o lodo gerado, material atóxico e biodegradável.

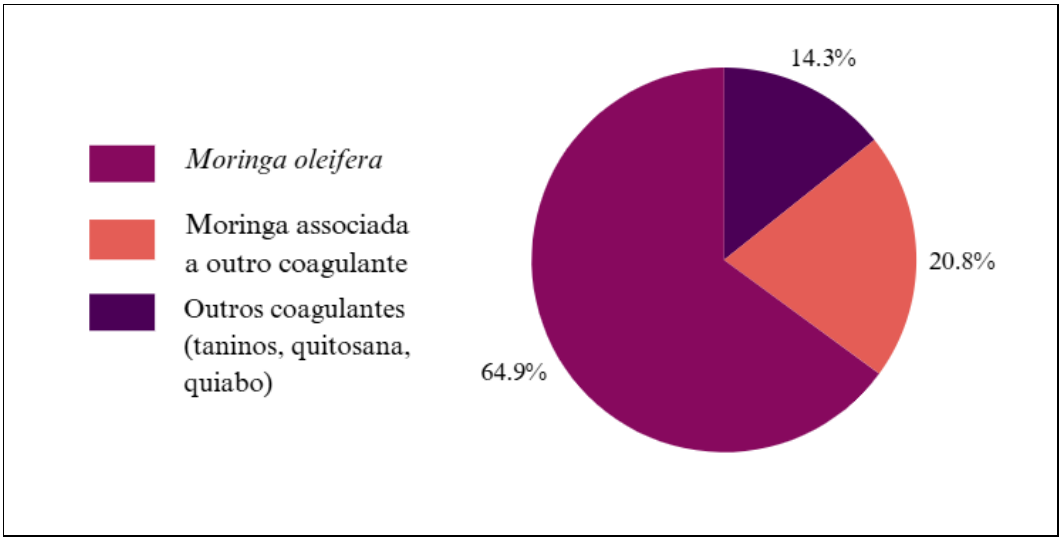


Figura 02 – Gráfico de relação de coagulantes naturais e porcentagem de resultados obtidos.
Fonte: Autores (2026).

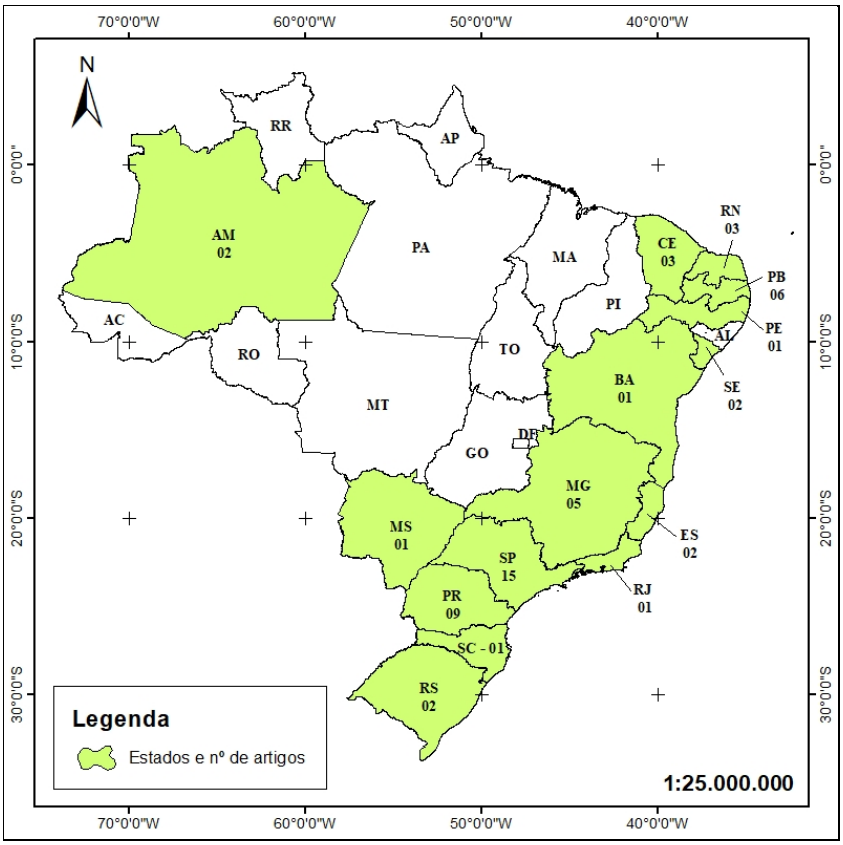


Figura 3 –Mapa de trabalhos obtidos por Estados brasileiros.
Fonte: Autores (2026).

Considerações Finais

Com base nos artigos analisados, conclui-se que os biocoagulantes, especialmente a base de *Moringa oleífera*, representam uma alternativa promissora ao tratamento de água, com eficiência superior a 80-95% na remoção de turbidez e cor aparente por desestabilização de coloides via proteínas catiônicas das sementes, ainda que limitados na eliminação completa de coliformes totais (reduções de até 90%, mas dependentes de dosagem e pH) e matéria orgânica dissolvida. Embora haja trabalhos

que mencionem outro coagulante, estes estão atrelados a MO como comparativo ou como outro objeto de estudo, e trabalham diferentes formas de aplicação dos coagulantes naturais, em forma de coagulante líquido ou como pó a base das sementes. Sua aplicação em pó ou sachês demonstrou maior eficácia prática em escala laboratorial e piloto comparada à forma líquida, facilitando o processamento local de sementes.

Os resíduos gerados de lodo são totalmente biodegradáveis, evitando subprodutos tóxicos como trihalometanos, associados a coagulantes químicos, o que contribui ao saneamento e consequentemente à saúde pública, por não produzirem produto residual tóxico que ocasiona potenciais riscos à saúde associados aos subprodutos tóxicos, que podem ocasionar doenças degenerativas como Alzheimer. Há ainda limitações para o efetivo uso desses coagulantes, como sua escala de aplicação, visto que sua aplicação se limita comumente à escala laboratorial e em *Jar Test,* tendo pouca validação em plantas pilotos ou estações de tratamento reais, além da necessidade de otimização dos parâmetros: pH, temperatura e interação com outros processos; necessidade de padronização dos procedimentos de aplicação e análise de custos também tem pouca ocorrência em estudos desses produtos naturais, configurando limitações que ficam como lacunas para avaliações futuras. Assim, é evidente a gama de benefícios e motivações ao aprimoramento do uso deste tipo de coagulantes, porém há muito o que se estudar e muitas possibilidades de aprimorar sua aplicação, podendo futuramente servir para implementação em escala semi-industrial. Isso serviria para atender as demandas de áreas precárias ou em desenvolvimento, rurais ou urbanas, implicando em estudos futuros sobre otimização de dosagens, combinações com filtração ou desinfecção UV e validação em escala real.

Agradecimentos

Os autores agradecem à orientadora Prof. Dra. Amanda Alcaide F. Fukumoto e à Dra Thaís Xavier de Mello pelas valiosas contribuições técnicas e orientação estratégica durante a elaboração deste artigo, que foram fundamentais para sua qualidade e profundidade. Agradecem também à Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT) pelo suporte, infraestrutura e recursos essenciais ao desenvolvimento acadêmico. À equipe técnica e colegas do curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, os autores agradecem pela colaboração em discussões sobre biocoagulantes e tratamento de água, a curiosidade quanto ao tema que gerou discussões e ampliou a busca por informações, que enriqueceram as análises e perspectivas apresentadas. Finalmente, agradecem aos autores dos estudos revisados sobre *Moringa oleifera* e demais coagulantes naturais, cujo trabalho inspira avanços no saneamento sustentável brasileiro e compõe um rico banco de dados de suporte a revisões como esta, servindo de base sólida para contribuições futuras no campo.

Referências Bibliográficas

ANDRADE, A. S, Nubia. Coagulantes de Palmas Forrageiras e os Efeitos na Turbidez e Potencial Hidrogeniônico em Tratamento de Águas. Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Ciências Biológicas) - **Centro de Ciências Agrárias. Universidade Federal da Paraíba, Areia, 2018.**

ARANTES, C. Camila; RIBEIRO A. P., Túlio; PATERNIANI, E. S. José. Processamento de sementes de *Moringa oleífera* utilizando diferentes equipamentos para obtenção de solução coagulante. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande, PB. v.16, n.6, p.661–666, 2012.**

ARANTES, C. Camila; RIBEIRO A. P., Túlio; PATERNIANI, E. S. José, et al. Uso de Coagulantes Naturais a base de *Moringa oleífera* e Tanino Como Auxiliares da Filtração em Geotêxtil Sintético Não Tecido. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola, Jaboticabal, PB. v.34, n.4, p.780-788, 2014.**

ARANTES, C. Camila; RIBEIRO A. P., Túlio; PATERNIANI, E. S. José. Diferentes formas de aplicação da semente de *Moringa oleífera* no tratamento de água. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande, PB, v.19, n.3, p.266-272, 2015.**

ARMELONI, P. João, OLIVEIRA, S. Danieli, DONADEL, B. Clainer. Agentes naturais como auxiliares na clarificação de água: uma revisão de literatura e avaliação experimental**. Revista Acta Scientiarum Technology – Engenharia Civil, v. 42, 2020.**

BAPTISTA, A. T. A *et al*. Avaliação da Dosagem e Tempo de Sedimentação no Tratamento de Água Superficial de Baixa Turbidez com Coagulante a Base de Moringa oleífera Lam. **Congresso Brasileiro de Engenharia Química, 2014.**

BANCHON, Carlos; BAQUERIZO, Ricardo; MUNHOZ, Diego; ZAMBRANO, Leila. Coagulación natural para la descontaminación de efluentes industriales (Natural coagulation for the descontamination of industrial effluents). **Revista Enfoque, v. 7 n° 04, p.111-126.**

BERNAL, Letícia F. S. Coagulantes à Base de Plantas para Tratamento de Águas Residuais em Indústrias de Alimentos. Trabalho de Conclusão de Curso – Universidade Federal do Mato Grosso do Sul (UFMS), 2023.

BONGIOVANI, C. Milena *et al.* Os Benefícios da Utilização de coagulantes naturais para obtenção de água potável. **Acta Scientiarum Technology, v. 32, p. 167-170, 2010.**

BONGIOVANI, C. Milena, VALVERDE, C. Karina, BERGAMASCO, Rosângela. Utilização do Processo Combinado coagulação/floculação/UF como Processo Alternativo ao Tratamento Convencional Utilizando como Coagulante a *Moringa oleífera* Lam. **IX Fórum Ambiental da Alta Paulista, v. 09, n° 11, p. 65-76, 2013.**

BORGO, Catharine *et al*. Tratamento de Água com Semente de Moringa oleífera**. V Semana de Engenharia Química UFES, Blucher Proceedings, 2017.**

CAMACHO, Franciele P. *et al*. Coagulation/Flocculation/Flotation/Nanofiltration Processes Using Moringa oleífera as Coagulant of Eutrophized River. **Chemical Engineering Transactions. v.43, p. 1123-1128, 2015.**

CARDOSO, Karina C. *et al*. Otimização dos tempos de mistura e decantação no processo de coagulação/floculação da água bruta por meio de *Moringa oleífera* Lam. **Acta Science and Technology, Maringá, v. 30, n° 02, p. 193-198, 2008.**

CHALES, Geane G., et al. Impacto f *Moringa oleífera* Seed-Derived Coagulants Processing Steps on Physicochemical, Residual Organic and Cytotoxicity Properties of Treated Water. **Water Journal, p. 1-14, 2022.**

CONCEIÇÃO, Vinicius M. da; BASSETI, Fátima de Jesus; BERGAMASCO, Rosângela. Desfluoretação de águas subterrâneas a partir da coagulação/floculação com coagulante natural de semente de *Moringa oleífera* Lam. **E-xacta, Belo Horizonte, v. 6, n. 2, p. 121-129. (2013).**

CONCEIÇÃO**,** Vinicius M. da, *et al*. Removal of Excess Fluoride From Groundwater Using Natural Coagulant Moringa oleifera Lam and Microfiltration. **The Canadian Journal Of Chemical Engineering**, v. 93, 2015, p. 37-45.

DE JESUS, J. O. N., *et al*. Water Treatment with Aluminium Sulfate and Tanin-Based Biocoagulant in an Oil Refinery: The Thecnical, Environmental and Economic Performance. **Sustainability**, v. 16, 2024.

DE OLIVEIRA, Camila; TREVISAN, Viviane; SKORONSKI, Everton. Application of tannin-based Coagulant for high-range turbidity surface water clarification. **Journal Of Water, Sanitation and Hygiene for Development,** v. 12, n°.11, 804.

DOS ANJOS, F. Bruna, *et al*. Assesment of chemically modified vegetable tannins as coagulants for water treatment. **Revista Ambiente & Água – An Interdisciplinary Journal of Applied Science,** v. 19, 2024.

DOS SANTOS, Tássia R. T, *et al.*Trihalomethanes Minimization In Drinking Water By Coagulation/Flocculation/Sedimentation with Natural Coagulant *Moringa oleífera* Lam and Actived Carbon Filtration. **The Canadian Journal Of Chemical Engineering**, v. 94, 2016, p. 1277-1284.

DOS SANTOS, Cristiane N. R.; RAMOS, Alex M. Uso de Diferentes Coagulantes à Base de Tanino para Tratamento de águas Superficiais com Elevada Carga de Sólidos em Suspensão. **Revista Multidisciplinar do Nordeste Mineiro, v. 10, 2024.**

EGUCHI, Cristina S. Y., ARANTES, Camila C. Clarificação de Água Superficial com baixos valores de turbidez e cor aparente utilizando extrato de sementes de *Moringa oleífera* e Sulfato de Alumínio. **Brasileira de Ciência, Tecnologia e Inovação, v. 04, n° 02, p. 190-199, 2019.**

FRANCO, Monalisa; SILVA, Gabriela K. E.; PATERNIANI, José E. S. Water Treatment by Multistage Filtration System with Natural Coagulant From *Moringa oleífera* Seeds. **TECHNICAL PAPER Engenharia Agrícola Jaboticabal, v. 32, n° 05, p. 989-997, 2012.**

FRANCO, Camila S. *et al*. Coagulação com semente de Moringa oleifera preparada por diferentes métodos em águas com turbidez de 20 a 100 UNT. **Artigo Técnico - Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 22, n° 04, 2017, p. 781-788.**

FRIGHETTO, R. T. S., *et al.* O potencial da Espécie Moringa oleifera (Moringaceae). L. A planta como Fonte de Coagulante Natural no Saneamento de Águas e como Suplemento Alimentar. **Revista Fitos – Estado da Arte, 2007 p. 78-88.**

KOUL, Bhupendra; SHARMA, Kondra; SHAH, Maulin P. Phycoremediation: A sustainable alternative in wastewater treatment regime. **Environmental Technology & Innovation, v. 25, 2022.**

MESQUITA, Gabrielle S. L. Otimização do Uso de Coagulantes Naturais no Tratamento de Águas Turvas Provenientes de Drenagem de Mineração. **Trabalho de Conclusão de Curso – Universidade Federal de Ouro Preto – UFOP, 2024.**

LEDO, Patricia G. S.; LIMA, Raquel. F. S.; PAULO, João B. A.; DUARTE, Marco A. C. Comparative Study of Aluminium Sulfate and *Moringa oleífera* seeds as Coagulants in the Clarification of Water with Low Turbidy. **Información tecnológica, v. 20, n° 5, 2009.**

LIMA, Paulo R.; ALMEIDA, Igor V. de; VICENTINI, Veronica E. P. **Os diferentes tipos de coagulantes naturais para o tratamento de água: uma revisão. Revista Evidência, Joaçaba, v. 20, n° 01, p 09-26, 2020.**

LIMA, Junior R. N; ABREU, F. O. M. S. Produtos Naturais Utilizados como Coagulantes e Floculantes para Tratamento de Água: Benefícios e Potencialidades. **Revista Virtual de Química, 2018, v. 10(3), p. 709-735.**

LIMA, J. P. M.; ROLLEMBERG, S. L. S. Técnicas Simplificadas de Tratamento de Água. **Revista Virtual de Química, 2020, v. 12(2), p. 447-460.**

MANGRICH, A. S. *et al.* Química Verde no Tratamento de Águas: Uso de Coagulante Derivado de Tanino de *Acacia mearnsii.* **Revista Virtual de Química, 2013, v. 6(1), p. 2-15.**

MARTINS, Alvaro A., *et al.* Potencial de Uso de Compostos Orgânicos como Coagulantes, floculantes e adsorventes no Tratamento de Água e efluentes. **Periódico Eletrônico – X Fórum Ambiental da Alta Paulista, v. 10, n° 12, p. 168-183, 2014.**

MELLO, A. C. C. *et al*. Phenol Removal from Wastewater Using Tyrosinase Enzyme Immobilized in Granular Activated Carbon and Activated Chitosan Beads. **Water Journal, v. 15, 2023.**

MICHELAN, Denise C. G. S., *et al.* Uso de Coagulantes Naturais no Tratamento de Água para Consumo Humano: comparação entre tanino vegetal e *Moringa oleífera* Lam. **XIX Congresso SILUBESA, ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitaria e Ambiental, 2020.**

MICHELAN, Denise C. G. S., *et al.* Uso de Coagulante/floculante emergente à base de moringa no tratamento de água com verificação da composição e toxicidade do lodo produzido: tratamento de água com Moringa e Toxicidade do lodo. **Artigo Técnico - Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 26, n° 05, 2021, p. 955-963.**

MONACO, Paola A. V. Lo, *et al.* Utilização de extrato de sementes de Moringa como agente coagulante no tratamento de água para abastecimento e águas residuárias. **Revista Ambiente & Água – An Interdisciplinary Journal of Applied Science, v. 05, n° 3, 2010, p. 222-231.**

MORAES, Rubens P. de. Utilização de *Moringa oleífera* na agregação de hematita e quartzo. **Trabalho de Conclusão de Curso – Universidade Federal de Ouro Preto – UFOP, 2022.**

MORETI, Livia O. R., *et al*. Emprego das sementes de *Moringa oleifera* Lam, como coagulante alternativo ao Policloreto de Aluminio (PAC), no tratamento de água para fins potáveis. **E-xacta, Belo Horizonte, v. 6, n. 2, p. 121-129. (2013).**

MUNIZ, Gustavo L., DUARTE, Francinete V., OLIVEIRA, Suelaine B. Uso de Sementes de Moringa oleifera na remoção de Turbidez da água para abastecimento. **Revista Ambiente & Água – An Interdisciplinary Journal of Applied Science, v. 10, n° 2, 2015, p. 454-463.**

NEPOMUCENO, T. C.; FERREIRA, W. B.; PAIVA, W.; DINIZ, T. R.; SANTOS, W. B.. Aplicabilidade de coagulantes a base de tanino em estações de tratamento de água. **Revista Ibero Americana de Ciencias Ambientais, v. 9, n° 7, p. 110-123, 2018.**

OLIVEIRA, Luana L. C., *et al.* Análise de Taxa de Remoção de Turbidez em Águas Naturais Utilizando de Extrato de Sementes de *Moringa oleífera Lam*. **Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável (RBAS), v. 1, n. 1, p. 204-210, 2011.**

PADILLA, Jose R. P., *et al. Moringa oleífera Lam* Cake as a Potential Substitute for Aluminium Sulphate Coagulant for the Treatment of Surface Water. **THEORETICAL AND APPLIED ENGINEERING – UFLA – LAVRAS, v. 7, n° 3, 2023, p. 10-18.**

PATERNIANI, José E. S.; MANTOVANI, Marcia C.; SANT'ANNA, Marcia R. Uso de Sementes de *Moringa oleífera* para Tratamento de águas superficiais. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 13, n. 6, p. 765-771, 2009.**

RAMOS, Renata O., *et al.* Estudo da Clarificação de água natural utilizando suspensão aquosa obtida com sementes de *Moringa oleífera.* **BioEng, Campinas, v. 2, n° 3, p. 193-200, 2008.**

RIBEIRO, João V. M. *Moringa oleífera* seed as a natural coagulante to treat low-turbidity water by in-line filtration. **Revista Ambiente & Água – An Interdisciplinary Journal of Applied Science, v. 14, n° 6, 2019.**

SANTANA, Giuliana B., *et al*. Aplicação de Semente de *Moringa oleífera* como coagulante natural no tratamento de efluente de uma indústria de tintas no Ceará. **Revista Tecnologia, Fortaleza, v. 41, n. 1, p. 1-17, 2020.**

SANTOS, T. R. T., *et al*. Tratamento de Água Utilizando Coagulante Magnético Baseado em Extrato de Sementes de *Moringa oleífera* Lam e nanopartículas de Óxido de Ferro. **XXXVII ENEMP – Congresso Brasileiro de Sistemas Particulados, 2015.**

SANTOS, L. O., Tecnologia social de Tratamento de água utilizando FIME com biomassa de *Moringa oleífera* e bucha vegetal. **Revista Brasileira de Geografia Física. V. 16, n. 4, 2023, p. 1923-1937.**

SCHMITT, Felipe O.; RODRIGUES, Rafael T.; OLIVEIRA, Cristiane. Efficacy of two natural tannins-based polymers in contrast to aluminium sulfate for drinking water production. **Cleaner Engineering and Technology, v. 3, 2023.**

SILVA, Marcelo J. M.; PATERNIANI, José E. S.; FRANCISCO, Adriana R. Application of *Moringa oleífera* natural coagulant for clarification and disinfection of treated wastewater inwetlands and multistage filtration. **African Journal of Agricultural Research, v. 8(24), p. 3102-3106, 2013.**

SILVA, Larissa F, *et al.* Análise da Viabilidade de tratamento com solução coagulante orgânica da água do rio Apodi-Mossoró/RN, Ponto 3. **Blucher Chemistry Proceedings, v. 3, n. 1, 2015.**

SILVA, Semirames N., *et al*.Application of Doses of Freeze-Dried Extract from *Moringa oleífera* Seeds in Water Treatment. **Revista de Engenharia na Agricultura, v. 28, p. 563-570, 2020.**

SOUSA, José S., *et al*. Sementes de moringa como coagulante natural no tratamento de água residuária proveniente do abate de rã-touro *(Lithobates catesbeianus).* **Pesquisa e Ensino em Ciências Exatas e da Natureza, v. 4, 2020.**

VALVERDE, Karina C.*, et al.* Avaliação do Tempo de Degradação do Coagulante Natural *Moringa oleífera* Lam em Pó no Tratamento de Água Superficial. **E-xacta, Belo Horizonte, v. 7, n. 1, p. 75-82. (2014).**

VALVERDE, Karina C., *et al.* Combined water treatment with extract of natural *Moringa oleífera* Lam and synthetic coagulant. **Revista Ambiente & Água – An Interdisciplinary Journal of Applied Science, v. 13, n° 3, 2018.**

VALVERDE, Karina C*., et al. Moringa oleífera* Lam. and Its Potential Association with Aluminium Sulphate in the Processo f Coagulation/Flocculation and Sedimentation of Surface Water. **International Journal of Chemical Engineering, 2018.**

VISENTINI, Franciele; RHODEN, Rodrigo B.; FERNANDES, Liana S. Quitosana como coagulante no tratamento de água para abastecimento. ***Disciplinarum Scientia*. Série: Naturais e Tecnológicas, v. 21, n. 2, p. 75-89, 2020.**

YAMAGUCHI, Natália U., *et al*. Utilização do Extrato da Planta *Moringa oleífera* e Nanopartículas magnéticas para Remoção de Parâmetros de Qualidade de Água. **Congresso ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitaria e Ambiental, 2019.**

IMPACTOS DA COVID-19 NO PADRÃO DE DEMANDA DE ÁGUA: ESTUDO DE CASO EM JAGUARIAÍVA-PR

1 Renan Dantas de Freitas, 2 Eudes José Arantes, 3 Cristiane Kreutz[3]

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: renan.engenharia@hotmail.com; Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: eudesarantes@utfpr.edu.br; Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: ckreutz@utfpr.edu.br

Palavras-chave: demanda de água; pandemia; sistema de abastecimento.

Resumo

A demanda de água em sistemas de abastecimento é influenciada por fatores ambientais e comportamentais, podendo sofrer alterações significativas em eventos excepcionais. Nesse contexto, a pandemia da COVID-19 promoveu mudanças na rotina da população, com maior permanência nas residências e intensificação das práticas de higiene, impactando o consumo de água. O presente estudo teve como objetivo analisar a demanda de água em um setor da rede de distribuição do município de Jaguariaíva-PR, comparando os períodos anterior e durante a quarentena. Foram utilizados dados de vazão obtidos por macromedição com registro contínuo por *datalogger*, avaliaram-se 69 dias no período pré-pandemia e 49 dias durante a quarentena. A análise dos dados revelou um incremento médio de 6,13% no consumo diário, com maior incremento em dias úteis, especialmente na segunda-feira (+10,58%). O teste estatístico de Mann-Whitney indicou diferença estatisticamente significativa entre os períodos ($p < 0,05$), confirmando alteração no padrão de consumo. Também foram observadas mudanças na distribuição temporal da demanda, com aumento do consumo em horários diurnos e deslocamento dos picos ao longo do dia. Os resultados demonstram que eventos como a pandemia podem impactar significativamente a demanda de água, evidenciando a necessidade de maior flexibilidade operacional e planejamento dos sistemas de abastecimento.

Introdução

O estudo da demanda de água é fundamental para o planejamento e operação dos sistemas de abastecimento, uma vez que o consumo varia ao longo do tempo em função de fatores ambientais e comportamentais. Entre os principais fatores ambientais destacam-se temperatura, precipitação, umidade e clima. Já os fatores comportamentais estão relacionados aos hábitos da população, turnos de trabalho, calendário escolar, feriados e características econômicas do município (TSUTIYA, 2006; TUCCI et al., 2001).

No entanto, além desses fatores tradicionais, eventos excepcionais também podem provocar alterações relevantes nos padrões de consumo. Nesse contexto, a pandemia da COVID-19, iniciada em 2020, provocou uma alteração significativa na rotina da população em escala global. As medidas adotadas para conter a disseminação do vírus, como isolamento social, suspensão de atividades presenciais e restrição de circulação, alteraram diretamente o comportamento das pessoas.

Essas mudanças tiveram impacto direto no consumo de água. Com maior permanência da população nas residências e aumento das práticas de higiene, como lavagem frequente das mãos, limpeza de ambientes e higienização de alimentos, houve alteração tanto no volume consumido quanto na distribuição da demanda ao longo do dia. Estudos realizados no Brasil indicam que a pandemia modificou hábitos de uso da água, especialmente relacionados à higiene pessoal e doméstica (CAMPOS *et al.*, 2021).

Do ponto de vista quantitativo, diversos trabalhos têm demonstrado esse comportamento. Em Joinville-SC, observou-se aumento no consumo residencial e redução nos setores comercial, industrial e público após a adoção de medidas de isolamento social (KALBUSCH *et al.*, 2020). Resultados semelhantes foram verificados em outras regiões do Brasil, com aumento do consumo residencial e redução das demais categorias, especialmente nos primeiros meses da pandemia (TAVARES *et al.*, 2023). Em estudos internacionais, também foram observadas mudanças no padrão de consumo, incluindo aumento da demanda residencial e deslocamento dos horários de pico, associados à permanência das pessoas em casa (ABU-BAKAR; WILLIAMS; HALLETT, 2021; NEMATI; TRAN, 2022).

Além disso, a pandemia evidenciou a importância da capacidade de adaptação dos sistemas de abastecimento frente a mudanças abruptas no padrão de consumo. No Brasil, verificou-se que esse cenário intensificou desafios já existentes no setor de saneamento, reforçando a necessidade de planejamento e operação mais resilientes (ZAMBRANO; IMANI; CUNHA, 2022).

Apesar de diversos estudos em centros urbanos de médio e grande porte, estudos específicos em municípios de pequeno porte do interior do Paraná ainda são escassos na literatura consultada, e analisar tais variações é importante, uma vez que, para esses casos, o sistema de abastecimento pode ser mais sensível às variações de consumo. O município de Jaguariaíva-PR se insere nesse cenário, com características típicas de sistemas de menor escala, com população estimada em 2020 de aproximadamente 35.000 habitantes.

Assim, o presente trabalho teve como objetivo analisar a demanda de água em um setor específico da rede de distribuição do município de Jaguariaíva-PR, comparando os períodos anterior e durante a quarentena da pandemia da COVID-19. A partir de dados de vazão obtidos por macromedição, buscou-se identificar alterações nos padrões de consumo e contribuir para o planejamento e a operação dos sistemas de abastecimento em situações de mudança no comportamento da população.

O município localiza-se na região Centro-Leste do Paraná, inserido em contexto de cidades de pequeno porte, conforme apresentado na Figura 1.

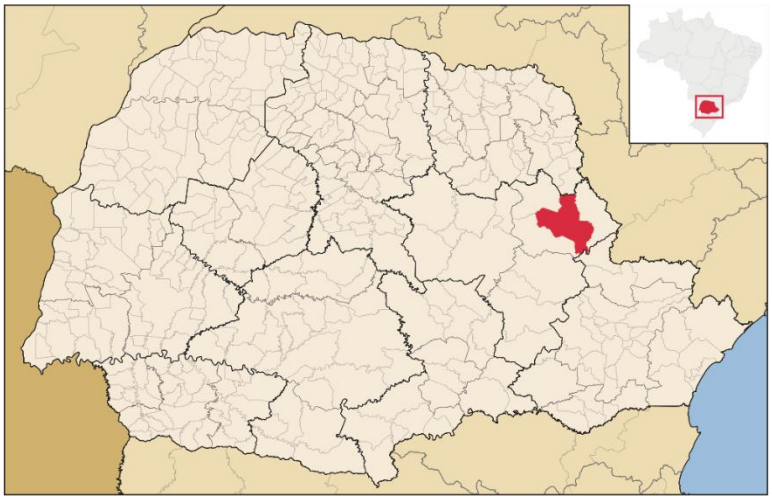


Figura 1 – Localização do município de Jaguariaíva no estado do Paraná. Fonte: Wikipedia, 2026.

Material e métodos

O presente estudo foi desenvolvido a partir da análise de dados de consumo de água de um setor específico da rede de distribuição do município de Jaguariaíva-PR, denominado Setor Baixo II. Esse setor foi selecionado por ser o único que dispunha de macromedição de vazão com registro contínuo por meio de *datalogger*.

Delimitação da área de estudo

A área de estudo é limitada à área urbana do município de Jaguariaíva-PR, conforme ilustrado na Figura 2, contemplando um setor da rede de distribuição de água denominado Setor Baixo II. O ponto de macromedição está identificado na figura, localizado na adutora de abastecimento do setor, conforme detalhado na seção de Coleta de Dados. Em relação ao tipo de ocupação, esse setor é caracterizado pela predominância de ocupação residencial, com ocupação comercial em menor proporção.

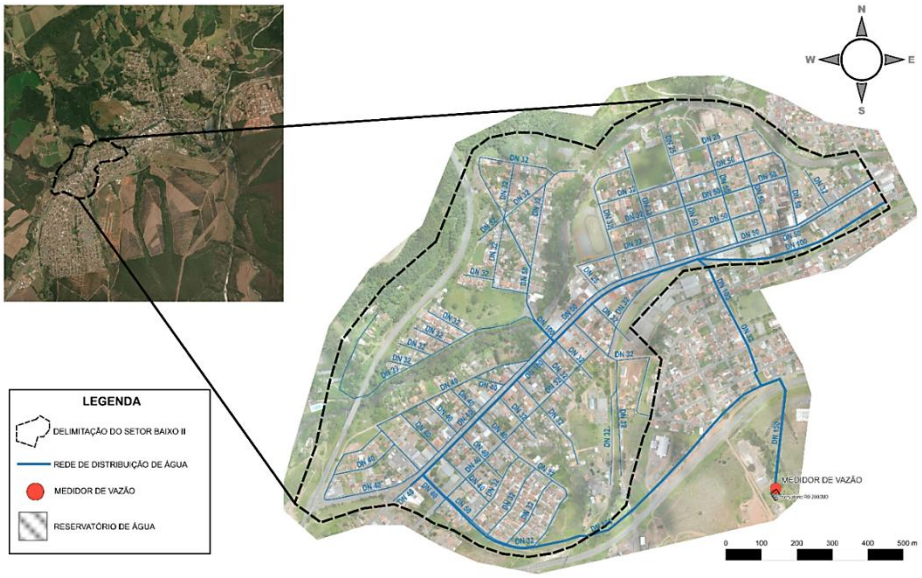


Figura 2 – Representação do Setor Baixo II na zona urbana do município. Fonte: Autores, 2026.

Caracterização temporal da amostra

Foram definidos dois períodos de análise:

- Período 1 (pré-pandemia): meses de setembro a novembro de 2019;
- Período 2 (durante a pandemia): meses de março a maio de 2020.

A amostra disponível compreende 69 dias no Período 1 e 49 dias no Período 2.

Os dados disponíveis para análise do Período 1 são os meses setembro, outubro, novembro de 2019, tendo em vista que o macromedidor foi instalado no mês de julho de 2019. Porém, a temperatura média nos meses de julho e agosto são mais baixas que nos meses de março, abril e maio. Assim, os meses de julho e agosto não foram utilizados para esse estudo, de modo a isolar a influência de temperaturas mais baixas no consumo de água.

Assim, para o Período 1, estão disponíveis dados do dia 01/09/2019 até o dia 15/11/2019. Para o Período 2, estão disponíveis dados do dia 25/03/2020 até o dia 13/05/2020. O tamanho da amostra para cada mês pode ser visualizado na Tabela 1.

Período 1		Período 2	
Mês	**Total de dias**	**Mês**	**Total de dias**
Setembro	23	Março	7
Outubro	31	Abril	30
Novembro	15	Maio	12
Total	69		49

Tabela 1 – Tamanho da amostra de cada mês para os Períodos 1 e 2. Fonte: Autores, 2026.

Coleta de dados

Os dados de vazão foram obtidos por meio de um medidor ultrassônico do tipo *clamp-on*, instalado em uma adutora de material plástico (PVC) diâmetro nominal 150 mm (DN150), responsável pelo abastecimento do Setor Baixo II. O equipamento foi configurado para registrar valores de vazão a cada 15 minutos, com armazenamento em *datalogger*. Posteriormente, os dados foram transferidos para planilha eletrônica para tratamento e análise.

Tratamento e análise dos dados

Os dados brutos foram tratados de forma a obter uma planilha contendo os dias, em ordem cronológica, com as vazões instantâneas a cada 15 minutos, iniciando a contagem à 0h:00min e finalizando em 23h45min do mesmo dia, assim como a totalização do volume. Em seguida, em uma nova planilha, os dados foram agrupados por dia da semana e por períodos.

A análise foi realizada em duas etapas: qualitativa e quantitativa.

Análise Qualitativa

A análise qualitativa consistiu na avaliação do perfil de consumo do setor, considerando a distribuição das categorias de ligações e sua estabilidade entre os períodos analisados.

Análise Quantitativa

A análise quantitativa foi baseada nos dados de vazão registrados ao longo do tempo, com foco na avaliação dos padrões de consumo diário e horário.

Inicialmente, foram calculadas as vazões médias horárias para cada dia disponível. A partir desses valores, foram determinados os coeficientes horários de demanda (kh), obtidos pela razão entre a vazão média horária e a vazão média diária.

Com base nesses coeficientes, foram construídas curvas típicas de demanda horária para cada dia da semana, permitindo a comparação entre os períodos analisados.

O volume diário consumido foi obtido a partir da diferença entre os volumes acumulados registrados no início e no final de cada dia. Em seguida, foram calculados os volumes médios diários para cada dia da semana.

Análise estatística

Para verificar a existência de diferenças significativas entre os consumos dos dois períodos, foi aplicado o teste não paramétrico de Mann-Whitney, apropriado para a comparação entre duas amostras independentes, com tamanhos distintos e sem pressuposto de normalidade. Considerando que os dados de consumo, tanto diário quanto horário, podem apresentar assimetria e elevada variabilidade, optou-se por um método não paramétrico, mais robusto a essas condições. Os testes foram realizados adotando-se nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$). Adicionalmente, análises específicas foram conduzidas por dia da semana e por intervalos horários, de modo a identificar possíveis variações no padrão temporal da demanda.

Os dados foram tratados em ambiente de planilha eletrônica (Microsoft Excel 365 versão 2604), a análise estatística foi realizada com *software* RStudio versão 2024.12.1 Build 563, os mapas foram editados com o *software* QGIS versão 3.4.12-Bratislava.

Resultados e Discussão

Análise do Perfil de Consumo

O Serviço Autônomo Municipal de Água e Esgoto (SAMAE) de Jaguariaíva utiliza as seguintes categorias de ligações: residencial, comercial, industrial, pública, especial. O Setor Baixo II possuía a distribuição de ligações conforme Tabela 2.

A distribuição das ligações prediais no Setor Baixo II permaneceu inalterada entre os períodos analisados, com predominância da categoria residencial, representando 87,1% das ligações. As demais categorias (comercial, industrial e pública) apresentaram participação reduzida.

Esse resultado indica que o comportamento do consumo do setor é fortemente influenciado pelo uso residencial, o que facilita a interpretação dos efeitos da pandemia, uma vez que as alterações observadas tendem a refletir diretamente mudanças no comportamento da população.

Ligações ativas				
Categoria	**Novembro de 2019**	**%**	**Maio de 2020**	**%**
Residencial	1130	87,1	1130	87,1
Comercial	163	12,6	163	12,6
Industrial	1	0,07	1	0,07
Pública	3	0,23	3	0,23
Especial	0	0	0	0
Total	1297	100	1297	100

Tabela 2 – Distribuição das ligações ativas por categoria nos dois períodos de análise. Fonte: Banco de Dados do SAMAE, adaptado pelos Autores, 2026.

Curvas de demanda diária

As curvas de demanda horária para cada dia da semana podem ser visualizadas nas Figuras 3 a 9.

A análise das curvas de demanda horária evidencia alterações no padrão de consumo entre os períodos analisados.

De forma geral, observa-se que, no Período 2, houve:

- aumento do consumo em horários específicos, principalmente durante o período da tarde;
- aumento do consumo no período noturno e madrugada em alguns dias da semana;
- deslocamento do consumo para horários mais tardios em determinados dias.

Essas mudanças indicam alteração na rotina da população, associada à permanência em casa durante o período de isolamento social. Em dias úteis, como segunda, quinta e sexta-feira (Figuras 4, 7 e 8, respectivamente), verifica-se aumento mais expressivo da demanda no Período 2, sugerindo influência direta do trabalho remoto e da suspensão de atividades presenciais. Já em terça e quarta-feira (Figuras 5 e 6), as curvas apresentam comportamento semelhante entre os períodos, indicando menor impacto nesses dias.

A inspeção visual da curva de demanda horária de domingo indicou aumento do consumo no Período 2 concentrado no intervalo entre 19h e 23h, após o qual os perfis de demanda tendem a convergir. Com base nessa observação, foi realizada análise complementar restrita a esse intervalo, utilizando o teste de Mann-Whitney, cujo resultado indicou diferença estatisticamente significativa ($p = 0,0355$). Esse resultado sugere que o aumento do consumo noturno aos domingos durante o Período 2 está concentrado nesse intervalo de tempo. Ressalta-se que a delimitação do intervalo foi definida com base na análise da curva de demanda, e não por seleção iterativa de recortes.

Outro ponto relevante é o aumento do consumo na madrugada (entre 0h e 6h) no Período 2. Este comportamento sugere uma flexibilização das rotinas domésticas e alterações no ciclo circadiano da população durante o isolamento.

De forma geral, os resultados indicam não apenas um aumento do consumo, mas também uma mudança na sua distribuição ao longo do dia, o que está em linha com estudos que apontam deslocamento dos horários de pico durante a pandemia (ABU-BAKAR; WILLIAMS; HALLETT, 2021; NEMATI; TRAN, 2022).

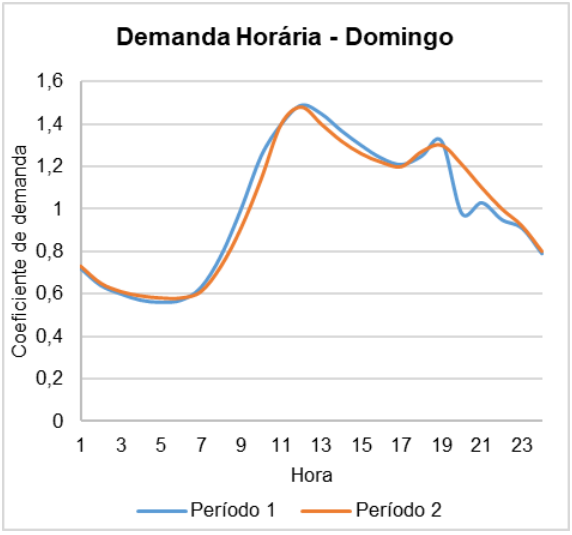


Figura 3 – Demanda horária de domingo. Fonte: Autores, 2026.

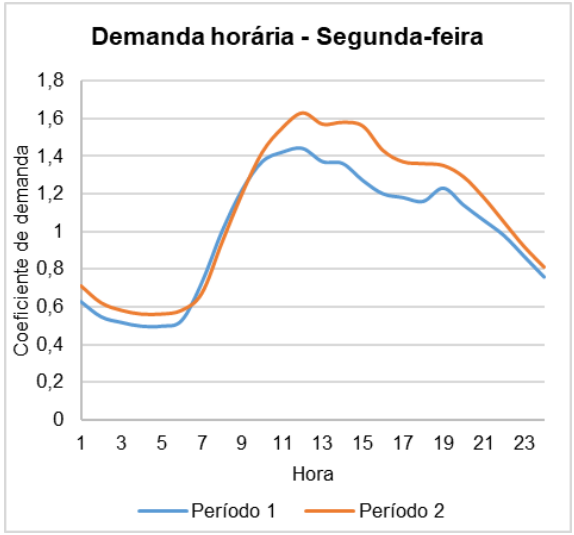


Figura 4 – Demanda horária de segunda. Fonte: Autores, 2026.

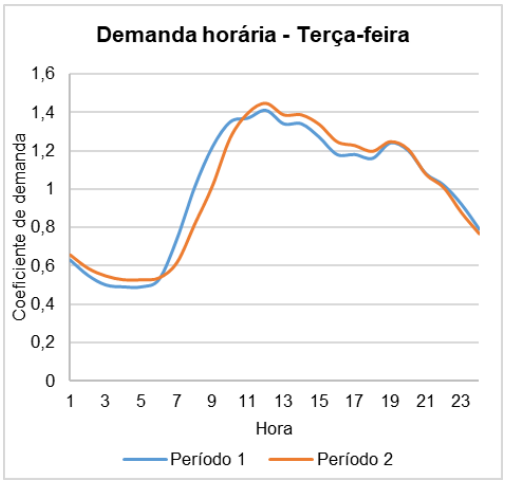


Figura 5 – Demanda horária de terça-feira. Fonte: Autores, 2026.

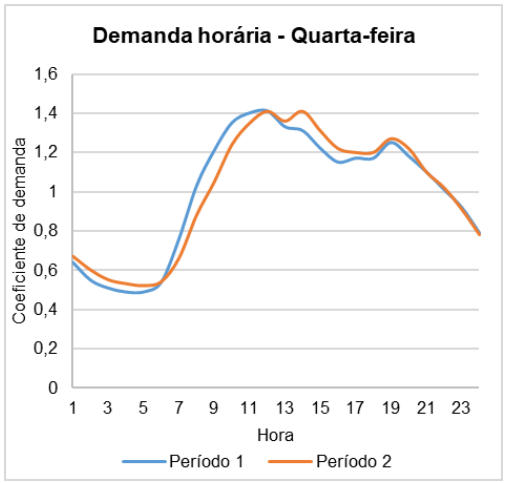


Figura 6 – Demanda horária de quarta-feira. Fonte: Autores, 2026.

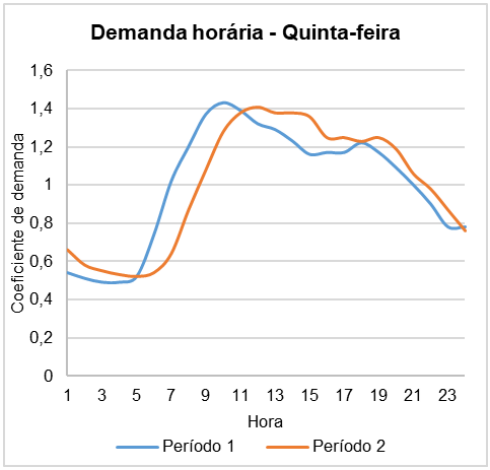


Figura 7 – Demanda horária de quinta-feira. Fonte: Autores, 2026.

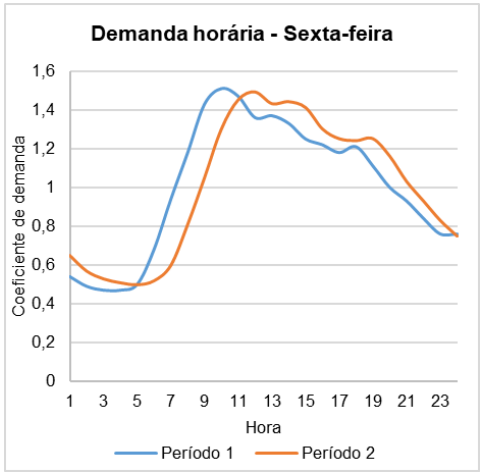


Figura 8 – Demanda horária de sexta-feira. Fonte: Autores, 2026.

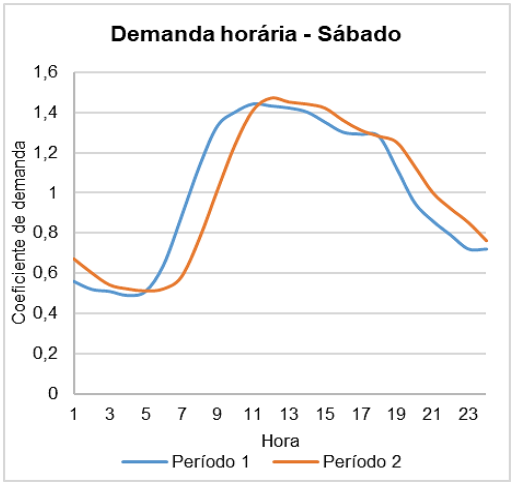


Figura 9 – Demanda horária de sábado. Fonte: Autores, 2026.

Os coeficientes de demanda horária médios para os dois períodos, considerando todos os dias da semana, com intervalo de confiança de 95%, são apresentados na Figura 10. De forma geral, observa-se que o Período 2 apresentou coeficientes consistentemente superiores ao Período 1 no período noturno, especialmente entre 17h e 22h, e na madrugada, entre 1h e 5h. O pico de demanda matinal mostrou-se ligeiramente deslocado para horários mais tardios no Período 2, sugerindo mudança na rotina da população associada ao isolamento social.

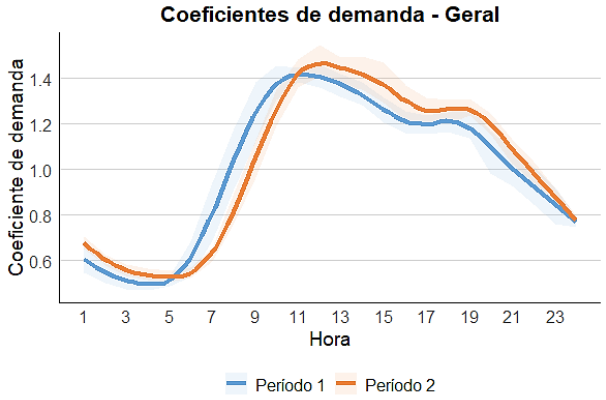


Figura 10 – Coeficientes de demanda horária médios com intervalo de confiança de 95%. Fonte: Autores, 2026.

Consumo diário

A análise dos volumes médios diários demonstra aumento do consumo em todos os dias da semana durante o Período 2, conforme Tabela 3. Os acréscimos variam de +1,03% no sábado até +10,58% na segunda-feira. Em média, o consumo aumentou 6,13%. Esse resultado confirma que houve aumento da demanda no setor analisado durante o período de isolamento social.

Consumo médio (m³)					
Dia da semana	**Período 1**	**Período 2**	**Diferença**	**p-valor**	**Resultado**
Domingo	791,50	842,30	+6,42%	0,0541	Não significativo
Segunda-feira	847,60	937,30	+10,58%	0,0059	Significativo
Terça-feira	847,50	901,30	+6,35%	0,0140	Significativo
Quarta-feira	851,30	894,70	+5,10%	0,0541	Não significativo
Quinta-feira	849,70	912,10	+7,35%	0,0205	Significativo
Sexta-feira	875,20	928,70	+6,11%	0,2026	Não significativo
Sábado	905,80	915,10	+1,03%	0,9551	Não significativo
		MÉDIA	+6,13%		

Tabela 3 – Diferença de consumo médio, entre os Períodos 1 e 2, por dia da semana. Fonte: Autores, 2026.

Comparando com a literatura, os valores observados são compatíveis com outros estudos. Em São Leopoldo-RS, foi registrado aumento médio de aproximadamente 5,6% no consumo urbano durante a pandemia (TAVARES *et al.*, 2023). Nos Estados Unidos, foram observados aumentos entre 3% e 13% no consumo residencial (NEMATI; TRAN, 2022).

Portanto, o comportamento identificado em Jaguariaíva-PR segue a mesma tendência observada em outras regiões, reforçando a consistência dos resultados. Os resultados do teste de Mann-Whitney indicaram diferença estatisticamente significativa entre os Períodos 1 (pré-pandemia) e Período 2 (durante a quarentena da pandemia) ($W = 663$; $p = 5{,}335 \times 10^{-6}$), conforme pode ser visualizado na Figura 11, indicando que a alteração observada no consumo não pode ser atribuída à variabilidade natural dos dados, mas sim a uma mudança no padrão de demanda no setor analisado.

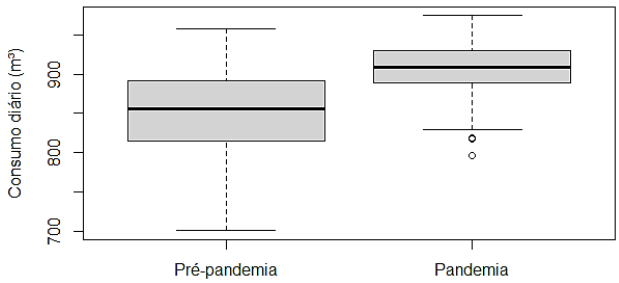


Figura 11 – Comparação entre o consumo diário pré-pandemia e durante a pandemia. Fonte: Autores, 2026.

Esse resultado reforça que o aumento médio observado está associado às mudanças de comportamento da população durante o período de isolamento social. Ainda, destaca-se o aumento da mediana do consumo diário de 856 m³ para 909 m³. Com o objetivo de avaliar a influência da diferença no tamanho das amostras entre os períodos analisados, foi realizada uma análise de sensibilidade por meio de reamostragem aleatória. Para isso, foram extraídas sucessivas subamostras do Período 1 com

tamanho igual ao do Período 2, sendo o teste de Mann-Whitney aplicado em cada iteração. Os resultados indicaram que, em 100% das reamostragens realizadas, a diferença entre os períodos permaneceu estatisticamente significativa ($p < 0,05$), com valores de p consistentemente baixos. Esse resultado evidencia que a significância observada não é influenciada pela assimetria no tamanho das amostras, reforçando a robustez da análise.

A análise estatística por dia da semana, realizada pelo teste de Mann-Whitney, indicou que o aumento do consumo não ocorreu de forma uniforme ao longo da semana, conforme pode ser observado na Tabela 3 e na Figura 12.

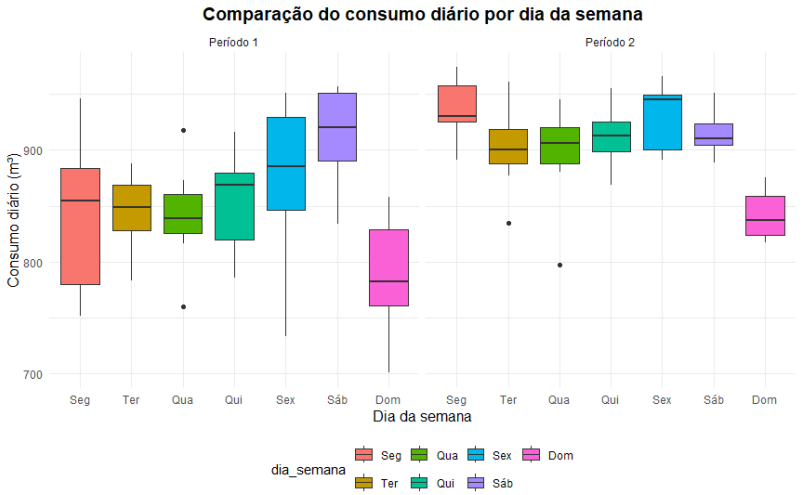


Figura 12 – Comparação do consumo diário por dia da semana entre os Períodos 1 e 2. Fonte: Autores, 2026.

Foram observadas diferenças estatisticamente significativas na segunda-feira ($p = 0,0059$), terça-feira ($p = 0,0140$) e quinta-feira ($p = 0,0205$). Na quarta-feira e no domingo, os valores de p foram próximos ao nível de significância de 5%, porém não suficientes para indicar diferença estatística. Sexta-feira e sábado não apresentaram diferença significativa. Adicionalmente, foi realizada uma análise de poder estatístico por meio de simulação Monte Carlo para os testes por dia da semana. Os resultados indicaram poder estatístico elevado para segunda-feira (0,89) e moderado para terça-feira (0,79) e quinta-feira (0,75), reforçando a confiabilidade dos resultados significativos observados nesses dias. Por outro lado, para sexta-feira (0,23) e sábado (0,04), o poder estatístico foi reduzido, indicando que a ausência de significância pode estar associada à limitação do tamanho amostral, não sendo possível descartar a existência de diferenças reais. Para quarta-feira (0,50) e domingo (0,53), os valores indicam poder estatístico moderado a baixo, sugerindo resultados inconclusivos. Esses resultados indicam que a alteração no padrão de consumo durante a quarentena foi mais evidente em determinados dias úteis, possivelmente associada à maior permanência da população nas residências e à mudança na rotina semanal.

Evolução temporal do consumo

A análise do consumo ao longo do tempo indica que os maiores valores ocorreram nas primeiras semanas da quarentena, especialmente até meados de abril de 2020, conforme gráfico da Figura 13.

Após esse período, observa-se redução gradual do consumo, embora ainda acima da média do Período 1.

Esse comportamento pode estar associado a dois fatores principais: adaptação da população à nova rotina e flexibilização progressiva das medidas de isolamento.

Esse padrão também é observado em outros estudos, que indicam aumento inicial do consumo seguido de tendência de estabilização ao longo do tempo (TAVARES *et al.*, 2023).

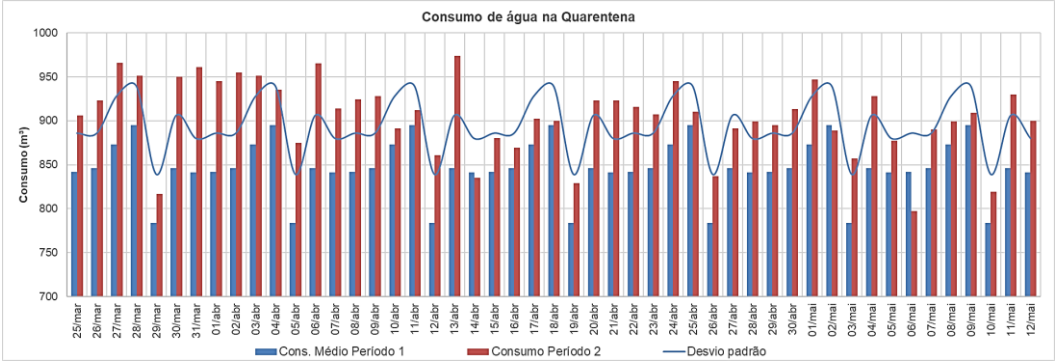


Figura 13 – Comparação entre o consumo médio diário do Período 1 e o consumo diário durante Período 2. Fonte: Autores, 2026.

Conclusão

Os resultados demonstraram que a pandemia da COVID-19 impactou de forma significativa o padrão de consumo de água no setor analisado, tanto em termos de volume quanto de distribuição temporal. O aumento médio de 6,13% no consumo diário, aliado à diferença estatisticamente significativa identificada pelo teste de Mann-Whitney, indica que as alterações observadas estão associadas às mudanças no comportamento da população durante o período de isolamento social. A análise por dia da semana evidenciou que esse impacto não ocorreu de forma uniforme, sendo mais pronunciado em dias úteis.

Esses achados reforçam a necessidade de que sistemas de abastecimento, em municípios de pequeno porte, precisam estar preparados para absorver variações abruptas de demanda. O aumento identificado, especialmente em dias úteis, sugere que a revisão da capacidade de reservação pode ser uma medida relevante para garantir a continuidade do abastecimento em situações excepcionais. Destaca-se ainda que a experiência de macromedição contínua adotada no Setor Baixo II evidencia o potencial do monitoramento setorizado como ferramenta de gestão operacional, recomendando-se sua ampliação aos demais setores do sistema. Como limitações do estudo, destacam-se a diferença no tamanho das amostras entre os períodos analisados e a realização de múltiplas comparações, que pode aumentar a probabilidade de ocorrência de erro tipo I. Observou-se ainda variação no poder estatístico das análises por dia da semana, sendo reduzido para sexta-feira e sábado, o que limita a capacidade de detecção de diferenças significativas nesses dias. Ressalta-se, também, que a análise foi restrita a um único setor do município, com predominância de consumo residencial, além da não consideração de variáveis climáticas, como precipitação. Estudos futuros podem ampliar a análise para outros setores do sistema de abastecimento e incorporar variáveis meteorológicas, contribuindo para uma compreensão mais abrangente do comportamento da demanda.

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. Agradecemos ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - ProfÁgua e à Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) pelo apoio técnico científico aportado até o momento.

Referências Bibliográficas

ABU-BAKAR, Halidu; WILLIAMS, Leon; HALLETT, Stephen H. Quantifying the impact of the COVID-19 lockdown on household water consumption patterns in England. ***Clean Water***, v. 4, p. 13, 2021. DOI: https://doi.org/10.1038/s41545-021-00103-8

CAMPOS, Marcus André Siqueira *et al.* Impact of the COVID-19 pandemic on water consumption behaviour**.** ***Water Supply***, v. 21, n. 8, p. 4058–4067, 2021. DOI: https://doi.org/10.2166/ws.2021.160

KALBUSCH, Andreza *et al.* Impact of coronavirus (COVID-19) spread-prevention actions on urban water consumption. ***Resources, Conservation & Recycling***, v. 163, n. 105098, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.105098

NEMATI, Mehdi; TRAN, Dat. The impact of COVID-19 on urban water consumption in the United States. ***Water***, v. 14, n. 19, p. 3096, 2022. DOI: https://doi.org/10.3390/w14193096

TAVARES, Lígia Conceição *et al.* Spatio-temporal changes in urban water consumption during 2 years of the COVID-19 pandemic in southern Brazil. ***Water Supply***, v. 23, n. 5, p. 1953–1971, 2023. DOI: https://doi.org/10.2166/ws.2023.100

TSUTIYA, Milton Tomoyuki**.** *Abastecimento de Água*. 3. ed. São Paulo: Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, Escola Politécnica da USP, 2004.

TUCCI, Carlos Eduardo Morelli. *Gestão da Água no Brasil*. Brasília: UNESCO, Banco Mundial, Agência Nacional de Águas, Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2001.

ZAMBRANO, Karen Tavares; IMANI, Maryam; CUNHA, Davi Gasparini Fernandes. COVID-19 and organisational resilience in Brazil's water sector. ***Science of the Total Environment***, v. 848, 2022, 157637. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157637.

EFEITO DA GRANULOMETRIA E DA OZONIZAÇÃO DA ALUMINA ATIVADA NA DESFLUORETAÇÃO DE ÁGUA EM LEITO FIXO

1 João Gabriel Munareto do Amaral, 2 Nátalie de Paula, 3 Angélica Arndt Scalabrin, 4 Manuella Mayumi Nagamori, 5 Maria Luiza Machado, 6 Sérgio Luiz Jahn, 7 Elvis Carissimi

1 Universidade Federal de Santa Maria, e-mail: eng.joaogabriel@hotmail.com; 2 Universidade Federal de Santa Maria, e-mail: eng.nataliedepaula@gmail.com; 3 Universidade Federal de Santa Maria, e-mail: angelicaascalabrin@gmail.com; 4 Universidade Federal de Santa Maria, e-mail: nagamorimayumii@gmail.com; 5 Universidade Federal de Santa Maria, e-mail: marrialuizamachado@gmail.com; 6 Universidade Federal de Santa Maria, e-mail: sergiojahn@gmail.com; 7 Universidade Federal de Santa Maria, e-mail: elvis.carissimi@ufsm.br

Palavras-chave: Adsorção; Fluoreto; Alumina ativada.

Resumo

As águas subterrâneas desempenham um papel essencial no abastecimento de diversas regiões do Brasil, especialmente em áreas com acesso limitado a sistemas públicos de distribuição. A presença de concentrações elevadas de íons fluoreto (F^-) em águas subterrâneas é um desafio de saúde pública, podendo causar fluorose dentária e esquelética se exceder o limite de 1,5 mg/L recomendado pela OMS. Nesse contexto, a técnica de adsorção destaca-se como uma das alternativas mais eficazes e de baixo custo, sendo amplamente aplicada devido à sua simplicidade operacional e capacidade de remover o poluente mesmo em baixas concentrações. Dentre os materiais utilizados, a alumina ativada (AA) é proeminente por sua elevada área superficial e afinidade com íons F^-, embora apresente limitações de desempenho em pH neutro ou básico. Sendo assim, esse trabalho objetivou avaliar o processo de adsorção em leito fixo empregando diferentes formas de alumina ativada, sendo a granular (AAG), em pó (AAP) e ozonizada (AAO). Os ensaios foram conduzidos com 2 g de cada tipo de alumina em colunas de borossilicato de 1 cm de diâmetro e 14 cm de altura, conectadas a uma bomba peristáltica que transporta, sob vazão de 3 mL/min, uma água residuária com matriz de água destilada com pH 8 e concentração inicial de F^- de 5 mg/L. Os resultados indicaram que a AAG é ineficaz para estas condições, apresentando tempo de ruptura imediato (0 min) e eficiência global de apenas 12,91% devido à resistência física e à formação de caminhos preferenciais. A redução granulométrica (AAP) mitigou essas limitações, elevando o tempo de ruptura para 166 min. A AAO consolidou-se como o material superior, atingindo um tempo de ruptura de 365 min (incremento de 120% em relação à AAP) e uma notável eficiência de 73,97% no ponto de ruptura. A ozonização potencializou a seletividade e a capacidade adsortiva do material, favorecendo a atração eletrostática em pH básico. Conclui-se que a AAO é uma alternativa promissora para garantir a potabilidade da água, superando as restrições da alumina convencional, ressaltando-se que a perda de carga em sistemas pulverulentos deve ser considerada para o escalonamento industrial.

Introdução

A água é um recurso essencial para a vida e para a manutenção dos ecossistemas, sendo sua qualidade determinante para a saúde humana e ambiental (Edmunds; Smedley, 2013; Fawell, 2013; Lacson; Lu; Huang, 2021). No Brasil, até o ano de 2022, 84,9% da população era atendida por redes públicas de abastecimento de água, entretanto, cerca de 30,6 milhões de pessoas dependiam de fontes alternativas, como poços tubulares, para suprir suas necessidades hídricas (IBGE, 2023; SNIS, 2022). Embora essenciais para o abastecimento, essas fontes subterrâneas podem conter contaminantes naturais e antrópicos, incluindo ferro, manganês, arsênio e fluoreto (F^-) (De et al., 2022; Faqui et al., 2024).

O F^- desempenha um papel fundamental como micronutriente, sendo reconhecido por sua importância na prevenção da cárie dentária. No entanto, sua presença em concentrações elevadas na água potável pode representar sérios riscos à saúde, como a fluorose dentária e esquelética (Ahmad Dar; Kurella, 2023; Fawell, 2013; O'Mullane *et al.*, 2016). Devido à sua natureza inodora e insípida, o F^- pode permanecer indetectável em fontes subterrâneas não monitoradas, representando um desafio para o controle da qualidade da água. Além disso, sua ampla distribuição ambiental permite sua presença no solo, ar, vegetação e organismos vivos (Sivasankar *et al.*, 2023; Wu *et al.*, 2022). A Organização Mundial da Saúde (OMS) recomenda um limite máximo de 1,5 mg/L na água potável, visto que concentrações entre 2 mg/L e 5 mg/L já podem induzir fluorose dentária, estágio inicial da patologia (Solanki *et al.*, 2022).

Para mitigar os impactos da contaminação por F^-, diversas tecnologias têm sido desenvolvidas para sua remoção da água, incluindo métodos convencionais, como precipitação química (Chen; Deng; Luo, 2025; Dey *et al.*, 2025; Gao, Zhipeng *et al.*, 2025), coagulação (Deng *et al.*, 2025; Gan *et al.*, 2025; Liang *et al.*, 2025) e filtração por membranas (Arab; Derakhshani; Sayadi, 2024a; Gao, Ming *et al.*, 2025; Wei *et al.*, 2024), além de abordagens inovadoras, como processos eletroquímicos (Thamarai *et al.*, 2024; Xu *et al.*, 2024) e adsorção com materiais modificados (da Silva *et al.*, 2024; de Paula *et al.*, 2023a; Sanini *et al.*, 2022). Dentre as alternativas viáveis, destaca-se a adsorção devido à sua eficiência, simplicidade operacional e potencial de reaproveitamento dos materiais, especialmente quando se utilizam adsorventes modificados quimicamente, elevando a sua seletividade e capacidade de remoção de F^-. Nesse contexto, o uso de sistemas de adsorção em fluxo contínuo, em especial colunas de leito fixo, representa uma estratégia promissora para aplicação em larga escala, permitindo avaliar seu desempenho sob condições próximas à realidade (Al-Raad; Hanafiah, 2021; Arab; Derakhshani; Sayadi, 2024b).

Dentre os adsorventes disponíveis, a alumina ativada (AA) é um dos mais utilizados na remoção de F^-, destacando-se por sua elevada área superficial, estrutura porosa e forte afinidade com o íon (Yu *et al.*, 2023). O mecanismo de adsorção ocorre, principalmente, por troca dos grupos hidroxila presentes na superfície com íons F^-, sendo mais eficiente em meio ácido (pH < 6,0) (de Paula *et al.*, 2023a). No entanto, essa dependência de pH limita sua aplicação prática em larga escala, além da AA possuir limitações como baixa capacidade de adsorção em pH neutro, cinética lenta e dificuldades no processo de regeneração, o que tem impulsionado diversos estudos em busca de alternativas ou modificações que aprimorem seu desempenho (Gong *et al.*, 2012; Kumari *et al.*, 2020).

Uma das abordagens de modificação da AA é a ozonização, que resulta na alumina ativada ozonizada (AAO). Em condições próximas a 5 mg/L de F^-, essa modificação eleva a eficiência de remoção de F^- da AA de valores inferiores a 50% para até 98,7%, devido ao aumento significativo de grupos hidroxila na superfície do material. Além disso, a faixa de pH ideal é ampliada, de valores inferiores a 6 na AA para entre 4 e 8 na AAO, mantendo alto desempenho mesmo em pH neutro ou até mesmo básico (de Paula *et al.*, 2023a, 2023b). Portanto, este trabalho visa avaliar o processo de adsorção em leito fixo empregando diferentes formas de alumina ativada (granular, em pó e ozonizada) em condições semelhantes, estabelecendo um comparativo entre as variáveis obtidas através de curvas de ruptura.

Material e métodos

Inicialmente, 10 g de alumina ativada convencional granulada (AAG) da marca Celta Brasil foram moídas manualmente com o auxílio de almofariz e pistilo, sendo posteriormente peneiradas até atingir uma granulometria de 60 mesh, tornando-se assim a alumina ativada convencional em pó (AAP). Posteriormente, 5 g de AAP foram utilizadas para produzir a alumina ativada ozonizada (AAO), seguindo o procedimento experimental descrito por de Paula (2023a) e representado na Figura 01. A AAO foi produzida no Laboratório de Pesquisa em Tratamento de Efluentes e Resíduos (LATER), localizado na Universidade Federal de Santa Maria (UFSM).

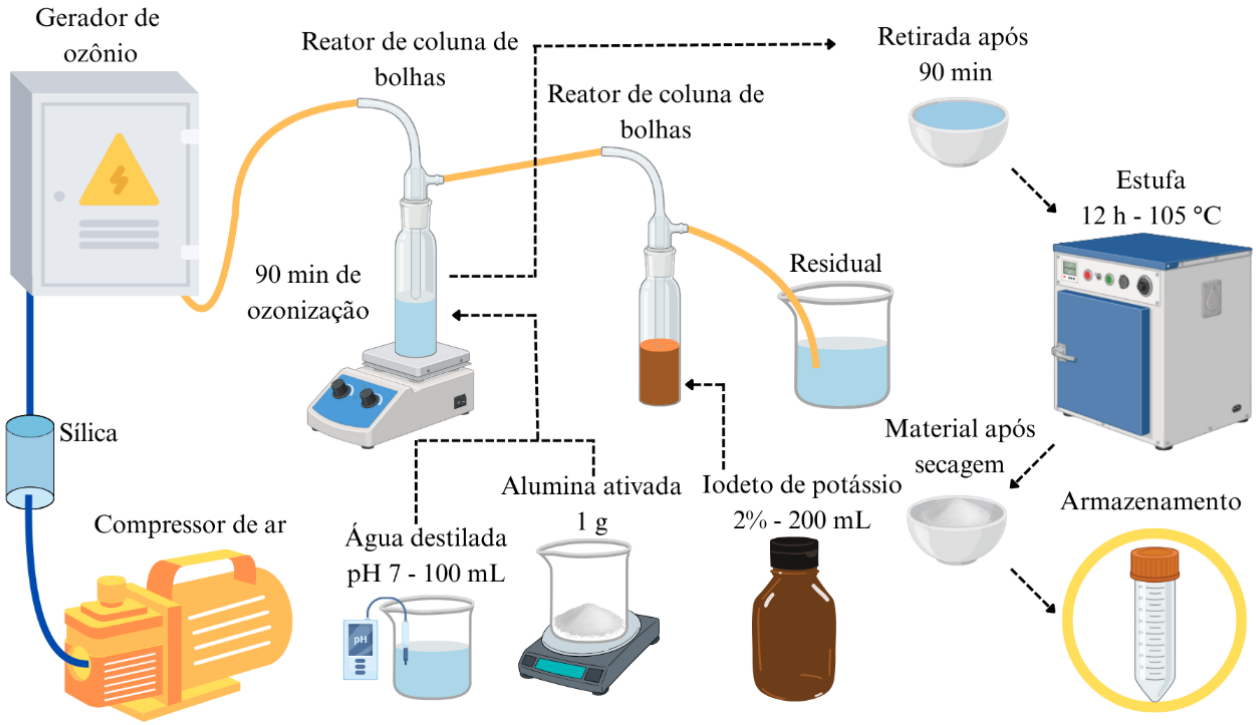


Figura 01: Metodologia de produção da alumina ativada ozonizada (AAO).
Fonte: Adaptado de De Paula et. al (2023a)

Os experimentos em leito fixo foram realizados com o objetivo de avaliar e comparar o desempenho da AAG, AAP e AAO na remoção de íons F^- em sistema de fluxo contínuo, sendo realizados no Laboratório de Engenharia do Meio Ambiente (LEMA), na UFSM. Conforme esquematizado na Figura 2, para a condução desses ensaios, utilizou-se 2 g de cada um dos materiais em uma coluna de borossilicato com 14 cm de altura e 1 cm de diâmetro interno, acoplada a uma bomba peristáltica que assegurou o fluxo ascendente da solução, iniciando no "béquer 1", passando através de 2 g de material adsorvente, acondicionado entre camadas de esferas e lã de vidro para evitar o arraste do material, e finalizando no "béquer 2". O sistema operou sob uma vazão de 3 mL/min, pH 8 e concentração inicial de 5 mg/L, mimetizando as condições de águas subterrâneas naturais, sendo as amostras do efluente coletadas em intervalos regulares (30 em 30 minutos) até a completa saturação do meio e submetidas à análise por cromatografia iônica (930 Compact IC Flex, Metrohm), equipada com coluna de troca iônica (Metrosep A supp 5-150/4.0), após filtração com seringas e filtros de nylon (25 mm de diâmetro, 0,22 µm de tamanho de poro).

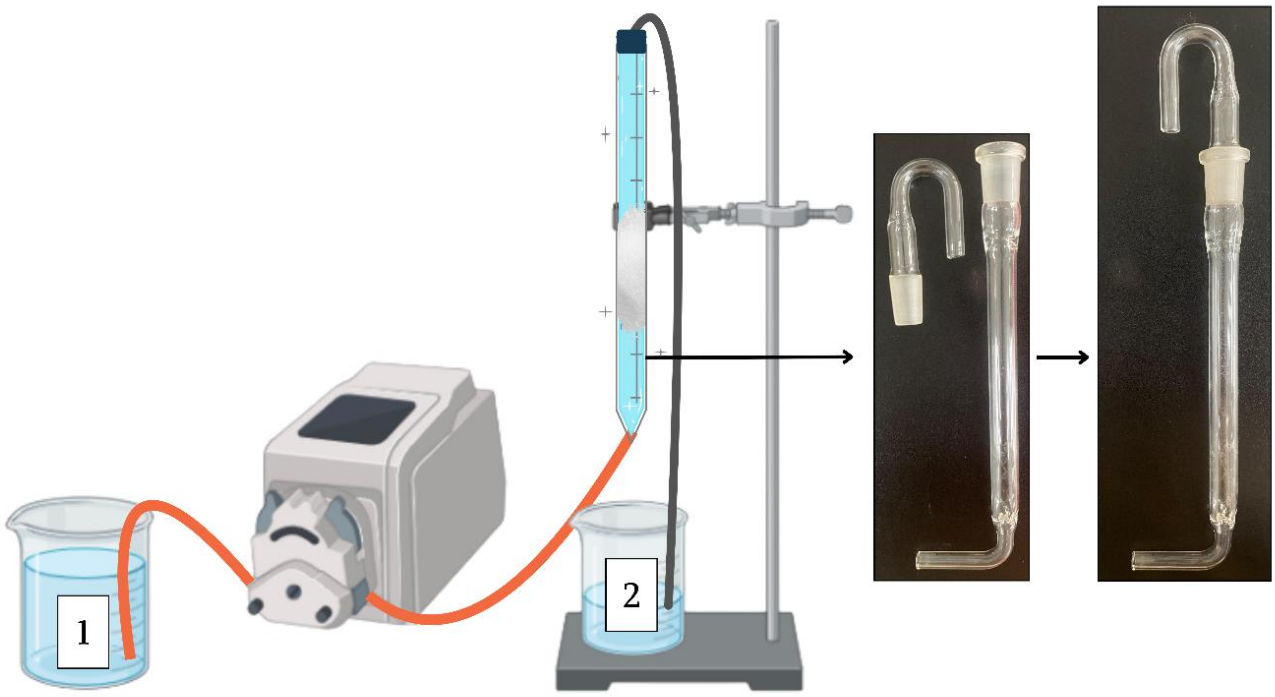


Figura 02: Esquematização do sistema de adsorção em leito fixo utilizado.
Fonte: Autores (2026)

A dinâmica de adsorção foi representada por curvas de ruptura, definindo-se o tempo de ruptura como o ponto em que a concentração atingiu 1,5 mg/L (30% da inicial, seguindo o padrão da OMS) e o tempo de exaustão ao atingir 4,5 mg/L (90% da saturação), o que caracteriza uma fase avançada de saturação. A partir dessas curvas, com auxílio do *software* OriginPro, foram plotadas as curvas relacionando a concentração final sobre a inicial pelo tempo, e calculadas as áreas sobre a curva até a ruptura e até a saturação. Após isso, calcularam-se as massas de soluto retidas em mg, (m_{retida}, Equação 01), a capacidade de adsorção em mg/g, (q, Equação 02), a quantidade total de adsorbato fornecida em mg (W_{total}, Equação 03) e a eficiência global de remoção em % (E, Equação 04) para as áreas de ruptura e saturação.

$$m_{retida} = \frac{C_o.Q.A}{1000} \quad (01)$$

$$q = \frac{m_{retida}}{m_{adsorvente}} \quad (02)$$

$$W_{total} = \frac{C_o.Q.t.F}{1000} \quad (03)$$

$$E = \left(\frac{m_{retida}}{W_{total}}\right).100 \quad (04)$$

Onde: "C_o" é a concentração inicial de adsorbato (mg/L), "Q" é a vazão volumétrica (mL/min), "A" é a área sob a curva (min), "$m_{adsorvente}$" é a massa de adsorvente na coluna, "t" é o tempo de operação (min) e "F" é o fator de ruptura ou exaustão experimental (0,3 para ruptura e 0,9 para exaustão).

Resultados e discussão

A Figura 3 ilustra as curvas de ruptura obtidas no sistema, estando presentes no eixo Y da esquerda o valor da concentração final sobre a concentração inicial de F^- (C_e/C_o) Já no eixo Y da direita, estão presentes as concentrações residuais equivalentes, com destaques para os pontos de ruptura (1,5 mg/L) e saturação (4,5 mg/L). A Tabela 01 demonstra os resultados obtidos neste experimento, onde os valores de área e tempo de ruptura e saturação foram obtidos através da Figura 02. A partir disso, foram calculados os outros parâmetros relevantes para este estudo, citados na metodologia.

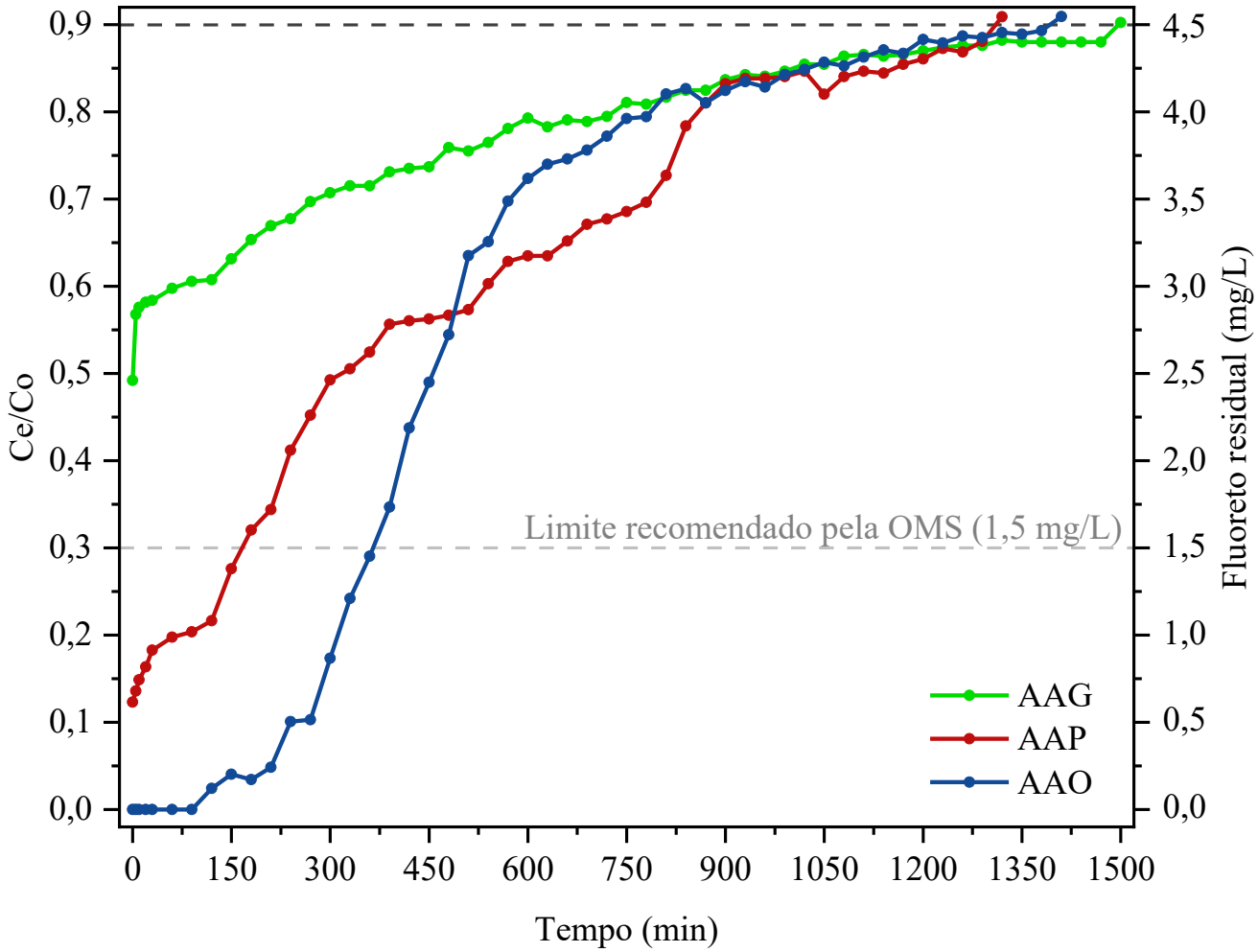


Figura 03: Curvas de ruptura das diferentes aluminas ativadas.
Fonte: Autores (2026)

A análise da AAG em leito fixo revelou que o material é ineficaz para conter o contaminante abaixo do limite de ruptura. Com um tempo de ruptura de 0 min, a concentração do efluente superou o valor de 1,5 mg/L logo no instante inicial, indicando uma falha imediata na barreira adsortiva. A baixa retenção, de apenas 2,61 mg adsorvidos frente a 20,21 mg fornecidos, confirma que o sistema opera em subutilização, onde o fluido atravessa o leito sem interagir suficientemente com o sólido devido aos espaços entre os grãos. A curva de ruptura da AAG apresenta uma ascensão acentuada na concentração do efluente, ultrapassando a marca de 3 mg/L em apenas 5 minutos de operação. Embora o sistema tenha operado por 1497 minutos até atingir o limite de saturação, a eficiência global foi de apenas 12,91%, o que evidencia que a maior parte da carga de contaminante fornecida (20,21 mg) simplesmente perpassou o leito sem ser adsorvida. Esse desempenho insatisfatório é atribuído à resistência física imposta pela estrutura granular, que limita a difusão do soluto e restringe o acesso aos sítios ativos internos. Consequentemente, tais resultados inviabilizam o emprego da AAG em sistemas dinâmicos de fluxo contínuo sob as condições operacionais avaliadas.

Em contraste com os resultados da AAG, o emprego da AAP proporcionou uma melhora significativa no controle do F^-, com o tempo de ruptura ocorrendo apenas aos 166 minutos. Essa mudança de comportamento é reflexo direto da redução do tamanho da partícula, que aumenta a área superficial disponível e minimiza os caminhos preferenciais observados no material granular. Ao reduzir a distância que o soluto percorre até os sítios ativos, a AAP permitiu a retenção de 5,42 mg de adsorbato, elevando a eficiência global para 30,62%. No entanto, apesar da melhora hidrodinâmica, a eficiência no ponto de ruptura permaneceu moderada (30,12%). Isso indica que, embora a barreira física tenha sido reduzida pelo uso do pó, a afinidade química entre o contaminante e a superfície da alumina virgem ainda limita o pleno aproveitamento do leito antes que o limite de 1,5 mg/L seja atingido.

A AAO consolidou-se como o material de desempenho superior, elevando o tempo de ruptura para 365 minutos, o que representa um incremento de 120% em relação à AAP. Esse salto operacional demonstra que a ozonização promoveu alterações químicas relevantes na superfície do adsorvente. O dado mais relevante da superioridade da AAO é a sua eficiência de 73,97% no ponto de ruptura; em termos práticos, isso significa que o leito preenchido com material ozonizado consegue remover quase três quartos do contaminante total fornecido antes de ultrapassar 1,5 mg/L. Ao atingir a saturação em 1393 minutos, a AAO

registrou a maior massa adsorvida experimental (6,53 mg) e a maior capacidade de carga (3,26 mg/g). Diferentemente da AAG, que operou em regime de subutilização, a AAO apresentou uma frente de adsorção muito mais eficiente e compacta. Portanto, a combinação entre a granulometria em pó e a funcionalização via ozônio eliminou as restrições de transferência de massa e maximizou a interação sólido-soluto, tornando a AAO a tecnologia mais viável e segura para o tratamento em fluxo contínuo nas condições avaliadas.

Ao unificar os sistemas, observa-se que cada configuração apresenta vantagens e limitações técnicas distintas que definem suas aplicabilidades. A AAG possui a vantagem de uma hidrodinâmica simplificada e baixa pressão interna, porém, sua principal desvantagem é a total ineficácia em pH elevado, agindo apenas como meio adsorvente de baixa seletividade. A AAP oferece a vantagem de mitigar a resistência difusiva e aumentar a capacidade de carga, mas traz como desvantagens a maior pressão interna do sistema e uma afinidade química ainda insuficiente para águas naturais. Por fim, a AAO apresenta a vantagem definitiva de alta seletividade e máxima adsorção do efluente, superando a dependência do meio ácido da alumina convencional. Contudo, suas desvantagens residem na complexidade de produção, no tempo de fabricação e na tendência de perda de carga dos materiais pulverulentos. Assim, a viabilidade industrial da AAO depende de estratégias de escalonamento que compensem o custo da modificação química pela sua superior eficiência operacional.

	AAG		AAP		AAO	
	Ruptura	Saturação	Ruptura	Saturação	Ruptura	Saturação
A (min)	0	174	15	361	81	435
t (min)	0	1497	166	1310	365	1393
m_{retida}(mg)	0,00	2,61	0,23	5,42	1,22	6,53
q (mg/g)	0,00	1,31	0,11	2,71	0,61	3,26
W_{total} (mg)	0,00	20,21	0,75	17,69	1,64	18,81
E (%)	0,00	12,91	30,12	30,62	73,97	34,70

Tabela 01: Resultados obtidos nas curvas de ruptura.
Fonte: Autores (2026).

Considerações finais

O presente estudo demonstrou que a eficiência da alumina ativada na desfluoretação de águas em leito fixo é estritamente dependente da sinergia entre a acessibilidade física do material e sua afinidade química superficial. A análise comparativa revelou que a AAG é inviável para sistemas de fluxo contínuo sob as condições avaliadas (principalmente com pH básico), apresentando ruptura imediata devido à resistência à transferência de massa e à formação de caminhos preferenciais entre os grãos. A transição para a forma pó (AAP) mitigou as limitações físicas, elevando o tempo de ruptura e a eficiência global de remoção. Contudo, a AAO consolidou-se como a tecnologia de desempenho superior, alcançando um tempo de ruptura 120% superior ao da AAP e eficiência global de 73,97% no ponto de ruptura devido à ozonização, elevando a seletividade e a capacidade adsortiva mesmo em pH 8, condição típica de águas subterrâneas.

Ressalta-se, todavia, que o uso de materiais pulverulentos em colunas exige atenção à hidrodinâmica do sistema, uma vez que a compactação do leito pode resultar na perda de carga e no aumento da pressão interna. Em conclusão, a AAO supera a principal limitação da AAG, a dependência do meio ácido, e apresenta-se como uma alternativa promissora para garantir a conformidade com o limite de 1,5 mg/L estabelecido pela OMS. Sugere-se, para trabalhos futuros, a avaliação da granulação da AAO para otimizar a operação industrial sem comprometer sua elevada performance cinética e termodinâmica.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer a CAPES - Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, a FAPERGS - Fundação de Amparo à pesquisa do Estado do Rio Grande do Sul – Brasil e ao CNPq - Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico.

Referências bibliográficas

AHMAD DAR, Firdous; KURELLA, Swamy. Fluoride in drinking water: An in-depth analysis of its prevalence, health effects, advances in detection and treatment. Materials Today: Proceedings, [s. l.], 2023.

AL-RAAD, Abbas A.; HANAFIAH, Marlia M. Removal of inorganic pollutants using electrocoagulation technology: A review of emerging applications and mechanisms. Journal of Environmental Management, [s. l.], vol. 300, p. 113696, 2021.

ARAB, Negar; DERAKHSHANI, Reza; SAYADI, Mohammad Hossein. Approaches for the Efficient Removal of Fluoride from Groundwater: A Comprehensive Review. Toxics, [s. l.], vol. 12, no 5, p. 306, 2024a.

ARAB, Negar; DERAKHSHANI, Reza; SAYADI, Mohammad Hossein. Approaches for the Efficient Removal of Fluoride from Groundwater: A Comprehensive Review. Toxics, [s. l.], vol. 12, no 5, p. 306, 2024b.

BRASIL. Inspeção Sanitária em Abastecimento de Água. Ministério da Saúde: Brasilia, DF, p. 1–86, 2006.

CHEN, Qingchuan; DENG, Jian; LUO, Guangsheng. Highly selective removal of fluorine from wastewater containing phosphorus and fluorine in a microreaction system. Separation and Purification Technology, [s. l.], vol. 358, p. 130255, 2025.

DA SILVA, Layanne Rodrigues et al. Application of Photo-Fenton oxidative process followed by adsorption in dairy effluents treatment. Journal of Water Process Engineering, [s. l.], vol. 68, p. 106365, 2024.

DE, Ayan et al. Distribution, prevalence and health risk assessment of fluoride and arsenic in groundwater from lower Gangetic plain in West Bengal, India. Groundwater for Sustainable Development, [s. l.], vol. 16, p. 100722, 2022.

DE PAULA, Nátalie et al. Application of ozone to enhance the defluoridation property of activated alumina: A novel approach. Journal of Environmental Chemical Engineering, [s. l.], vol. 11, no 5, p. 110384, 2023a.

DE PAULA, Nátalie et al. Ozone-treated activated alumina as an alternative adsorbent to remove fluoride from water: Conventional and Bayesian approaches to evaluate the isotherms, kinetics, and thermodynamics. Journal of Environmental Chemical Engineering, [s. l.], vol. 11, no 6, p. 111403, 2023b.

DENG, Ziniu et al. Effects of Chelators on Fluoride Removal by AlCl 3 and Al 13 Coagulation: Performance and Mechanism. Environmental Science & Technology, [s. l.], vol. 59, no 6, p. 3297–3308, 2025.

DEY, Subhashish et al. Eliminations of sulphur and fluoride from contaminated water by the applications of various types of biosorbents materials. Water-Energy Nexus, [s. l.], vol. 8, p. 73–92, 2025.

EDMUNDS, W. Mike; SMEDLEY, Pauline L. Fluoride in Natural Waters. In: ESSENTIALS OF MEDICAL GEOLOGY. Dordrecht: Springer Netherlands, 2013. p. 311–336.

FAQUI, Demis Pessatto et al. Water quality and sustainable solutions for drinking water supply in the Taquari-Antas watershed, RS, Brazil. Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science, [s. l.], vol. 19, p. 1–12, 2024.

FAWELL, John. Fluoride in Drinking-water. Water Intelligence Online, [s. l.], vol. 12, 2013.

GAN, Yonghai et al. Simultaneous deep purification of fluoride and trivalent arsenic by a bimetallic composite xerogel coagulant. Separation and Purification Technology, [s. l.], vol. 362, p. 131779, 2025.

GAO, Ming et al. Elucidating the efficacious capacitive deionization defluorination behaviors of heteroatom-doped hierarchical porous carbon nanofibers membrane. Separation and Purification Technology, [s. l.], vol. 359, p. 130803, 2025.

GAO, Zhipeng et al. Removal and recovery of fluoride from wastewater via mixed calcium salts by fluidized bed induced crystallization technology. Separation and Purification Technology, [s. l.], vol. 362, p. 131773, 2025.

GONG, Wen-Xin et al. Adsorption of fluoride onto different types of aluminas. Chemical Engineering Journal, [s. l.], vol. 189–190, p. 126–133, 2012.

IBGE. Censo demográfico 2022. Rio de Janeiro: [s. d.], 2023. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/>. .

KUMARI, Usha et al. Calcium and zirconium modified acid activated alumina for adsorptive removal of fluoride: Performance evaluation, kinetics, isotherm, characterization and industrial wastewater treatment. Advanced Powder Technology, [s. l.], vol. 31, no 5, p. 2045–2060, 2020.

LACSON, Carl Francis Z.; LU, Ming Chun; HUANG, Yao Hui. Fluoride-containing water: A global perspective and a pursuit to sustainable water defluoridation management -An overview. [S. l.]: Elsevier Ltd, 2021.

LIANG, Yiyang et al. Broad-spectrum capture of hundreds of per- and polyfluoroalkyl substances from fluorochemical wastewater. Nature Communications, [s. l.], vol. 16, no 1, p. 1972, 2025.

O'MULLANE, D M et al. Fluoride and Oral Health. Community dental health, [s. l.], vol. 33, no 2, p. 69–99, 2016.

SANINI, Bruna et al. Impregnation of activated alumina with CeO2 for water defluoridation. Materials Chemistry and Physics, [s. l.], vol. 291, p. 126648, 2022.

SIVASANKAR, V. et al. Plaster board waste (PBW) – A potential fluoride leaching source in soil/water environments and, fluoride immobilization studies using soils. Environmental Research, [s. l.], vol. 218, p. 115005, 2023.

SNIS. Diagnóstico Anual de Água e Esgoto. [S. l.], 2022. Disponível em: <https://www.gov.br/cidades/pt-br/acesso-a-informacao/acoes-e-programas/saneamento/snis/produtos-do-snis/diagnosticos/DIAGNOSTICO_TEMATICO_VISAO_GERAL_AE_SNIS_2023.pdf>. .

SOLANKI, Yogendra Singh et al. Fluoride occurrences, health problems, detection, and remediation methods for drinking water: A comprehensive review. [S. l.]: Elsevier B.V., 2022.

THAMARAI, P. et al. Effective removal of fluoride ions from contaminated water using electrochemical techniques: A critical review on recent developments and environmental perspective. Journal of Hazardous Materials Advances, [s. l.], vol. 16, p. 100483, 2024.

WEI, Jian et al. Nanoconfinement regulation of La-Mg LDH/Ti3C2TX (T = O, OH) for effective removal of fluoride: Membrane fabrication and mechanism revelation. Chemical Engineering Journal, [s. l.], vol. 493, p. 152779, 2024.

WU, Shouyan et al. Challenges of fluoride pollution in environment: Mechanisms and pathological significance of toxicity – A review. [S. l.]: Elsevier Ltd, 2022.

XU, Zikang et al. Unveiling the kinetic predominance of fluoride electrosorption at S-modified defect-rich interface: Microscale disordered reconstruction induced accessible synergistic platform. Chemical Engineering Journal, [s. l.], vol. 502, p. 157964, 2024.

YU, Chenglong et al. Fluoride removal performance of highly porous activated alumina. Journal of Sol-Gel Science and Technology, [s. l.], vol. 106, no 2, p. 471–479, 2023.

OCORRÊNCIA E REMOÇÃO DE FLUORETO EM ÁGUAS SUBTERRÂNEAS: A TRAJETÓRIA DE PESQUISA DO GRUPO WAT3R

1 Maria Luiza Machado, 2 João Gabriel Munareto do Amaral, 3 Nátalie de Paula, 4 Angélica Arndt Scalabrin, 5 Manuela Mayumi Nagamori, 6 Elvis Carissimi

1 Universidade Federal de Santa Maria, e-mail: marrialuizamachado@gmail.com; 2 Universidade Federal de Santa Maria, e-mail: eng.joaogabriel@hotmail.com; 3 Universidade Federal de Santa Maria, e-mail: eng.nataliedepaula@gmail.com; 4 Universidade Federal de Santa Maria, e-mail: angelicaascalabrin@gmail.com; 5 Universidade Federal de Santa Maria, e-mail: nagamorimayumii@gmail.com; 6 Universidade Federal de Santa Maria, e-mail: elvis.carissimi@ufsm.br

Palavras-chave: Fluoreto; Águas subterrâneas; Saneamento.

Resumo

A presença de fluoreto (F^-) em águas subterrâneas constitui um desafio relevante para a qualidade da água destinada ao consumo humano, uma vez que, embora esse íon apresente efeitos benéficos em baixas concentrações, níveis elevados podem causar impactos adversos à saúde, como fluorose dentária e esquelética. Nesse contexto, este trabalho teve como objetivo analisar de forma integrada as pesquisas desenvolvidas pelo grupo WAT3R, vinculado à Universidade Federal de Santa Maria, com foco na ocorrência, monitoramento e remoção de F^- em águas subterrâneas. A metodologia adotada consistiu em uma revisão de literatura baseada na busca de trabalhos científicos na base de dados Scopus, utilizando os termos "fluoride" associados ao nome do pesquisador Carissimi nos campos de título, resumo e palavras-chave. Após a triagem dos estudos, foram selecionados 16 trabalhos, incluindo artigos científicos, trabalhos de conclusão de curso e publicações em eventos, os quais foram analisados quanto às principais linhas de pesquisa desenvolvidas pelo grupo. Os resultados evidenciaram a predominância de estudos voltados ao desenvolvimento de materiais adsorventes para remoção de F^-, com destaque para o uso de resíduos industriais e agroindustriais e para a modificação de materiais convencionais, como a alumina ativada. Além disso, foram identificadas pesquisas relacionadas a processos físico-químicos de tratamento e à análise espacial da ocorrência do contaminante, demonstrando uma abordagem integrada entre avaliação ambiental e desenvolvimento tecnológico. Conclui-se que as pesquisas desenvolvidas pelo grupo WAT3R apresentam significativa contribuição para o avanço científico na área de tratamento de água e para o desenvolvimento de soluções tecnológicas aplicáveis à gestão da qualidade da água, especialmente em regiões que dependem de recursos hídricos subterrâneos para abastecimento.

Introdução

A água subterrânea constitui uma das principais fontes de abastecimento para consumo humano, agricultura e indústria, desempenhando papel estratégico para a segurança hídrica, especialmente em regiões onde a disponibilidade de águas superficiais é limitada. Estima-se que cerca de 30% da água doce disponível no planeta esteja armazenada em aquíferos subterrâneos, sendo amplamente utilizada para suprimento público e privado em diversos países (Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico, 2024). No Brasil, sistemas aquíferos de grande extensão, como o Aquífero Guarani, representam importantes reservas de água potável, sendo amplamente utilizados para o abastecimento público e privado (Serviço Geológico do Brasil, 2024). Apesar de geralmente apresentarem boa qualidade, as águas subterrâneas podem conter concentrações elevadas de determinados íons de origem natural, como o F^- (Fawell, 2013; Costa et al., 2025).

O F^- ocorre naturalmente em águas subterrâneas devido à dissolução de minerais presentes nas rochas e à interação água-rocha ao longo do fluxo subterrâneo (Jha et al., 2013). Em baixas concentrações (até 1,5 mg/L), esse íon apresenta efeitos benéficos à saúde, especialmente na prevenção de cáries dentárias. Entretanto, quando presente em concentrações elevadas (acima de 2 mg/L), pode causar fluorose dentária e esquelética, configurando um problema de saúde pública em diversas regiões do mundo (Costa et al., 2025; Jha et al., 2013). A concentração de F^- em aquíferos está associada a fatores hidrogeoquímicos como o tempo de residência da água no meio poroso, o pH, a composição mineralógica das rochas e, em alguns casos, atividades antrópicas, como o uso de fertilizantes fosfatados na agricultura (Fawell, 2013).

No Brasil, os padrões de qualidade da água destinada ao consumo humano são estabelecidos pela legislação federal. A Portaria GM/MS nº 888 de 2021 define os procedimentos de controle e vigilância da qualidade da água e estabelece o valor máximo permitido de 1,5 mg/L de F^- em água para consumo humano. No que se refere às águas subterrâneas, a Resolução CONAMA nº 396 de 2008 estabelece diretrizes para sua classificação e enquadramento ambiental, considerando parâmetros físico-químicos e condições de uso desses recursos hídricos. Além disso, normas relacionadas à classificação dos corpos de água e aos padrões de qualidade ambiental são definidas pela Resolução CONAMA nº 357 de 2005, que orienta a gestão e o monitoramento da qualidade dos recursos hídricos no país.

Nesse contexto, destacam-se as pesquisas desenvolvidas pelo grupo WAT3R, vinculado à Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), que atua na área de qualidade da água, tratamento de águas e efluentes e gestão de recursos hídricos (Costa et al., 2024; Somavilla et al., 2025). O grupo desenvolve estudos voltados à ocorrência de contaminantes em águas subterrâneas e ao desenvolvimento de tecnologias para sua remoção, com ênfase em processos físico-químicos aplicados ao tratamento de água (UFSM, 2026). Trata-se de um grupo de pesquisa relativamente recente, oficialmente constituído em 2024. No entanto, as atividades científicas relacionadas à temática já vinham sendo desenvolvidas anteriormente por pesquisadores que atualmente

integram o grupo, especialmente em estudos voltados à ocorrência e ao tratamento de F^- em águas subterrâneas. Antes mesmo da formalização do WAT3R, diversos trabalhos científicos já eram conduzidos por seus integrantes, envolvendo investigações sobre processos de adsorção, desenvolvimento de materiais adsorventes e avaliação de tecnologias físico-químicas aplicadas ao tratamento de água destinada ao consumo humano (Costa et al., 2024; Pigatto et al., 2020; Pigatto et al., 2021; Gasparotto et al., 2021; Sanini et al., 2022; De Paula et al., 2023).

As principais linhas de pesquisa do grupo concentram-se no desenvolvimento e na avaliação de tecnologias para remoção de íons F^- da água. Destacam-se estudos sobre adsorção utilizando materiais de baixo custo ou derivados de resíduos industriais e agroindustriais, bem como a síntese de adsorventes modificados com compostos metálicos, visando aumentar a eficiência dos processos de tratamento e sua aplicação em sistemas de abastecimento de água (Pigatto et al., 2020; Pigatto et al., 2021; Sanini et al., 2022; Gasparotto et al., 2021). Além disso, o grupo também investiga abordagens complementares, incluindo processos avançados de separação e modificação de materiais adsorventes, capazes de aumentar a eficiência da remoção de íons F^- em diferentes condições operacionais (De Paula et al., 2023; Maraschin; De Paula; Carissimi, 2023).

Atualmente o grupo WAT3R é composto por vinte e três pesquisadores de diferentes níveis de formação acadêmica, incluindo pós-doutorandos, doutorandos, mestrandos e estudantes de iniciação científica, além de pesquisadores colaboradores e docentes vinculados aos programas de pós-graduação da UFSM, o que evidencia seu caráter interdisciplinar e formador de recursos humanos na área de engenharia ambiental e sanitária (UFSM, 2026). Diante desse cenário, torna-se relevante analisar de forma integrada as pesquisas desenvolvidas no grupo WAT3R relacionadas à ocorrência e à remoção de íons F^- em águas subterrâneas. Assim, o presente trabalho tem como objetivo apresentar uma síntese das principais contribuições científicas do grupo no desenvolvimento de tecnologias de tratamento e na avaliação ambiental da presença desse íon em recursos hídricos subterrâneos. A Figura 01 ilustra uma foto dos integrantes do grupo WATER no ano de 2025.



Figura 01: Membros do grupo WAT3R
Fonte: Autores (2025)

Materiais e métodos

Esse levantamento caracteriza-se como uma revisão das pesquisas desenvolvidas no âmbito do grupo WAT3R da UFSM, com foco em estudos relacionados à ocorrência, monitoramento e remoção de íons F^- em águas subterrâneas. Para isso, foram analisados artigos científicos, trabalhos acadêmicos e relatórios técnicos produzidos no grupo ou em colaboração com pesquisadores vinculados à UFSM que tenham a participação do orientador do grupo, o Prof. Dr. Elvis Carissimi.

Foi utilizada uma busca nas bases de dados Scopus e ScienceDirect com o seguinte comando: Em *Article title, Abstract, Keywords*: fluoride, em *Authors*: Carissimi. Além de citações acerca de outros trabalhos relevantes com a presença de integrantes do grupo, como trabalhos de conclusão de curso e participação em eventos. A seleção dos estudos considerou pesquisas que abordam três eixos principais: (i) avaliação da ocorrência e distribuição espacial de F^- em águas subterrâneas; (ii) desenvolvimento e aplicação de materiais adsorventes para remoção de íons F^-; e (iii) investigação de processos físico-químicos aplicados ao tratamento de água contaminada por esse íon. Os resultados dos trabalhos selecionados foram analisados de forma

integrada, buscando identificar as principais linhas de pesquisa desenvolvidas pelo grupo, os materiais adsorventes estudados, as condições operacionais avaliadas e os desempenhos obtidos nos processos de remoção de íons F^-.

Como critério de inclusão, foram considerados trabalhos com relevância direta à temática proposta, priorizando estudos com abordagem experimental e aplicação prática. Trabalhos duplicados ou que não apresentavam relação direta com a ocorrência ou remoção de íons F^- foram excluídos da análise. A Figura 2 apresenta um fluxograma simplificado da metodologia utilizada para a seleção dos trabalhos analisados.

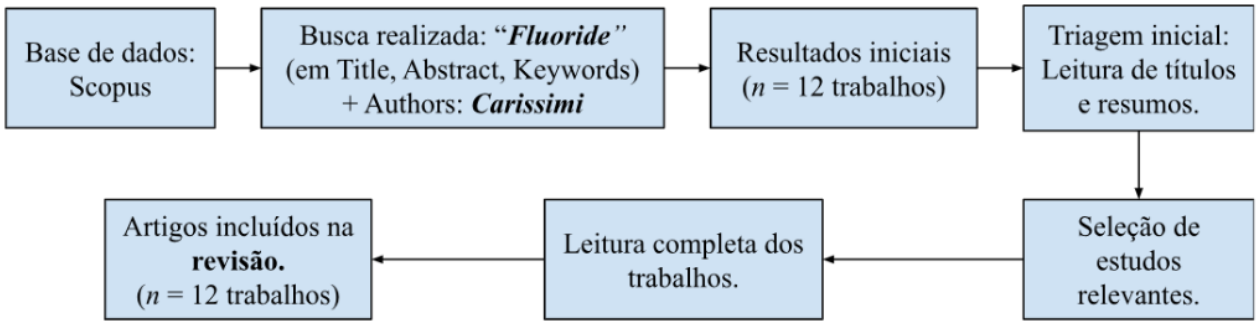


Figura 02: Fluxograma simplificado da metodologia de busca e seleção dos trabalhos.
Fonte: Autores (2026)

Resultados e discussão:

As pesquisas desenvolvidas no grupo WAT3R evidenciam uma abordagem multidisciplinar para enfrentar a problemática da presença de íons F^- em águas subterrâneas, integrando estudos hidrogeológicos, modelagem espacial e desenvolvimento de tecnologias de tratamento.

Uma das principais linhas de pesquisa do grupo envolve a avaliação espacial da ocorrência de íons F^- em águas subterrâneas, com o objetivo de identificar áreas mais suscetíveis à presença desse íon e subsidiar estratégias de gestão de recursos hídricos. Nesse contexto, estudos realizados na macrorregião Verdes Campos, no Rio Grande do Sul, utilizaram dados de monitoramento de poços subterrâneos aliados a ferramentas de geoprocessamento para a elaboração de mapas de fragilidade ambiental associados à ocorrência de íons F^-. A metodologia incorporou variáveis como uso e ocupação do solo, formação geológica, densidade populacional e hidrologia regional, permitindo identificar áreas com maior suscetibilidade à contaminação e apoiar decisões relacionadas à instalação de novos poços de abastecimento (Amaral, 2024).

Essas análises espaciais contribuem para o entendimento da dinâmica hidrogeoquímica dos íons F^- e permitem direcionar ações de monitoramento e gestão ambiental, especialmente em regiões que dependem de sistemas de abastecimento baseados em águas subterrâneas. Além disso, a identificação de áreas com maior suscetibilidade à presença desse íon possibilita subsidiar políticas públicas voltadas à proteção dos recursos hídricos e ao planejamento do uso do solo. Resultados semelhantes foram observados em estudos que avaliaram geoparques localizados no estado do Rio Grande do Sul, nos quais foram identificadas áreas com diferentes níveis de fragilidade ambiental quanto à presença de íons F^-. Nessas regiões, fatores como características geológicas, atividades agrícolas e uso de fertilizantes fosfatados podem contribuir para o aumento das concentrações desse íon nas águas subterrâneas (Carissimi et al., 2024).

Outra importante linha de investigação do grupo está relacionada ao desenvolvimento de materiais adsorventes para a remoção de íons F^- da água. Entre as diversas tecnologias disponíveis para esse fim, a adsorção tem sido amplamente estudada devido à sua elevada eficiência, simplicidade operacional e custo relativamente reduzido quando comparada a outros métodos de tratamento (Pigatto et al., 2020; Costa et al., 2025).

Diversos estudos conduzidos pelo grupo investigaram materiais adsorventes alternativos e de baixo custo, incluindo resíduos industriais e agroindustriais. Um exemplo é o uso de lodo proveniente de estações de tratamento de água, submetido a tratamento térmico para aumentar sua capacidade adsorvente. Os resultados indicaram elevada eficiência na remoção de íons F^-, com remoções superiores a 98% em determinadas condições experimentais (Pigatto et al., 2021). Esse tipo de abordagem apresenta elevada relevância ambiental, uma vez que promove o reaproveitamento de resíduos gerados em processos de tratamento de água, contribuindo para a economia circular e para a redução de custos operacionais.

Os estudos desenvolvidos no âmbito do grupo WAT3R também evidenciam a importância dos parâmetros operacionais no desempenho dos processos de adsorção. Fatores como pH da solução, tempo de contato, dosagem do adsorvente e concentração inicial do contaminante influenciam diretamente a eficiência do processo e a capacidade de adsorção dos materiais avaliados (Costa et al., 2024; Costa et al., 2025).

De modo geral, o pH exerce papel fundamental na interação entre os íons F^- e a superfície dos adsorventes, uma vez que afeta a carga superficial do material e a especiação do íon na solução. Em muitos estudos, melhores resultados são obtidos em faixas de pH levemente ácidas, nas quais há maior favorecimento da adsorção devido à interação eletrostática entre os íons F^- e os sítios ativos do material (Costa et al., 2024; Sanini et al., 2022).

O tempo de contato também se destaca como um parâmetro relevante, sendo observado que a adsorção ocorre de forma mais intensa nos estágios iniciais do processo, com posterior estabilização à medida que os sítios ativos vão sendo ocupados, comportamento associado à cinética de adsorção dos materiais (Costa et al., 2024).

Outro fator importante é a dosagem do adsorvente, que influencia diretamente a quantidade de sítios disponíveis para interação com os íons F^-. Em geral, o aumento da dosagem resulta em maiores eficiências de remoção, como observado em estudos com lodo tratado termicamente e materiais modificados (Pigatto et al., 2021; Gasparotto et al., 2021).

Além disso, a concentração inicial de íons F^- na solução também afeta o desempenho do processo, uma vez que concentrações mais elevadas podem aumentar a força motriz para transferência de massa, favorecendo a adsorção até o limite de saturação do material (Costa et al., 2025).

De forma complementar, diversos estudos utilizam modelos de isotermas de adsorção, como Langmuir e Freundlich, para descrever o comportamento dos sistemas e estimar a capacidade máxima de adsorção dos materiais. Esses modelos permitem avaliar a afinidade entre o adsorvente e os íons F^-, bem como comparar o desempenho de diferentes materiais (Gasparotto et al., 2021; Costa et al., 2024).

Além dos parâmetros operacionais, as características físico-químicas dos materiais adsorventes desempenham papel fundamental na eficiência da remoção de íons F^-. Propriedades como área superficial, porosidade e composição química influenciam diretamente a capacidade de adsorção. Materiais modificados com metais, como ferro, alumínio e lantânio, apresentam maior afinidade pelos íons F^- devido à formação de complexos na superfície do adsorvente (Gasparotto et al., 2021; Sanini et al., 2022).

Outro aspecto relevante refere-se à modificação química da superfície dos materiais. A incorporação de óxidos metálicos e outros compostos pode aumentar a quantidade de sítios ativos e melhorar a eficiência do processo, como observado em estudos com alumina modificada (Sanini et al., 2022; De Paula et al., 2023). Além disso, a estabilidade dos materiais e sua capacidade de regeneração são fatores importantes para aplicação prática, uma vez que influenciam diretamente os custos operacionais e a sustentabilidade dos processos.

Outros estudos também investigaram o aproveitamento de resíduos agroindustriais como suporte para materiais adsorventes. Nesse contexto, resíduos da cadeia produtiva do tabaco foram utilizados para a síntese de compósitos trimetálicos contendo alumínio, cálcio e zinco, que apresentaram eficiências de remoção superiores a 70% (Somavilla et al., 2025), evidenciando o potencial de aplicação desses materiais em sistemas de tratamento de água.

Além do desenvolvimento de materiais adsorventes, o grupo também investiga processos físico-químicos capazes de intensificar a remoção de íons F^-. A modificação da alumina ativada por ozonização promove alterações estruturais que aumentam sua eficiência, com remoções superiores a 97% em determinadas condições (De Paula et al., 2023).

Outra estratégia envolve o uso de flotação com geração de bolhas coagulantes para remoção de íons F^- em sistemas contínuos. Ensaios em escala piloto indicaram remoções próximas de 98%, evidenciando o potencial dessa técnica para aplicação em sistemas reais de abastecimento (Maraschin; De Paula; Carissimi, 2023).

A aplicação de processos em escala piloto representa um passo fundamental para a transferência dessas tecnologias para sistemas reais de tratamento, permitindo avaliar sua viabilidade operacional e econômica.

Ao comparar as diferentes abordagens investigadas, observa-se que os processos de adsorção apresentam maior destaque, principalmente pela elevada eficiência e possibilidade de utilização de materiais de baixo custo. Por outro lado, técnicas físico-químicas complementares apresentam grande potencial, especialmente quando integradas a sistemas contínuos.

Dessa forma, verifica-se que a escolha da tecnologia mais adequada depende de fatores como custo, escala de aplicação, características da água e infraestrutura disponível, sendo, em muitos casos, recomendada a combinação de diferentes técnicas para maximizar a eficiência da remoção de íons F^-.

Tipo de Artigo	Título	Referência
Artigo Original	A non-conventional application of the Fenton reaction: Surface modification of alumina for faster and more efficient fluoride adsorption over multiple cycles	(de Paula *et al.*, 2026)
Artigo Original	A novel Fe-Al-La trioxide composite: Synthesis, characterization, and application for fluoride ions removal from the water supply	(Gasparotto *et al.*, 2021)
Artigo Original	Adsorptive processes applied to the defluorination of groundwater for human consumption	(De Oliveira *et al.*, 2024)
Artigo de Revisão	Advances in fluoride decontamination: a comprehensive review of adsorbent materials and strategies	(de Carvalho Costa *et al.*, 2025)
Artigo Original	Al-Ca-Zn trimetallic compound supported on tobacco residue: a sustainable alternative for the removal of fluoride ions from water supply	(Somavilla *et al.*, 2025)

Artigo Original	An eco-friendly and low-cost strategy for groundwater defluorination: Adsorption of fluoride onto calcinated sludge	(Pigatto *et al.*, 2020)
Artigo Original	An efficient separation for fluoride-ions from water supplies by ion precipitate flotation: Pilot scale study with generation of coagulative bubbles	(Maraschin; de Paula; Carissimi, 2023)
Artigo Original	Application of ozone to enhance the defluoridation property of activated alumina: A novel approach	(de Paula *et al.*, 2023a)
Artigo de Revisão	Exploring Key Parameters in Adsorption for Effective Fluoride Removal: A Comprehensive Review and Engineering Implications	(de Carvalho Costa *et al.*, 2024)
Artigo Original	Impregnation of activated alumina with CeO2 for water defluoridation	(Sanini *et al.*, 2022)
Artigo Original	Ozone-treated activated alumina as an alternative adsorbent to remove fluoride from water: Conventional and Bayesian approaches to evaluate the isotherms, kinetics, and thermodynamics	(de Paula *et al.*, 2023b)
Artigo Original	Preparation of alumina-supported Fe-Al-La composite for fluoride removal from an aqueous matrix	(Gasparotto *et al.*, 2023)

Tabela 01 – Classificação dos artigos analisados na revisão.
Fonte: Autores (2026).

A partir da análise dos estudos apresentados, torna-se possível estabelecer uma integração entre as pesquisas voltadas à ocorrência de íons F^- e aquelas direcionadas ao desenvolvimento de tecnologias de tratamento. Essa integração representa um diferencial importante, uma vez que possibilita não apenas compreender a dinâmica de distribuição do contaminante, mas também propor soluções tecnológicas direcionadas às condições específicas das regiões afetadas.

Nesse sentido, os estudos de modelagem espacial e análise de fragilidade ambiental fornecem subsídios fundamentais para a definição de estratégias de monitoramento e intervenção. A identificação de áreas com maior suscetibilidade à presença de íons F^- permite priorizar regiões para aplicação de tecnologias de tratamento, otimizar a instalação de sistemas de abastecimento e reduzir riscos à saúde pública.

Além disso, a combinação entre diagnóstico ambiental e desenvolvimento tecnológico favorece a aplicação de soluções mais eficientes e adequadas à realidade local. Em regiões onde a contaminação ocorre predominantemente por fatores naturais, como características geológicas e hidrogeoquímicas, tecnologias baseadas em adsorção mostram-se particularmente promissoras devido à sua adaptabilidade e custo relativamente reduzido.

Por outro lado, em áreas onde há influência antrópica, como o uso intensivo de fertilizantes, torna-se necessário adotar abordagens mais integradas, envolvendo tanto o controle das fontes de contaminação quanto a implementação de sistemas de tratamento adequados.

Outro aspecto relevante refere-se à possibilidade de aplicação descentralizada das tecnologias desenvolvidas. Em muitos municípios de pequeno porte, especialmente em áreas rurais, o acesso a sistemas convencionais de tratamento pode ser limitado. Nesse contexto, o uso de materiais adsorventes de baixo custo e fácil aplicação representa uma alternativa viável para melhoria da qualidade da água consumida pela população.

Adicionalmente, a integração entre pesquisa acadêmica e aplicação prática contribui para o fortalecimento da gestão de recursos hídricos, permitindo que os resultados obtidos em estudos científicos sejam efetivamente incorporados em políticas públicas e estratégias de planejamento ambiental.

Dessa forma, observa-se que a atuação do grupo WAT3R não se limita ao desenvolvimento de tecnologias isoladas, mas envolve uma abordagem sistêmica que integra diagnóstico ambiental, desenvolvimento tecnológico e aplicação prática, contribuindo de maneira significativa para o enfrentamento da problemática do íons F^- em águas subterrâneas.

Comentários finais

De forma geral, os resultados obtidos nas diferentes pesquisas evidenciam o potencial de diversas abordagens tecnológicas para a remoção eficiente de íons F^- em águas destinadas ao consumo humano. A integração de estudos voltados à ocorrência do contaminante, ao desenvolvimento de materiais adsorventes e à avaliação de processos físico-químicos de tratamento contribui significativamente para a ampliação do conhecimento científico na área e para o desenvolvimento de soluções aplicáveis à gestão da qualidade da água.

As pesquisas desenvolvidas no grupo WAT3R da Universidade Federal de Santa Maria demonstram avanços relevantes na compreensão e mitigação da problemática associada à presença de íons F^- em águas subterrâneas. Os estudos analisados evidenciam uma abordagem integrada que combina avaliação ambiental, desenvolvimento de materiais adsorventes e investigação de tecnologias de tratamento, destacando-se o uso de materiais modificados e o aproveitamento de resíduos industriais e agroindustriais, o que reforça o caráter sustentável das soluções propostas.

Além disso, os resultados obtidos indicam que a adsorção se consolida como uma das técnicas mais promissoras para a remoção de íons F^-, principalmente devido à sua elevada eficiência, simplicidade operacional e potencial de aplicação em diferentes escalas. Por outro lado, processos físico-químicos complementares, como flotação e modificação de materiais, apresentam grande potencial de aplicação, especialmente quando associados a sistemas contínuos de tratamento.

No âmbito da gestão ambiental, os estudos de mapeamento e análise espacial desenvolvidos pelo grupo contribuem de forma significativa para a identificação de áreas mais suscetíveis à presença de íons F^-, permitindo subsidiar ações de monitoramento, planejamento territorial e tomada de decisão. Essas ferramentas são fundamentais para a prevenção de riscos à saúde pública, especialmente em regiões que dependem de águas subterrâneas como principal fonte de abastecimento.

Sob a perspectiva de aplicação prática, destaca-se a importância da validação dessas tecnologias em escala real, bem como da avaliação de sua viabilidade econômica e operacional. A adaptação das soluções desenvolvidas às condições locais representa um passo essencial para sua implementação em sistemas de abastecimento, especialmente em municípios de pequeno e médio porte.

Diante desse cenário, reforça-se a necessidade da continuidade das pesquisas voltadas ao desenvolvimento de materiais adsorventes mais eficientes, sustentáveis e de baixo custo, bem como à integração de diferentes tecnologias de tratamento. Estudos futuros devem priorizar a aplicação em escala piloto e real, além da avaliação de parâmetros operacionais e de desempenho em condições reais de uso.

Por fim, destaca-se que as pesquisas desenvolvidas pelo grupo WAT3R contribuem não apenas para o avanço científico na área de tratamento de água, mas também para o fortalecimento da interface entre universidade, gestão pública e sociedade, promovendo o desenvolvimento de soluções tecnológicas alinhadas às demandas ambientais e à garantia da segurança hídrica.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao grupo de pesquisa WAT3R, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), pelo apoio técnico e científico no desenvolvimento deste trabalho. Também agradecem à UFSM pelo apoio institucional e às agências de fomento à pesquisa, como CNPq, CAPES e FAPERGS, pela concessão de bolsas e incentivo à pesquisa científica.

Referências Bibliográficas

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). **Água no mundo**. Brasília: ANA, [s.d.]. Disponível em: https://www.gov.br/ana/pt-br/acesso-a-informacao/acoes-e-programas/cooperacao-internacional/agua-no-mundo. Acesso em: 31 mar. 2026

AMARAL, João Gabriel Munareto do. **Mapeamento da fragilidade ambiental de íons fluoreto na macrorregião Verdes Campos/RS. 2024**. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2024.

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 396, de 3 de abril de 2008**. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. Diário Oficial da União: Brasília, DF, 7 abr. 2008.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021**. Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5/2017, que 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 de 2021.

CARISSIMI, Elvis et al. **Fragilidade ambiental de íons fluoreto: uma análise dos geoparques mundiais da UNESCO localizados no Rio Grande do Sul**. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2024.

DE CARVALHO COSTA, Letícia Reggiane *et al.* Advances in fluoride decontamination: a comprehensive review of adsorbent materials and strategies. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, [*s. l.*], vol. 43, no. 1, pp. 57–73, 2025.

DE CARVALHO COSTA, Letícia Reggiane *et al.* Exploring Key Parameters in Adsorption for Effective Fluoride Removal: A Comprehensive Review and Engineering Implications. **Applied Sciences**, [*s. l.*], vol. 14, no. 5, p. 2161, 2024.

DE OLIVEIRA, Júlia Toffoli *et al.* Adsorptive processes applied to the defluorination of groundwater for human consumption. **Cleaner Chemical Engineering**, [*s. l.*], vol. 10, p. 100131, 2024.

DE PAULA, Nátalie *et al.* A non-conventional application of the Fenton reaction: Surface modification of alumina for faster and more efficient fluoride adsorption over multiple cycles. **Journal of Water Process Engineering**, [*s. l.*], vol. 87, p. 110141, 2026.

DE PAULA, Nátalie *et al.* Application of ozone to enhance the defluoridation property of activated alumina: A novel approach. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, [*s. l.*], vol. 11, no. 5, p. 110384, 2023a.

DE PAULA, Nátalie *et al.* Ozone-treated activated alumina as an alternative adsorbent to remove fluoride from water: Conventional and Bayesian approaches to evaluate the isotherms, kinetics, and thermodynamics. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, [*s. l.*], vol. 11, no. 6, p. 111403, 2023b.

FAWELL, John. Fluoride in Drinking-water. **Water Intelligence Online**, [*s. l.*], vol. 12, 2013.

GASPAROTTO, Juliana M. *et al.* A novel Fe-Al-La trioxide composite: Synthesis, characterization, and application for fluoride ions removal from the water supply. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, [*s. l.*], vol. 9, no. 6, p. 106350, 2021.

GASPAROTTO, Juliana M. *et al.* Preparation of alumina-supported Fe-Al-La composite for fluoride removal from an aqueous matrix. **Environmental Science and Pollution Research**, [*s. l.*], vol. 30, no. 14, pp. 42416–42426, 2023.

JHA, S. K. *et al.* Fluoride in Groundwater: Toxicological Exposure and Remedies. **Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B**, [*s. l.*], vol. 16, no. 1, pp. 52–66, 2013.

MARASCHIN, Manoel; DE PAULA, Nátalie; CARISSIMI, Elvis. An efficient separation for fluoride-ions from water supplies by ion precipitate flotation: Pilot scale study with generation of coagulative bubbles. **Journal of Water Process Engineering**, [*s. l.*], vol. 56, p. 104446, 2023.

PIGATTO, Renata S. *et al.* An eco-friendly and low-cost strategy for groundwater defluorination: Adsorption of fluoride onto calcinated sludge. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, [*s. l.*], vol. 8, no. 6, p. 104546, 2020.

SANINI, Bruna *et al.* Impregnation of activated alumina with CeO2 for water defluoridation. **Materials Chemistry and Physics**, [*s. l.*], vol. 291, p. 126648, 2022.

SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL (SGB). **Aquífero Guarani.** Brasília: SGB, [s.d.]. Disponível em: https://www.sgb.gov.br/aquifero-guarani. Acesso em: 31 mar. 2026.

SOMAVILLA, Ezequiel A. *et al.* Al-Ca-Zn trimetallic compound supported on tobacco residue: a sustainable alternative for the removal of fluoride ions from water supply. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [*s. l.*], vol. 30, 2025.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Corpo docente e linhas de pesquisa. Santa Maria: UFSM, [s.d.]. Disponível em: https://www.ufsm.br. Acesso em: 25 fev. 2026.

ASPECTOS ATRELADOS À IMPLEMENTAÇÃO E TÉCNICA DE OSMOSE REVERSA

1 Julia Costadelle Patrício, 2 Amanda Evellyn de Oliveira Pacheco, 3 Anniely de Souza Silva, 4 Carlos André Bassi Zacarkim, 5 Julia Mancinelli Machado, 6 Maria Eduarda Entringer Dumont, 7 Yasmin Mariana Zardo Magalhães

1 Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), e-mail: julia.patricio@sou.ufmt.br; 2 Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), e-mail: amanda.pacheco@sou.ufmt.br; 3 Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), e-mail: anniely.silva@sou.ufmt.br; 4 Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), e-mail: carlos.zacarkim@sou.ufmt.br; 5 Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), e-mail: julia.machado@sou.ufmt.br; 6 Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), e-mail: maria.dumont@sou.ufmt.br; 7 Universidade Federal de Mato Grosso, e-mail: yasmin.magalhães@sou.ufmt.br

Palavras-chave: Dessalinização; Osmose reversa; Tratamento de água.

Resumo

A escassez de água doce configura-se como um dos desafios globais mais críticos do século XXI, impulsionando a dessalinização de águas marinhas e salobras como uma alternativa estratégica para a segurança hídrica, especialmente em regiões áridas e semiáridas. Este estudo, fundamentado em uma análise cientométrica de publicações das últimas três décadas, examina a evolução da técnica de Osmose Reversa (OR), destacando que, embora seja altamente eficaz na remoção de nanopartículas salinas por meio de membranas de nanofiltração e processos de pressurização, sua implementação enfrenta barreiras devido ao elevado consumo energético e aos custos operacionais superiores aos tratamentos convencionais. A viabilidade do processo está intrinsecamente ligada à integração de matrizes energéticas renováveis, cuja escolha depende das potencialidades geográficas: enquanto o Brasil apresenta vantagem competitiva na energia solar fotovoltaica devido à alta incidência de irradiação, o Oriente Médio utiliza sua solidez econômica para financiar infraestruturas robustas, e a Europa foca no biogás e na energia nuclear. É relevante notar que o uso de hidrelétricas é inviável para essa finalidade, visto que a técnica é requerida justamente onde o recurso hídrico é escasso. Além do desafio energético, a gestão do subproduto denominado salmoura é crucial para a sustentabilidade ambiental, uma vez que a alta seletividade das membranas gera resíduos concentrados que podem ser tóxicos para a fauna e flora; estratégias como tanques de evaporação, poços profundos e o reaproveitamento na agricultura ou hidroponia surgem como formas de mitigar impactos. No contexto brasileiro, apesar das vastas reservas de água doce, a distribuição desigual do recurso exige a adoção da OR para amparar populações em estado de escassez, demandando o uso de pré-tratamentos adequados com coagulantes e floculantes. Conclui-se que, embora o custo ainda seja um obstáculo, a otimização contínua dos sistemas e a busca por iniciativas de baixo impacto ambiental tornam a dessalinização uma solução vital e promissora para garantir o acesso universal à água potável e o desenvolvimento industrial sustentável.

Introdução

A dessalinização da água marinha, processo que consiste na remoção do sal em alta concentração para tornar a água potável e própria ao abastecimento e consumo, tem sido uma das principais alternativas aos países que não detém de reservas naturais suficientes. Esse processo envolve além da remoção, a filtragem da água para alcançar a potabilidade desejada. Essa tecnologia vem se tornando mais acessível e usual no decorrer dos últimos anos, devido às inovações na utilização de matrizes energéticas renováveis e sustentáveis, com destaque para a solar e nuclear. O Brasil detém de 12% das reservas de água doce do planeta, e constitui 53% dos recursos hídricos da América do Sul, enquanto o Oriente Médio conta com somente 1%. Mesmo que a necessidade de alternativa para a água potável se faz maior em países do Oriente médio, alguns estados brasileiros vêm desenvolvendo essa técnica como forma de amparar a população em situações de escassez de recursos hídricos. Diversos setores de produção, áreas de trabalho e serviços, indústrias e as próprias estações de tratamento utilizam de grande volume de água em seus processos e em algumas das técnicas de tratamento.

Entretanto, alguns locais do mundo não possuem reservas de água doce, o que limitaria, em tese, a execução de suas atividades. A técnica de Osmose reversa, que utiliza de pressurização e membranas semipermeáveis, visando reter as impurezas no filtro, separa a água das partículas salinas, minerais e microrganismos. São construídas usinas para realização dessa técnica, as quais englobam estruturas de filtração por gradientes de pressão, gerando água potável e concentrado de salina, que resulta em um subproduto, denominado “salmoura”. Nos últimos anos, com o aumento da demanda de consumo e serviços, estudos e tendências permitiram observar que, mesmo destacando-se os ganhos com o desenvolvimento da dessalinização em territórios do mundo, como Brasil, grande parte do Oriente Médio e alguns países europeus, há preocupação com os possíveis impactos, aspectos adequados de funcionamento técnico e acessibilidade econômica da técnica. O processo traz contribuições positivas por ser uma alternativa que se desenvolve com gancho sustentável, mas trata-se de algo em desenvolvimento, sendo necessário aprimoramento contínuo e inovações para funcionamento eficaz, simplificado e custo razoável.

São estudados os locais e como são abastecidos, o potencial de instalação, a escassez hídrica e qual sua proporção, para que sejam conhecidas as demandas e consequências desse processo. São muitas as ramificações temáticas sobre o sistema de dessalinização por osmose reversa, que vão desde aspectos técnicos, como controle de impacto estrutural das usinas, até as alternativas ambientalmente sustentáveis e dupla funcionalidade (energia e água potável geradas de forma simultânea). Foram

feitas análises e comparações de custo, avaliando quais fontes de energia são mais acessíveis, de forma que seja possível viabilizar, pela matriz energética, de acordo com as preferências e disponibilidade de cada país, a utilização do processo de OR. Uma vez que são gerados resíduos, se torna necessário estudar seus impactos, ter um programa de gestão de resíduos e o impacto do uso das usinas. Além disso, há interesse em construir usinas que se formulem numa iniciativa de baixo impacto, uso sustentável e capacite o desenvolvimento industrial. Tornando a OR mais viável.

A maioria dos estudos e pesquisas acerca do processo de dessalinização por osmose reversa se concentraram em analisar quais matrizes energéticas renováveis possibilitam a expansão dessa técnica com baixo impacto ambiental, com ênfase na utilização da energia solar, por influência do Brasil (região Nordeste) e de países do Oriente Médio com predomínio de regiões desérticas, clima seco e escassez hídrica. Isso se deve a localização geográfica, aspecto decisivo na escolha do tipo de matriz e na funcionalidade, uma vez que não é vantajoso economicamente instalar uma usina que não seja suprida pela matriz imprópria. Nesse contexto, este estudo teve por objetivo analisar o funcionamento e desenvolvimento do processo de dessalinização por osmose reversa e quais as vantagens, impactos e preferências para a utilização desse método para o suprimento e abastecimento de água.

Material e Métodos

O experimento foi realizado por uma busca sistemática e rigorosa de artigos disponíveis na base de dados on-line Web of Science (Wos), nos últimos 30 anos (1994-2024). Para realizar a averiguação, foi gerado a seguinte busca, nos campos “título”, “tema” e “palavras chaves do autor” continham as seguintes informações respectivamente: desalination* OR "reverse osmosis system" OR filtration* OR nanomembrane* OR economic contrast* OR "salty water", contendo as palavras estratégicas: AND = "brazilian cities" OR Brazil* OR europe* OR "asiatic continent" OR "middle east" OR slands*; NOT = ocean* OR sea* OR slands* OR reservoir* OR "atlantic ocean" OR "brazilian states"; AND = desalination* OR asia* OR europe* OR filtration* OR "water supply" OR "water treatment" OR "reverse osmosis".

Dessa forma, o objetivo era por meio de um estudo cientométrico realizar uma pesquisa com artigos que relatassem as seguintes informações, (a) análise de custo (b) matriz energética (c) caracterização das comunidades (d) preferência geográfica (e) avaliação ambiental (f) uso sustentável (g) perspectiva e desafios (h) estrutura e aplicações. Tendo estas informações, cada artigo foi categorizado nas seguintes tendências de pesquisa: I) investimento II) energia e dessalinização III) aspectos técnicos IV) sustentabilidade V) impacto ambiental VI) localização. As buscas resultaram em 246 artigos. Sendo estes filtrados para um alcance mais detalhado e preciso, após a seleção, apenas 45 atendiam aos critérios de inclusão.

Resultados e Discussão

Na busca programada por cientometria, os artigos pós filtragem dos tópicos apresentaram assuntos de interesse, relacionados com diversos aspectos do processo de dessalinização, em sua maioria, a definição e funcionamento da técnica, noções de custos de implantação de usinas, diferentes e preferíveis matrizes energéticas usadas, impactos ambientais das estruturas de usinas em diferentes ecossistemas, e localização geográfica. Os processos de tratamento usados para remover os sais da água exigem materiais e procedimentos de alto custo (se comparadas aos tratamentos convencionais), pois os sais são nano partículas, sendo necessário, além dos processos convencionais, o uso de técnicas avançadas como a filtração por membrana. Nela, há a inserção de pressão no sistema para que possa ocorrer a separação da água tratada do seu resíduo salino. Para aplicação da pressão, é necessário um gasto energético de alto custo, tornando necessária fontes de energia que potencializem o rendimento e diminuam o custo da energia elétrica.

Para tornar esse processo mais viável pode-se integrar o sistema de tratamento de água para abastecimento com a produção de energia, alternativa que vem se destacando no desenvolvimento da técnica de tratamento. As fontes de energia renováveis mais utilizadas nos últimos anos são a solar fotovoltaica, eólica, térmica (a partir do biogás) e a nuclear. O uso de hidrelétricas não se faz viável, uma vez que, mesmo sendo uma fonte sustentável, não é geralmente associado à dessalinização, pois é requerida em regiões com escassez hídrica, não sendo viável o uso de uma matriz que necessita desse recurso. A escolha de fonte energética vai variar conforme o potencial da região. Devem ser analisadas as características favoráveis, como a incidência solar (caso do território brasileiro, pela localização geográfica), a densidade populacional, que influencia na quantidade de resíduos sólidos que podem ser usados na produção de energia térmica por biogás e a disponibilidade territorial afastada para instalação de usinas nucleares. Apesar do desenvolvimento da técnica que tem sido desenvolvida com mais frequência na última década, mesmo com diminuição de impactos e custos, esse processo ainda gera uma série de impactos ambientais.

Esses prejuízos naturais vão desde o impacto causado pela sua fonte energética, que pode variar (as formas de se integrar a dessalinização com matrizes energéticas sustentáveis são o principal objetivo dos estudos), até os problemas causados pelo subproduto formado no tratamento. É importante ressaltar que esse subproduto consiste em uma fração muito grande em relação ao volume de água tratado, pois esse processo é muito seletivo, e nenhuma partícula indesejada passa pela membrana, gerando grande volume de resíduo com alta concentração de salino, chamado de “salmoura”. Atrelada ao crescimento do uso desse tratamento, surgiu a necessidade de pesquisar formas de descartar esse resíduo causando o menor impacto possível. As quantidades de compostos presentes nesses resíduos podem ser tóxicas para organismos, como plantas e animais e para o meio ambiente físico, afetando o solo e subsolo e os corpos d’água. A forma mais utilizada para gestão desse resíduo é o seu tratamento, o uso na irrigação, disposição em tanques de evaporação, lançamento em poços profundos ou em águas superficiais e uso de processos térmicos para reduzir subprodutos. O uso de tanques de evaporação é o mais viável para pequenos sistemas de tratamento e é vantajoso por ter baixo custo, sendo mais eficiente em regiões com alta temperatura. O uso na agricultura também é uma boa opção, mas para ser eficiente é necessário que haja conhecimento sobre a composição química da salmoura e conhecimento acerca da sensibilidade das plantas, para que não haja prejuízos aos cultivos.

No que tange a localização geográfica como aspecto tendência dos resultados de busca, muitos países da Europa, Ásia e África tem suas fontes de água doce limitadas, tendo disponível em maior quantidade águas salgadas e salobras, em que é imprescindível a retirada dos sais para o uso e consumo sem nenhuma interferência na saúde pública. Por esse motivo, o desenvolvimento e instalação de usinas de dessalinização por Osmose Reversa se concentra em maior parte em países do Oriente médio, alguns países do continente europeu e vem sendo implementada no Brasil a fim de mitigar os efeitos das secas em regiões áridas e semiáridas do país.

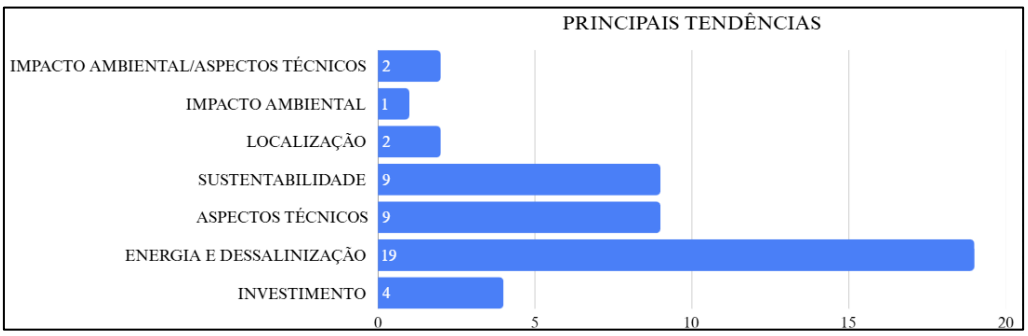


Figura 1 - Gráfico de Tendências.
Fonte: Autores (2026)

Embora o Brasil tenha muitas reservas hídricas, o território nacional é grande e a distribuição populacional não é proporcional à disponibilidade de água regional. Por essas razões, gestores e pesquisadores têm buscado ampliar os horizontes para esses processos que usam de água salgada, levando em consideração que as regiões de maior densidade populacional estão localizadas na zona litorânea. Com isso, é sempre buscado maneiras de utilizar esses recursos hídricos e torná-los próprios ao consumo. Os países contrastam quanto ao desenvolvimento socioeconômico e recursos financeiros para implementação de usinas de dessalinização.

Não somente nesse aspecto, mas também na necessidade de uso dessa técnica. Enquanto os países do oriente médio possuem uma quantidade extremamente baixa de disponibilidade hídrica, alguns ficam no meio termo (países europeus) e o destaque é do Brasil, com a maior reserva de recursos hídricos do planeta. O oriente médio possui grande contraste populacional, mesmo sendo o principal país a concentrar reservas de petróleo (principal integrante da Opep- Organização dos Países Exportadores de Petróleo), com setor de exportação altamente lucrativo. Isso faz com que o lucro interno dos governos tenha potencial de atender as demandas, e um dos principais problemas dos países desse local: escassez hídrica.

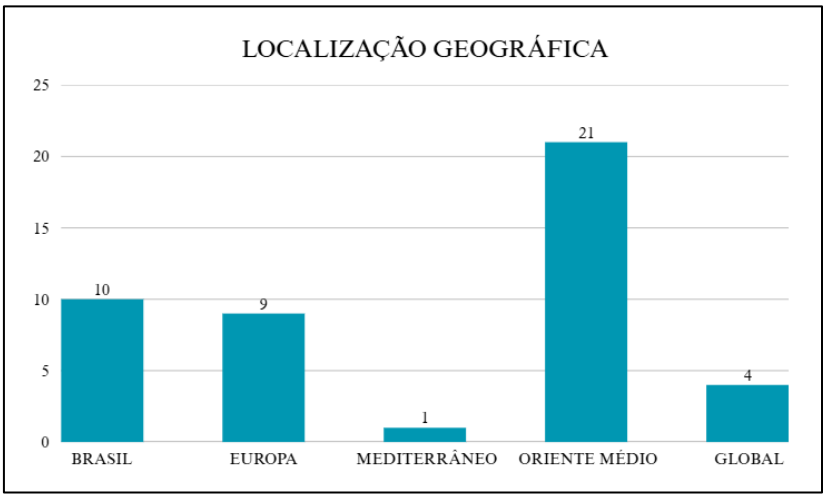


Figura 2 - Gráfico de Localização.
Fonte: Autores (2026)

O desenvolvimento econômico e social também caracteriza a instalação de usinas de osmose reversa e usinas nucleares de energia em países europeus, uma vez que o investimento é mais viável e as demandas industriais e populacionais são atendidas. No caso do Brasil, sua vantagem é a utilização da osmose reversa atrelada ao uso de energia solar, que dentre todas é a mais viável economicamente às circunstâncias do país. Uma das preocupações dessa técnica e principal discussão é garantir as condições de desenvolvimento sustentável, o que antes não era relevante, pois o interesse lucrativo e de garantia de produção prevalecia à sustentabilidade. Com o aumento dos problemas ambientais, a narrativa de segurança ambiental, preservação e cuidado generalizado do planeta passou a se fazer presente em inúmeros (se não todos) os assuntos técnico-industriais. Dessa forma, a instalação de usinas deve se direcionar tanto a locais adequados e próprios a receber a estrutura de grande porte, demanda

e potenciais impactos, quanto ao ambiente como todo, sua fauna, flora e demais formas de vida. Também é importante à sustentabilidade o destino dos resíduos tratados anteriormente, a salmoura. Podem ser direcionados à cultivos, irrigação e usados em produções hidropônicas de alface (SANTOS et al, 2010). Isso ainda compõe um enorme desafio, seja por custos ou pela própria consequência das ações antropogênicas impensadas.

Conclusão

O Brasil é um dos países que possui maior disponibilidade de água doce no mundo, mas seus recursos hídricos estão distribuídos de forma desigual pela sua extensão. O que causa problemas no abastecimento urbano de regiões áridas e semiáridas do país. A implementação da osmose reversa como técnica de tratamento de água salina nessas regiões representaria um avanço em direção à garantia de água potável. Contudo, esse avanço é interrompido quando relacionado com outros fatores, como o alto custo, tanto energético quanto econômico. Seria viável, portanto, a implementação de energia limpa e renovável. No caso do Brasil a placa fotovoltaica seria mais eficiente e sustentável, considerando a quantidade significativa de luz solar recebida. A respeito das técnicas para melhor eficiência, é indispensável o uso de materiais filtrantes avançados, como as membranas de nano filtração, com maior capacidade de remoção. Além de técnicas de pré-tratamento, com coagulantes e floculantes, os quais acabam gerando grandes quantidades de subprodutos. Por esse motivo, devem ser dispensados adequadamente, contribuindo para preservação dos recursos hídricos, fauna e flora, e diminuindo consideravelmente os impactos ambientais. Finalmente, pode-se concluir que há muitos estudos a serem realizados para aplicação efetiva da dessalinização por osmose reversa, tanto no Brasil, quanto nos demais países supracitados do mundo, devido ao seu alto custo. Entretanto, é nítida a grande capacidade de desenvolvimento em todos os países, pois apresenta uma solução para populações que ainda enfrentam problemas relacionados à disponibilidade hídrica e vem sendo otimizada a fim de reduzir e viabilizar a demanda financeira para instalação, podendo ser vital para diversas localidades em estado de escassez.

Agradecimentos

Os autores agradecem à orientadora Prof. Dra. Amanda Alcaide F. Fukumoto pelas contribuições técnicas e orientação durante a elaboração deste artigo, que foram fundamentais para sua qualidade e profundidade. Agradecem também à Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT) pelo suporte, infraestrutura e recursos essenciais ao desenvolvimento acadêmico. À equipe técnica e colegas do curso de Engenharia Ambiental, os autores agradecem a colaboração em discussões sobre tratamento de água e as tecnologias de tratamento, como a Osmose Reversa.

Referências Bibliográficas

A. MOLINA-GARCIA *et al*, Brackish Desalination and Denitrification for Sustainable and Renewable Irrigation: Desirows Life European Project, v. 150, p. 1–7, 2021.

A.GAMBIER; MIKSCH, T ; E. BADREDDIN, Fault-tolerant supervisory control of a reverse osmosis desalination plant powered by renewable energies, **22nd European Modeling and Simulation Symposium (Simulation in Industry), (EMSS 2010)**, 2010.

ABDUL, Mohammad, Novel Hybrid Optimization Techniques to Enhance Reliability from Reverse Osmosis Desalination Process, **Energies**, v. 16, n. 2, p. 1–15, 2023.

ABU-ARABI, MOUSA, STATUS AND PROSPECTS FOR SOLAR DESALINATION IN THE MENA REGION, **NATO Security through Science Series**, p. 163–178, 2026.

AL MAQBALİ, Bashayar *et al*, Proposing an Ultrapure Water Unit Coupled to an Existing Reverse Osmosis Desalination Plant and its Exergy Analysis, **International Journal of Thermodynamics**, v. 25, n. 1, p. 39–52, 2022.

AL-JAYYOUSI, Odeh, Capacity building for desalination in Jordan: necessary conditions for sustainable water management, **Desalination**, v. 141, n. 2, p. 169–179, 2001.

AMARAL, Kárlia D.S. ; NAVONI, Julio A., Desalination in rural communities of the Brazilian semi-arid region: Potential use of brackish concentrate in local productive activities, **Process Safety and Environmental Protection**, v. 169, p. 61–70, 2023.

ANDERS, Cláudio Rodrigues *et al*, Environmental impacts of reject brine disposal from desalination plants, **Desalination and Water Treatment**, v. 181, p. 17–26, 2020.

BORSANI, Roberto ; REBAGLIATI, Silvio, Fundamentals and costing of MSF desalination plants and comparison with other technologies, **Desalination**, v. 182, n. 1–3, p. 29–37, 2005.

DE SOUZA ANTAS, Francisco Pio *et al*, Analysis of recovery by desalination systems in the west of Rio Grande do Norte, Brazil, **Desalination and Water Treatment**, v. 138, p. 230–236, 2019.

DELYANNIS, E.-E. ; BELESSIOTIS, V., Solar application in desalination: the Greek Islands experiment, **Desalination**, v. 100, n. 1–3, p. 27–34, 1995.

ELSAFTY, A.F.; FATH, H.E. ; AMER, A.M., Mathematical model development for a new solar desalination system (SDS), **Energy Conversion and Management**, v. 49, n. 11, p. 3331–3337, 2008.

FATH, Hassan E.S. *et al*, PV and thermally driven small-scale, stand-alone solar desalination systems with very low maintenance needs, **Desalination**, v. 225, n. 1–3, p. 58–69, 2008.

GHAFFOUR, Noreddine. The challenge of capacity-building strategies and perspectives for desalination for sustainable water use in MENA. **Desalination and Water Treatment**, v. 5, p. 48–53, 2009.

GHERMANDI, A. *et al*, Solar-powered desalination of brackish water with nanofiltration membranes for intensive agricultural use in Jordan, the Palestinian Authority and Israel, **DESALINATION AND WATER TREATMENT**, v. 76, p. 332–338, 2017.

GIBBONS, June; PAPAPETROU, Michael ; EPP, Christian, Assessment of EU policy: Implications for the implementation of autonomous desalination units powered by renewable resources in the Mediterranean region, **Desalination**, v. 220, n. 1–3, p. 422–430, 2008.

HENSEL, Frank ; UHL, Klaus, Low energy desalination and wind energy — sustainable solutions for drinking water production, **Desalination**, v. 168, p. 125–126, 2004.

HUTTNER, Kristen Ruth. Overview of existing water and energy policies in the MENA region and potential policy approaches to overcome the existing barriers to desalination using renewable energies. **Desalination and Water Treatment**, 2013.

IAQUANIELLO, G. *et al*, Concentrating solar power (CSP) system integrated with MED–RO hybrid desalination, **Desalination**, v. 336, p. 121–128, 2014.

INTINI, G. ; LIBERTI, L., UF and RO membrane fouling during wastewater desalination in the petrochemical industry, **Desalination and Water Treatment**, v. 57, n. 2, p. 479–486, 2016.

JAFARI, Sina *et al*, Geographical Preference for Installation of Solar Still Water Desalination Technologies in Iran: An Analytical Hierarchy Process (AHP)-Based Answer, **Water**, v. 14, n. 2, p. 265, 2022.

KAMAL, I., Thermo-economic modeling of dual-purpose power/desalination plants: steam cycles, **Desalination**, v. 114, n. 3, p. 233–240, 1997.

KARAGIANNIS, Ioannis C. ; SOLDATOS, Peter G., Estimation of critical CO2 values when planning the power source in water desalination: The case of the small Aegean islands, **Energy Policy**, v. 38, n. 8, p. 3891–3897, 2010.

KHOSRAVI, A.; SANTASALO-AARNIO, A. ; SYRI, S., Optimal technology for a hybrid biomass/solar system for electricity generation and desalination in Brazil, **Energy**, v. 234, p. 121309, 2021.

MARCOS, Haneron Victor ; MARÍA, Santa, Reflexões sobre o reúso potável direto e dessalinização para a garantia do direito humano à água, **Revista Universidad y Sociedad**, v. 14, n. 5, p. 121–132, 2022.

MERATIZAMAN, Mousa ; GODARZI, Ali Abbasi, Techno-economic feasibility of a solar-powered reverse osmosis desalination system integrated with lithium battery energy storage, **DESALINATION AND WATER TREATMENT**, v. 167, p. 57–74, 2019.

MOCH, I.; DEPENBROCK, Fred ; MUSSALLI, Yusuf, Electricity and water desalination: Separate sites offer value, **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 90, n. 1–2, p. 231–241, 1996.

MOREIRA, Fabrícia de Souza *et al*, Future scenarios for the development of the desalination industry in contexts of water scarcity: A Brazilian case study, **Technological Forecasting and Social Change**, v. 167, p. 120727, 2021.

MOSER, Massimo *et al*, Renewable desalination: a methodology for cost comparison, **Desalination and Water Treatment**, v. 51, n. 4–6, p. 1171–1189, 2013.

OKURA, Shiyoji S *et al*, Evaluation of direct coupling between conventional windmills and reverse osmosis desalination systems at low wind speeds, **Energy conversion and management**, v. 295, p. 117654–117654, 2023.

PALENZUELA, Patricia *et al*, Assessment of different configurations for combined parabolic-trough (PT) solar power and desalination plants in arid regions, **Energy**, v. 36, n. 8, p. 4950–4958, 2011.

PUGSLEY, Adrian *et al*, Global applicability of solar desalination, **Renewable Energy**, v. 88, p. 200–219, 2016.

Reverse osmosis desalination plants in Brazil: A cost analysis using three different energy sources, **Sustainable Cities and Society**, v. 43, p. 134–143, 2018.

ŞAHIN, Sümer *et al*, An innovative nuclear reactor for electricity and desalination, **International Journal of Energy Research**, v. 35, n. 2, p. 96–102, 2010.

SAIF, Y. ; ALMANSOORI, A., A capacity expansion planning model for integrated water desalination and power supply chain problem, **Energy Conversion and Management**, v. 122, p. 462–476, 2016.

SANTOS, Alexandre N. et al. Hydroponic lettuce production with brackish groundwater and desalination waste in Ibimirim, PE, Brazil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 9, 2010.

SCHIFFLER, Manuel, Perspectives and challenges for desalination in the 21st century, **Desalination**, v. 165, p. 1–9, 2004.

SHATAT, Mahmoud *et al*, Theoretical simulation of small scale psychometric solar water desalination system in semi-arid region, **Applied Thermal Engineering**, v. 59, n. 1–2, p. 232–242, 2013.

STEFOPOULOU, Aggeliki *et al*, Institutional and policy framework analysis in relation to the application of autonomous desalination systems — Greece, **Desalination**, v. 220, n. 1–3, p. 455–467, 2008.

WASHAHI, Mohammed Al ; GOPINATH, Arun S., Techno Economical Feasibility Analysis of Solar Powered RO Desalination in Sultanate of Oman, **2017 9th IEEE-GCC Conference and Exhibition (GCCCE)**, 2017.

REMOÇÃO DE BISFENOL-A E ESTRADIOL DE MATRIZES AQUOSAS POR CARVÃO ATIVADO: AVANÇOS RECENTES E PERSPECTIVAS FUTURAS

1Nathália Cristina Martins Rosa, 2Yovanka Perez Ginoris

1 Universidade de Brasília, e-mail: nmartinsrosa@gmail.com; 2 Universidade de Brasília, e-mail: yovanka.perez@gmail.com

Palavras-chave: adsorção; carvão ativado; interferentes endócrinos.

Resumo

A ocorrência de bisfenol-A (BPA) e 17β-estradiol (E2) em matrizes aquosas tem despertado crescente preocupação, em razão do potencial de interferência endócrina desses compostos e da limitação dos sistemas de tratamento de água em removê-los de forma eficiente. Nesse contexto, o presente estudo teve como objetivo analisar a produção científica relacionada à remoção de BPA e E2 em matrizes aquosas, com ênfase na adsorção em carvão ativado, destacando os principais avanços, abordagens e lacunas de pesquisa. Para isso, foi realizada uma análise bibliométrica complementada por revisão qualitativa da literatura, a partir de buscas na base *Scopus*, considerando o período de 2010 a 2026. A busca ampla identificou 227 documentos relacionados à remoção desses contaminantes em água, enquanto a busca refinada, direcionada especificamente à adsorção por carvão ativado, resultou em 16 artigos, que compuseram o portfólio final da análise qualitativa. A análise de coocorrência de termos, realizada no software VOSviewer, permitiu identificar quatro grandes eixos temáticos na literatura: adsorção, processos separação por membranas, sistemas de tratamento de água e sistemas de tratamento de esgoto. No recorte específico do carvão ativado, os resultados mostraram que BPA e E2 apresentam elevada afinidade por superfícies carbonáceas, sendo a capacidade adsortiva influenciada principalmente pela área superficial, distribuição de poros, grupos funcionais, pH e complexidade da matriz aquosa. Em parte dos estudos, o E2 apresentou maior remoção que o BPA; contudo, essa tendência não foi predominante, variando conforme o tipo de adsorvente e as condições operacionais. Observou-se ainda avanços no desenvolvimento de adsorventes alternativos derivados de resíduos lignocelulósicos e a ampliação de estudos em sistemas mais próximos da aplicação real, como colunas de leito fixo e etapas de pós-tratamento. Pode-se concluir que o carvão ativado permanece como uma tecnologia promissora para a remoção de BPA e E2, embora persistam lacunas relacionadas à avaliação da influência de matrizes complexas, ao potencial de remoção em colunas de leito fixo e assim à remoção conjunta desses contaminantes inclusive quando presentes no meio em concentrações ambientalmente representativas.

Introdução

Nas últimas décadas, os contaminantes emergentes têm sido amplamente reconhecidos como substâncias capazes de causar impactos adversos à vida aquática, à saúde humana e aos ecossistemas. Esses compostos apresentam elevada persistência, potencial de bioacumulação e efeitos biológicos mesmo em concentrações traço, sendo associados a distúrbios endócrinos, reprodutivos e metabólicos (SINGH *et al.*, 2024). Dentre os contaminantes emergentes, destacam-se os interferentes endócrinos, bisfenol-A (BPA) e 17-β-estradiol (E2), os quais possuem capacidade de alterar o sistema hormonal de organismos mesmo em baixas concentrações (ng/L a µg/L).

O BPA foi o primeiro bisfenol sintetizado, sendo o mais conhecido e amplamente aplicado. Essa substância é empregada como monômero na fabricação de polímeros, como policarbonatos, resinas epóxi e poliésteres, conferindo propriedades mecânicas como flexibilidade e tenacidade aos materiais em que é utilizado. Dentre os compostos com ação desreguladora endócrina, o hormônio natural E2 está associado à excreção humana e animal. E se destaca por possuir elevada capacidade de interferir no sistema endócrino (SINGH *et al.*, 2024).

A ocorrência de BPA e E2 no ambiente aquático está associada a diversas fontes, incluindo efluentes domésticos, industriais e hospitalares, além do escoamento agrícola e as águas pluviais. A literatura aponta que os efluentes líquidos constituem a principal via de entrada desses contaminantes nos corpos hídricos, especialmente em regiões com sistemas de tratamento de esgoto ineficientes ou inexistentes (FLORIPES *et al.*, 2018).

Embora as Estações de Tratamento de Água (ETA) sejam projetadas para remover partículas sólidas e microrganismos patogênicos, sua eficácia frente aos microcontaminantes varia conforme a tecnologia empregada. O tratamento convencional, ou ciclo completo, utilizado na maioria das ETAs, bem como os processos de separação por membranas de baixa pressão, apresentam limitações na remoção desses compostos. Por essa razão, tem crescido o número de estudos voltados ao desenvolvimento e à avaliação de técnicas complementares e alternativas de tratamento (FLORIPES *et al.*, 2018).

Diversos estudos reportam a ocorrência de BPA e E2 em diferentes matrizes ambientais, com concentrações variando de ng/L a µg/L, inclusive em água tratada, evidenciando a limitação das tecnologias de tratamento atualmente utilizadas (FLORIPES *et al.*, 2018; SODRÉ & SAMPAIO, 2020; WANG *et al.*, 2025). Nesse contexto, a ocorrência desses compostos em água tratada tem sido motivo de preocupação global, sendo objeto de monitoramento por diferentes órgãos reguladores e instituições sanitárias e ambientais, como por exemplo a EPA e a União Europeia.

A Organização Mundial da Saúde recomenda valores de referência de 0,1 µg/L para BPA e 1 ng/L para E2, com o objetivo de avaliar a presença e a eficiência de remoção nos sistemas de tratamento de água (UE, 2020). Na União Europeia, o BPA possui valor paramétrico de 2,5 µg/L e foi incluído como parâmetro regulatório na água tratada, enquanto o E2 integra a

lista de vigilância de contaminantes emergentes (UE, 2020). Nos Estados Unidos, embora ainda não existam limites regulatórios específicos, ambos os compostos são monitorados pela USEPA como candidatos a integrar o padrão de potabilidade em futura regulamentação (USEPA, 2009; USEPA, 2022). No Brasil, apesar de terem sido avaliados para inclusão nos padrões de potabilidade, o BPA e o E2 ainda não são regulamentados, principalmente em função da complexidade analítica e dos custos associados ao seu monitoramento (MS, 2020).

Diante desse cenário, a busca por tecnologias capazes de remover eficientemente esses compostos têm se intensificado. Entre as alternativas tecnológicas, adsorção, processos oxidativos avançados e processos de separação por membranas, destaca-se o processo de adsorção, especialmente utilizando carvão ativado, o qual apresenta elevada área superficial, alta porosidade e custo relativamente baixo em comparação com outros materiais. O carvão ativado é reconhecido como adsorvente altamente eficaz para remover uma diversidade de contaminantes orgânicos e inorgânicos de diferentes matrizes aquosas, podendo ser utilizado na forma granular (CAG) ou em pó (CAP) (HOWE *et al.*, 2016).

Em diversas situações, a utilização do carvão ativado em pó (CAP) pode não ser a opção mais vantajosa, sendo mais interessante empregá-lo na forma granular (CAG). A principal vantagem do CAP está na possibilidade de aplicação intermitente, ou seja, apenas quando necessário ao processo de tratamento. No entanto, em casos que exigem o uso contínuo do adsorvente, como a presença constante nos ambientes aquáticos de contaminantes de preocupação emergente, a opção do CAG torna-se economicamente mais atrativa, pois fornece maior durabilidade e pode ser reutilizado, reduzindo os custos operacionais e de geração de resíduos (FERREIRA FILHO, 2021).

Em larga escala, as colunas em leito fixo de CAG são frequentemente as mais utilizadas, pois representam uma das configurações mais eficazes para o tratamento de grandes volumes de água e permitem o contato contínuo entre o adsorvato e adsorvente, resultando em melhor aproveitamento do adsorvente e maior facilidade no controle do processo, quando comparado à aplicação do CAP (SCHARF *et al.*, 2010).

Nesse contexto, torna-se relevante investigar o panorama científico relacionado à remoção de BPA e E2 empregando adsorção em carvão ativado, visando à sistematização do conhecimento existente e à identificação de lacunas nesta área do conhecimento. A análise bibliométrica constitui uma ferramenta importante nesse sentido, permitindo a avaliação da evolução da produção científica, dos principais temas abordados e das tendências de pesquisa na área de conhecimento.

Dessa forma, o presente estudo teve como objetivo analisar a produção científica relacionada aos estudos de remoção de BPA e E2 presentes em matrizes aquosas, empregando adsorção em carvão ativado, destacando os principais avanços, abordagens e direções futuras no campo dos estudos de remoção de ambos os contaminantes emergentes.

Materiais e Métodos

A pesquisa foi desenvolvida por meio de abordagem bibliométrica, complementada por análise qualitativa da literatura, com o objetivo de identificar o panorama científico relacionado à remoção de bisfenol-A (BPA) e 17β-estradiol (E2) de matrizes aquosas, com ênfase na adsorção por carvão ativado. A coleta de dados foi realizada em março de 2026, utilizando-se a base de dados *Scopus*, considerando o período de publicação entre 2010 e 2026.

Na primeira etapa, foi conduzida uma busca ampla com o propósito de mapear a produção científica referente à remoção de BPA e E2 no tratamento de água para abastecimento público e matrizes correlatas, independentemente da tecnologia empregada. Para isso, foram definidos termos de busca em inglês relacionados aos contaminantes de interesse e aos processos de remoção, combinados por meio dos operadores booleanos *AND* e *OR*, com aplicação nos campos título, resumo e palavras-chave. Foram incluídos apenas artigos científicos e artigos de revisão, publicados em língua inglesa, sem restrição geográfica, de modo a contemplar uma visão global da produção científica sobre o tema.

Os registros recuperados nessa etapa foram submetidos a tratamento bibliométrico com auxílio do software VOSviewer, por meio do qual foi construída uma rede de coocorrência dos termos mais frequentes nos resumos dos artigos. Essa análise permitiu identificar os principais eixos temáticos, áreas de concentração e tendências de pesquisa relacionadas à remoção de BPA e E2 em matrizes aquosas.

Na segunda etapa, foi realizada uma busca refinada, direcionada especificamente aos estudos que abordam a remoção de BPA e/ou E2 por adsorção em carvão ativado. Nessa etapa, foram incluídos termos adicionais relacionados ao adsorvente e às configurações operacionais de interesse, tais como carvão ativado em pó, carvão ativado granular, adsorção em leito fixo e adsorção em coluna. Os documentos recuperados foram então submetidos à triagem por leitura de título, resumo e palavras-chave, sendo selecionados apenas aqueles efetivamente relacionados à remoção de BPA e/ou E2 por adsorção em carvão ativado em matrizes aquosas.

Após a triagem, os artigos selecionados compuseram o portfólio final da análise qualitativa. A partir desse conjunto, procedeu-se à leitura crítica dos estudos, com foco nos seguintes aspectos: materiais adsorventes utilizados, condições operacionais avaliadas, influências da matriz aquosa e perspectivas de aplicação do carvão ativado na remoção de BPA e E2.

Resultados e Discussão

A busca inicial realizada na base *Scopus* resultou em 227 documentos, relacionados à remoção de BPA e E2 em matrizes aquosas, utilizando a seguinte equação de busca na plataforma: [(“removal”) AND (“drinking water” OR “water”) AND (“BPA” OR “bisphenol-A” OR “endocrine distuptors”) AND (“estradiol” OR “E2” OR “17B-estradiol” OR “endocrine distuptors”)].

De acordo com a Figura 01 é possível observar que a distribuição temporal das publicações evidencia o constante interesse científico sobre o tema ao longo dos anos, com aumento mais expressivo a partir da última década, o que reflete a

crescente preocupação com a ocorrência de interferentes endócrinos em águas superficiais e água tratada. Esse crescimento acompanha o avanço das discussões sobre contaminantes emergentes, sua persistência ambiental e os riscos associados à exposição prolongada, mesmo em concentrações traço.

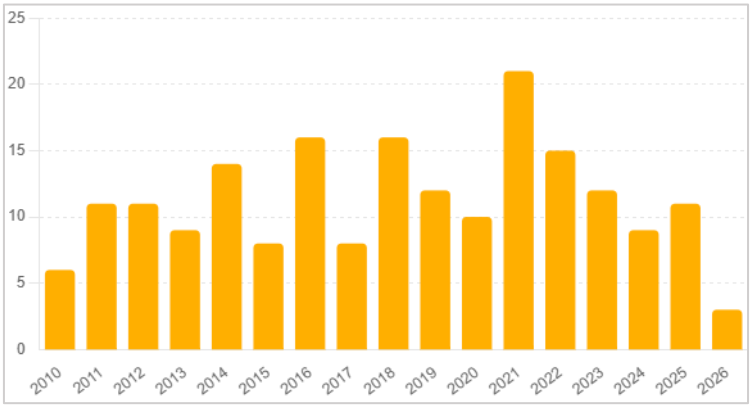


Figura 01 - Número de publicações relacionadas aos estudos de remoção de BPA e E2 ao longo dos anos.
Fonte: *Scopus* (2026)

A análise de coocorrência dos termos, realizada no software VOSviewer, permitiu identificar quatro grandes eixos temáticos na literatura (Figura 02): adsorção, cluster verde; processos por membranas, cluster azul; sistemas de tratamento de água, cluster amarelo; e sistemas de tratamento de esgoto, cluster vermelho. Tal distribuição indica que a remoção de BPA e E2 tem sido abordada por diferentes tecnologias em diferentes matrizes aquosas.

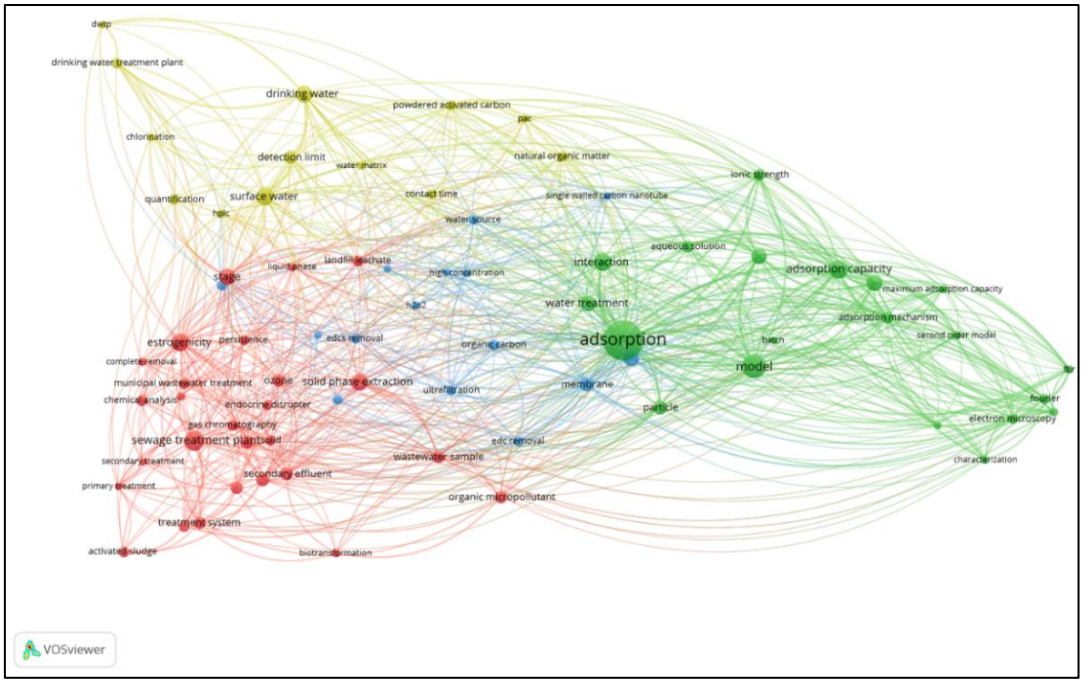


Figura 02 – Coocorrência dos termos empregados no levantamento bibliográfico sobre BPA e E2.

Dentre as tecnologias investigadas para a remoção de BPA e E2, os processos de separação por membranas, identificados no cluster azul, representam uma alternativa relevante em razão da capacidade de retenção de contaminantes. Entretanto, sua aplicação ainda apresenta limitações associadas ao custo energético e operacional. Em contraste, o cluster verde evidencia os estudos focados na avaliação dos processos adsortivos, especialmente pela recorrência de termos relacionados à capacidade adsortiva, mecanismos de remoção, cinética, isotermas e modelagem. Nesse contexto, a adsorção se destaca como uma alternativa tecnicamente promissora, devido à simplicidade operacional, à flexibilidade de aplicação em sistemas de tratamento de água e ao bom desempenho na remoção de compostos orgânicos hidrofóbicos, como BPA e E2.

Entre os quatro eixos temáticos identificados na análise de coocorrência, a adsorção foi selecionada como foco da análise qualitativa em razão de sua centralidade na rede e de sua aplicabilidade ao tratamento de água para consumo humano. A partir desse recorte, foi realizada uma segunda etapa de busca, direcionada especificamente aos estudos sobre remoção de BPA e/ou E2 por adsorção em carvão ativado. Os documentos recuperados foram submetidos à triagem por leitura de título, resumo

e palavras-chave, sendo selecionados apenas aqueles efetivamente relacionados à remoção de BPA e E2 por adsorção em carvão ativado em matrizes de água tratada. Dessa forma, o portfólio final da análise qualitativa foi constituído por 16 artigos.

A literatura revisada de estudos comparativos entre adsorventes demonstra que BPA e E2 apresentam elevada afinidade por superfícies carbonáceas, embora o estradiol apresente maior remoção que o BPA em parte dos estudos. Kim *et al.* (2016) verificaram que a remoção desses contaminantes por biocarvão ativado pulverizado, produzido a partir do pinheiro, em matriz de água ultrapura, foi aproximadamente 5 a 30% superior à obtida com carvão ativado comercial pulverizado (F400), desempenho atribuído à maior área superficial do biocarvão (1360 m^2/g) e ao seu maior volume de poros (0,95 cm^3/g). Além disso, a ordem de afinidade adsortiva observada foi E2 > BPA, indicando maior interação do estradiol com a fase sólida em ambos os materiais. Esse comportamento também foi observado por Lima *et al.* (2014), que, ao aplicarem CAP comercial como pré-tratamento em águas naturais, verificaram maior remoção de E2 em comparação ao BPA. Com dose de 2,5 mg/L de CAP e 120 minutos de contato, os autores obtiveram remoções de 99,9% para E2 e 47,1% para BPA em água de alta turbidez (193,4 uT), e de 81,4% para E2 e 68,6% para BPA em água de baixa turbidez (10,4 uT). Esses resultados reforçam que, embora o BPA seja eficientemente removido por adsorção, o E2 pode apresentar afinidade ainda mais elevada por materiais carbonáceos, possivelmente em razão de suas propriedades físico-químicas, como maior hidrofobicidade (log Kow = 4,01), o que resulta em interações mais favoráveis com a superfície do adsorvente.

Entretanto, essa tendência não pode ser generalizada ou estendida a todos os materiais adsorventes de natureza carbonácea. Ifelebuegu *et al*. (2015) ao compararem resíduos de folhas de chá preto pulverizadas (passadas em peneira de 600 μm) e carvão ativado granular comercial (CAG) para remoção de BPA e E2 em água deionizada, observaram elevadas remoções de ambos os compostos, mas maior capacidade de adsorção do BPA, de 18,35 mg/g para o adsorvente proveniente de resíduos de chá e 16,26 mg/g para o CAG, valores superiores aos obtidos para E2, de 3,46 mg/g e 4,01 mg/g, respectivamente. Essa diferença sugere que, nas condições avaliadas, pH ácido a neutro e em temperaturas baixas (15 ºC), o BPA apresentou afinidade específica pelos sítios dos adsorventes. Dessa forma, o desempenho de remoção de BPA e E2 pode variar conforme o tipo de adsorvente e as condições experimentais.

Nos estudos voltados à remoção individual de BPA, observa-se que a adsorção tende a ser favorecida em carvões ativados com elevada área superficial. Hernández-Abreu *et al.* (2020) verificaram que o CAP comercial F400 apresentou elevada capacidade adsortiva em água ultrapura (407,0 mg/g), atribuída à combinação entre alta área superficial (1059,0 m^2/g) e maior volume de microporos (0,384 cm^3/g). De forma semelhante, Shi *et al.* (2022) observaram que um biocarvão derivado da palha de trigo, com área superficial de 2944,0 m^2/g e volume de poros de 1,33 cm^3/g, atingiu capacidade máxima de adsorção de BPA de 909,1 mg/g, superando o carvão comercial mesoporoso avaliado. Jari *et al.* (2024) também verificaram elevada remoção de BPA (217,39 mg/g) em um carvão ativado com alta área superficial (1369,03 m^2/g). Esse comportamento foi corroborado por Ponnuchamy *et al*. (2025), que registraram baixa capacidade de remoção de BPA (32,05 mg/g) empregando um biocarvão proveniente do bagaço da cana-de-açúcar, que apresentou reduzida área superficial (14,302 m^2/g) e baixo volume de poros (0,005 cm^3/g). Em conjunto, esses resultados reforçam que uma estrutura porosa bem desenvolvida constitui um dos principais fatores que influenciam a remoção de BPA, possivelmente em razão da compatibilidade entre o reduzido tamanho molecular do contaminante e os poros disponíveis nos adsorventes avaliados, predominantemente microporosos.

Além das características texturais e químicas dos adsorventes, o pH do meio exerce grande influência sobre a adsorção do BPA, uma vez que altera tanto o grau de dissociação do contaminante quanto a carga superficial do adsorvente. Em pH inferior ao pKa do BPA (9,6), predomina a forma não dissociada, favorecendo interações hidrofóbicas com a superfície carbonácea. À medida que o pH aumenta, o BPA se desprotona, apresentando-se na forma de sua base conjugada, o que pode promover interações eletrostáticas do contaminante com a superfície do adsorvente, cuja carga superficial depende do ponto de carga zero (pH_{PCZ}). Essa tendência foi observada por Shi *et al.* (2022) e Jari *et al.* (2024) que relataram maior adsorção entre pH 2,0 e 7,0, seguida de redução significativa em meio alcalino. Ponnuchamy *et al*. (2025) também observaram melhor desempenho em pH moderadamente ácido. Esses resultados indicam que a adsorção de BPA está ligada à sua especiação química e à carga superficial do adsorvente, o que torna o controle do pH uma variável operacional particularmente relevante.

Além desses estudos, Jung *et al.* (2013) demonstraram que biocarvões produzidos sob diferentes condições de pirólise apresentaram desempenhos distintos na remoção de BPA. O material pirolisado na ausência de oxigênio apresentou melhor desempenho, superando inclusive o carvão ativado pulverizado comercial avaliado. Esse comportamento foi atribuído à maior área superficial do biocarvão (1360,3 m^2/g), ao maior volume de poros (0,95 cm^3/g) e à presença de grupos funcionais polares, que ampliam as interações intermoleculares entre o BPA e a superfície do adsorvente. De forma complementar, Reis *et al*. (2025) evidenciam uma tendência recente de desenvolvimento de adsorventes mais sustentáveis e funcionalizados, ao sintetizarem um biocarvão magnético com elevada área superficial (767 m^2/g) e volume de poros (0,526 cm^3/g), capaz de promover adsorção completa de BPA em 210 minutos. Os autores estimaram a capacidade máxima de remoção na faixa de 150 mg/g para o material sintetizado. Além da eficiência adsortiva, o material apresenta a vantagem operacional da separação magnética, reduzindo uma das limitações associadas ao uso de carvões finamente particulados. Esses estudos reforçam que a otimização textural e funcional dos biocarvões pode ampliar o desempenho da adsorção e contribuir para o desenvolvimento de materiais alternativos ao carvão ativado comercial.

Quanto aos modelos matemáticos ajustados aos dados de remoção BPA, a maior parte dos estudos apontou melhor ajuste ao modelo cinético de pseudo-segunda ordem e à isoterma de Langmuir, sugerindo adsorção em monocamada e interações de natureza química na etapa controladora do processo (SHI *et al.*, 2022 e JARI *et al.*, 2024). Já o estudo de Hernández-Abreu *et al.* (2020) verificaram que o comportamento pode variar conforme o material empregado, com melhor

ajuste do modelo de pseudo-primeira ordem para alguns adsorventes testados. No caso das isotermas, o modelo de Sips também apresentou bom desempenho em determinados materiais, o que indica que a heterogeneidade energética da superfície não deve ser desconsiderada. Assim, embora a literatura mostre tendência de ajuste do modelo de pseudo-segunda ordem e de Langmuir aos dados experimentais, o mecanismo de adsorção do BPA ainda pode variar conforme a composição química e a estrutura do adsorvente.

Nos estudos que avaliam a remoção individual do E2, também se observa favorecimento da adsorção em carvões ativados com estrutura porosa desenvolvida, especialmente aqueles com elevada área superficial associada a presença de microporos e presença de grupos funcionais oxigenados. Liu *et al.* (2020a) relataram capacidade máxima de adsorção de 98,73 mg/g para E2 em um biocarvão, proveniente da semente de lótus, em água deionizada, atribuindo esse desempenho à elevada área superficial (828,37 m^2/g), à presença de microporos (0,44 cm^3/g) e às interações π-π entre os anéis aromáticos do hormônio e a superfície do adsorvente. No estudo de Liu *et al*. (2020b), a ativação do biocarvão, proveniente da semente de lótus, com hidróxido de potássio (KOH) aumentou significativamente a área superficial (364,3 m^2/g) e o volume de poros (0,39 cm^3/g), resultando em capacidade máxima de adsorção de 100,6 mg/g em matriz de água deionizada. Esse resultado indica que as condições de síntese e ativação do biocarvão exerceram influência direta na remoção de E2. Resultados semelhantes foram observados por Xu *et al*. (2022), que verificaram maior capacidade de adsorção (7,427 mg/g) para o biocarvão proveniente da casca de noz, com maior área superficial (737,98 m^2/g) e volume de poros (0,695 cm^3/g) entre os materiais avaliados. Elias *et al*. (2021), por sua vez, relataram capacidade máxima de remoção de 22 mg/g de E2 em carvão ativado comercial de casca de macadâmia, em matriz de água ultrapura, com elevada área superficial (1000,0 m^2/g).

A influência do pH na adsorção do E2 é igualmente recorrente. Como o pKa do E2 é de aproximadamente 10,4, a molécula tende a permanecer predominantemente em sua forma molecular em ampla faixa de pH, favorecendo sua remoção por interações hidrofóbicas e π-π em condições próximas à neutralidade. Liu *et al*. (2020a; 2020b) observaram remoção máxima em pH 7, com redução da adsorção em meio alcalino, atribuída à desprotonação do E2 e à repulsão eletrostática com superfícies negativamente carregadas dos carvões avaliados. Elias *et al*. (2021) reportaram comportamento semelhante, com queda da eficiência acima de pH 8. Os dados de Kim *et al.* (2016) corroboram essa tendência ao demonstrar que o aumento do pH para valores acima do pKa do estradiol reduziu sua adsorção.

Em termos de modelagem, grande parte dos estudos voltados à remoção de E2 indicam melhor ajuste do modelo cinético de pseudo-segunda ordem e da isoterma de Langmuir (LIU *et al.*, 2020a; 2020b; ELIAS *et al*., 2021 e IFELEBUEGU *et al*., 2015), sugerindo predominância de quimissorção e adsorção em monocamada para grande parte dos materiais avaliados. Em contrapartida, Xu *et al.* (2022) observaram melhor ajuste à isoterma de Freundlich, indicando superfície heterogênea e adsorção em multicamada. Essa variabilidade mostra que a adsorção do E2, embora frequentemente bem descrita por modelos clássicos de quimissorção em superfícies homogêneas, pode apresentar comportamento dependente da natureza estrutural e química do adsorvente.

A matriz aquosa também exerce influência importante sobre a eficiência da adsorção. Para o E2, Liu *et al.* (2020a; 2020b) observaram que a presença de ácido húmico pouco alterou a capacidade adsortiva dos carvões, possivelmente em razão de impedimentos estéricos associados à estrutura da matéria orgânica. Por outro lado, a força iônica apresentou efeitos distintos conforme o material: em alguns casos, favoreceu a adsorção por efeito *salting-out*; em outros, reduziu o desempenho por efeito *squeezing-out*.

Do ponto de vista de aplicação em tratamento de água, Lima *et al*. (2014) demonstraram que não apenas as características texturais e químicas do adsorvente, mas também a configuração operacional influencia na remoção de BPA e E2. No tratamento de águas naturais de baixa e alta turbidez, os autores verificaram que a simples clarificação aplicando hidróxido de alumínio apresentou baixa eficiência de remoção para esses contaminantes e que a aplicação simultânea de coagulante e CAP prejudicou a remoção, provavelmente devido ao recobrimento dos sítios de adsorção pelo coagulante. Em contrapartida, quando o CAP foi empregado como pré-tratamento, antes da coagulação, houve aumento expressivo na eficiência, com remoções de 68,6% para BPA e 81,4% para E2 em 120 minutos de contato. Esses resultados ressaltam que a eficiência da adsorção não depende apenas do tipo de carvão, mas também de como e em que etapa ele é inserido no sistema de tratamento.

Essa relação entre configuração operacional e desempenho adsortivo também se associa à influência da matriz aquosa, uma vez que a composição da água pode alterar tanto a eficiência da coagulação quanto a disponibilidade dos sítios de adsorção dos materiais. Nesse contexto, Joseph *et al*. (2013) avaliaram a remoção de BPA em diferentes matrizes aquosas, água superficial, salobra sintética, marinha sintética e lixiviados sintéticos, comparando processos combinados de coagulação-adsorção com nanomateriais de carbono ao uso de carvão ativado pulverizado comercial. Os autores observaram que a coagulação isolada apresentou baixa efetividade na água superficial: com sulfato de alumínio, a remoção foi inferior a 10%, enquanto, com cloreto de ferro, atingiu 11,3%. Quando a coagulação foi associada à adsorção, a remoção final foi semelhante à obtida apenas com CAP, alcançando valores superiores a 90%. Esse resultado indica que a principal contribuição do processo combinado esteve relacionada à etapa adsortiva.

Além disso, Joseph *et al*. (2013) verificaram variação expressiva entre as matrizes avaliadas, com menor desempenho nos lixiviados sintéticos, possivelmente em razão do alto teor de matéria orgânica complexa, capaz de competir com o BPA pelos sítios de adsorção e bloquear parte da superfície disponível. Em outras palavras, a composição da matriz influenciou diretamente o desempenho do processo, reduzindo a eficiência da adsorção em meios mais complexos. Esses achados corroboram as discussões de Hernández-Abreu *et al.* (2020), que também observaram redução da capacidade de adsorção de BPA em água superficial e, principalmente, em efluente hospitalar, quando comparados à água ultrapura. Segundo os autores, essa redução foi

atribuída à presença de matéria orgânica dissolvida e à diminuição das interações eletrostáticas favoráveis em valores de pH mais elevados, especialmente em meio alcalino.

Além dos ensaios em reatores agitados, a remoção de BPA e E2 por carvão ativado também tem sido avaliada em configurações mais próximas dos sistemas reais de tratamento contínuo, como sistemas de pós-tratamento e colunas de leito fixo. Profita *et al.* (2024), ao monitorarem uma ETA na Itália composta por ultrafiltração associada à filtração em carvão ativado biológico, observaram que o BPA foi frequentemente detectado na água bruta e em etapas intermediárias do tratamento, enquanto o E2 ocorreu apenas esporadicamente. Os autores verificaram aumento da concentração de BPA após algumas etapas, como a ultrafiltração, que apresentou remoção negativa de -56,8%, sugerindo possível contribuição de materiais ou unidades do sistema como fontes secundárias de contaminação. Como os poros das membranas de ultrafiltração podem ser maiores que o tamanho molecular de BPA, o mecanismo de peneiramento não garante sua retenção. Nesse contexto, a qualidade final da água dependeu da etapa de filtração em carvão ativado biológico, que apresentou redução de 100% da concentração de BPA em relação à água bruta. Contudo, essa eficiência variou sazonalmente, sendo elevada no verão e ineficaz no inverno, possivelmente em função da influência da temperatura sobre a atividade microbiana no carvão.

Em escalada de bancada, Lima *et al.* (2016) avaliaram a remoção de E2 em colunas de carvão ativado granular por meio de Ensaios Rápidos em Colunas de Escala Reduzida (ERCER), comparando um CAG de origem betuminosa (CAGB) e outro derivado da casca de coco (CAGC), em águas destilada e tratada. O CAGB apresentou maior área superficial e volume de microporos (781,4 m^2/g e 0,383 cm^3/g, respectivamente) que o CAGC (374,0 m^2/g e 0,209 cm^3/g, respectivamente), o que refletiu em melhor desempenho adsortivo do CAGB. Em água destilada, o ponto de ruptura ocorreu em 88 horas para o CAGB, com 73,9% de remoção de E2, enquanto o CAGC atingiu ruptura em 72 horas, com remoção de 64,6%. Em água tratada fortificada, o CAGB também apresentou desempenho superior, removendo mais de 94% após 22 horas de operação, enquanto o CAGC alcançou 90% de remoção de E2. A remoção do estradiol foi atribuída principalmente a interações hidrofóbicas e π-π, favorecidas pela predominância da molécula em sua forma neutra nas condições avaliadas, taxa de aplicação superficial de 120 $m^3/m.dia$ e tempo de contato em leito vazio de 0,720 min, e pela compatibilidade entre o tamanho molecular do E2 e a estrutura porosa dos carvões.

Diante do exposto, observa-se que a literatura analisada evidencia que a adsorção em carvão ativado permanece como estratégia promissora para a remoção de bisfenol-A (BPA) e estradiol (E2) de matrizes aquosas, sobretudo em razão da elevada afinidade desses compostos por superfícies carbonáceas e da flexibilidade de aplicação do adsorvente em configurações distintas, como carvão ativado em pó (CAP) ou carvão ativado granular (CAG). Em geral, os estudos convergem ao mostrar que o desempenho do processo depende simultaneamente das características do adsorvente, como área superficial, distribuição de poros e grupos funcionais, e das propriedades dos adsorvatos, especialmente hidrofobicidade, massa molar e grau de ionização. Além disso, indicam avanços da avaliação de carvões comerciais convencionais para materiais alternativos derivados de resíduos lignocelulósicos, com potencial de maior sustentabilidade e menor custo, bem como pela avaliação do desempenho em sistemas mais complexos, como sistemas de filtração em tratamento de água em escala real.

No entanto, observa-se que a maior parte das investigações ainda tem sido desenvolvida em escala de bancada, por meio de ensaios em reatores agitados, o que restringe a extrapolação dos resultados para sistemas contínuos de tratamento. Nesse cenário, destaca-se a necessidade de ampliação de estudos em colunas de leito fixo, uma vez que essa configuração experimental representa as condições operacionais encontradas em sistemas de tratamento reais, considerando que o BPA e o E2 são contaminantes emergentes frequentemente detectados em mananciais utilizados como fontes de abastecimento. Além disso, esse tipo de abordagem permite avaliar parâmetros fundamentais para o dimensionamento e a operação dos sistemas, como curvas de ruptura, capacidade de adsorção, influência da vazão, altura do leito e tempo de contato. Persistem, igualmente, lacunas relacionadas ao comportamento da adsorção em matrizes aquosas complexas, contendo múltiplos contaminantes, bem como a interferência de constituintes da água, como matéria orgânica natural e espécies iônicas dissolvidas. Outro aspecto ainda pouco explorado refere-se à faixa de concentração empregada em muitos estudos experimentais, frequentemente superior àquela observada em condições ambientais, tendo em vista que BPA e E2 são usualmente encontrados em níveis traço, em geral na faixa de ng/L a µg/L, em águas superficiais destinadas ao abastecimento público de água.

Considerações Finais

A análise da produção científica indica que a adsorção em carvão ativado permanece como uma alternativa promissora para a remoção de BPA e E2 em matrizes aquosas, devido à elevada afinidade desses contaminantes por superfícies carbonáceas e à versatilidade de aplicação do adsorvente em diferentes configurações de tratamento.

Os estudos revisados mostram que a eficiência do processo depende das características do adsorvente, como área superficial, volume e distribuição de poros, grupos funcionais e forma de aplicação, bem como das propriedades dos contaminantes, especialmente hidrofobicidade, tamanho molecular e grau de ionização. Também se observa avanço no desenvolvimento de adsorventes alternativos, derivados de resíduos lignocelulósicos, com menor custo e maior sustentabilidade.

Apesar desses avanços, a maioria dos estudos ainda é realizada em escala de bancada, com concentrações superiores às observadas em ambientes aquáticos. Assim, são necessários estudos em colunas de leito fixo, com matrizes reais, concentrações ambientalmente representativas e avaliação de parâmetros operacionais, como curvas de ruptura, saturação do leito, tempo de contato e regeneração do adsorvente.

Dessa forma, conclui-se que o carvão ativado, especialmente em sua forma granular, apresenta elevado potencial como etapa complementar para remoção de BPA e E2 em sistemas contínuos de tratamento de água. Contudo, sua consolidação em escala real depende de estudos mais representativos das condições operacionais encontradas em estações de tratamento.

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 à CAPES e à Universidade de Brasília (UnB) pelo apoio institucional recebido.

Referências Bibliográficas

ELIAS, Khotha D.; EJIDIKE, Ikechukwu P.; MTUNZI, Fanyana M.; PAKADE, Vusumzi E. **Endocrine disruptors (estrone and β-estradiol) removal from water by nutshell activated carbon: kinetic, isotherms and thermodynamic studies**. *Chemical Thermodynamics and Thermal Analysis*, [s. l.], v. 3-4, p. 100013, 2021.

FERREIRA FILHO, Sidney. S. **Princípios, fundamentos e processos em engenharia ambiental**. Santana de Parnaíba: SGuerra Design Ltda., 2021.

FLORIPES, Túlio. C.; AQUINO, Sérgio. F. D.; QUARESMA, Amanda. D. V.; AFONSO, Robson. J. D. C. F.; CHERNICHARO, Carlos. A. D. L.; SOUZA, Cláudio. L. D. **Ocorrência de fármacos e desreguladores endócrinos em esgoto bruto e tratado na cidade de Belo Horizonte (MG)**. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, v. 23, n. 6, p. 1199-1211, nov./dez. 2018.

HERNÁNDEZ-ABREU, Ana. B.; ÁLVAREZ-TORRELLAS, Silvia.; ÁGUEDA, Vicente. I.; LARRIBA, Marcos.; DELGADO, José. A.; CALVO, Pilar. A.; GARCÍA, Juan. **Enhanced removal of the endocrine disruptor compound Bisphenol A by adsorption onto green-carbon materials: effect of real effluents on the adsorption process**. *Journal of Environmental Management*, [s. l.], v. 266, p. 110604, jul. 2020.

HOWE, Kerry. J.; HAND, David. W.; CRITTENDEN, John. C.; TRUSSELL, R. Rhodes.; TCHOBANOGLOUS, George. **Princípios de tratamento de água**. São Paulo: Cengage Learning, 2016.

IFELEBUEGU, Augustine. O.; UKPEBOR, Justina. E.; OBIDIEGWU, C. C.; KWOFI, B. C. **Comparative potential of black tea leaves waste to granular activated carbon in adsorption of endocrine disrupting compounds from aqueous solution**. *Global Journal of Environmental Science and Management*, Tehran, v. 1, n. 3, p. 205-214, jul. 2015.

JARI, Yassine; ROCHE, Nicolas; NECIBI, Mohamed Chaker; FALIL, Fatima Zahra; TAYIBI, Saida; LYAMLOULI, Karim; CHEHBOUNI, Abdelghani; GOURICH, Bouchaib. **Porous activated carbons derived from waste Moroccan pine cones for high-performance adsorption of bisphenol A from water**. *Heliyon*, [s. l.], v. 10, p. e29645, abr. 2024.

JOSEPH, Lesley.; BOATENG, Linkel. K.; FLORA, Joseph. R. V.; PARK, Yong Gyun.; SON, Aahjeong.; BADAWY, Mohammed.; YOON, Yeomin. **Removal of bisphenol A and 17α-ethinyl estradiol by combined coagulation and adsorption using carbon nanomaterials and powdered activated carbon**. *Separation and Purification Technology*, [s. l.], v. 107, p. 37-47, mar. 2013.

JUNG, Chanil.; PARK, Junyeong.; LIM, Kwang. H.; PARK, Sunkyu.; HEO, Jiyong.; HER, Namguk.; OH, Jeill.; YUN, Soyoung.; YOON, Yeomin. **Adsorption of selected endocrine disrupting compounds and pharmaceuticals on activated biochars**. *Journal of Hazardous Materials*, Amsterdam, v. 263, p. 702-710, dez. 2013.

KIM, Eunseon.; JUNG, Chanil.; HAN, Jonghun.; HER, Namguk.; PARK, Chang. M.; JANG, Min.; SON, Ahjeong.; YOON, Yeomin. **Sorptive removal of selected emerging contaminants using biochar in aqueous solution**. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, [s. l.], v. 36, p. 364-371, abr. 2016.

LIMA, Diego. R. S.; BAÊTA, Bruno. E. L.; AQUINO, Sérgio. F.; LIBÂNIO, Marcelo.; AFONSO, Robson. J. C. F. **Removal of pharmaceuticals and endocrine disruptor compounds from natural waters by clarification associated with powdered activated carbon**. *Water, Air, & Soil Pollution*, Dordrecht, v. 225, p. 2170, out. 2014.

LIMA, Lisandra.; BAÊTA, Bruno. E. L.; LIMA, Diego. R. S.; AFONSO, Robson. J. C. F.; AQUINO, Sérgio. F.; LIBÂNIO, Marcelo. **Comparison between two forms of granular activated carbon for the removal of pharmaceuticals from different waters**. *Environmental Technology*, London, v. 37, n. 11, p. 1334-1345, jun. 2016.

LIU, Ni.; LIU, Yunguo.; TAN, Xiaofei.; LI, Meifang.; LIU, Shaobo.; HU, Xinjiang.; ZHANG, Peng.; DAI, Mingyang.; XU, Weihua.; WEN, Jun. **Synthesis a graphene-like magnetic biochar by potassium ferrate for 17β-estradiol removal: effects of Al2O3 nanoparticles and microplastics**. *Science of the Total Environment*, Amsterdam, v. 715, p. 136723, maio 2020.

LIU, Ni.; LIU, Yunguo.; ZENG, Guangming.; GONG, Jilai.; TAN, Xiaofei.; WEN, Jun.; LIU, Shaobo.; JIANG, Luhua.; LI, Meifang.; YIN, Zhihong. **Adsorption of 17β-estradiol from aqueous solution by raw and direct/pre/post-KOH treated lotus seedpod biochar**. *Journal of Environmental Sciences*, Beijing, v. 87, p. 10-23, jan. 2020.

MINISTÉRIO DA SAÚDE (Brasil). **Revisão do Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017, do Ministério da Saúde: padrão de potabilidade e planos de amostragem: substâncias químicas – fármacos e desreguladores endócrinos: subsídios para discussão e orientações para revisão da Portaria MS nº 2914/2011**. Brasília, DF: Ministério da Saúde, 2020.

PONNUCHAMY, Muthamilselvi; KAPOOR, Ashish; JACOB, Meenu Mariam; AWASTHI, Anjali; MUKHOPADHYAY, Moitraiyee; NANDAGOBU, Shanmugapriya; RAGHAV, Akshara; ARVIND, Deepshika; CHAKRABORTY, Paromita; PRABHAKAR, Sivaraman. **Adsorptive removal of endocrine disruptor bisphenol A from aqueous environment using sugarcane bagasse derived biochar**. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, [s. l.], v. 166, p. 105216, 2025.

PROFITA, M.; FABBRI, E.; VASUMINI, I.; VALBONESI, P. **Endocrine disrupting chemicals in Italian drinking water systems: insights from a three-year investigation combining chemical and effect-based tools**. *Heliyon*, [s. l.], v. 10, p. e26785, 2024.

REIS, Priscila. K.; SPESSATO, Lucas.; ALVES, André. L.; SILVA, Letícia. A.; HAKOYAMA, Danieli. S.; ALMEIDA, Vitor. C.; ABATE, Gilberto. **Synthesis and characterization of magnetic activated carbon derived from banana peels: application in the adsorption of six emerging contaminants**. *Journal of Water Process Engineering*, [s. l.], v. 80, p. 109078, 2025.

SCHARF, Roger. G.; JOHNSTON, Robert. W.; SEMMENS, Michael. J.; HOZALSKI, Raymond. M. **Comparison of batch sorption tests, pilot studies, and modeling for estimating GAC bed life**. *Water Research*, Oxford, v. 44, n. 3, p. 769-780, fev. 2010.

SHI, Wen; WANG, Hui; YAN, Jinlong; SHAN, Liang; QUAN, Guixiang; PAN, Xiangjie; CUI, Liqiang. **Wheat straw derived biochar with hierarchically porous structure for bisphenol A removal: preparation, characterization, and adsorption properties**. *Separation and Purification Technology*, [s. l.], v. 289, p. 120796, maio 2022.

SINGH, Gurudatta.; SINGH, Anubhuti.; MISHRA, V. Kumar. **A critical review of occurrence, sources, fate, ecological risk, and health effect of emerging contaminants in water and wastewater**. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, [s. l.], v. 22, p. 100994, 2024.

SODRÉ, Fernando. F.; SAMPAIO, Thiago. R. **Development and application of a SPE-LC-QTOF method for the quantification of micropollutants of emerging concern in drinking waters from the Brazilian capital**. *Emerging Contaminants*, [s. l.], v. 6, p. 72-81, 2020.

UNIÃO EUROPEIA. **Diretiva (UE) 2020/2184 do Parlamento Europeu e do Conselho**. Bruxelas, 2020.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Contaminant Candidate List 3 - CCL 3**. Washington, DC, 2009.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Contaminant Candidate List 5 - CCL 5**. Washington, DC, 2022.

WANG, Shuning.; PENG, Cheng.; SHENG, Nan.; LIAN, Lushi.; DAI, Jiayin.; GUAN, Xiaohong. **Occurrence, ecological risk and estrogenic effect of 19 bisphenol analogues in the surface water used for drinking water in Shanghai, China**. *Water Research*, Oxford, v. 279, p. 123408, 2025.

XU, Huanhuan; HAN, Yuping; WANG, Guangzhou; DENG, Peiyuan; FENG, Lili. **Walnut shell biochar based sorptive remediation of estrogens polluted simulated wastewater: characterization, adsorption mechanism and degradation by persistent free radicals**. *Environmental Technology & Innovation*, [s. l.], v. 28, p. 102870, 2022.

CARVÃO ATIVADO DE COCO DE BABAÇU COMO ALTERNATIVA PARA A REMOÇÃO DE NITRATO EM ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

1 Ana Lys da Silva, 2 Lenonn Teles de Oliveira, 3 Marcela Fernandes Silva, 4 Cláudia Telles Benatti
1 Universidade Estadual de Maringá, e-mail: ra124934@uem.com.br; 2 Universidade Estadual de Maringá, e-mail: lenonnvide@hotmail.com; 3 Universidade Estadual de Maringá, e-mail: mfsilva2@uem.br; 4 Universidade Estadual de Maringá, e-mail: ctbenatti@uem.br.

Palavras-chave: Adsorção; carvão ativado; leito fixo; nitrato.

Resumo

A presença de nitrato em águas subterrâneas representa um risco à saúde pública, sendo um problema recorrente em diversas regiões do Brasil. Neste estudo, avaliou-se a aplicabilidade do carvão ativado comercial produzido a partir do endocarpo de coco de babaçu para a remoção de nitrato em sistemas de adsorção em coluna de leito fixo. O material foi caracterizado quanto à área superficial, distribuição de poros e ponto de carga zero. Os ensaios adsortivos foram conduzidos com planejamento fatorial 3^2, variando-se a altura do leito (6, 9 e 12 cm) e vazão de operação (2,5, 5,0 e 7,5 mL min^{-1}). Os resultados demonstraram a predominância de micro poros e pHpcz igual a 5,10. Quanto aos ensaios adsortivos, observou-se que a remoção ocorreu apenas nas maiores alturas (9 e 12 cm) e menores vazões (2,5 e 5,0 mL min^{-1}). Os dados foram avaliados por testes estatísticos de normalidade e ajustados aos modelos de Thomas, Yoon–Nelson e Clark, de maneira que os dois primeiros apresentaram melhor ajuste para o leito de 9cm, enquanto o último descreveu melhor o leito de 12cm. Conclui-se, portanto, que o carvão ativado comercial estudado apresentou baixa afinidade por nitrato, alcançando baixa remoção de nitrato, em condições operacionais específicas, reforçando a necessidade de estudos envolvendo modificações do adsorvente.

Introdução

Em um contexto de aumento da demanda hídrica e de maior pressão sobre os mananciais superficiais, as águas subterrâneas assumem caráter estratégico, sobretudo em municípios onde constituem a única fonte hídrica disponível (FRANCA *et al.*, 2018). Entretanto, a contaminação por nitrato tem sido uma pauta cada vez mais relevante. As causas são diversas, abrangendo desde a presença de fossas sépticas inativas até fatores relacionados ao uso e ocupação do solo (REZENDE *et al.*, 2011, 2019). Segundo a Organização Mundial da Saúde, a ingestão de nitrato em concentrações acima de 10 mg L^{-1} pode representar riscos à saúde humana, podendo estar associados a doenças como metahemoglobinemia/síndrome do bebê azul, câncer de estômago e esôfago, hipertrofia da tireoide e até diabetes (VAIPHEI; KURAKALVA, 2021; WHO, 2003).

Diante desses riscos, a adoção de tecnologias eficientes para remoção de nitrato torna-se essencial. A maior dificuldade na remoção do nitrato da água está relacionada à sua alta solubilidade em meio aquoso. Diversas tecnologias podem ser empregadas para esse tipo de tratamento, como osmose reversa, troca iônica e desnitrificação biológica. No entanto, muitas dessas técnicas apresentam custo elevado, complexidade de operação ou geração de rejeitos (BISHAYEE *et al.*, 2022). Nesse contexto, a adsorção surge como uma alternativa simples e de baixo custo (PRIYA *et al.*, 2022).

O adsorvente mais utilizado é o carvão ativado (HOWE *et al.*, 2016), o qual pode ser caracterizado de acordo com sua granulometria (pulverizado ou granular) e matéria-prima (mineral, biomassa vegetal, entre outros). Dentre eles, os de biomassa vegetal e de casca de coco são valorizados por sua origem renovável, já que ambos são resíduos agroindustriais e quando empregados na produção de carvão ativado, deixam de ser considerados rejeitos e passam a assumir valor agregado como insumos, contribuindo para o fechamento do ciclo produtivo (FOSTER; ROBERTO; IGARI, 2016). Tal abordagem alinha-se aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), especialmente à promoção da saúde e bem-estar (ODS 3), à segurança hídrica e ao saneamento (ODS 6) e aos padrões sustentáveis de produção e consumo (ODS 12) (ONU, 2015).

O carvão ativado produzido a partir do endocarpo do babaçu, em particular, destaca-se no Brasil devido à ampla disponibilidade de matéria-prima, além de apresentar elevada área superficial quando comparado a outros carvões de origem vegetal (JAGUARIBE *et al.*, 2005; SILVA *et al.*, 2020), parâmetro fundamental para a eficiência do processo de adsorção. Isso porque a adsorção ocorre na superfície interna dos poros do adsorvente, assim, quanto maior a área superficial disponível, maior é a capacidade do material de reter contaminantes (NASCIMENTO, 2020).

Diante desse cenário, esta pesquisa buscou avaliar a eficiência do carvão ativado comercial de endocarpo de coco de babaçu na remoção de nitrato de águas a partir de testes de caracterização e ensaios de adsorção em leito fixo.

Material e Métodos

Um carvão comercial, produzido a partir do endocarpo do coco de babaçu (Biocarbon CS, Tobasa®) e ativado pelo método físico, com granulometria de 20x50 mesh, foi previamente lavado em água deionizada até remoção completa de finos, seguido de secagem em estufa (24 h a 70 °C) e armazenamento em local seco até o uso.

As características texturais do carvão, área superficial e porosidade, foram obtidas por ensaios de adsorção e dessorção de nitrogênio gasoso, à temperatura de 77 K. A área superficial foi obtida pelo método BET, enquanto a área e o volume de microporos foram determinados pelos métodos t-plot e HK, respectivamente. A distribuição e o tamanho dos poros foram

avaliados por meio do modelo DA e o volume de mesoporos pelo modelo BJH. As isotermas obtidas foram comparadas à classificação da IUPAC para caracterização da estrutura porosa do material.

O teste de ponto de carga zero (pHpcz), para determinar o pH em que o carvão ativado possui carga superficial neutra, foi realizado segundo a metodologia de Regalbuto e Robles (1995), em que 50 mg de carvão ativado foram adicionados a 50 mL de solução ácida/básica. O pH foi ajustado com HCl e NaOH, variando de 1 a 11, fornecendo, assim, os 11 pontos propostos no método. As soluções permaneceram por 24 horas em agitador mecânico, à velocidade de 180 rpm e, ao final do ensaio, determinou-se o pH das amostras.

Os testes adsortivos em leito fixo, foram conduzidos em coluna de 2,5 cm de diâmetro e 40 cm de altura. Para tanto, uma manta filtrante foi posicionada no fundo da coluna, e então adicionou-se a quantidade de carvão ativado desejada para cada ensaio. Em seguida, uma segunda manta foi colocada sobre o leito de carvão, e o restante da coluna foi preenchido com esferas de vidro de diâmetros variando entre 0,2 e 0,5 cm. Os experimentos foram realizados em três níveis de altura (6, 9 e 12 cm) e vazão (2,5, 5,0 e 7,5 mL min^{-1}), segundo metodologia adaptada de Gizaw et al. (2022).

A solução foi ajustada à concentração de nitrato de 20 mg L^{-1} utilizando nitrato de sódio P.A, e pH abaixo do pHpcz, considerando tratar-se da remoção de um ânion (NO_3^-). As vazões foram ajustadas com auxílio de bomba peristáltica Milan, modelo 204.

Antes de cada ensaio, a coluna foi drenada e preenchida com água deionizada para determinação do volume útil do leito. A porosidade (ε) foi então determinada ao final de cada ensaio pela Equação (1):

$$\varepsilon = \frac{V_A}{V_L} \tag{1}$$

em que, V_A: volume de água utilizado para preencher completamente o leito (mL) e V_L: volume total ocupado pelo leito (cm^3). A quantidade de nitrato adsorvido na coluna, por massa de carvão (q_{sat}), foi determinada por meio da Equação (2), enquanto a eficiência de remoção ($R_{\%}$) foi obtida pela Equação (3). Ambas foram calculadas considerando tanto os parâmetros operacionais do sistema quanto as informações obtidas a partir da curva de ruptura (DOTTO *et al.*, 2015).

$$q_{sat} = \frac{C_0\, Q}{m_{ads}} \int_0^{t_{sat}} 1 - \frac{C_t}{C_0}\, dt \tag{2}$$

$$R_{\%} = \frac{q_e\, m_{ads}}{C_0\, Q\, t_{sat}} 100 \tag{3}$$

em que, q_{sat}: capacidade adsortiva do carvão ativado (mg g^{-1}), C^0: concentração inicial de nitrato (mg L^{-1}), Q: vazão adotada (mL min^{-1}), m_{ads}: massa de carvão ativado (mg), t_{sat}: tempo para atingir o ponto de saturação (min) e C_t: concentração de nitrato no equilíbrio (mg L^{-1}).

Para a previsão do comportamento adsortivo das colunas, foram utilizados os modelos matemáticos de Thomas, Yoon-Nelson e Clark. O modelo de Thomas, baseado em cinética de segunda ordem e na isoterma de Langmuir, foi empregado em sua forma não linear, dada pela Equação (4) (MUSLIM ALTUFAILY; AL-MANSORI; MANTHOOR AL-QARAGHULEE, 2019) para descrever a adsorção em monocamada (PATEL, 2019).

$$\frac{C_t}{C_0} = \frac{1}{1 + exp\left[\left(\frac{K_{TH}\, q_e\, m_{ads}}{Q}\right) - K_{TH}\ C_0\, t\right]} \tag{4}$$

em que, C_t é a concentração de nitrato no tempo t (mg L^{-1}), C_0 é a concentração inicial de nitrato (mg L^{-1}), K_{TH} é a constante cinética de Thomas (L mg^{-1} min^{-1}), q_e é a capacidade adsortiva do carvão ativado (mg g^{-1}), m_{ads} é a massa de carvão ativado (mg), Q é a vazão (mL min^{-1}) e t é o tempo de operação (min).

O modelo de Yoon-Nelson, de natureza estatística, foi utilizado para estimar o tempo necessário para que o leito atingisse 50% de saturação (τ) (Araújo et al., 2017), em sua forma não linear, dada pela Equação (5) (NWABANNE *et al.*, 2022).

$$\frac{C_t}{C_0} = \frac{1}{1 + exp[K_{YN}\,(\tau - t)]} \tag{5}$$

em que, C_t é a concentração de nitrato no tempo t (mg L^{-1}), C_0 é a concentração inicial de nitrato (mg L^{-1}), K_{YN} é a constante cinética de Yoon Nelson (min^{-1}), τ é o tempo para a coluna atingir 50% de saturação (min) e t é o tempo de operação (min).

Já o modelo de Clark, fundamentado na transferência de massa e na isoterma de Freundlich, foi aplicado em sua forma não linear (Equação 6) para representar a adsorção em superfície heterogênea (BAKHTA *et al.*, 2024):

$$\frac{C_t}{C_0} = \left(\frac{1}{1 + A\, \exp(-r\, t)}\right)^{\frac{1}{n}-1} \tag{6}$$

em que, C_t é a concentração de nitrato no tempo t (mg L^{-1}), C_0 é a concentração inicial de nitrato (mg L^{-1}), A é a constante de Clark, r é a taxa de adsorção (mg L^{-1} min^{-1}) e t é o tempo de operação (min).

Resultados e Discussão

As características texturais do carvão estudado são apresentadas na Tabela (1). O material apresentou área superficial de 550,3959 $m^2\ g^{-1}$, valor inferior ao reportado para carvões ativados comerciais (600 $m^2\ g^{-1}$) (STREAT; PATRICK; PEREZ, 1995), bem como para carvões de babaçu obtidos a partir do endocarpo (1055 $m^2\ g^{-1}$) (MORAIS, 2014) e cascas (874 $m^2\ g^{-1}$) (JAGUARIBE *et al.*, 2005). Observou-se predominância de microporos (86,53%), resultado confirmado pelo diâmetro médio de poros (0,6241 nm), inferior a 2 nm (SILVA *et al.*, 2020). Esse valor é próximo ao diâmetro cinético do íon nitrato (0,67 nm), podendo limitar sua difusão intrapartícula (CHEN *et al.*, 2020).

Característica	Valor obtido	%
Área Superficial	550,3959 $m^2\ g^{-1}$	-
Volume total de poros	0,2858 $cm^3\ g^{-1}$	100%
Microporos	0,2473 $cm^3\ g^{-1}$	86,53%
Mesoporos	0,0309 $cm^3\ g^{-1}$	10,81%
Macroporos	0,0076 $cm^3\ g^{-1}$	2,66%
Diâmetro médio dos poros	0,6241 nm	-

Tabela 1 – Características texturais do CA 20x50.
Fonte: Autores, 2025.

Os ensaios de adsorção e dessorção de N_2 a 77 K (Figura 1a), revelaram isotermas do Tipo I na classificação da IUPAC, característica de carvões microporosos, o que reforça os dados anteriores, além de apontar padrão de adsorção em monocamada. O ensaio do ponto de carga zero (Figura 1b) indicou pHpcz de 5,10, sendo adotado pH 5,00 nos ensaios adsortivos para favorecer a remoção do ânion nitrato.

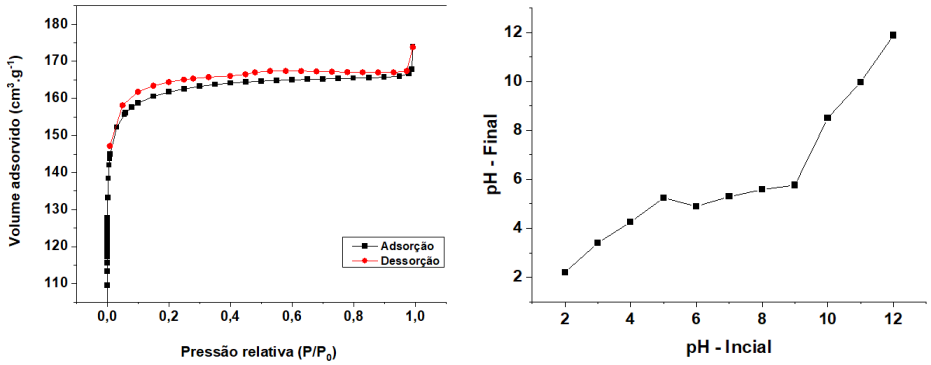


Figura 1 – Isotermas de adsorção e dessorção de N_2 a 77 K (a) e Diagrama pH_final x pH_inicial (b)
Fonte: Autores, 2025.

A microscopia eletrônica de varredura (Figura 2) evidenciou superfície rugosa e distribuição heterogênea de poros, característica típica de carvões ativados (BENMAHDI *et al.*, 2021).

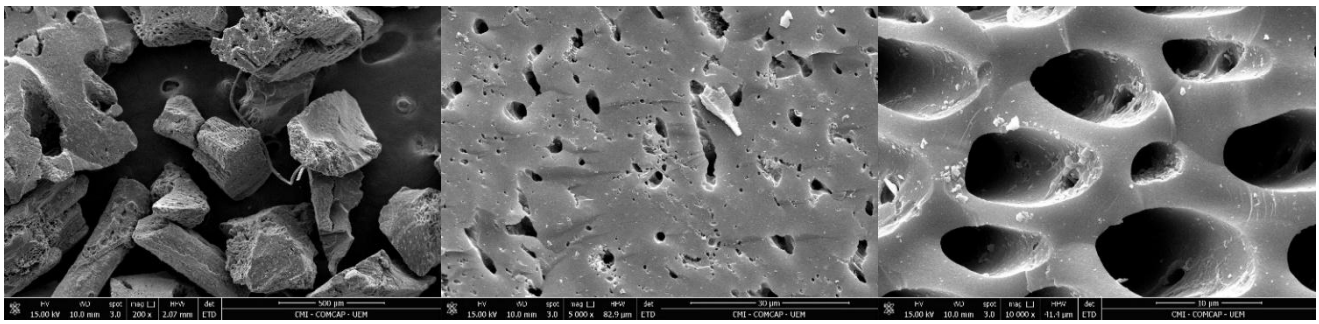


Figura 2 – Microscopia eletrônica de varredura do carvão ativado comercial (20x50 mesh).
Fonte: Autores, 2025.

A remoção de nitrato em diferentes alturas de leito e vazões está apresentada na Tabela 2. A adsorção ocorreu apenas nos leitos de 9 e 12 cm, operando a 2,5 e 5 mL min^{-1}, não sendo observada remoção significativa para a altura de 6 cm ou vazão de 7,5 mL min^{-1}. Leitos mais altos favoreceram a adsorção, aumentando o tempo de saturação (t_{sat}) e a capacidade adsortiva (q_e), devido à maior disponibilidade de sítios ativos e maior tempo de contato. Os melhores resultados foram obtidos para 12 cm e 5,0 mL min^{-1}, com t_{sat} = 132 min e q_e = 0,03358 mg g^{-1}.

Altura (cm)	Vazão (mL min$^{-1)}$	Massa de CA (g)	t_{sat} (min)	q_e (mg g^{-1})	$R_{\%}$ (%)
6	2,5	19,9007	-	0	0
6	5,0	19,9206	-	0	0
6	7,5	19,9288	-	0	0
9	2,5	33,5488	23	0,00219	6,80
9	5,0	33,5822	29	0,01527	17,34
9	7,5	33,5579	-	0	0
12	2,5	47,2846	82	0,02037	22,08
12	5,0	47,3122	132	0,03358	11,80
12	7,5	47,3373	-	0	0

Tabela 2 – Remoção de nitrato das soluções submetidas a colunas de leito fixo em diferentes alturas e vazões.
Fonte: Autores, 2025.

Os diagramas de ruptura (Figura 3) mostraram que, em nenhum dos ensaios, foi atingida a razão C_t/C_0 = 0,05, impossibilitando a determinação do tempo de ruptura e, consequentemente, do comprimento da zona de transferência de massa (ZTM).

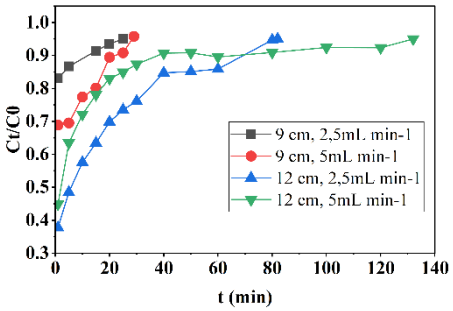


Figura 3 – Curva de ruptura para a altura de 9 cm e 12 cm.
Fonte: Autores, 2025.

Os resultados de tempo de contato no leito (EBCT), apresentados na Tabela (3), variaram de 6,1 a 33,9 min, enquanto a porosidade média dos leitos foi de 47,84%, ambos compatíveis com intervalos apresentados por Howe et al. (2016). Além disso, o aumento da altura do leito e a redução da vazão elevaram o EBCT, favorecendo a transferência de massa e a adsorção.

Altura (cm)	Vazão (mL min^{-1})	EBCT (min)
6	2,5	17,0
6	5,0	8,5
6	7,5	6,1
9	2,5	25,4
9	5,0	12,7
9	7,5	9,1
12	2,5	33,9
12	5,0	17,0
12	7,5	12,1

Tabela 3 – Tempo de contato da solução com o carvão ativado (EBCT).
Fonte: Autores, 2025.

Os parâmetros obtidos para os modelos de Thomas, Yoon–Nelson e Clark são apresentados na Tabela 4. As curvas de ruptura para cada leito e vazão estão apresentadas nas Figuras 4 a 7.

Altura (cm)	Vazão (mL min^{-1})	**Thomas**		**Yoon-Nelson**			**Clark**		
		K_{TH} (L mg^{-1} min^{-1})	R^2	K_{YN} (min^{-1})	τ (min)	R^2	A	r (mg L^{-1} min^{-1})	R^2
9	2,5	0,22676	0,99439	0,05792	-26,64356	0,99439	-	-	-
9	5,0	0,11054	0,94554	0,06785	-8,87892	0,94554	-	-	-
12	2,5	0,09208	0,95768	0,04595	5,46736	0,95768	1,30028	0,06524	0,97923
12	5,0	0,18539	0,81788	0,0632	-1,7377	0,81788	0,99283	0,122	0,97563

Tabela 4 – Parâmetros obtidos para os modelos de Thomas, Yoon-Nelson e Clark.
Fonte: Autores, 2025.

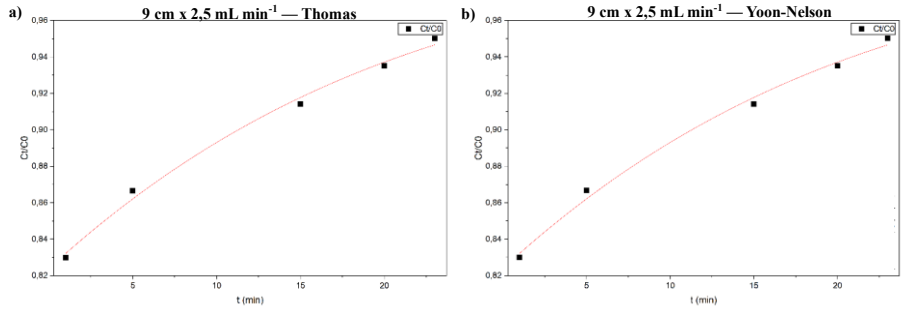


Figura 4 – Curvas de ruptura para o leito de 9 cm e vazão 2,5 mL min^{-1}, aplicadas aos modelos matemáticos. Fonte: Autores, 2025.

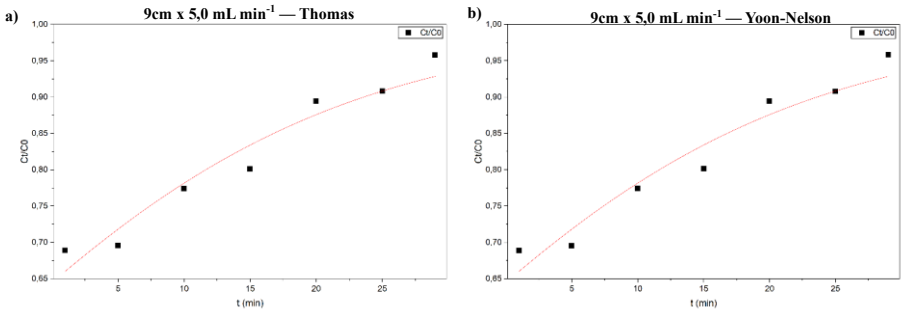


Figura 5 – Curvas de ruptura para o leito de 9 cm e vazão 5 mL min^{-1}, aplicadas aos modelos matemáticos. Fonte: Autores, 2025.

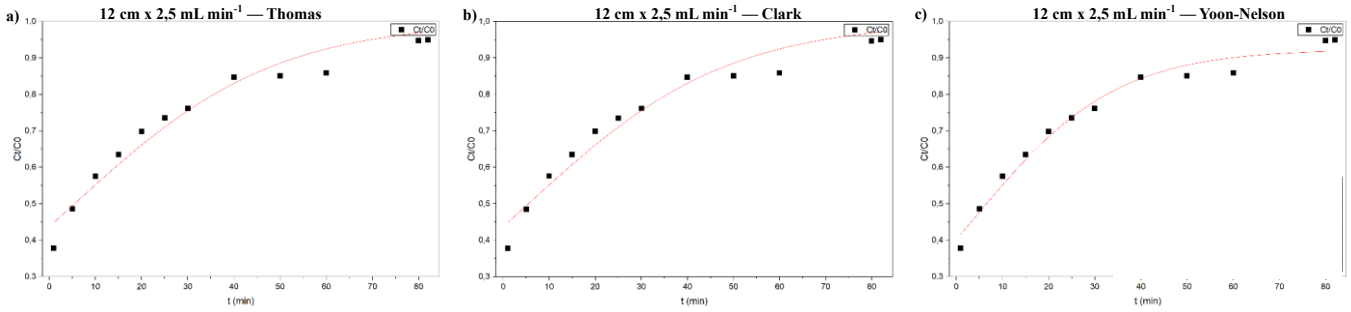


Figura 6 – Curvas de ruptura para o leito de 12 cm e vazão 2,5 mL min^{-1}, aplicadas aos modelos matemáticos. Fonte: Autores, 2025.

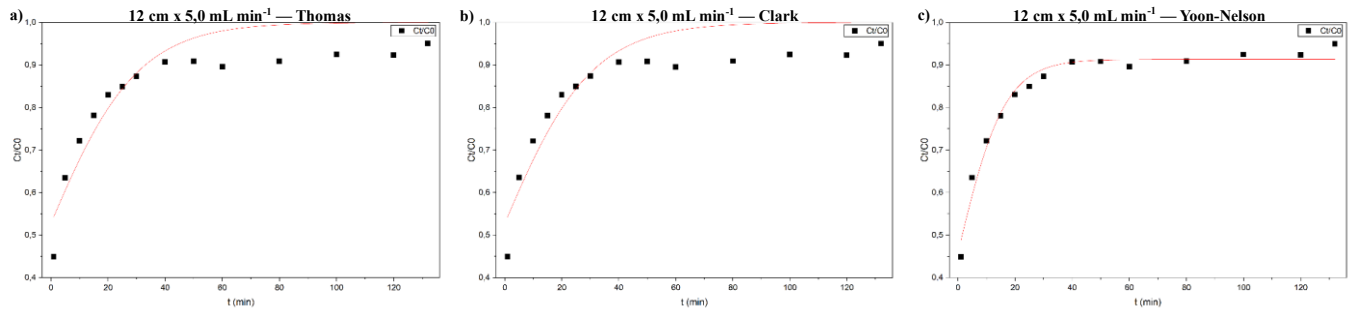


Figura 7 – Curvas de ruptura para o leito de 12 cm e vazão 5,0 mL min^{-1}, aplicadas aos modelos matemáticos. Fonte: Autores, 2025.

Os modelos de Thomas e Yoon-Nelson apresentaram melhor ajuste para os leitos de 9 cm ($R^2 > 0,94$), enquanto o modelo de Clark apresentou melhor ajuste para os leitos de 12 cm ($R^2 > 0,97$). Esses resultados sugerem que, em menores alturas, o processo ocorreu predominantemente em monocamada, conforme a isoterma de Langmuir, enquanto em maiores alturas houve melhor representação por superfície heterogênea e adsorção em multicamadas, conforme Freundlich. De modo geral, os resultados indicam que o aumento da altura do leito e a redução da vazão favorecem a transferência de massa, prolongando o tempo de saturação e aumentando a capacidade de adsorção do sistema.

Considerações Finais

O presente estudo permitiu avaliar o desempenho do carvão ativado comercial de endocarpo de coco de babaçu na remoção de nitrato em sistema de adsorção em leito fixo. A caracterização física indicou predominância de microporos e área superficial inferior à observada em outros carvões comerciais e de babaçu descritos na literatura, o que pode ter limitado sua capacidade adsortiva. Conclui-se que a remoção de nitrato ocorreu apenas nas alturas de 9 e 12 cm e nas vazões de 2,5 e 5,0 mL min^{-1}, com melhor desempenho em maiores alturas de leito e menores vazões, devido ao maior tempo de contato e à maior disponibilidade de sítios ativos. Os maiores valores de capacidade adsortiva e tempo de saturação foram obtidos para o leito de 12 cm operando a 5,0 mL min^{-1}. Os modelos de Thomas e Yoon–Nelson descreveram adequadamente os leitos de 9 cm, enquanto o modelo de Clark apresentou melhor ajuste para os leitos de 12 cm, indicando alteração no mecanismo de adsorção conforme a espessura do leito. De modo geral, o carvão ativado comercial avaliado apresentou baixa eficiência na remoção de nitrato, reforçando a necessidade de estudos voltados à modificação superficial do adsorvente e à análise estatística da influência das variáveis operacionais.

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

BAKHTA, S. et al. Successful Removal of Fluoride from Aqueous Environment Using Al(OH) 3 @AC: Column Studies and Breakthrough Curve Modeling. RSC Advances, v. 14, n. 1, p. 1–14, 2024.

BENMAHDI, Fatiha et al. Synthesis and characterization of microporous granular activated carbon from Silver berry seeds using ZnCl2 activation. Fullerenes, Nanotubes and Carbon Nanostructures, v. 29, n. 9, p. 657–669, 15 jul. 2021.

BISHAYEE, Bhaskar et al. Strategic management of nitrate pollution from contaminated water using viable adsorbents: An economic assessment-based review with possible policy suggestions. Journal of Environmental Management, v. 303, p. 114081, 1 fev. 2022.

CHEN, G. Q. et al. Single and binary ion sorption equilibria of monovalent and divalent ions in commercial ion exchange membranes. Water Research, v. 175, p. 115681, 15 maio 2020.

DOTTO, G. L. et al. Fixed bed adsorption of Methylene Blue by ultrasonic surface modified chitin supported on sand. Chemical Engineering Research and Design, v. 100, p. 302–310, 1 ago. 2015.

FOSTER, Allan; ROBERTO, Samanta Souza; IGARI, Alexandre Toshiro. Economia circular e resíduos sólidos: uma revisão sistemática sobre a eficiência ambiental e econômica. In: ENCONTRO INTERNACIONAL SOBRE GESTÃO EMPRESARIAL E MEIO AMBIENTE, 2016, [S.l: s.n.], 2016.

FRANCA, Raimunda Moreira da et al. Análise multivariada dos parâmetros de qualidade das águas subterrâneas em Juazeiro do Norte – CE (Brasil). Águas Subterrâneas, v. 32, n. 1, p. 106–113, 23 fev. 2018.

GIZAW, Alemu et al. Simultaneous nitrate and phosphate abatement using calcium silicate hydrate adsorbent: Fixed bed column adsorption study. Surfaces and Interfaces, v. 30, p. 101961, 1 jun. 2022.

HOWE, Kerry J. et al. Princípios de tratamento de água. 1a ed. São Paulo, Brazil: Cengage Learning, 2016.

JAGUARIBE, E. F. et al. The Performance of Activated Carbons from Sugarcane Bagasse, Babassu, and Coconut Shells in Removing Residual Chlorine. Brazilian Journal of Chemical Engineering, v. 22, p. 41–47, 2005.

MORAIS, Ana Paula Braz de. Produção e caracterização de carvão ativado granular a partir do endocarpo de coco de babaçu. Accepted: 2025-05-22T18:37:19Z, 3 set. 2014. Disponível em: <https://repositorio.ueg.br/jspui//handle/riueg/6460>. Acesso em: 2 maio 2026.

MUSLIM ALTUFAILY, Mohammad Abid; AL-MANSORI, Nesrin Jassim; MANTHOOR AL-QARAGHULEE, Alaq Fadhil. Mathematical Modeling of Fixed-Bed Columns for the Adsorption of Methylene Blue on to Fired Clay Pot. International Journal of ChemTech Research, v. 12, n. 02, p. 70–80, 2019.

NASCIMENTO, Ronaldo Ferreira do. Adsorção. [S.l.]: Imprensa Universitária - Universidade Federal do Ceará, 2020. (Estudos da pós- graduação).

NWABANNE, Joseph Tagbo et al. Linear and Nonlinear Kinetics Analysis and Adsorption Characteristics of Packed Bed Column for Phenol Removal Using Rice Husk-Activated Carbon. Applied Water Science, v. 12, n. 5, p. 91, 4 abr. 2022.

ONU. Objetivos de Desenvolvimento Sustentável | As Nações Unidas no Brasil. Disponível em: <https://brasil.un.org/pt-br/sdgs>. Acesso em: 2 maio 2026.

PARK, Jaehyeon; REGALBUTO, John R. A Simple, Accurate Determination of Oxide PZC and the Strong Buffering Effect of Oxide Surfaces at Incipient Wetness. out. 1995, [S.l: s.n.], out. 1995. p. 239–252. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S002197978571452X>. Acesso em: 2 maio 2026.

PATEL, Himanshu. Fixed-Bed Column Adsorption Study: A Comprehensive Review. Applied Water Science, v. 9, n. 3, p. 45, 16 mar. 2019.

PRIYA, E. et al. A comprehensive review on technological advances of adsorption for removing nitrate and phosphate from waste water. Journal of Water Process Engineering, v. 49, p. 103159, 1 out. 2022.

REZENDE, Driano et al. Avaliação de compostos nitrogenados e metais pesados na água subterrânea da cidade de Maringá-PR. Águas Subterrâneas, 21 jan. 2011. Disponível em: <https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/28140>. Acesso em: 2 maio 2026.

REZENDE, Driano et al. Evaluation of the Presence of Nitrate and Its Removal in Waters from Groundwater Sources in Maringá-PR. Revista Científica Da Faculdade de Educação e Meio Ambiente, v. 10, n. 2, p. 84–94, 2019.

SILVA, Jailson dos Santos et al. Produção de carvão ativado da casca do babaçu e sua eficiência no tratamento de água para o consumo humano. In: ENGENHARIA FLORESTAL: DESAFIOS, LIMITES E POTENCIALIDADE, 2020, [S.l.]: Editora Científica Digital, 2020. p. 654–685. Disponível em: <https://www.editoracientifica.com.br/artigos/producao-de-carvao-ativado-da-casca-do-babacu-e-sua-eficiencia-no-tratamento-de-agua-para-o-consumo-humano>. Acesso em: 2 maio 2026.

STREAT, M.; PATRICK, J. W.; PEREZ, M. J. Camporro. Sorption of phenol and para-chlorophenol from water using conventional and novel activated carbons. Water Research, v. 29, n. 2, p. 467–472, 1 fev. 1995.

VAIPHEI, Suantak Paolalsiam; KURAKALVA, Rama Mohan. Hydrochemical characteristics and nitrate health risk assessment of groundwater through seasonal variations from an intensive agricultural region of upper Krishna River basin, Telangana, India. Ecotoxicology and Environmental Safety, v. 213, p. 112073, 15 abr. 2021.

WHO. Nitrate and nitrite in drinking-water: Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. . [S.l.]: World Health Organization. Disponível em: <https://iris.who.int/bitstream/handle/10665/75380/WHO_SDE_WSH_04.03_56_eng.pdf>. , 2003.

SISTEMAS TUBULARES DE FLOCULAÇÃO: AVALIAÇÃO COMPARATIVA E APLICAÇÕES EM CLARIFICAÇÃO DE ÁGUA

1Danieli Soares de Oliveira, 2Clainer Bravin Donadel
1 Instituto Federal do Espírito Santo – campus Cariacica, e-mail: danieli@ifes.edu.br
2 Instituto Federal do Espírito Santo – campus Vitória, e-mail: cdonadel@ifes.edu.br

Palavras-chave: floculação tubular; clarificação de água; tratamento de água.

Resumo

Os sistemas tubulares de floculação têm se destacado como alternativas compactas, sustentáveis e de baixo custo para aplicações em tratamento de água, especialmente em contextos que demandam simplicidade operacional e redução de infraestrutura. Nesse contexto, o presente trabalho teve como objetivo realizar uma avaliação comparativa entre diferentes configurações de sistemas tubulares de floculação aplicados à clarificação de água utilizando coagulante natural à base de Moringa oleifera. Foram avaliadas configurações do tipo Helically Coiled Tube Flocculator (HCTF), denominado floculador tubular helicoidal, e Spirally Coiled Tube Flocculator (SCTF), denominado floculador tubular espiralado, nos comprimentos de 12 m e 36 m. A água sintética utilizada nos ensaios apresentou turbidez inicial próxima de 100 NTU, preparada com bentonita sódica natural. A eficiência dos sistemas foi avaliada por meio da remoção de turbidez após os processos de coagulação, floculação e sedimentação. Os resultados demonstraram elevado potencial de aplicação de ambas as configurações em processos de clarificação de água. O sistema SCTF apresentou desempenho levemente superior ao HCTF, especialmente para o comprimento de 12 m, alcançando eficiência máxima de remoção de turbidez de 98,2%, enquanto o HCTF apresentou eficiência máxima de 87,1% nas mesmas condições. Para o comprimento de 36 m, as eficiências obtidas foram de 87,9% para o SCTF e 84,7% para o HCTF, evidenciando diferenças relativamente pequenas entre os sistemas avaliados. De maneira geral, os resultados reforçam o potencial dos sistemas tubulares de floculação como alternativas sustentáveis, compactas e operacionalmente simplificadas para aplicações em tratamento de água.

Introdução

O acesso à água potável segura permanece como um dos principais desafios contemporâneos, especialmente em regiões com infraestrutura reduzida e limitações operacionais nos sistemas de abastecimento. Nesse contexto, torna-se necessária a busca por tecnologias compactas, eficientes e sustentáveis aplicadas ao tratamento de água, capazes de promover a remoção de partículas suspensas e a melhoria da qualidade da água de forma simplificada (Li; Yang, 2021; Mishra *et al*., 2021).

Dentre as etapas do tratamento de água, a floculação desempenha papel fundamental na agregação de partículas e consequente remoção de turbidez. Sistemas convencionais de floculação frequentemente demandam elevado consumo energético, manutenção contínua e infraestrutura complexa, fatores que dificultam sua aplicação em comunidades vulneráveis e sistemas descentralizados. Nesse cenário, os sistemas tubulares de floculação surgem como alternativas promissoras devido à sua simplicidade construtiva, reduzida necessidade de manutenção e potencial para aplicações compactas (Gwenzi *et al*., 2017; Pooi; Ng, 2018).

Os floculadores tubulares helicoidais (Helically Coiled Tube Flocculators – HCTF) vêm sendo estudados como alternativas eficientes para o tratamento de água, principalmente em função da geração de escoamentos secundários induzidos pela curvatura da tubulação, favorecendo colisões entre partículas e a formação de flocos (Oliveira; Teixeira, 2017; Oliveira; Teixeira, 2018; Oliveira; Donadel, 2024). Estudos recentes também passaram a investigar configurações espiraladas, denominadas Spirally Coiled Tube Flocculators (SCTF), caracterizadas pela variação do diâmetro de enrolamento ao longo da unidade, buscando promover diferentes condições hidrodinâmicas durante o processo de floculação (Oliveira; Sartori; Donadel, 2025). Nos sistemas SCTF, a variação do diâmetro de enrolamento ao longo da unidade pode favorecer diferentes condições de mistura durante o processo de floculação. Nas regiões iniciais, menores diâmetros tendem a intensificar a agitação e a interação entre partículas, favorecendo a formação de flocos. Em contrapartida, nas regiões finais, o aumento gradual do diâmetro pode reduzir a intensidade de mistura, contribuindo para minimizar a ruptura dos flocos previamente formados.

Além da geometria dos sistemas, o uso de coagulantes naturais tem recebido destaque em pesquisas voltadas ao desenvolvimento de tecnologias sustentáveis de tratamento de água. Entre essas alternativas, a Moringa oleifera apresenta potencial significativo devido à presença de proteínas catiônicas capazes de promover a desestabilização de partículas coloidais, associando eficiência de remoção de turbidez e menor impacto ambiental quando comparada a coagulantes químicos convencionais.

Diante desse contexto, o presente trabalho teve como objetivo realizar uma avaliação comparativa entre sistemas tubulares de floculação do tipo HCTF e SCTF aplicados à clarificação de água utilizando coagulante natural à base de Moringa oleifera. A análise foi realizada a partir de ensaios experimentais em circuito hidráulico, considerando diferentes configurações geométricas e avaliando a eficiência de remoção de turbidez dos sistemas estudados.

Metodologia

O estudo foi realizado no Laboratório de Pesquisa NETRA (Núcleo de Estudos em Tratamento e Reúso de Águas e Efluentes) do Instituto Federal do Espírito Santo (Ifes), com o objetivo de avaliar comparativamente diferentes sistemas tubulares de floculação aplicados à clarificação de água. Foram analisadas duas configurações geométricas: um floculador tubular helicoidal do tipo Helically Coiled Tube Flocculator (HCTF) e um floculador tubular espiralado do tipo Spirally Coiled Tube Flocculator (SCTF).

Os sistemas foram construídos utilizando tubulação com diâmetro interno de 9,5 mm (3/8”), sendo avaliados nos comprimentos de 12 m e 36 m. O HCTF apresentou geometria helicoidal com diâmetro constante de enrolamento igual a 28 cm, enquanto o SCTF foi desenvolvido com geometria espiralada de diâmetro variável, apresentando diâmetro de 8 cm na região superior e 50 cm na região inferior da unidade. Ambos os sistemas foram posicionados verticalmente para favorecer o escoamento descendente. A Figura 2 apresenta o esquema representativo das configurações dos floculadores tubulares avaliados.

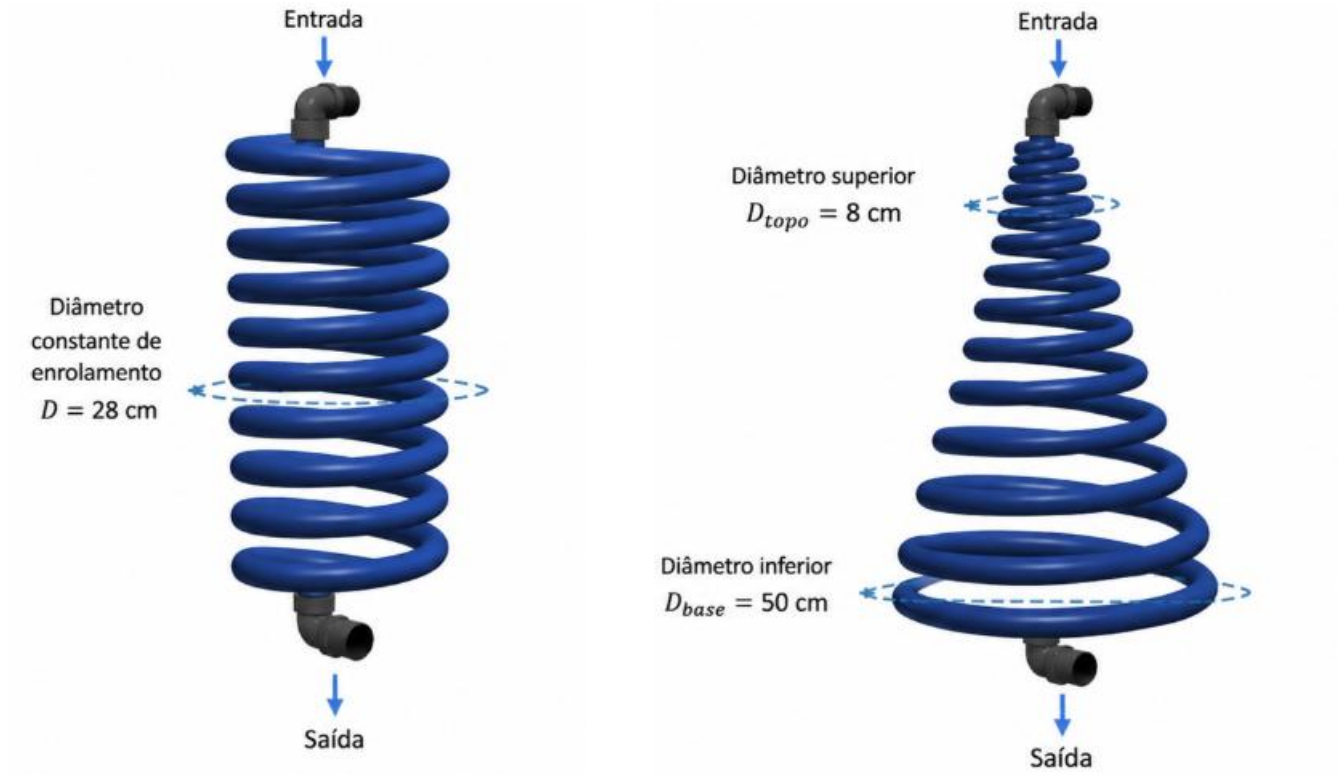


Figura 2: Representação esquemática das configurações dos floculadores tubulares avaliados: (a) HCTF – floculador tubular helicoidal; (b) SCTF – floculador tubular espiralado.

A água sintética utilizada nos ensaios foi preparada com bentonita sódica natural, visando simular condições típicas de turbidez encontradas em águas superficiais. A preparação foi realizada adicionando-se bentonita à água até obtenção de turbidez próxima de 100 NTU, seguida de mistura e homogeneização da suspensão. A Figura 3 apresenta de forma esquemática as etapas de preparação da água sintética utilizada nos ensaios experimentais.

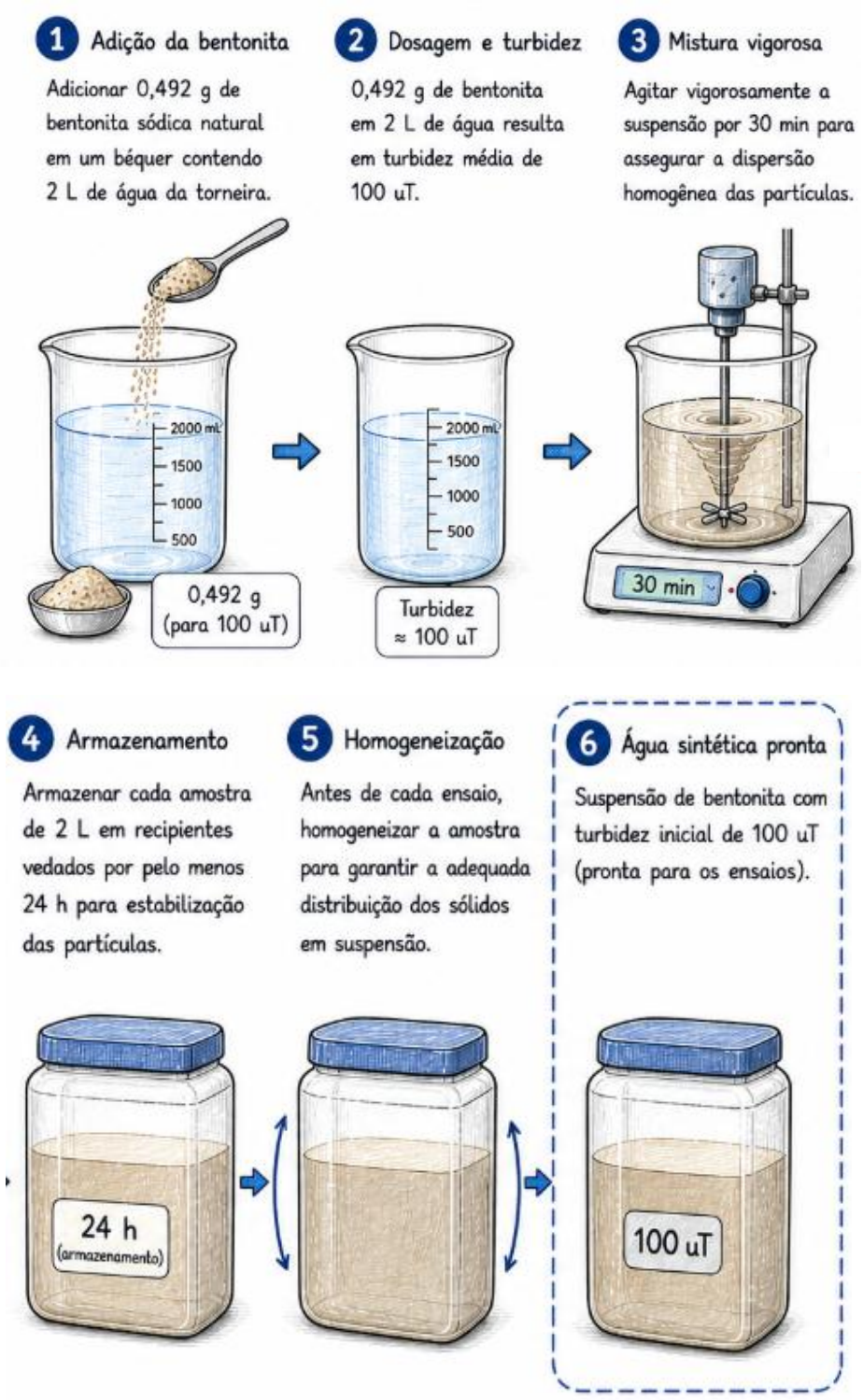


Figura 3: Representação esquemática das etapas de preparação da água sintética utilizada nos ensaios experimentais.

Como coagulante natural, utilizou-se solução à base de Moringa oleifera. As sementes previamente descascadas foram trituradas até obtenção de pó fino e homogêneo. Em seguida, 1 g do material foi adicionado a 100 mL de água, sendo posteriormente submetido à agitação e filtração para obtenção da solução coagulante utilizada nos ensaios. A Figura 4 apresenta o esquema representativo das etapas de preparo do coagulante natural à base de Moringa oleifera.

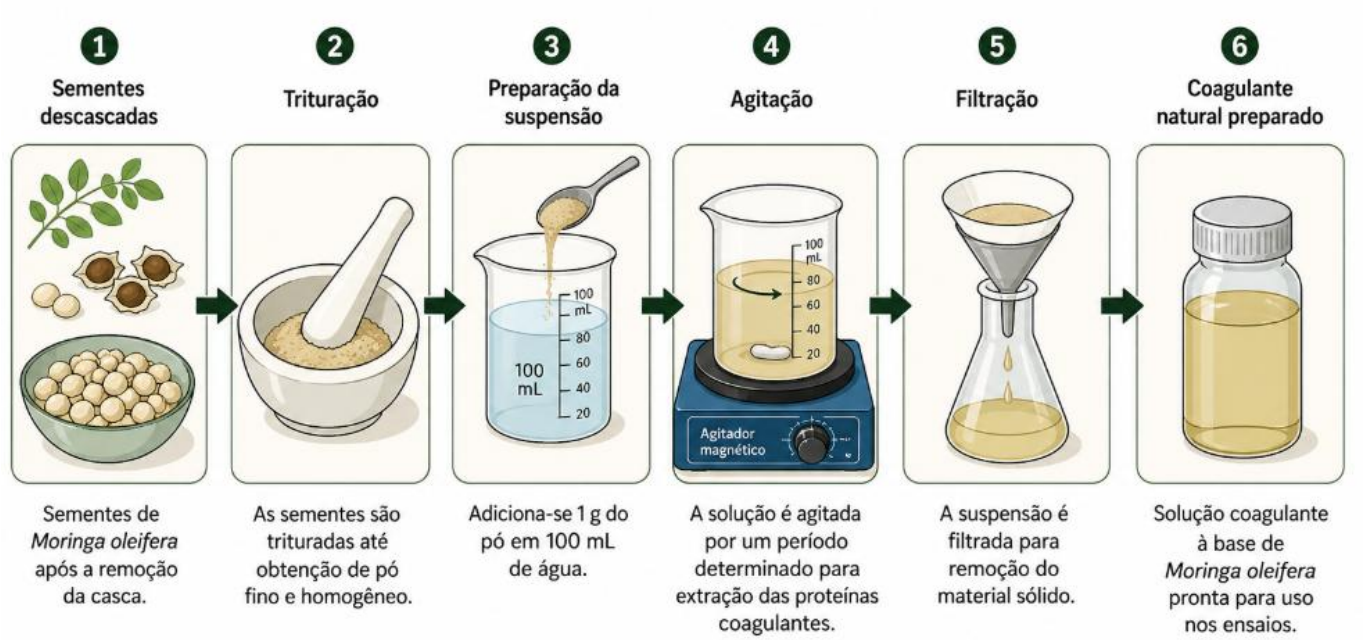


Figura 4: Representação esquemática das etapas de preparo do coagulante natural à base de Moringa oleifera utilizado nos ensaios experimentais.

Inicialmente, foram realizados ensaios de Jar Test para definição da dosagem ótima do coagulante natural. Os testes foram conduzidos utilizando diferentes concentrações do coagulante e velocidade de mistura de 151 rpm. Após o período de sedimentação, foram realizadas medições de turbidez residual para determinação da eficiência de remoção de turbidez. A dosagem ótima determinada nos ensaios de Jar Test foi de 8 mL/L.

Após a definição da dosagem ótima, foram conduzidos os ensaios no circuito hidráulico experimental, composto por reservatório de água sintética, sistema tubular de floculação e unidade de sedimentação. O sistema operou com vazão constante de 0,5 L/min, sendo o coagulante dosado continuamente. As amostras foram coletadas após sedimentação para análise da turbidez final da água tratada. A Figura 5 apresenta o esquema representativo do circuito hidráulico experimental utilizado nos ensaios de clarificação de água com os sistemas tubulares de floculação avaliados.

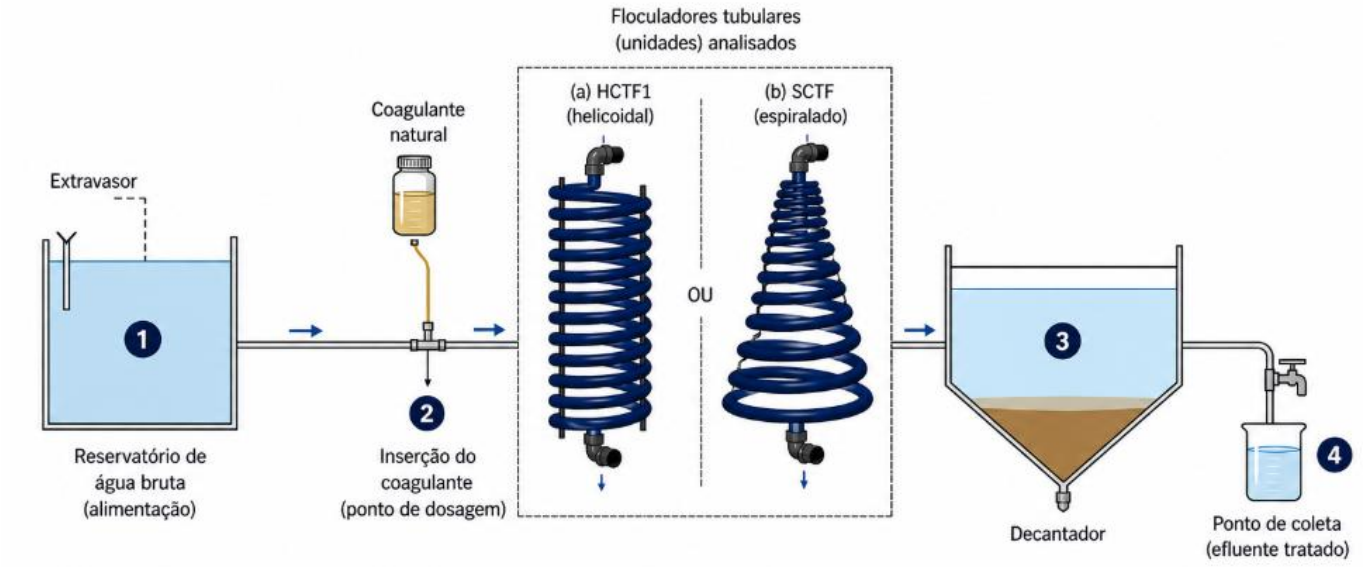


Figura 5: Esquema representativo do circuito hidráulico experimental utilizado na avaliação dos sistemas tubulares de floculação HCTF e SCTF aplicados à clarificação de água.

A eficiência dos sistemas foi avaliada com base na remoção de turbidez, comparando-se os resultados obtidos para as configurações HCTF e SCTF nos comprimentos de 12 m e 36 m. A eficiência de remoção de turbidez foi calculada conforme apresentado na Equação (1).

$$Ef(\%) = \frac{Ti - Tf}{Ti} \times 100 \quad (1)$$

Onde: Ef (%) representa a eficiência de remoção de turbidez; Ti corresponde à turbidez inicial da água e Tf à turbidez final após o processo de tratamento.

Resultados e Discussão

A Tabela 15 apresenta os resultados experimentais obtidos para os sistemas tubulares de floculação avaliados nos comprimentos de 12 m e 36 m.

Tabela 15: Resultados experimentais obtidos para os sistemas tubulares de floculação avaliados.

Sistema	Comprimento (m)	Turbidez inicial média (NTU)	Turbidez final média (NTU)	Eficiência de remoção de turbidez (%)
HCTF	12	101,13	13,04	87,1
HCTF	36	99,70	15,20	84,7
SCTF	12	103,23	1,89	98,2
SCTF	36	97,73	11,85	87,9

A Figura 6 demonstra visualmente o desempenho superior do sistema SCTF em relação ao HCTF nos comprimentos avaliados.

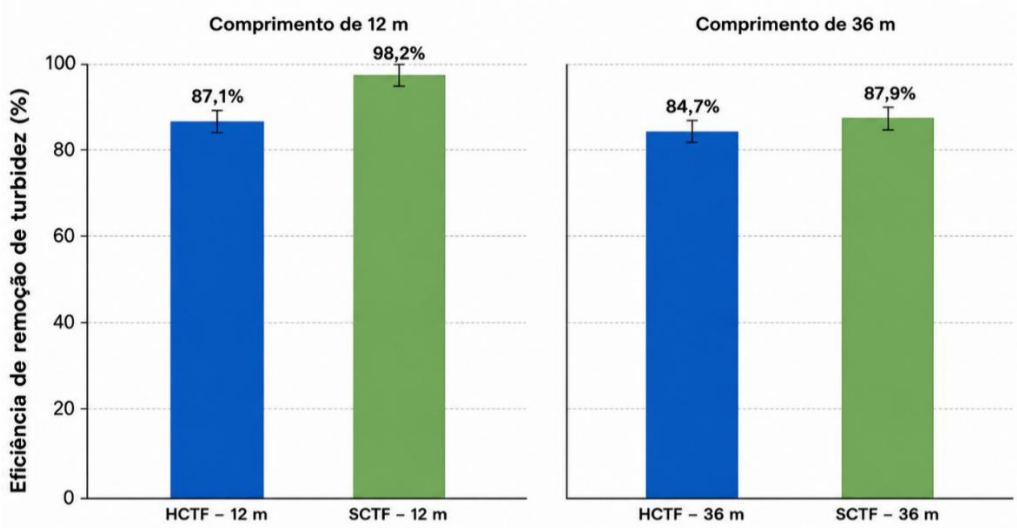


Figura 6: Comparação da eficiência de remoção de turbidez dos sistemas tubulares de floculação HCTF e SCTF para os comprimentos de 12 m e 36 m.

Os resultados demonstraram que ambos os sistemas apresentaram elevada eficiência na remoção de turbidez, evidenciando o potencial dos sistemas tubulares de floculação para aplicações em clarificação de água. Entretanto, diferenças de desempenho foram observadas entre as configurações avaliadas.

Para o comprimento de 12 m, o sistema SCTF apresentou os melhores resultados experimentais, alcançando eficiência média de remoção de turbidez de 98,2%, com turbidez final média de 1,89 NTU. O sistema HCTF, por sua vez, apresentou eficiência de 87,1%, com turbidez final média de 13,04 NTU.

Nos ensaios realizados com comprimento de 36 m, observou-se redução na eficiência de ambos os sistemas quando comparados aos resultados obtidos para 12 m. O SCTF apresentou eficiência média de remoção de 87,9%, enquanto o HCTF apresentou eficiência de 84,7%.

Os resultados sugerem que o aumento do comprimento do sistema não resultou em melhoria do processo de clarificação nas condições operacionais avaliadas. Esse comportamento pode estar associado à possibilidade de ruptura parcial dos flocos ao longo do escoamento, reduzindo a eficiência final de remoção de turbidez.

Comparativamente, o sistema SCTF apresentou desempenho superior ao HCTF nos dois comprimentos analisados. A geometria espiralada do SCTF possivelmente favoreceu melhores condições de mistura e interação entre partículas durante o processo de floculação, contribuindo para maior eficiência de clarificação.

De forma geral, os resultados reforçam o potencial dos sistemas tubulares de floculação associados ao uso de coagulantes naturais como alternativas compactas, sustentáveis e de baixo custo para aplicações em tratamento de água.

Conclusões

Os resultados obtidos demonstraram que os sistemas tubulares de floculação avaliados apresentaram elevado potencial para aplicação em processos de clarificação de água utilizando coagulante natural à base de Moringa oleifera.

O sistema SCTF apresentou desempenho superior ao HCTF nos comprimentos avaliados, alcançando maiores eficiências de remoção de turbidez e menores valores de turbidez residual. Os melhores resultados experimentais foram obtidos para o comprimento de 12 m, indicando que maiores extensões tubulares não necessariamente promovem aumento da eficiência de clarificação nas condições operacionais analisadas.

Os resultados também sugerem que a geometria espiralada do SCTF favorece condições mais adequadas para o processo de floculação, contribuindo para maior eficiência de remoção de partículas suspensas.

De maneira geral, os resultados reforçam o potencial dos sistemas tubulares de floculação como alternativas compactas, sustentáveis e de baixo custo para aplicações em tratamento de água, especialmente em contextos que demandam simplicidade operacional e redução de infraestrutura.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Espírito Santo (FAPES), ao Instituto Federal do Espírito Santo (Ifes) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo apoio financeiro e institucional ao desenvolvimento da pesquisa.

Referências Bibliográficas

GWENZI, W.; CHAUKURA, N.; NOUBACTEP, C.; MUKOME, F. N. D. Biochar-based water treatment systems as a potential low-cost and sustainable technology for clean water provision. **Journal of Environmental Management**, v. 197, p. 732–749, 2017. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.03.087.

LI, X.; YANG, H. Y. A global challenge: clean drinking water. **Global Challenges**, v. 5, n. 1, p. 2000125, 2021. DOI: https://doi.org/10.1002/gch2.202000125.

MISHRA, B.; KUMAR, P.; SARASWAT, C.; CHAKRABORTY, S.; GAUTAM, A. Water security in a changing environment: concept, challenges and solutions. **Water**, v. 13, n. 4, p. 490, 2021. DOI: https://doi.org/10.3390/w13040490.

OLIVEIRA, D. S.; DONADEL, C. B. Helically coiled tube flocculators in water clarification systems: optimal length evaluation and process efficiency probabilistic analysis. **Sustainability**, v. 16, n. 5, p. 2172, 2024. DOI: https://doi.org/10.3390/su16052172.

OLIVEIRA, D. S.; SARTORI, M.; DONADEL, C. B. Spirally coiled tube flocculators: a new hydrodynamic design for water treatment. **Modelling**, v. 6, n. 4, p. 139, 2025. DOI: https://doi.org/10.3390/modelling6040139.

OLIVEIRA, D. S.; TEIXEIRA, E. C. Experimental evaluation of helically coiled tube flocculators for turbidity removal in drinking water treatment units. **Water SA**, v. 43, n. 3, p. 378–386, 2017. DOI: https://doi.org/10.4314/wsa.v43i3.02.

OLIVEIRA, D. S.; TEIXEIRA, E. C. Hydrodynamic characterization and flocculation process in helically coiled tube flocculators: an evaluation through streamlines. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 15, n. 5, p. 1063–1072, 2018. DOI: https://doi.org/10.1007/s13762-017-1341-z.

POOI, C. K.; NG, H. Y. Review of low-cost point-of-use water treatment systems for developing communities. **Clean Water**, v. 1, n. 1, p. 11, 2018. DOI: https://doi.org/10.1038/s41545-018-0011-0.

CINÉTICA DE ADSORÇÃO DE PFAS C4 E C8 EM CARVÃO ATIVADO – ESTUDO PRELIMINAR

1 Mayara Bezerra Muniz, 2 Cristina Celia Silveira Brandão
1 Universidade de Brasília, e-mail: munizmay18@gmail.com; 2 Universidade de Brasília, e-mail: cbrandao@unb.br.

Palavras-chave: adsorção; PFAS; carvão ativado.

Resumo

As substâncias perfluoroalquiladas (PFAS) são poluentes orgânicos persistentes (POPs) compostas por ligações flúor-carbono. Devido a essas ligações, os PFAS são classificados como uma classe de químicos altamente estáveis e, por isso, são utilizados em impermeabilizantes, espumas de combate a incêndio, surfactantes, entre outros. Como consequência dessas aplicações, os PFAS já são detectados em corpos d'água nacionais e internacionais. Assim, sabendo que a água potável é uma fonte primária de exposição aos PFAS, o tratamento de água torna-se uma barreira importante no controle da contaminação, visto que a presença de PFAS na água pode resultar em uma série de impactos negativos à saúde humana e ao meio ambiente. Este estudo objetivou avaliar a eficiência do carvão ativado na remoção de quatro compostos de PFAS (PFOS, PFOA, PFBS e PFBA) em água ultrapura. Os resultados indicaram maior eficiência de remoção para os compostos de cadeia longa (PFOS e PFOA), enquanto os compostos de cadeia curta (PFBS e PFBA) apresentaram menor adsorção.

Introdução

A capacidade do ser humano de desenvolver tecnologias que atendam melhor às suas necessidades pode resultar na introdução de novos compostos no meio ambiente sem prévia discussão ou avaliação de seus impactos nos ecossistemas. Por conta da vulnerabilidade dos corpos hídricos às condições ambientais e às ações antrópicas, os sistemas de tratamento de água precisam se adaptar para atender aos parâmetros de qualidade da água de acordo com a detecção de novos contaminantes. Diante desse cenário, os micropoluentes emergentes, uma categoria de compostos encontrados nos corpos hídricos que anteriormente não eram monitorados ou regulamentados, ganham destaque devido à crescente preocupação com seus impactos na saúde humana e meio ambiente. Tais micropoluentes incluem fármacos, pesticidas, hormônios e compostos per e polifluoroalquilas (PFAS), uma classe de químicos sintéticos caracterizada por sua bioacumulação no meio ambiente (Li et al., 2024).

Os PFAS são compostos por ligações flúor-carbono, uma das ligações mais fortes da química orgânica. Por isso, possuem como principal característica a estabilidade, tanto térmica quanto química (Sinclair *et al.*, 2020). Os PFAS são bioacumulativos, extremamente persistentes e causam danos mesmo em baixas concentrações (McFarlan e Lemke, 2024). Segundo Klingelhöfer *et al.* (2024), se os PFAS continuarem a ser liberados, estima-se que, nos próximos 30 anos, 4,4 milhões de toneladas serão acumuladas no meio ambiente. Diversos estudos relatam a presença de PFAS no corpo humano, no leite, na urina, na placenta, no cordão umbilical e no sangue. Segundo a Pesquisa Nacional de Exame de Saúde e Nutrição, cerca de 95% da população dos Estados Unidos apresenta PFAS no sangue (Hall *et al.*, 2022).

Agência de Proteção Ambiental Americana (US EPA) tem se empenhado em estabelecer limites para a presença de diversos micropoluentes na água potável, com o objetivo de minimizar os impactos à saúde pública. No que tange aos PFAS, o órgão americano estabeleceu que os valores de perfluorooctanossulfonato (PFOS) e ácido perfluorooctanóico (PFOA) não devem ultrapassar 4 ng/L na água para consumo humano. A União Europeia e outros países como Australia e Canadá também já estabeleceram limites para água potável. No Brasil, ainda não há legislação e/ou diretrizes que definam os níveis máximos permitidos de PFAS na água.

Os métodos tradicionais de tratamento de água, como coagulação, floculação, sedimentação e filtração, não conseguem eliminar os PFAS de forma satisfatória. Diante dessa limitação, outros processos de tratamento vêm sendo avaliados, incluindo a adsorção, processos oxidativos avançados e a separação por membranas. Dentre esses, Zhang *et al.*(2024) destacam a adsorção pela elevada eficiência na remoção de PFAS e custos relativamente mais baixos em comparação às demais opções. Dentre os adsorventes disponíveis, o carvão ativado tem se mostrado bem-sucedido em estudos internacionais para remoção de PFAS, em especial os de cadeia longa, como o perfluorooctanossulfonato (PFOS) e o ácido perfluorooctanóico (PFOA) (Cantoni *et al.*, 2021).

A necessidade de eliminar os PFAS da água, devido aos impactos na saúde humana e no equilíbrio ambiental, tem impulsionado o estudo da adsorção em carvão ativado no Brasil. Isso ocorre porque esses compostos já foram detectados nos corpos hídricos nacionais. Nesse contexto, o objetivo do presente trabalho foi avaliar a eficiência de remoção de 4 PFAS (PFOA, PFOS, PFBA e PFBS) por adsorção em carvão ativado.

Materiais e Métodos

Para o desenvolvimento do estudo de remoção dos 4 PFAS (Ácido perfluorooctanóico - PFOA, Ácido perfluorooctano sulfônico - PFOS, Ácido perfluorobutanóico - PFBA e Ácido perfluorobutano sulfônico - PFBS), foi utilizado o carvão ativado granular (CAG) comercializado nacionalmente e de origem vegetal (carvão de casca de coco, COCO). O carvão foi caracterizado por Oliveira (2024) meio da determinação de suas propriedades físico-químicas e texturais: área superficial específica, volume de microporos, mesoporos e volume total de poros, Ponto de Carga Zero (pH_{PCZ}), pH e grupos funcionais.

Antes dos ensaios de adsorção, as amostras de carvão ativado granular foram preparadas. O primeiro passo foi a remoção das partículas com diâmetro superior a 45 µm. Assim, o carvão foi moído e peneirado em peneira MESH 325. Depois, a fração que passou pela peneira foi lavada e seca em estufa a 155 °C por 3 horas, em seguida, resfriada à temperatura ambiente e mantida em dessecador até o uso. Para o preparo das suspensões de carvão ativado, as massas adequadas de carvão foram pesadas em balança analítica e adicionadas à água ultrapura livre de CO_2, obtida por meio de fervura durante 40 minutos, seguida de resfriamento até a temperatura ambiente. Por fim, as suspensões foram armazenadas sob pressão negativa de -560 mmHg em dessecador a vácuo por no mínimo 12 horas antes da utilização, com o objetivo de remover o ar contido no interior dos poros dos carvões.

Para os ensaios experimentais, foi utilizada uma água de estudo (AE) contendo os contaminantes-alvo: AE - água ultrapura fortificada com PFOA, PFOS, PFBA e PFBS. Para a fortificação da água de estudo (AE1), foram utilizadas soluções-estoque de PFOA, PFOS, PFBA e PFBS, resultando em concentrações de cerca de 250 µg/L de cada composto e de 1 mg/L de PFAS totais.

Os ensaios de adsorção foram realizados a fim de determinar a capacidade adsortiva dos 4 PFAS no carvão ativado e posteriormente, encontrar o tempo de equilíbrio do processo, tempo necessário para que a velocidade de adsorção seja igual à velocidade de dessorção. Para a realização dos ensaios de adsorção, foi utilizado agitador horizontal (*shaker*) da marca FANEM 2540, à temperatura de 25ºC (aproximadamente). Os ensaios cinéticos foram realizados em duplicata na temperatura média de 25ºC e pH 7,0 na AE1 e adotando-se duas doses diferentes de carvão ativado, 8mg/L e 20mg/L.

Foram utilizados erlenmeyers de 500 mL com volume solução de 200 mL. Os ensaios cinéticos para foram realizados em duplicata e com 10 tempos de contato diferentes sob agitação para AE1: 0 min (branco, sem adição de carvão), 16 min, 32 min, 64 min, 128 min, 256 min, 384 min, 512 min, 1024 min, e 1440 min. Após cada tempo de contato o carvão era separado da água de estudo utilizando membrana de MCE de 0,22 µm, e as amostras eram preservadas sob refrigeração até o momento da análise.

A concentração residual dos 4 PFAS (PFOS, PFOA, PFBS e PFBA) na água tratada foi quantificada no equipamento de cromatografia líquida acoplada a espectrometria de massa (LC MS/MS – Sciex QTRAP 3200) usando rotina baseada no Método da EPA 537.1 (US EPA, 2020).

De posse dos dados, verificou-se o ajuste dos modelos cinéticos de adsorção de pseudo-primeira ordem e pseudo-segunda ordem aos dados experimentais por meio dos softwares OriginPro® da OriginLab Corporation e Excel® da Microsoft.

Resultados e Discussão

Os resultados das concentrações, expressos como fração remanescente (C/C_0), em que C_0 = 250 µg/L, foram plotados em função do tempo para cada carvão ativado e a partir dos resultados foram identificadas as eficiências de remoção de cada composto. A Tabela 01 apresenta as porcentagens de remoção de cada composto na AE1.

COCO (8 mg/L)				**COCO (20 mg/L)**			
	Remoção inicial t = 0 min	Remoção final t = 1440 min	Redução (final – inicial)		Remoção inicial t = 0 min	Remoção final t = 1440 min	Redução (final – inicial)
PFOS	39,02%	80,25%	41%	**PFOS**	15,63%	97,49%	82%
PFOA	17,30%	33,79%	16%	**PFOA**	33,83%	77,17%	43%
PFBS	33,11%	47,58%	14%	**PFBS**	39,92%	43,16%	3%
PFBA	7,53%	38,91%	31%	**PFBA**	12,84%	43,29%	30%

Tabela 01: Eficiência de remoção de PFOS, PFOA, PFBS e PFBA pelo carvão de coco.

Os dados dos ensaios com a AE mostram reduções nos níveis de PFOA e PFOS tanto na dose de 8 mg/L quanto na de 20 mg/L, sendo a maior porcentagem de remoção observada na dose de 20 mg/L. No entanto, para o PFBA e o PFBS, tanto a dose de 8 mg/L quanto a de 20 mg/L foram insuficientes para a remoção dos compostos, em comparação ao PFOS e PFOA. Além disso, a variação da dose não resultou em diferenças significativas. Em determinados pontos da curva cinética de PFBA e PFBS, nos tempos de 512 min e 1024 min, houve dessorção desses PFAS de cadeia curta devido à adsorção de PFAS de cadeia longa nos poros dos carvões, conforme já observado por outros autores (Zhang *et al.*, 2023; Cantoni *et al.*, 2021). O PFBS apresentou baixa remoção, considerada praticamente nula; no entanto, apresentou resultados mais lineares em comparação com o PFBA.

Nas Figuras 01 e 02, estão representadas as variações do valor médio da fração remanescente (C/C_0) em função do tempo (min).

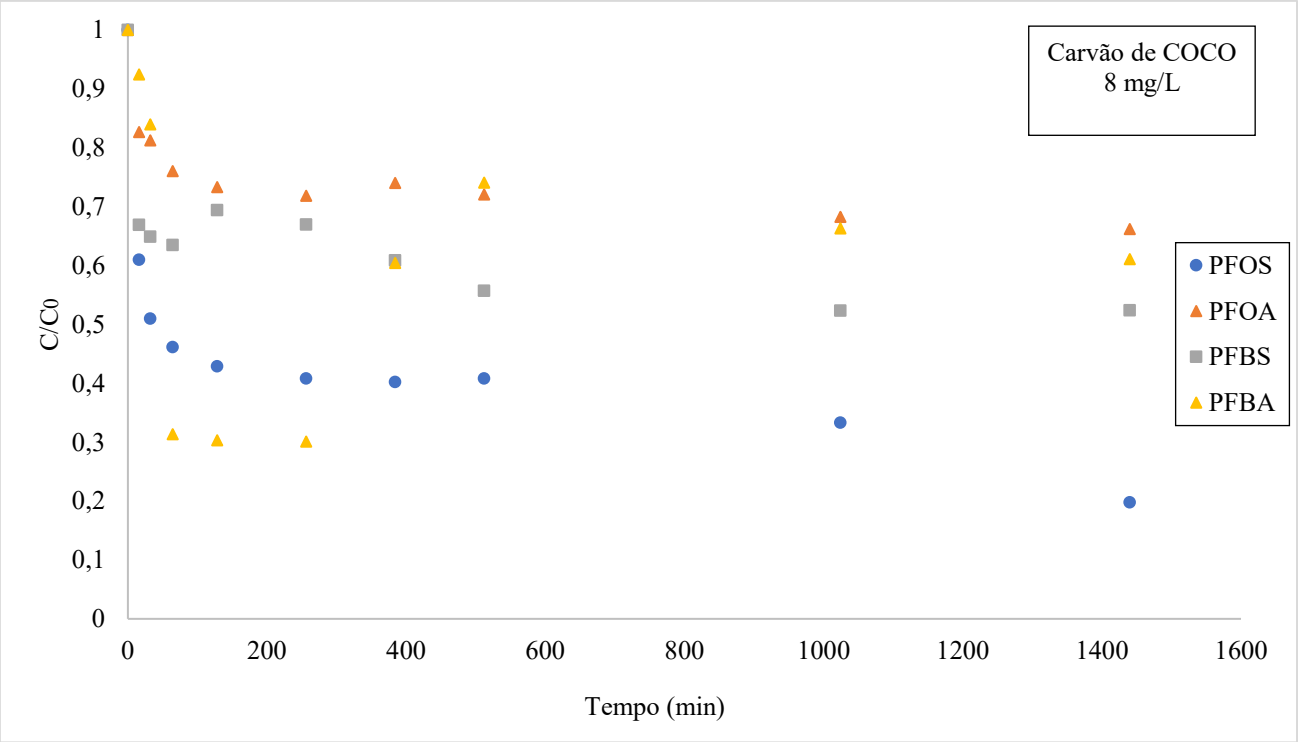


Figura 01: Fração remanescente de PFOS, PFOA, PFBS e PFBA com o tempo. Carvão de COCO, 8 mg/L.

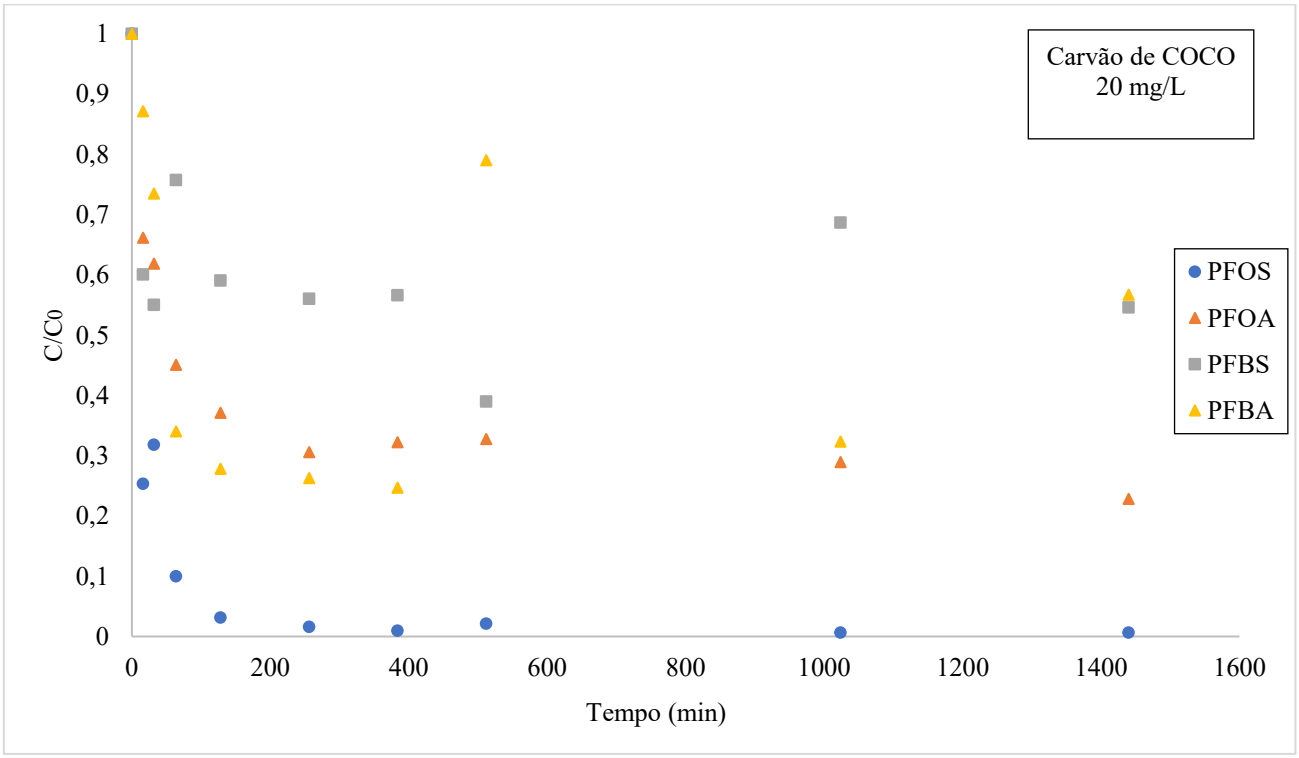


Figura 02: Fração remanescente de PFOS, PFOA, PFBS e PFBA com o tempo. Carvão de COCO, dose de 20 mg/L.

A Tabela 02 apresenta os valores encontrados para o Qe (Quantidade de adsorvato no adsorvente em equilíbrio) , k1 (Constante de velocidade de pseudo-primeira ordem), k2 (Constante de velocidade de pseudo-segunda ordem), R^2 (Coeficiente de Determinação) e SQR (Soma dos Quadrados dos Resíduos). Como evidenciado pelo valor do Qe obtidos com as duas doses avaliadas, observa-se que a adsorção dos PFAS é maior quanto maior a dose de carvão. Sabendo que o Qe é a capacidade adsortiva, ou seja, a massa de adsorvato sorvido por unidade de massa de adsorvente, quanto menor o Qe, maior é a capacidade de adsorção, embora a eficiência (%) de remoção dos poluentes seja maior. Com uma dose maior de carvão, há mais sítios ativos disponíveis para a mesma quantidade de PFAS. Assim, cada grama de carvão acaba retendo menos poluentes.

Dose de carvão de 8 mg/L				
Pseudo Primeira Ordem (PPO)				
Parâmetros	**PFOS**	**PFOA**	**PFBS**	**PFBA**
K_1 (1/min)	0,06249 ± 0,00864	0,03638 ± 0,0078	0,04327 ± 0,01148	0,01824 ± 0,00689
Qe (mg/g)	32,39734 ± 0,91373	11,49945 ± 0,56475	16,54893 ± 0,8051	44,19377 ± 3,16636
R^2	0,98177	0,93347	0,9509	0,91698
SQR	15,68899	8,12014	11,09534	199,55067
Pseudo Segunda Ordem (PSO)				
Parâmetros	**PFOS**	**PFOA**	**PFBS**	**PFBA**
K_2 (1/min)	0,00333 ± 2,10843E-4	0,0048 ± 0,00111	0,00533 ± 0,00194	4,41789E-4 ± 2,4299E-4
Qe (g/mg.min)	33,92734 ± 0,27673	12,04369 ± 0,42784	17,26013 ± 0,67747	47,38844 ± 4,06807
R^2	0,99881	0,97085	0,97493	0,91544
SQR	1,02015	3,55801	5,665	203,25658
Dose de carvão de 20 mg/L				
Pseudo Primeira Ordem (PPO)				
Parâmetros	**PFOS**	**PFOA**	**PFBS**	**PFBA**
K_1 (1/min)	0,03696 ± 6,57631E-4	0,02933 ± 0,00403	0,15657 ± 0,03153	0,02045 ± 0,00429
Qe (mg/g)	20,01157 ± 0,05613	10,5143 ± 0,35314	6,82085 ± 0,11717	38,00999 ± 2,12229
R^2	0,99963	0,97231	0,9918	0,94991
SQR	0,13113	2,82346	0,32225	87,69418
Pseudo Segunda Ordem (PSO)				
Parâmetros	**PFOS**	**PFOA**	**PFBS**	**PFBA**
K_2 (1/min)	0,00376 ± 6,26796E-4	0,00395 ± 0,24864	0,12103 ± 0,08922	6,26122E-4 ± 3,10675E-4
Qe (g/mg.min)	20,73003 ± 0,33143	11,23306 ± 0,24864	6,86227 ± 0,15364	41,95659 ± 4,13142
R^2	0,99151	0,99093	0,98946	0,89952
SQR	3,00289	0,92461	0,41435	175,89321

Tabela 02: Ajustes dos modelos de cinética de pseudo primeira ordem e pseudo segunda ordem . Carvão de COCO.

A partir da análise do valor de R^2, o PFOS apresentou os maiores valores de R^2, o que já era esperado, visto que esse PFAS é o mais fácil de ser removido por se tratar de um composto de cadeia longa e sulfônico, seguido pelo PFOA, de cadeia longa e carbônico. Em contrapartida, o PFBA, por ser um PFAS carbônico de cadeia curta, apresentou o menor R^2, seguido pelo PFBS, de cadeia curta e sulfônico. A partir do R^2 e do SQR, conclui-se que o modelo cinético de Pseudo-Segunda ordem apresentou melhor ajuste aos dados experimentais, o que é esperado de acordo com estudos anteriores para adsorção de PFAS em carvões ativados (Cantoni *et al.*, 2021).

O PFBA apresentou comportamento distinto, com baixo R^2 e alto SQR em ambas as doses, o que sugere baixa adsorção devido à baixa dose de carvão ou à competição por sítios ativos de adsorção. Segundo Shahrokhi *et al.* (2024), a presença de PFAS de cadeia longa pode inibir a adsorção de PFAS de cadeia curta. Os PFAS de cadeia longa são capazes de impedir a adsorção de PFAS de cadeia curta nos sítios mais internos do carvão ativado, devido ao bloqueio dos poros por esses PFAS. Além disso, de acordo com Sadia *et al.* (2024), os PFSAs (ácidos perfluorosulfônicos), um subgrupo dos PFAS caracterizado pela ligação da cadeia C-F a um grupo sulfônico, mostraram maior adsorção em comparação com PFCA (ácidos perfluorocarboxílicos), subgrupo com ligação C-F e ácido carboxílico, para todos os três adsorventes, exceto para PFSA com comprimento de cadeia de carbono C5–C6. Essa tendência pode ser atribuída a diferenças na retirada de elétrons entre grupos sulfônico e carboxila ,indicando interações mais fortes entre PFAS de cadeia longa e grupos sulfonados em superfícies de carvão ativado granular em comparação com PFAS com ácido carboxílico.

O PFOS apresentou elevada afinidade pelo carvão ativado de coco, com valores relativamente elevados de Qe e constantes cinéticas expressivas, indicando adsorção rápida e eficiente. O PFOA e o PFBS apresentaram comportamento intermediário, com coerência entre as constantes cinéticas e as capacidades de adsorção, sugerindo mecanismos similares, porém com menor afinidade em comparação ao PFOS.

Comentários finais

O estudo realizado comprova a potencialidade do uso do carvão ativado como adsorvente para a remoção de PFAS. Com base nos dados experimentais, a dose exerce influência considerável sobre a eficiência de remoção; portanto, doses maiores tendem a remover porcentagens maiores do contaminante. Além disso, os PFAS de cadeia longa e com grupo funcional sulfônico são os mais fáceis de remover. Em contrapartida, nas doses utilizadas, o PFBA apresentou resultados que indicam remoção quase nula, corroborados pelos ensaios cinéticos. A partir dos resultados experimentais obtidos no presente estudo, foi possível determinar que o modelo cinético que melhor descreve a adsorção dos quatro PFAS utilizados é o de pseudo segunda ordem, sugerindo que a quimissorção, formação de uma ligação química entre o adsorvente e o adsorvato, foi o mecanismo predominante no processo adsortivo.

De forma geral, os resultados indicam que a adsorção dos quatro PFAS estudados depende tanto das características do adsorvente quanto das propriedades físico-químicas dos compostos, como o tamanho de cadeia e a hidrofobicidade. Compostos de cadeia longa, como o PFOS, apresentaram maior afinidade e melhor ajuste aos modelos cinéticos, enquanto compostos de cadeia curta, como o PFBA, apresentaram maior variabilidade e menor previsibilidade pelos modelos utilizados.

Agradecimentos

Agradeço a todos os envolvidos na elaboração deste artigo, em especial à minha orientadora, Profa. Dra. Cristina Célia Silveira Brandão, à Sara Regina Morais Kollar e Cássia Queiroz de Oliveira Cavalcante, técnicas do Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA) do PTARH/ENC, localizado na Universidade de Brasília. Agradeço também ao CNPQ (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico) pelo apoio financeiro, à NMBU (Universidade Norueguesa de Ciências Naturais) e à CAESB (Companhia de Saneamento do Distrito Federal) pelo incentivo à pesquisa.

Referências Bibliográficas

Amancio, G. B. Remoção de ácido perfluorooctanoico (PFOA) por adsorção em carvões ativados nacionais. Trabalho de Conclusão de Curso em Engenharia Ambiental, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2024.

Cantoni, B.; Turolla, A.; Wellmitz, J.; Ruhl, A.S. e Antonelli, M. (2021) Perfluoroalkyl substances (PFAS) adsorption in drinking water by granular activated carbon: Influence of activated carbon and PFAS characteristics. *Science of The Total Environment* 795, 148821, doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.148821.

Hall, S.M.; Zhang, S.; Hoffman, K.; Miranda, M.L. e Stapleton, H.M. (2022) Concentrations of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in human placental tissues and associations with birth outcomes. *Chemosphere* 295, 133873, doi: 10.1016/j.chemosphere.2022.133873.

Hamid, N.; Junaid, M.; Sultan, M.; Yoganandham, S.T. e Chuan, O.M. (2024) The untold story of PFAS alternatives: Insights into the occurrence, ecotoxicological impacts, and removal strategies in the aquatic environment. *Water Research* 250, 121044, doi: 10.1016/j.watres.2023.121044.

Klingelhöfer, D.; Braun, M.; Groneberg, D.A. e Brüggmann, D. (2024) The “forever” per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS): A critical accounting of global research on a major threat under changing regulations. *Chemosphere* 354, 141694, doi: 10.1016/j.chemosphere.2024.141694.

Li, X.; Shen, X.; Jiang, W.; Xi, Y. e Li, S. (2024) Comprehensive review of emerging contaminants: Detection technologies, environmental impact, and management strategies. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 278, 116420, doi: 10.1016/j.ecoenv.2024.116420.

McFarlan, E.L. e Lemke, L.D. (2024) Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) fate and transport across a groundwater-surface water interface. *Science of The Total Environment* 951, 175672, doi: 10.1016/j.scitotenv.2024.175672.

Oliveira, N. dos S. Remoção de Bisfenol S (BPS) por adsorção em carvões ativados comercializados no Brasil. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2024.

Sadia, M.; Beut, L.B.; Pranić, M.; Wezel, A.P. van e Laak, T.L. ter (2024) Sorption of per- and poly-fluoroalkyl substances and their precursors on activated carbon under realistic drinking water conditions: Insights into sorbent variability and PFAS

structural effects. *Heliyon* 10, e25130, doi: 10.1016/j.heliyon.2024.e25130.

Sinclair, G.M.; Long, S.M. e Jones, O.A.H. (2020) What are the effects of PFAS exposure at environmentally relevant concentrations? *Chemosphere* 258, 127340, doi: 10.1016/j.chemosphere.2020.127340.

Shahrokhi, R.; Hubbe, M.A. e Park, J. (2024) Comparative assessment of activated carbon and anion exchange resin for short- and long-chain per- and poly-fluoroalkyl substances sorption: Insight into performance and mechanism. *Journal of Water Process Engineering* 64, 105703, doi: 10.1016/j.jwpe.2024.105703.

Zhang, Y.; Thomas, A.; Apul, O. e Venkatesan, A.K. (2023) Coexisting ions and long-chain per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) inhibit the adsorption of short-chain PFAS by granular activated carbon. *Journal of Hazardous Materials* **460**, doi: 10.1016/j.jhazmat.2023.132378.

Zheng, J., Liu, S.; Yang, J.; Zheng, S. e Sun, B. (2024) Per and polyfluoroalkyl substances (PFAS) and cancer: Detection methodologies, epidemiological insights, potential carcinogenic mechanisms, and future perspectives. *Science of The Total Environment* 953, 176158, doi: 10.1016/j.scitotenv.2024.176158.

DEGRADAÇÃO DO AMICARBAZONA POR UV/PS: AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO PROCESSO E EFEITOS TOXICOLÓGICOS

1 Lucas Pedrotti de Oliveira, 2 Stella Patrícia Ribeiro Lopes, 3 Gabriela de Souza Freitas, 4 Marcela Prado Silva Parizi

1 Universidade Estadual Paulista (UNESP), Faculdade de Ciências e Tecnologia, Presidente Prudente, e-mail: pedrotti.oliveira@unesp.br; 2 Universidade Estadual Paulista (UNESP), Faculdade de Ciências e Tecnologia, Presidente Prudente, e-mail: stella.lopes@unesp.br; 3 Universidade Estadual Paulista (UNESP), Faculdade de Ciências e Tecnologia, Presidente Prudente, e-mail: g.freitas@unesp.br; 4 Universidade Estadual Paulista (UNESP), Faculdade de Ciências e Tecnologia, Presidente Prudente, e-mail: marcela.prado@unesp.br

Palavras-chave: processos oxidativos avançados; radicais sulfato, ecotoxicidade.

Resumo

A presença de pesticidas em ambientes aquáticos tem gerado crescente preocupação devido à sua persistência, mobilidade e aos potenciais riscos à biota e à saúde humana. Dentre esses compostos, a amicarbazona destaca-se pelo amplo uso no cultivo de cana-de-açúcar e pela dificuldade de remoção em sistemas convencionais de tratamento. Nesse contexto, os Processos Oxidativos Avançados, dentre eles os baseados na ativação de persulfato por radiação ultravioleta (UV), têm sido estudados como alternativas para a degradação de contaminantes orgânicos recalcitrantes.

O presente estudo avaliou a degradação da amicarbazona em solução aquosa por meio do sistema UV/persulfato, com ênfase na eficiência do processo e nos efeitos ecotoxicológicos associados aos produtos formados. Os experimentos foram conduzidos em reator fotoquímico, seguindo um planejamento fatorial 2^2, no qual foram avaliadas as concentrações iniciais de amicarbazona e de persulfato. A degradação foi monitorada por espectrofotometria UV-Vis, enquanto a toxicidade foi avaliada utilizando sementes de *Lens culinaris*, por meio de índices de germinação, crescimento radicular e divisão celular.

Os resultados demonstraram que a concentração de persulfato foi o principal fator determinante da eficiência do processo, com remoções superiores a 50% após 120 minutos de tratamento, enquanto os experimentos controle indicaram remoção insignificante, inferior a 2% da concentração inicial. A análise cinética revelou aumento significativo das constantes de degradação com o incremento da concentração de oxidante, indicando papel central dos radicais sulfato na oxidação da amicarbazona. Observou-se ainda que o aumento da concentração inicial do contaminante influenciou negativamente a eficiência em condições de menor disponibilidade de oxidante, indicando possível limitação por competição por espécies reativas.

Nos ensaios ecotoxicológicos, não foram observados efeitos significativos sobre a germinação das sementes nem sobre o índice mitótico, sugerindo ausência de citotoxicidade relevante nas condições avaliadas. No entanto, foi verificada uma redução de aproximadamente 20% no crescimento radicular, indicando a ocorrência de efeitos fitotóxicos moderados, possivelmente associados à formação de subprodutos intermediários durante o processo oxidativo.

De modo geral, os resultados demonstram que o sistema UV/persulfato apresenta elevado potencial para a degradação da amicarbazona, sendo fortemente dependente da concentração de oxidante. Entretanto, a presença de efeitos fitotóxicos ressalta que a remoção do contaminante não garante a completa eliminação dos riscos ambientais, evidenciando a importância da integração entre análises químicas e biológicas na avaliação da eficiência de processos oxidativos avançados.

Introdução

O Brasil consolida-se como líder na produção mundial de cana-de-açúcar, com a região Sudeste sendo responsável por mais de 63% da safra nacional, atingindo 420,2 milhões de toneladas em 2025 (CONAB, 2025). Esse protagonismo agrícola demanda o uso intensivo de defensivos químicos, posicionando o país entre os maiores consumidores globais de pesticidas, com aplicações que superam 800 mil toneladas anuais (FAO, 2024). Dentre esses compostos, destaca-se a amicarbazona (AMZ), um herbicida amplamente utilizado no setor sucroalcooleiro, que apresenta elevada mobilidade no solo e persistência moderada, favorecendo sua lixiviação e consequente contaminação de águas superficiais e subterrâneas (EPA, 2005; Santos et al., 2015).

A presença de herbicidas em ambientes aquáticos tem sido associada a efeitos adversos em organismos não alvo, incluindo alterações fisiológicas, genotoxicidade e impactos na cadeia trófica. No caso da AMZ, sua estrutura química relativamente estável dificulta sua degradação natural, contribuindo para sua detecção em diferentes matrizes ambientais. Além disso, a exposição contínua, mesmo em baixas concentrações, levanta preocupações quanto aos efeitos crônicos à biota aquática e à saúde humana, especialmente em regiões de intensa atividade agrícola (Luo et al., 2014; Gilde et al., 2010).

Os processos convencionais de tratamento de água e esgoto, como coagulação, filtração e tratamentos biológicos, apresentam eficiência limitada na remoção de compostos orgânicos recalcitrantes como a amicarbazona. Nesse contexto, os Processos Oxidativos Avançados (POA) têm sido amplamente investigados como alternativas tecnológicas capazes de promover a degradação de poluentes persistentes por meio da geração de espécies altamente reativas. Dentre essas espécies, destacam-se os radicais hidroxila (•OH) e sulfato ($SO_4^{\bullet-}$), que apresentam elevado potencial de oxidação e capacidade de reagir com uma ampla gama de compostos orgânicos (Farré et al., 2006; Miklos et al., 2018).

Entre os diferentes sistemas de POA, aqueles baseados em persulfato têm atraído crescente interesse devido à sua maior estabilidade em solução, ampla faixa de aplicação e capacidade de gerar radicais sulfato por diferentes vias de ativação. O radical sulfato apresenta potencial redox elevado e maior seletividade em comparação ao radical hidroxila, o que pode favorecer processos de degradação mais controlados em determinadas condições (Gao et al., 2022; Zhi et al., 2020).

A ativação do persulfato pode ser promovida por diferentes métodos, incluindo calor, radiação ultravioleta, metais de transição e condições alcalinas. Dentre essas abordagens, a radiação UV destaca-se por permitir a clivagem homolítica do ânion persulfato, resultando na formação direta de radicais sulfato, além de possibilitar a geração simultânea de radicais hidroxila em meio aquoso. Esse mecanismo contribui para o aumento da eficiência do processo de degradação, tornando o sistema UV/persulfato uma alternativa promissora para o tratamento de contaminantes emergentes (Graça, de Velosa e Teixeira, 2017).

Diversos estudos têm demonstrado a eficácia do sistema UV/PS na remoção de pesticidas e outros poluentes orgânicos, evidenciando elevadas taxas de degradação e, em alguns casos, significativa mineralização. No entanto, a conversão de compostos orgânicos complexos nem sempre resulta na completa mineralização, podendo levar à formação de subprodutos intermediários com características químicas distintas e, potencialmente, tóxicos.

Dessa forma, a avaliação da eficiência de processos oxidativos não deve se restringir apenas à remoção do contaminante alvo, sendo importante a investigação dos impactos toxicológicos associados aos produtos formados durante o tratamento. Ensaios ecotoxicológicos tornam-se, portanto, ferramentas essenciais para uma análise mais abrangente da segurança ambiental dessas tecnologias (Yang et al., 2024).

Diante disso, o presente trabalho tem como objetivo avaliar a degradação da amicarbazona em solução aquosa por meio do sistema UV/persulfato, com foco na eficiência do processo e na análise dos impactos toxicológicos associados aos produtos formados.

Material e Métodos

A amicarbazona foi utilizada como composto modelo neste estudo, sendo fornecida pelo laboratório *Alfa Chemical* (AMZ, CAS 129909-90-6, 97% mínima) e preparada a partir de solução estoque em água ultrapura e posteriormente diluída na concentração desejada. O peroxidissulfato de sódio foi fornecido por *VWR Chemicals* (PS, pureza mínima 99,6%) e empregado como agente oxidante, sendo preparado diariamente para minimizar possíveis efeitos de decomposição. O metanol foi utilizado como agente de quenching, com o objetivo de interromper as reações oxidativas no momento da coleta das amostras. Todas as soluções foram preparadas com água destilada, e os experimentos foram conduzidos sem ajuste de pH, buscando simular condições próximas às encontradas em sistemas naturais.

Os experimentos de degradação foram realizados em um reator fotoquímico, ilustrado na figura 01, equipado com duas lâmpadas UVC de 254 nm e potência de 75 W. O sistema foi mantido sob agitação constante ao longo de todo o experimento, garantindo homogeneidade da solução. As soluções contendo AMZ e persulfato foram submetidas à irradiação por um período total de 120 minutos, sendo a temperatura mantida próxima à ambiente menor que 20 °C ao longo dos ensaios.

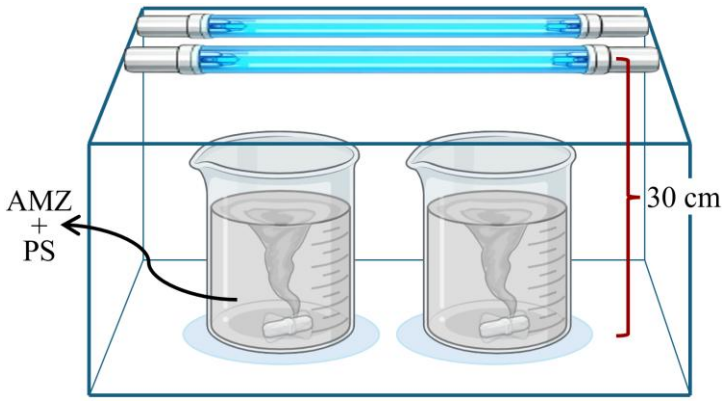


Figura 01: Esquema do reator fotoquímico UV utilizado nos experimentos.
Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

Experimentos controle foram conduzidos com o objetivo de avaliar as diferentes rotas de remoção da amicarbazona. Para isso, foram investigadas as condições de hidrólise, mantendo a solução de AMZ em ambiente escuro e na ausência de persulfato; fotólise, submetendo a solução à radiação UVC sem a adição do oxidante; e oxidação por persulfato, conduzida na ausência de radiação. Esses ensaios permitiram identificar a contribuição individual de cada mecanismo no processo de degradação.

Para os experimentos de degradação, o planejamento experimental adotado foi do tipo fatorial completo 2^2, conforme apresentado na tabela 01, considerando como variáveis independentes as concentrações iniciais de AMZ (5 e 20 mg L^{-1}) e de persulfato (10 e 50 mg L^{-1}). Todos os experimentos foram realizados em duplicata, e os resultados foram analisados por meio de diagrama de Pareto, permitindo avaliar a significância dos efeitos principais e da interação entre as variáveis estudadas.

Ensaio	[AMZ] (mg L^{-1})	[PS] (mg L^{-1})	Nível AMZ	Nível PS
1	5	10	-1	-1
2	20	10	+1	-1
3	5	50	-1	+1
4	20	50	+1	+1

Tabela 01: Níveis das variáveis estudadas no planejamento fatorial 2^2.
Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

Alíquotas foram coletadas em tempos previamente determinados (0, 5, 10, 15, 30, 60 e 120 minutos) e imediatamente transferidas para frascos contendo metanol, utilizado como agente de quenching para interromper as reações oxidativas (Li et al., 2025). As amostras foram armazenadas sob refrigeração até o momento da análise.

A quantificação da amicarbazona foi realizada por espectrofotometria UV-Vis. As condições cromatográficas foram definidas com base em métodos descritos na literatura para compostos de características semelhantes, sendo a quantificação realizada por meio de curva analítica externa construída a partir de padrões de concentração conhecidos.

A cinética de degradação foi avaliada assumindo comportamento de pseudo-primeira ordem, sendo as constantes aparentes de velocidade (k) determinadas a partir da regressão linear dos dados experimentais obtidos ao longo do tempo de reação.

A avaliação toxicológica foi conduzida utilizando sementes de *Lens culinaris* como organismo teste. As sementes foram dispostas em placas de Petri contendo amostras tratadas e solução controle (água destilada), sendo incubadas por quatro dias em condições controladas. A fitotoxicidade foi determinada por meio do índice de germinação, expresso como a porcentagem de sementes germinadas em relação ao controle, e pelo índice de crescimento radicular, baseado no comprimento médio das raízes. A citotoxicidade foi avaliada por meio do índice mitótico, correspondente à porcentagem de células em divisão, determinado por análise microscópica das extremidades radiculares após coloração apropriada.

Resultados e Discussão

Os experimentos controle indicaram remoção desprezível da amicarbazona, com variações inferiores a 2% em todas as condições avaliadas. Esse resultado evidencia que processos de hidrólise, fotólise direta e oxidação por persulfato não ativado apresentam contribuição mínima para a degradação do composto. Dessa forma, confirma-se que a eficiência do sistema está diretamente associada à ativação do persulfato pela radiação UV, responsável pela geração de espécies reativas capazes de promover a oxidação da molécula.

Os resultados obtidos para o sistema UV/persulfato encontram-se apresentados na tabela 02, evidenciando diferenças significativas na eficiência de remoção e nas constantes cinéticas em função das condições experimentais avaliadas.

Ensaio	[AMZ] (mg L^{-1})	[PS] (mg L^{-1})	Remoção (%)	k (min^{-1})
1	5	10	19	0.00176
2	20	10	5	0.00043
3	5	50	53	0.00628
4	20	50	51.9	0.00610

Tabela 02: Eficiência de remoção e constantes cinéticas aparentes (k) para degradação da amicarbazona no sistema UV/PS.
Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

De modo geral, a concentração de persulfato mostrou-se o parâmetro mais influente no processo. Ensaios conduzidos com 50 mg L^{-1} de PS apresentaram remoções superiores a 50%, enquanto aqueles realizados com 10 mg L^{-1} resultaram em remoções inferiores a 20%. Esse comportamento indica que a disponibilidade de oxidante é um fator determinante para a geração de radicais sulfato, que desempenham papel central na degradação da amicarbazona (Wang e Wang, 2018).

Esse efeito também foi refletido nas constantes cinéticas aparentes. Observou-se aumento expressivo dos valores de k com o incremento da concentração de PS, passando de 0,00176 e 0,00043 min^{-1} para 0,00628 e 0,00610 min^{-1}, para concentrações de 5 e 20 mg L^{-1} de AMZ, respectivamente. Esse comportamento está associado ao aumento na taxa de formação de espécies oxidantes, o que acelera a degradação do contaminante.

A influência da concentração inicial de amicarbazona também foi observada, ainda que de forma menos pronunciada. De modo geral, maiores eficiências de remoção foram obtidas para a menor concentração (5 mg L^{-1}), em comparação com 20 mg L^{-1}, o que é esperado devido à menor carga de contaminante no sistema. Esse efeito foi particularmente evidente em condições de baixa concentração de persulfato, nas quais a constante cinética apresentou redução significativa com o aumento da concentração de AMZ. Esse comportamento sugere a ocorrência de competição entre moléculas do contaminante pelas espécies reativas disponíveis (Miklos et al., 2018).

Por outro lado, em condições de maior concentração de persulfato, os valores de k foram semelhantes para ambas as concentrações de AMZ, indicando que o sistema deixou de ser limitado pela disponibilidade de oxidante. Nessa condição, a geração de radicais foi suficiente para manter a taxa de degradação elevada, independentemente da concentração inicial do contaminante.

O diagrama de Pareto (figura 02) confirma essas tendências, evidenciando que a concentração de persulfato foi o único fator estatisticamente significativo dentro do intervalo avaliado. A concentração de AMZ e a interação entre os fatores apresentaram efeitos inferiores ao limite de significância, indicando influência secundária no processo. Esse resultado reforça que, nas condições estudadas, a etapa limitante está associada à geração de espécies reativas, e não à disponibilidade do contaminante.

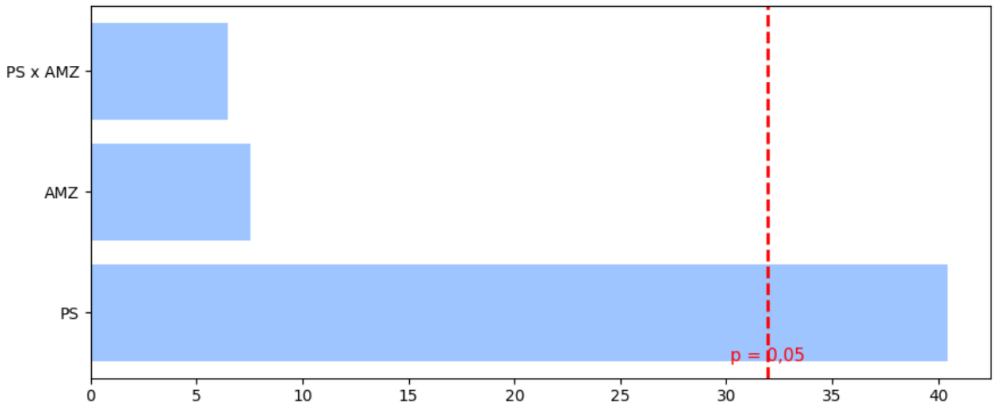


Figura 02: Diagrama de pareto para os experimentos com UV/PS para remoção de AMZ.
Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

Do ponto de vista mecanístico, a eficiência do sistema UV/persulfato pode ser atribuída à clivagem homolítica do ânion persulfato induzida pela radiação UV, resultando na formação de radicais sulfato. Esses radicais apresentam elevado potencial oxidante e podem reagir diretamente com a molécula de amicarbazona ou gerar secundariamente radicais hidroxila em meio aquoso, ampliando as vias de degradação. A predominância de radicais sulfato no sistema também pode conferir maior seletividade às reações, influenciando os produtos formados ao longo do processo (Oni; Dogan, 2025).

Apesar da eficiência observada na remoção do contaminante, a avaliação toxicológica revelou aspectos importantes quanto à qualidade do tratamento. Os resultados dos ensaios com *Lens culinaris* estão apresentados na Figura 03. O índice de germinação manteve-se próximo ao controle, indicando que o tratamento não comprometeu significativamente a capacidade germinativa das sementes.

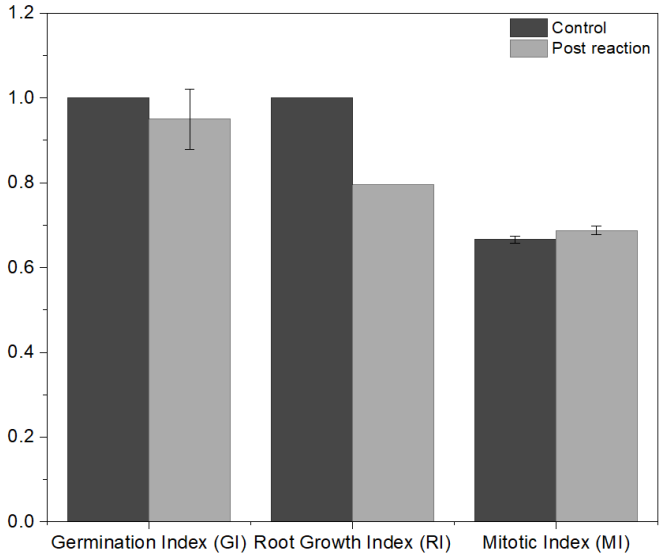


Figura 03: Resultados dos ensaios ecotoxicológicos (índice de germinação, crescimento radicular e índice mitótico).
Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

Por outro lado, foi observada uma redução moderada no índice de crescimento radicular, atingindo aproximadamente 80% em relação ao controle. Esse resultado sugere a presença de efeitos fitotóxicos, possivelmente associados à formação de subprodutos intermediários durante o processo de degradação. Esses compostos podem interferir em processos fisiológicos relacionados ao desenvolvimento radicular, mesmo na ausência de efeitos mais severos.

Em relação à citotoxicidade, avaliada por meio do índice mitótico, não foram observadas diferenças significativas em comparação ao controle. Esse resultado indica que, nas condições avaliadas, o sistema não induziu efeitos relevantes na divisão celular, sugerindo ausência de danos citotóxicos ou genotóxicos expressivos.

De forma geral, os resultados indicam que o sistema UV/persulfato foi eficiente na degradação da amicarbazona, sendo fortemente influenciado pela concentração de oxidante. No entanto, a presença de efeitos fitotóxicos moderados evidencia que a remoção do contaminante não implica necessariamente na eliminação dos riscos ambientais. Dessa forma, destaca-se a importância da integração entre análises químicas e biológicas na avaliação de processos de tratamento, permitindo uma compreensão mais abrangente dos impactos associados à aplicação de POA.

Considerações Finais

O processo UV/persulfato demonstrou potencial na degradação da amicarbazona em meio aquoso, atingindo remoções superiores a 50% após 120 minutos de reação. A concentração de persulfato foi identificada como o principal fator determinante da eficiência do sistema, evidenciando o papel central da geração de radicais sulfato na oxidação do contaminante. Os experimentos controle confirmaram a baixa contribuição de processos isolados, reforçando a necessidade de ativação do oxidante para a efetiva degradação da molécula.

Do ponto de vista toxicológico, os resultados indicaram ausência de efeitos significativos sobre a germinação das sementes e sobre a divisão celular, enquanto uma redução moderada no crescimento radicular foi observada. Esse comportamento sugere a ocorrência de efeitos fisiológicos associados, possivelmente relacionados à formação de subprodutos intermediários durante o processo oxidativo, ainda que sem evidências de citotoxicidade relevante nas condições avaliadas.

De forma geral, os resultados obtidos demonstram que o sistema UV/persulfato constitui uma alternativa promissora para a remoção de amicarbazona, combinando eficiência de degradação com impactos toxicológicos limitados. No entanto, a persistência de efeitos fitotóxicos, ainda que não intensos, evidencia que a remoção do composto original não garante, necessariamente, a completa eliminação de riscos ambientais, destacando a importância da avaliação integrada entre parâmetros químicos e biológicos.

Adicionalmente, os resultados indicam que a eficiência do processo está diretamente associada à disponibilidade de oxidante, sugerindo que a otimização da dosagem de persulfato pode ser uma estratégia relevante para maximizar a degradação sem aumentar desnecessariamente o consumo de reagentes. Nesse sentido, investigações futuras devem considerar não apenas a eficiência de remoção, mas também aspectos relacionados à viabilidade operacional e ao custo do processo.

Por fim, os próximos passos do estudo incluem a realização de análises complementares voltados à identificação e caracterização dos subprodutos formados, bem como à avaliação de sua toxicidade em diferentes composições. A integração de técnicas analíticas avançadas com ensaios ecotoxicológicos pode contribuir para uma compreensão mais abrangente da segurança ambiental do sistema, auxiliando no desenvolvimento de tecnologias mais eficazes e sustentáveis para o tratamento de águas contaminadas por pesticidas.

Agradecimentos

Os autores gostariam de agradecer à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) processo nº 2024/22524-6 pelos apoios financeiros concedidos, e à Universidade Estadual Paulista (UNESP) pelo suporte institucional.

Referências Bibliográficas

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Regras para Análise de Sementes. Brasília, DF: MAPA/SDA, 2009. Disponível em: https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/insumos-agropecuarios/arquivos-publicacoes-insumos/2946_regras_analise__sementes.pdf. Acesso em: 03 mai. 2026.

CONAB – Companhia Nacional de Abastecimento. **Acompanhamento da safra brasileira de cana-de-açúcar: safra 2025/26, 1º levantamento**. Brasília, DF: Conab, abr. 2025. Disponível em: https://www.gov.br/conab/.../boletim-cana-de-acucar-4o-levantamento-2025-26. Acesso em: 11 maio 2026.

EPA - United States Environmental Protection Agency. **AMICARBAZONE WDG HERBICIDE**, número de registro 070506-00448. Data do documento: 20 jul. 2022. Disponível em: https://www3.epa.gov/pesticides/chem_search/ppls/070506-00448-20220720.pdf. Acesso em: 11 maio 2026.

FAO. **Pesticides use and trade**, 1990–2022. FAOSTAT Analytical Briefs, n. 89. Roma: FAO, 2024. Disponível em: https://openknowledge.fao.org/items/2938056e-baa4-4265-961a-a46e93ae7df6. Acesso em: 11 maio 2026.

FARRÉ, M. J.; DOMÉNECH, X.; PERAL, J. Assessment of photo-Fenton and biological treatment coupling for Diuron and Linuron removal from water. **Water Research**, v. 40, 2006.

GAO, Y.; WANG, Q.; JI, G.; LI, A. Degradation of antibiotic pollutants by persulfate activated with various carbon materials. **Chemical Engineering Journal**, v. 429, 2022.

GILDEN, R.; HUFFLING, K.; SATTLER, B. Pesticides and Health Risks. JOGNN – Journal of Obstetric, **Gynecologic and Neonatal Nursing**, v. 39, n. 1, p. 103-110, 2010.

GRAÇA, Cátia A. L.; SOARES, Olívia S. G. P. From Waste to Resource: Evaluating Biomass Residues as Ozone-Catalyst Precursors for the Removal of Recalcitrant Water Pollutants. **Environments**, v. 11, n. 8, p. 172, 2024.

KLANOVICZ, N.; DE JESUS, J. M. S.; COSTA, F. M.; DE ASSIS, G. C. et al. A novel hybrid continuous-flow wastewater treatment for lamotrigine degradation by combining enzymatic and photo-oxidative reactions. J**ournal of Water Process Engineering**, v. 56, 2023.

LI, B. et al. Alcohols as reactive species modulators: Rethinking quenching in UV/chlorine process. **Water Research**, p. 124849, 2025.

LUO, Y.; GUO, W.; NGO, H. H.; NGHIEM, L. D.; HAI, F. I.; ZHANG, J.; LIANG, S.; WANG, X. C. A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment. **Science of the Total Environment**, v. 473-474, 2014.

MERCADO, S. A. S.; BAYONA, H. A. M. Evaluation of cytotoxic potential of chlorpyrifos using Lens culinaris Med as efficient bioindicator. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 183, p. 109528, 2019.

MIKLOS, D. B.; REMY, C.; JEKEL, M.; LINDEN, K. G.; DREWES, J. E.; HUBNER, U. Evaluation of advanced oxidation processes for water and wastewater treatment – A critical review. **Water Research**, v. 139, p. 118-131, 2018.

ONI, O. O.; DOĞAN, Ş. Ultrasound and ultraviolet activated persulfate oxidation for the removal of paracetamol from water. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 236, n. 8, p. 508, 2025.

SANTOS, E. et al. Herbicide detection in groundwater in Córrego Rico-SP watershed. **Planta Daninha**, v. 33, n. 1, p. 147-155, 2015.

WANG, J.; WANG, S. Activation of persulfate (PS) and peroxymonosulfate (PMS) and application for the degradation of emerging contaminants. **Chemical Engineering Journal**, v. 334, p. 1502-1517, 2018.

YANG, Y. et al. Ecological risk assessment methods for oxidative by-products in the oxidation degradation process of emerging pollutants: A review. **Science of the Total Environment**, v. 950, p. 175401, 2024.

ZHI, D.; LIN, Y.; JIANG, L.; ZHOU, Y.; HUANG, A.; YANG, J.; LUO, L. Remediation of persistent organic pollutants in aqueous systems by electrochemical activation of persulfates: A review. **Journal of Environmental Management**, v. 260, 2020.