



II Simpósio de Recursos Hídricos, Hidráulica e Saneamento

ANAIS DO II SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS, HIDRÁULICA E SANEAMENTO



Uberlândia (MG), 2025

UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA

Reitor Prof. Dr. Carlos Henrique de Carvalho

Pró-Reitor de Extensão e Cultura Prof. Dr. Florisvaldo
Paulo Ribeiro Júnior

FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL

Diretor Prof. Dr. Paulo Roberto Cabanas Guterres

COORDENAÇÃO GERAL DO II SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS, HIDRÁULICA E SANEAMENTO

Prof. Dr. José Eduardo Alamy Filho

Profa. Dra. Nágela Aparecida de Melo

Uberlândia (MG), 2025

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema de Bibliotecas da UFU, MG, Brasil.

S613 Simpósio de Recursos Hídricos, Hidráulica e Saneamento (2. : 2025 : Uberlândia).

 Anais do II Simpósio de Recursos Hídricos, Hidráulica e Saneamento, Uberlândia, 20 a 23 de agosto de 2025 [recurso eletrônico] / organizadores: José Eduardo Alamy Filho, Nágela Aparecida de Melo - Uberlândia : UFU/FECIV, 2025.

 321 p. ; il. ; color.

 Inclui bibliografia.

 1. Recursos hídricos. 2. Hidráulica. 3. Saneamento ambiental. I. Alamy filho, José Eduardo (org.). II. Melo, Nágela Aparecida de (org.). III. Título.

CDU: 556.18

Bruna dos Santos Pinheiro
Bibliotecário- Documentalista - CRB-6/3805

ORGANIZAÇÃO DOS ANAIS

Prof. Dr. José Eduardo Alamy Filho
Profa. Dra. Nágela Aparecida de Melo

COMITÊ CIENTÍFICO

Profa. Dra. Alice Rosa da Silva
Me. Bruno de Oliveira Lázaro
Prof. Dr. Carlos Eugênio Pereira
Prof. Dr. José Eduardo Alamy Filho
Prof. Dr. Marcio Ricardo Salla
Profa. Dra Maria Lyda Bolanos Rojas
Profa Dra. Roseli Mendonça Dias
Profa. Dra. Nágela Aparecida de Melo

EDITORES

Prof. Dr. José Eduardo Alamy Filho
Profa. Dra. Nágela Aparecida de Melo

CONTATOS

jose.alamy@ufu.br
nagela@ufu.br

APRESENTAÇÃO

O II Simpósio de Recursos Hídricos, Hidráulica e Saneamento foi realizado no período de 20 a 23 de agosto de 2025, na Universidade Federal de Uberlândia (UFU), no Campus Santa Mônica, na cidade de Uberlândia (MG). Esse evento concretizou-se a partir da ação conjunta de docentes e estudantes da Faculdade de Engenharia Civil da UFU.

Esta publicação abrange trabalhos acadêmicos que abordam assuntos dos eixos temáticos recursos hídricos, hidráulica, saneamento e meio ambiente.

Todos os artigos passaram pela avaliação criteriosa do comitê científico do II Simpósio de Recursos Hídricos, Hidráulica e Saneamento. Entretanto, a responsabilidade pelo conteúdo é totalmente dos autores.

Desejamos a todos uma excelente leitura e agradecemos aos autores pela participação no II Simpósio de Recursos Hídricos, Hidráulica e Saneamento.

Uberlândia, 03 de outubro de 2025.

Comissão Organizadora

II Simpósio de Recursos Hídricos, Hidráulica e Saneamento

SUMÁRIO

A produção de energia eólica no estado do Ceará: conflitos, responsabilização e impactos nas comunidades locais <i>Angela Marcia de Souza e Mariana de Freitas Santos</i>	10
Análise comparativa de indicadores de saneamento e de desenvolvimento social: um estudo dos 20 melhores e dos 20 piores municípios brasileiros segundo o Ranking do Trata Brasil de 2024 <i>Matheus Cabral de Oliveira, Felipe Bassi Pinheiro, Carlos Eduardo de Almeida Moura, Otávio Souza Salomão, José Eduardo Alamy Filho e Nágela Aparecida de Melo</i>	19
Análise da capacidade hidráulica de galeria pluvial em via arterial de Uberlândia (MG), com o uso do modelo SWMM <i>Arthur Morya Gama Ferreira e José Eduardo Alamy Filho</i>	30
Análise da qualidade da água da represa do Glória <i>Júlia Gonçalves Caixeta, Guilherme Henrique Camelo e Lucas Carvalho Basilio</i>	41
Análise das excedências e declínios dos valores de vazão, cauda inferior, limiar dinâmico mensal e por década (percentil 10%): estudo de caso estação fluviométrica 12845000, Japurá/Amazonas, série histórica 1980/2025 <i>Luiz Antônio de Oliveira</i>	47
Análise de metais pesados em sedimentos de fundo de córrego urbano <i>Caroline Yuka Mori Saito, Maria Eduarda Ribeiro da Silva, Roseli Mendonça Dias, Marcio Ricardo Salla e Carlos Eugênio Pereira</i>	58
Análise de tendências das precipitações na cidade de Uberlândia/MG, com base nos registros da estação automática do Campus Santa Mônica <i>Caio Enzo Costa Rego, Maria Eduarda Rodrigues Vasconcelos, Rodolfo dos Santos Ribeiro, Sophia Maria de Almeida, José Eduardo Alamy Filho e Nágela Aparecida de Melo</i>	66
Aplicabilidade da ferramenta computacional Qualitool 2.0 na modelagem de qualidade da água no córrego Mumbuca, Monte Carmelo (MG) <i>Caroline Yuka Mori Saito e Marcio Ricardo Salla</i>	77
Aplicação de bandeiras tarifárias no setor de saneamento básico: proposta de modelo para redução de consumo em situações de crise hídrica <i>Luan Serafim Mendes Gonçalves, Geovana Rodrigues Lima, Maria Mercês Ribeiro Rabelo e Rui Eduardo Costa Abrantes</i>	89

Avaliação da eletrocoagulação em batelada aplicada ao tratamento de água de lavagem de filtros

Luis Samuel Huayanay Conde, Bernardo João Francisco Companhia, Thamires Fernandes de Souza e Paulo Sérgio Scalize

99

Capacidade autodepuradora de corpos hídricos receptores de esgoto doméstico em cidades no Triângulo Mineiro

Adrielle Karoline do Nascimento Silva, Pedro Eduardo Mota Curcino Vasconcelos e Marcio Ricardo Salla

106

Contaminantes emergentes em Uberlândia-MG e região: revisão sistemática

Victor Rodrigues Alves de Paula, Nilvania Alves da Silva, Gustavo Kono, Allan Britis Pinheiro Rocha e Maria Lyda Bolanos Rojas

119

Desenvolvimento de nanomembranas filtrantes/adsortivas a partir de subprodutos alcalinos da indústria de celulose: dregs, grits e lama de cal

Aquiles Nojiri Mota, Julia Hoblos, Allan Britis Pinheiro Rocha e Ismarley Lage Horta Moraes

124

Distribuição espacial da destinação inadequada de esgoto para dejeções em Duque de Caxias (RJ): espacialização com base no Censo Demográfico 2022 do IBGE

Dorcas Abigail Nunes de Freitas e Gabriel Cardoso Santos

130

Drenagem e urbanização: uso de geoprocessamento na análise de impacto da crescente ocupação da cabeceira do córrego do Óleo a montante do anel viário oeste, em Uberlândia

Pedro Aurélio de Sousa Barbosa, Marcio Augusto Reolon Schmidt e Márcio Ricardo Salla

140

Estimativa de áreas atingidas pela elevação do nível do mar na cidade do Recife (PE)

Caio Arantes Marinzeck, Cláudia Pinheiro Silva, Lanna Beatriz Ferreira Mateus, Valdivino Vaz de Souza Júnior, José Eduardo Alamy Filho e Nágela Aparecida de Melo

155

Estudo da capacidade autodepuradora de cursos de água sob uso sanitário em municípios situados no baixo curso do rio Paranaíba, Triângulo Mineiro

Pedro Eduardo Mota Curcino Vasconcelos, Adrielle Karoline do Nascimento Silva e Marcio Ricardo Salla

166

Ferramenta computacional de suporte à fiscalização de obras de sistemas de esgotamento sanitário em loteamentos

Renato Marinho Lima e Marcio Ricardo Salla

180

Fitorremediação da <i>salvinia</i> spp. na remoção de cádmio em efluente sintético <i>Luiz Otávio Pereira Silva, Rafaela Trindade Manhoso, Maria Lyda Bolanos Rojas e Roseli Mendonça Dias</i>	191
Funcionalização de magnetita com ácido oleico com vista à remoção de microplásticos <i>Kariny Lorrany Ferreira Silva, Elvis Ñahui Martinez, Francisco Javier Cuba Teran e Renata Medici Frayne Cuba</i>	196
Limites máximos de velocidade em sistemas de drenagem urbana: revisão de abordagens e estudo de caso em Santa Luzia/MG <i>Rodrigo Vitor de Souza Rosa e Marcio Ricardo Salla</i>	206
Modelagem de um índice multicritério de saneamento com AHP: estudo de caso em Uberlândia (MG) <i>Maria Lígia Chuerubim</i>	217
Modelagem mensuração de ativos de infraestrutura em saneamento: proposta metodológica com SIG e engenharia para contabilidade pública <i>Bruno Bueno da Silva, Lucas Fonseca de Oliveira, Plínio Santos Scheucher e João Paulo Tufi Abrantes</i>	227
Monitoramento hidrológico na fazenda São Francisco - área de proteção ambiental do rio Uberaba – MG <i>José Cláudio Viégas Campos, Marizélia Gomes Costa, Arthur da Costa Escarela, Igor Marques Mendonça Júlio, Maria Clara Rangel Santana, Patricia Diniz Martins, Fernando Meletti Maciel e Ana Paula Milla dos Santos Senhuk</i>	237
Otimização de redes de distribuição de água considerando incerteza nos nós de demanda <i>Vanessa Maria Carvalho Siqueira, Gustavo Henrique Batista Cassiolato e Mauro Antônio da Silva Sá Ravagnani</i>	244
Programas de monitoramento hídrico em licenciamentos minerários de Minas Gerais: um estudo exploratório <i>Rodrigo Vitor de Souza Rosa e Márcio Ricardo Salla</i>	254
Redução da assimetria de informações no saneamento básico: a implementação do aplicativo ARESAN Fiscaliza, Uberlândia (MG) <i>Cláudio Augusto Dias Filho, Demóstenes Coutinho Gomes, Fernanda Mahler Gomide e Pedro Augusto Sousa Bessa</i>	264
Saneamento em comunidades rurais <i>Cinara Ribeiro Peixoto e Maria Lyda Bolanos Rojas</i>	272



Simulação de alagamentos na avenida Rondon Pacheco – Uberlândia (MG)
– em decorrência de chuvas incidentes em microbacias específicas

Alvaro Luiz Marcolino Mateus e José Eduardo Alamy Filho

282

Sistema autônomo para monitoramento da qualidade da água *in situ*: uma
revisão bibliográfica

*Geovanna Fernandes Freitas, Danielly Dantas Nunes, Giulia Maronezzi, Leibiane Silva
Barbosa, Allan Britis Pinheiro Rocha e Sueli Moura Bertolino*

292

Três métodos para solução do problema dos três reservatórios

Pedro Henrique Cunha Nunes, Alvaro Luiz Marcolino Mateus e José Eduardo Alamy Filho

299

Uso do biocarvão produzido a partir da casca de coco verde para remoção
de corante verde de malaquita em solução aquosa

Hélio Elidio Augusto, Renata Medici Frayne Cuba e Francisco Javier Cuba Terán

312



A PRODUÇÃO DE ENERGIA EÓLICA NO ESTADO DO CEARÁ: CONFLITOS, RESPONSABILIZAÇÃO E IMPACTOS NAS COMUNIDADES LOCAIS

Angela Marcia de Souza¹; Mariana de Freitas Santos²

¹ Professora da Universidade Federal de Uberlândia, Engenharia Ambiental e Sanitária. (angela.souza@ufu.br)

² Estudante do curso de Engenharia Ambiental e Sanitária pela Universidade Federal de Uberlândia. (mariana.santos2@ufu.br)

RESUMO

Este artigo analisa os impactos socioambientais decorrentes da implantação de empreendimentos eólicos no estado do Ceará, à luz da Política Nacional de Energias Renováveis e dos princípios de justiça ambiental. Por meio de revisão bibliográfica e análise de conteúdos diversos (documentários, artigos e estudos de caso), o trabalho evidencia como a expansão da energia eólica, embora promovida sob o discurso da sustentabilidade, tem gerado conflitos com comunidades tradicionais, comprometendo modos de vida, acesso a territórios e recursos naturais. Os resultados indicam a existência de assimetrias no processo decisório, ausência de consulta prévia e desigualdade na distribuição dos benefícios dos empreendimentos. A partir disso, propõem-se estratégias de mitigação centradas na participação comunitária, na valorização dos saberes locais e na redistribuição dos ganhos energéticos. Conclui-se que uma transição energética justa exige políticas públicas mais inclusivas e mecanismos eficazes de responsabilização social e ambiental.

PALAVRAS-CHAVE: energia eólica; conflitos socioambientais; participação social.

INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, o Brasil tem ampliado significativamente sua matriz energética a partir de fontes renováveis, especialmente a energia eólica, cuja produção tem crescido de forma acelerada em diversas regiões do país. Essa expansão é frequentemente associada a um discurso de sustentabilidade, redução das emissões de gases de efeito estufa e promoção do desenvolvimento regional. No entanto, esse avanço também tem gerado controvérsias e conflitos, sobretudo quando envolve comunidades tradicionais e rurais, que se veem impactadas pela instalação dos empreendimentos em seus territórios.

A Política Nacional de Energias Renováveis, embora represente um marco regulatório importante para o setor, ainda apresenta lacunas no que diz respeito à participação social e à responsabilização dos agentes envolvidos nos impactos socioambientais desses projetos. No contexto da energia eólica, essas fragilidades tornam-se evidentes em estados como o Ceará, onde a concentração de parques eólicos vem acompanhada de relatos de violações de direitos, ausência de consulta prévia e mudanças significativas na dinâmica social e econômica das comunidades locais.

Dessa forma, o presente artigo tem como objetivo analisar os impactos dos empreendimentos eólicos nas comunidades do estado do Ceará, a partir do olhar crítico sobre os conflitos socioambientais gerados, a responsabilização dos agentes envolvidos e a efetividade da política pública no tocante à democratização do acesso e da governança

energética. A proposta é refletir sobre como a produção de energia renovável, embora necessária e estratégica, pode reproduzir desigualdades sociais se não for acompanhada por instrumentos adequados de regulação, participação e justiça socioambiental.

Considerando a importância de identificar os principais impactos socioambientais decorrentes da implantação de empreendimentos eólicos em comunidades do estado do Ceará, este artigo tem como objetivo analisar os conflitos gerados entre as comunidades locais e os empreendimentos de energia eólica, considerando aspectos sociais, econômicos e ambientais e por fim propor estratégias e medidas de mitigação que promovam a justiça socioambiental e a sustentabilidade nas áreas afetadas pelos projetos eólicos.

A escolha pelo Ceará justifica-se não apenas pela relevância quantitativa da produção eólica na região, mas também pela ampla documentação já existente — em artigos, vídeos e estudos acadêmicos — que permite observar, de forma prática, como os empreendimentos se materializam e quais são seus efeitos concretos sobre os territórios e seus habitantes.

METODOLOGIA

Este estudo adota uma abordagem qualitativa e exploratória, com o objetivo de analisar os impactos da implantação de empreendimentos de energia eólica em comunidades do estado do Ceará, à luz da Política Nacional de Energias Renováveis e do princípio da responsabilização socioambiental.

A pesquisa baseia-se em revisão bibliográfica e análise de conteúdo de materiais selecionados previamente em sala de aula, incluindo artigos científicos, relatórios técnicos, vídeos e documentários que abordam a expansão da energia eólica no Brasil e, especificamente, no Ceará. Esses materiais foram examinados de forma crítica, buscando compreender as dinâmicas de implementação dos projetos, os conflitos gerados com as comunidades afetadas, bem como os mecanismos – ou a ausência deles – de responsabilização por parte dos empreendimentos e do estado.

A análise foca na prática da política pública, especialmente no que se refere à democratização do acesso e aos impactos sociais da energia renovável. A escolha do Ceará como estudo de caso se justifica por ser um dos estados com maior concentração de parques eólicos do país, o que permite uma observação concreta das tensões entre os objetivos sustentáveis da matriz energética e os desafios enfrentados pelas populações locais.

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A energia eólica é obtida a partir do aproveitamento da força dos ventos para geração de eletricidade por meio de aerogeradores, dispositivos que convertem a energia cinética do ar em energia elétrica (CUNHA; NASCIMENTO, 2016). Trata-se de uma fonte de energia renovável, limpa e com baixa emissão de gases de efeito estufa, que tem se destacado como uma das alternativas mais promissoras para a diversificação da matriz energética global, especialmente em países com alto potencial eólico, como o Brasil.

O uso da energia dos ventos remonta à Antiguidade, com registros de utilização em moinhos e embarcações (GOLDEMBERG, 2009). No entanto, a aplicação moderna da energia eólica para fins elétricos teve grande avanço a partir do século XX, com o desenvolvimento de turbinas de grande porte. No Brasil, o incentivo à energia eólica ganhou força a partir da crise energética de 2001 e da criação do Programa de Incentivo às Fontes Alternativas de Energia

Elétrica (PROINFA), em 2002, que teve papel fundamental na consolidação do setor (BRASIL, 2002). Desde então, o país tem investido significativamente na ampliação da capacidade instalada de geração eólica, principalmente nas regiões Norte e Nordeste.

O estado do Ceará foi pioneiro no desenvolvimento da energia eólica no Brasil, com a instalação do primeiro parque eólico da América Latina em 1992, no município de Prainha, litoral leste do estado (GOMES et al., 2020). A partir da década de 2010, o avanço da tecnologia e os incentivos fiscais estaduais impulsionaram o crescimento acelerado do setor, colocando o Ceará entre os cinco maiores produtores de energia eólica do país (ABEEólica, 2023). O litoral cearense, com seus ventos constantes e estáveis, oferece condições ideais para o funcionamento das turbinas, o que atraiu diversos investimentos nacionais e internacionais. Contudo, esse crescimento também tem gerado conflitos socioambientais, sobretudo em comunidades tradicionais, pescadoras e quilombolas, que convivem com os impactos territoriais e culturais da presença dos empreendimentos.

Figura 1 – Distribuição dos parques eólicos no Ceará - Brasil



Fonte: <https://www.researchgate.net> – on line 22-07-2025

Quanto a capacidade eólica instalada, conforme aponta a figura 2, representava somente 0,1% de toda energia gerada no país. Contudo, observa-se um crescimento exponencial da capacidade eólica, evidenciado a partir de 2014 (Figura 2), quando chega a aproximadamente 6 GW, representado assim 2% de toda matriz energética.



Figura 2 – Capacidade Instalada e número de parques por estado/Evolução da capacidade instalada (MW)



Fonte: Aneel/ABEólica

A Política Nacional de Energias Renováveis (PNER) integra o conjunto de diretrizes do setor energético brasileiro, com o objetivo de ampliar a participação de fontes limpas na matriz energética nacional, promovendo o desenvolvimento sustentável, a segurança energética e a redução de emissões de gases de efeito estufa (BRASIL, 2015). Alinhada ao Plano Nacional de Energia 2050 (EPE, 2020), a política estabelece metas de longo prazo para a diversificação da matriz e incentiva a expansão de tecnologias como a energia solar e, principalmente, a eólica — setor no qual o estado do Ceará se destaca como um dos líderes nacionais.

Contudo, embora a política tenha como base a sustentabilidade e a inclusão social, diversas pesquisas indicam que sua implementação tem gerado conflitos e impactos significativos nas comunidades costeiras e tradicionais do Ceará, especialmente nas regiões de Aracati, Camocim e Acaraú. Estudo realizado por Vasconcelos e Silva (2022) sobre a comunidade do Cumbe (Aracati) aponta que a instalação de parques eólicos provocou a desarticulação de práticas tradicionais, como a pesca e a agricultura familiar, além da perda de acesso ao território e recursos naturais essenciais à sobrevivência local. De forma semelhante, Araújo et al. (2021) analisaram a comunidade de Xavier (Camocim), onde moradores relataram impactos negativos à paisagem, ao cotidiano e à qualidade de vida, além da falta de consulta prévia e diálogo com as empresas responsáveis pelos empreendimentos.

Esses casos revelam uma contradição entre o discurso oficial das políticas energéticas — pautado na sustentabilidade e no desenvolvimento local — e os efeitos reais vivenciados por populações diretamente afetadas pelos projetos. Tal disparidade reforça a necessidade de uma abordagem crítica sobre a expansão das energias renováveis no Brasil, especialmente no que diz respeito à justiça ambiental, à participação social e à distribuição equitativa dos benefícios e ônus do desenvolvimento energético.

DESENVOLVIMENTO E DISCUSSÃO

A implantação de empreendimentos eólicos no estado do Ceará, embora represente um avanço significativo na matriz energética nacional por meio de fontes renováveis, tem gerado uma série de impactos socioambientais relevantes, sobretudo nas comunidades locais onde os projetos são instalados. Dentre os principais impactos observados, destacam-se a desapropriação de terras, a restrição do uso tradicional dos territórios, o comprometimento das atividades econômicas locais e alterações no modo de vida das populações atingidas. Comumente, os empreendimentos são instalados em áreas rurais e litorâneas, ocupadas por comunidades tradicionais, como pescadores artesanais e agricultores familiares.

Nessas regiões, a apropriação de terras por empresas privadas — muitas vezes por meio de contratos com cláusulas restritivas ou em contextos de assimetria de poder — tem resultado na perda de acesso a recursos naturais essenciais à subsistência das famílias locais (RAMOS et al., 2020). Essa situação compromete diretamente a segurança alimentar e a soberania territorial das comunidades envolvidas.

Além disso, impactos ambientais como a fragmentação de habitats, a interferência nos corredores ecológicos e a perturbação da fauna local, especialmente aves e morcegos, também são apontados como consequências da instalação das turbinas eólicas (SILVA; BARBOSA, 2019). Tais efeitos se somam ao aumento da poluição sonora e visual, que, embora considerados de baixa intensidade no discurso oficial, são frequentemente relatados pelas populações afetadas como fatores de incômodo constante.

No âmbito social, observa-se um processo de transformação das dinâmicas comunitárias, incluindo a intensificação de conflitos fundiários, a desarticulação de práticas culturais e o aumento da dependência econômica em relação às empresas do setor (CAVALCANTE; SOUSA, 2021). Embora haja promessas de geração de emprego e desenvolvimento local, estudos apontam que os postos de trabalho gerados são majoritariamente temporários e exigem qualificação técnica que muitas vezes não corresponde à realidade educacional das comunidades impactadas.

Dessa forma, embora os parques eólicos contribuam para a redução das emissões de gases de efeito estufa, a falta de diálogo transparente, de consulta prévia, livre e informada, e de mecanismos efetivos de compensação e mitigação têm agravado os desequilíbrios sociais e ambientais nas regiões afetadas. A análise desses impactos evidencia a necessidade de políticas públicas mais rigorosas e inclusivas, capazes de equilibrar os benefícios energéticos com a justiça socioambiental.

A expansão dos empreendimentos de energia eólica no estado do Ceará tem ocasionado não apenas impactos socioambientais diretos, mas também o surgimento de diversos conflitos entre as comunidades locais e as empresas responsáveis pelos projetos. Tais conflitos emergem de um processo marcado por desigualdades socioeconômicas, ausência de participação efetiva das populações afetadas e conflitos de uso e ocupação do território.

Do ponto de vista social, as comunidades denunciam a falta de consulta prévia, livre e informada, como previsto na Convenção 169 da Organização Internacional do Trabalho (OIT), especialmente em áreas habitadas por povos e comunidades tradicionais. A instalação dos aerogeradores tem resultado em restrições ao modo de vida local, como a interrupção de rotas de pesca, a diminuição do acesso a áreas de uso comum e a modificação de espaços culturalmente significativos, provocando a ruptura de práticas coletivas e afetivas.



No aspecto econômico, os conflitos se acentuam diante da desigualdade na distribuição dos benefícios gerados pelos empreendimentos. Enquanto as empresas auferem lucros com a comercialização da energia, muitas comunidades permanecem em situação de vulnerabilidade, sem acesso adequado à energia elétrica ou a melhorias em infraestrutura. Além disso, os contratos de arrendamento firmados entre proprietários de terra e empresas eólicas frequentemente carecem de transparência e equidade, gerando disputas internas e enfraquecendo os vínculos comunitários (SANTOS; MENDONÇA, 2021).

Ambientalmente, os conflitos decorrem da degradação de ecossistemas locais, com destaque para a supressão de vegetação nativa, alteração do regime hídrico e perturbação da fauna. A presença dos aerogeradores em áreas ambientalmente sensíveis, como dunas, restingas e áreas de preservação permanente, tem motivado protestos e ações judiciais movidas por moradores e organizações da sociedade civil, que questionam a viabilidade e a sustentabilidade dos projetos implementados (OLIVEIRA et al., 2019).

Tais conflitos revelam a necessidade de repensar o modelo de expansão das energias renováveis no Brasil, de forma a garantir que os princípios da justiça ambiental e da equidade social sejam respeitados. A mediação adequada dos interesses, a valorização dos saberes locais e a criação de mecanismos de governança participativa são medidas fundamentais para mitigar os efeitos adversos e promover um desenvolvimento energético verdadeiramente sustentável.

Diante dos inúmeros conflitos e impactos socioambientais gerados pela expansão dos empreendimentos eólicos no estado do Ceará, torna-se urgente a proposição de estratégias e medidas de mitigação que assegurem a promoção da justiça socioambiental e da sustentabilidade nos territórios afetados. Para isso, é fundamental que tais medidas sejam construídas de forma participativa, considerando os direitos, os saberes e as necessidades das comunidades locais.

Uma das principais estratégias consiste na garantia da consulta prévia, livre e informada, conforme previsto na Convenção nº 169 da Organização Internacional do Trabalho (OIT), assegurando que os povos tradicionais e demais comunidades impactadas participem efetivamente das decisões que envolvem seus territórios (ARAÚJO; LIMA, 2020). Essa consulta deve ocorrer de maneira transparente, com linguagem acessível, e antes da instalação dos projetos, respeitando a autodeterminação das comunidades.

No município de Trairi (CE), por exemplo, comunidades pesqueiras relataram que não foram devidamente consultadas antes da instalação dos parques eólicos, o que gerou a exclusão de áreas de pesca artesanal e conflitos territoriais. Como forma de mitigar esses problemas, organizações locais e universidades propuseram a criação de mapas participativos, construídos junto aos moradores, para delimitar áreas de interesse comunitário que deveriam ser respeitadas nos novos licenciamentos (SILVA; COSTA, 2021). Essa prática possibilita maior visibilidade dos usos tradicionais do território e fortalece a luta por reconhecimento.

Do ponto de vista econômico, algumas experiências no semiárido cearense têm demonstrado que os fundos comunitários formados com parte da receita gerada pela energia eólica podem contribuir para reduzir as desigualdades sociais. Em Aracati (CE), por exemplo, um projeto piloto com a participação de moradores permitiu a implementação de um fundo destinado à manutenção de escolas comunitárias, melhoria de poços artesianos e formação de jovens em cursos técnicos. Tais iniciativas ajudam a tornar os benefícios mais distribuídos, ao invés de concentrados apenas nos proprietários de terra com contratos de arrendamento.

Do ponto de vista ambiental, uma medida concreta de mitigação implementada em Camocim (CE) foi a exigência, por parte do Ministério Público Estadual, de que as empresas

elaborassem planos de manejo para proteger as dunas e a fauna local, além de instalar barreiras visuais e sonoras para reduzir o impacto dos aerogeradores sobre as áreas de preservação permanente. Essas medidas foram viabilizadas com apoio técnico de ONGs e pesquisadores da Universidade Estadual do Ceará (UECE).

Por fim, propõe-se o incentivo à formação de cooperativas de energia renovável, como ocorre em outros países. No Brasil, embora ainda incipientes, há exemplos como o da Cooperativa de Energia Renovável da Bahia (COOBER), que reúne pequenos produtores para geração e distribuição de energia solar. Uma adaptação desse modelo para comunidades do Ceará pode representar um caminho viável para descentralizar o poder sobre os recursos energéticos e democratizar seus benefícios.

Esses exemplos demonstram que as estratégias de mitigação não devem se restringir ao controle de danos, mas sim integrar uma perspectiva transformadora, que reconheça e valorize os direitos sociais, ambientais e territoriais das comunidades. Promover a governança participativa e a redistribuição dos benefícios da energia renovável é essencial para uma transição energética verdadeiramente justa e sustentável.

CONCLUSÕES

A análise dos impactos da energia eólica no estado do Ceará evidencia que, embora essa fonte renovável represente um avanço técnico e ambiental na matriz energética brasileira, sua implementação tem gerado profundas contradições no plano social e territorial. As comunidades afetadas denunciam violações de direitos, ausência de consulta prévia e perdas significativas em suas práticas tradicionais e qualidade de vida. Tais conflitos revelam que a sustentabilidade energética, quando desvinculada de processos democráticos e inclusivos, pode reproduzir desigualdades históricas e marginalizar populações vulneráveis.

A Política Nacional de Energias Renováveis, embora fundamentada em princípios de desenvolvimento sustentável, mostra-se insuficiente frente à complexidade dos conflitos locais, carecendo de mecanismos mais robustos de governança participativa, compensação justa e responsabilização dos empreendimentos. A partir dos casos analisados, torna-se evidente a urgência de estratégias integradas que priorizem a consulta informada, o reconhecimento dos direitos territoriais e a redistribuição equitativa dos benefícios.

Uma política nacional, poderia considerar também, as particularidades regionais e locais, uma vez que o território nacional é amplo e diverso. Nesse sentido a participação social torna-se importante para que o empreendimento possa respeitar seus hábitos, costumes e entendimento real do que será proposto.

Assim, conclui-se que uma transição energética verdadeiramente justa e sustentável deve ir além da substituição de fontes poluentes por renováveis. É necessário transformar o modelo de produção e gestão da energia, incorporando os saberes das comunidades, fortalecendo a participação social e promovendo a justiça socioambiental nos territórios impactados.

Nesse sentido deve-se promover consulta e garantir a participação mais ativa das comunidades locais, conforme prevê a convenção 169 do OIT, onde o Brasil é signatário.

Constituir uma distribuição mais justa dos benefícios gerados como por exemplo a criação de fundos comunitários onde parte da receita poderia ser investida em projetos educacionais, saúde pública e saneamento básico. Produzir a geração de emprego que pudesse priorizar a capacitação da mão de obra local, nas audiências públicas ter mais efetividade com estudos de impacto socioambiental com recorte territorial, com acompanhamento contínuo

após a instalação do parque e por fim definir comitês de monitoramento considerando a participação da comunidade local nesses comitês e desenvolver parcerias com as Universidades locais. Todas essas ações em conjunto, fortaleceria a mitigação dos impactos e promoveria a inclusão social mais efetiva e participativa.

REFERÊNCIAS

ABEEÓLICA – **Associação Brasileira de Energia Eólica. Boletim Anual de Geração Eólica 2023**. São Paulo: ABEEólica, 2023. Disponível em: < <https://abeeolica.org.br/dados-abeeolica/boletim-de-geracao-eolica-2023/> >. Acesso em 10 jun. 2025

Atlas de Conflitos Socioterritoriais por Energia Eólica no Brasil – Fiocruz, 2022.

BRASIL. Ministério de Minas e Energia. **Programa de Incentivo às Fontes Alternativas de Energia Elétrica (PROINFA). Lei nº 10.438, de 26 de abril de 2002.**

CUNHA, M. R.; NASCIMENTO, A. A. **Energia eólica no Brasil: potencialidades e entraves ao desenvolvimento**. Revista Brasileira de Energias Renováveis, v. 5, n. 2, p. 346-362, 2016.

<https://www.scielo.br/j/ea/a/RTVwH7KyhtcgdPMGvDrCC3G>

GOLDEMBERG, J. **Fontes renováveis de energia**. São Paulo: Blucher, 2009.

GOMES, M. A. F. et al. **A energia eólica no Ceará: histórico, avanços e desafios socioambientais**. Revista Geosaberes, v. 11, n. 26, p. 179-198, 2020.

BRASIL. Ministério de Minas e Energia. **Política Nacional de Energias Renováveis – PNER**. Brasília: MME, 2015.

EPE – Empresa de Pesquisa Energética. **Plano Nacional de Energia 2050**. Brasília: MME/EPE, 2020.

VASCONCELOS, L. C.; SILVA, M. R. **Conflitos e danos socioambientais na produção de energia eólica na comunidade do Cumbe**, Aracati, Ceará, Brasil. Revista GeoUECE, v. 11, n. 31, p. 96-122, 2022.

ARAÚJO, R. M. et al. **Parques eólicos e comunidades tradicionais no Nordeste brasileiro: estudo de caso da Comunidade de Xavier, litoral oeste do Ceará**. Observatório da Energia Eólica, 2021.

PAIVA, I. T. P.; LIMA, E. C. **Conflitos socioambientais, energia eólica e justiça ambiental: contribuições para uma análise crítica**. Revista GeoUECE, Fortaleza, v. 8, n. 14, p. 294–315, jul. 2020. Disponível em: < <https://revistas.uece.br/index.php/GeoUECE/article/view/2105> > . Acesso em: 10 jun. 2025.



VIANA, L. A.; NASCIMENTO, J. L. J.; MEIRELES, A. J. A. **Complexos eólicos e injustiças ambientais: mapeamento participativo e visibilização dos conflitos provocados pela implantação de parques eólicos no Ceará.** *Geografar*, Curitiba, v. 11, n. 1, 2022. DOI: 10.5380/geografar.v11i1.48978

Disponível em: < <https://www.observatoriodaenergiaeolica.ufc.br/wp-content/uploads/2019/08/48978-188606-1-PB.pdf> > . Acesso em: 10 jun. 2025.

BRANNSTRÖM, C.; LEITE, N. S.; LAVOIE, A.; GORAYEB, A. **What explains the community acceptance of wind energy? Exploring benefits, consultation, and livelihoods in coastal Brazil.** *Energy Research & Social Science*, v. 83, Art. 102344, 2022.

DOI: 10.1016/j.erss.2021.102344. Disponível em: < <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2214629621004357> > . Acesso em: 10 jun. 2025.

GORAYEB, A.; MENDES, J. S.; MEIRELES, A. J. A.; SILVA, E. V.; BRANNSTRÖM, C.; FREITAS, A. L. R. **Wind-energy development causes social impacts in coastal Ceará state, Brazil: the case of the Xavier community.** In: VILA-CONCEJO, A. et al. (eds.). *Journal of Coastal Research*, Special Issue No. 75, p. 383–387, mar. 2016.

DOI: 10.2112/SI75-077.1. Disponível em: < <https://www.observatoriodaenergiaeolica.ufc.br/wp-content/uploads/2019/08/Gorayebetal2016.pdf> > . Acesso em: 10 jun. 2025.

DEFEO, O.; MCLACHLAN, A. **Is Brazilian wind power development sustainable? Insights from a review of conflicts in Ceará state.** In: *In chapter of conference proceeding*, jan. 2025. Disponível em: <

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1364032116304804> > . Acesso em: 10 jun. 2025.



ANÁLISE COMPARATIVA DE INDICADORES DE SANEAMENTO E DE DESENVOLVIMENTO SOCIAL: UM ESTUDO DOS 20 MELHORES E DOS 20 PIORES MUNICÍPIOS BRASILEIROS SEGUNDO O RANKING DO TRATA BRASIL DE 2024

*Matheus Cabral de Oliveira¹; Felipe Bassi Pinheiro²; Carlos Eduardo de Almeida Moura³; Otávio Souza Salomão⁴
José Eduardo Alamy Filho⁵; Nágela Aparecida de Melo⁶*

^{1,2,3,4}Graduandos em Engenharia Civil (FECIV/UFU), (matheus.cabral@ufu.br, felipe.bassi@ufu.br, carlos.moura1@ufu.br, otavio.salomao@ufu.br)

^{5,6}Professores da Faculdade de Engenharia Civil (FECIV/UFU) (jose.alamy@ufu.br, nagela@ufu.br)

RESUMO

Este artigo realiza análises comparativas entre municípios brasileiros classificados como os 20 melhores e os 20 piores no *Ranking* do Saneamento de 2024, do Instituto Trata Brasil. O objetivo consiste em verificar possíveis correlações entre indicadores de saneamento básico, especificamente o atendimento total de água e atendimento total de esgoto, com indicadores sociais, como o Índice de Desenvolvimento Humano Municipal, Produto Interno Bruto *per capita*, mortalidade infantil, expectativa de vida ao nascer e casos de doenças diarreicas agudas. Os dados foram coletados em plataformas do Instituto Trata Brasil, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística e do Ministério da Saúde. Os resultados indicam uma correlação significativa entre serviços de saneamento e desenvolvimento social, demonstrando que municípios com melhor cobertura de saneamento apresentam níveis correspondentes de desenvolvimento, renda, expectativa de vida e saúde. Destaca-se a importância do saneamento básico como política estratégica para promover equidade social, desenvolvimento econômico sustentável e melhoria na qualidade de vida da população brasileira. As análises também chamam atenção para uma observação mais ampla da relação entre saneamento e indicadores socioeconômicos, na qual faz-se necessário integrar outras variáveis como qualidade dos serviços de saneamento, educação sanitária e acesso às políticas de saúde, promoção social e proteção ao ambiente.

PALAVRAS-CHAVE: saneamento, desenvolvimento social, municípios brasileiros.

INTRODUÇÃO

O saneamento básico é uma dimensão essencial para o desenvolvimento humano e socioeconômico, o qual desempenha um papel crucial na promoção da saúde coletiva e na preservação ambiental. Apesar de avanços tecnológicos recentes do mundo contemporâneo, no Brasil enfrentam-se diversos desafios relacionados com o acesso universal aos serviços de abastecimento de água potável, coleta e tratamento de esgotos, manejo adequado dos resíduos sólidos e das águas de chuva. A falta de acesso a esses serviços e/ou seu atendimento de forma precária acentuam as desigualdades sociais no Brasil e no mundo, isso também perpetua grave condição de vulnerabilidade social e agrava os problemas de saúde da população.

A existência de uma importante relação entre saneamento, salubridade do meio, condições sociais e de saúde é um consenso no mundo todo (HÉLLER, 1998; CHERNICHARO; NASCIMENTO, 2005, UNICEF; WHO, 2020). Nas palavras de Héller (1998, p. 77),

A relação entre saneamento e desenvolvimento é bastante clara. Em geral, países com mais elevado grau de desenvolvimento apresentam menores carências de atendimento de suas populações por serviços de saneamento. Ao mesmo tempo, países com melhores coberturas

por saneamento têm populações mais saudáveis, o que por si só constitui um indicador de nível de desenvolvimento.

As relações entre saneamento, condições socioeconômicas e de saúde da população têm sido observadas em diversos estudos, há muito tempo (HÉLLER, 1998). Conforme afirmam Libânio, Chernicharo e Nascimento (2005, p. 223), “a existência ou não de ações de saneamento ambiental, exercidas em caráter preventivo ou remediador, bem como a forma e adequação de sua prática à realidade social e econômica, acabam por dizer muito mais a respeito do desenvolvimento humano que a própria potencialidade do meio natural”.

Dados publicados pelo Instituto Trata Brasil (2022), em parceria com a GO Associados, apontam que aproximadamente 32 milhões de brasileiros ainda não têm acesso à água potável e cerca de 90 milhões não possuem coleta de esgoto adequada. Os números também apontam que essa parcela, não assistida pelo serviço de saneamento, é aquela que possui menor renda e apresenta piores indicadores socioeconômicos, de saúde e qualidade de vida em geral.

Nesse sentido, o presente artigo tem como objetivo principal analisar os indicadores de saneamento básico – atendimento total de água e atendimento total de esgoto, em valores percentuais –, correlacionando-os com informações socioeconômicas dos 20 municípios mais bem posicionados e dos 20 municípios com piores índices no *Ranking* do Saneamento do Trata Brasil, publicado em 2024, com base em dados levantados em 2022. Este estudo também visa contribuir com o debate sobre a afirmação de que os investimentos adequados em infraestrutura de saneamento melhoram ou podem favorecer positivamente os indicadores socioeconômicos e de saúde de uma localidade, região ou país, assim como a ausência ou deficiência desses serviços pode agravar problemas sociais já existentes.

Ao analisar comparativamente os dois grupos de municípios citados, espera-se evidenciar não apenas as diferenças estruturais e econômicas existentes, mas também proporcionar subsídios acadêmicos para que gestores públicos possam desenvolver políticas eficazes de saneamento básico, em prol da universalização desses serviços e da diminuição das desigualdades sociais, além de uma melhor qualidade de vida para a população brasileira.

METODOLOGIA

Neste artigo, considerou-se, como serviço de saneamento, o atendimento total de água (porcentagem da população do município que é atendida com abastecimento de água) e o atendimento total de esgoto (porcentagem da população total do município que tem seu esgoto coletado), conforme nomenclatura adotada e definida pelo Instituto Trata Brasil (2024). Apesar da importância dos demais serviços de saneamento básico, o artigo ficou restrito a essas duas variáveis. Ressalta-se que, além desses indicadores que compõem a dimensão de atendimento na metodologia do Trata Brasil, esse Instituto também observa o nível de atendimento por tratamento de esgoto e outras informações das dimensões relacionadas com melhorias e com o nível de eficiência do saneamento. Entretanto, esses indicadores não foram utilizados nas comparações feitas neste artigo, tendo em vista a necessidade de limitar um recorte de estudo para atender à natureza desta forma de publicação.

Ressalta-se que o Trata Brasil faz o *Ranking* do Saneamento para os 100 municípios mais populosos do país e, posteriormente, os classifica também em 20 melhores e 20 piores nesse *Ranking*. Este artigo, por sua vez, analisou de forma agrupada os 20 municípios como as melhores e as piores posições no *Ranking* do Saneamento do Trata Brasil de 2024.

O propósito desse estudo foi relacionar os indicadores de saneamento selecionados do Trata Brasil (2024) com outros relativos a condições sociais, econômicas e de saúde. Nesse sentido, foram considerados o Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDHM), a renda do trabalhador formal, Produto Interno Bruto per capita (PIB *per capita*), taxa de mortalidade infantil, expectativa de vida ao nascer e número de casos de doenças diarreicas.



Os dados de IDHM foram coletados na plataforma Atlas do Desenvolvimento Humano no Brasil, do Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD), do Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (IPEA) e da Fundação João Pinheiro (FJP). Destaca-se, contudo, que o ano-base dessas informações (2010) não coincide com o período de referência dos dados de saneamento do *Ranking Trata Brasil* (2024), que foi 2022. Apesar do IDHM médio do Brasil ser atualizado praticamente ano a ano, os dados desagregados dos municípios não estavam disponíveis no período da elaboração deste estudo. Ressalta-se que essa diferença em relação aos anos dos dados pode ser um fator que limite conclusões e comparações mais assertivas. No entanto, o IDHM é apenas um dos indicadores utilizado neste estudo. O uso desse indicador, com essa ressalva, é justificado pelo fato do mesmo ser amplamente empregado em estudos de natureza semelhante.

As informações sobre PIB *per capita* e salário médio mensal de trabalhadores formais foram extraídas de estatísticas do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) e de relatórios de secretarias estaduais de educação, de modo a contemplar os anos em análise.

Os dados de mortalidade infantil foram obtidos a partir das bases do DATASUS, via *Internet*, considerando-se o período mais recente e próximo do ano da pesquisa realizada pelo Trata Brasil, que é de 2022.

Os dados de esperança de vida ao nascer foram coletados no portal do IBGE (2025), sendo levantados os dados referentes ao ano de 2022 para todos os municípios analisados nesse estudo.

Quanto ao número de caso de doenças diarreicas agudas (DDA), por município estudado, esse conteúdo foi coletado na plataforma do *Tableau Public*, no Monitoramento de DDA, com dados obtidos do Sistema de Vigilância Epidemiológica das Doenças Diarreicas Agudas (Sivep-DDA), do Ministério da Saúde. Os dados foram coletados em número absoluto por ano e, posteriormente, procedeu-se à padronização dos mesmos para 1000 habitantes.

Todas as informações levantadas nesse estudo foram organizadas em planilhas do Excel e tabuladas em gráficos de dispersão. Esse tipo de ferramenta tem, como principal característica, proporcionar fácil visualização da relação entre duas variáveis. Além disso, para todas as relações observadas, obteve-se o coeficiente de correlação de Pearson (r), que mede a relação linear entre duas variáveis. Esse coeficiente foi calculado por função específica embutida na biblioteca do Excel. O coeficiente de correlação de Pearson é indicador estatístico que revela o grau de proporcionalidade entre duas variáveis. Sua faixa de valores varia entre -1 e 1. Correlações positivas indicam que o aumento de uma variável sugere crescimento da outra. Por outro lado, correlações negativas mostram que o aumento de uma variável insinua diminuição da outra. Quanto mais os valores absolutos se aproximam da unidade, mais forte é a correlação. Apesar de ser um bom indicador estatístico, o coeficiente de correlação não significa causalidade entre as duas variáveis. Assim, mesmo que haja bons índices de correlação, não significa que uma variável causa a outra. Nesse contexto, o presente estudo utilizou os limites de correlação estabelecidos por Santos (2007). Segundo essa autora, valores absolutos acima de 0,80 indicam correlação alta, valores absolutos entre 0,50 e 0,80 indicam correlação moderada e valores entre 0,10 e 0,50 sugerem correlação fraca.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Este artigo analisa os municípios brasileiros classificados no *Ranking* do Saneamento do Instituto Trata Brasil de 2024, que tem como base os dados do ano de 2022. Especificamente, os resultados e análises tratam dos 20 municípios mais bem avaliados e dos 20 municípios com as piores colocações dentro do universo analisado. A seguir, apresentam-se, nos Quadros 1 e 2, a listagem dos municípios observados e a posição de cada um deles no *Ranking* do Saneamento.

Observa-se que, dos vinte municípios com as melhores avaliações no *Ranking* Trata Brasil, mais da metade deles estão localizados nas regiões Sudeste e Sul do país, com destaque para os estados de São Paulo, com quatro municípios e Paraná, com cinco municípios. Historicamente, essas regiões possuem melhores indicadores de cobertura dos serviços de saneamento no país.

No outro sentido, ou seja, entre os municípios mal colocados no *Ranking*, oito deles são da região Norte e cinco da região Nordeste, as quais são também as regiões que tradicionalmente apresentam grandes deficiências no atendimento do saneamento básico em geral. Desses municípios, quatro estão no estado do Pará, o qual, no contexto da região Norte, “apresenta os piores indicadores, com quase 4 milhões de pessoas sem acesso à água potável e mais de 7,4 milhões sem coleta de esgoto e índice de esgoto tratado de apenas 8,7%” (TRATA BRASIL, 2024b). Entretanto, há também, nesse grupo, municípios das regiões Sudeste, Sul e Centro-Oeste. Especialmente, verificam-se quatro municípios no estado do Rio de Janeiro (RJ) entre os 20 piores no *Ranking* Trata Brasil: São João de Meriti, São Gonçalo, Duque de Caxias e Belford Roxo.

Quadro 1 – Municípios mais bem colocados no *Ranking* do Saneamento do Trata Brasil, 2024.

Melhores do <i>Ranking</i>			
Ordem	Nome do município	Ordem	Nome do município
1°	Maringá (PR)	11°	Jundiaí (SP)
2°	S. José do Rio Preto (SP)	12°	Praia Grande (SP)
3°	Campinas (SP)	13°	Foz do Iguaçu (PR)
4°	Limeira (SP)	14°	Londrina (PR)
5°	Uberlândia (MG)	15°	Franca (SP)
6°	Niterói (RJ)	16°	Montes Claros (MG)
7°	São Paulo (SP)	17°	Campo Grande (MS)
8°	Santos (SP)	18°	Aparecida de Goiânia (GO)
9°	Cascavel (PR)	19°	Goiânia (GO)
10°	Ponta Grossa (PR)	20°	Piracicaba (SP)

Fonte: Instituto Trata Brasil; GO Associados, 2024.

Elaboração: Autores.

Quadro 2 – Municípios mal colocados no *Ranking* do Saneamento do Trata Brasil, 2024.

Piores do <i>Ranking</i>			
Ordem	Nome do município	Ordem	Nome do município
1°	Pelotas (RS)	11°	Juazeiro do Norte (CE)
2°	Cariacica (ES)	12°	Várzea Grande (MT)
3°	Paulista (PE)	13°	Belém (PA)
4°	São João de Meriti (RJ)	14°	São Gonçalo (RJ)
5°	Caucaia (CE)	15°	Duque de Caxias (RJ)
6°	Manaus (AM)	16°	Belford Roxo (RJ)
7°	Jaboatão dos Guararapes (PE)	17°	Rio Branco (AC)
8°	São Luís (MA)	18°	Santarém (PA)
9°	Maceió (AL)	19°	Macapá (AP)
10°	Ananindeua (PA)	20°	Porto Velho (RO)

Fonte: Instituto Trata Brasil; GO Associados, 2024.

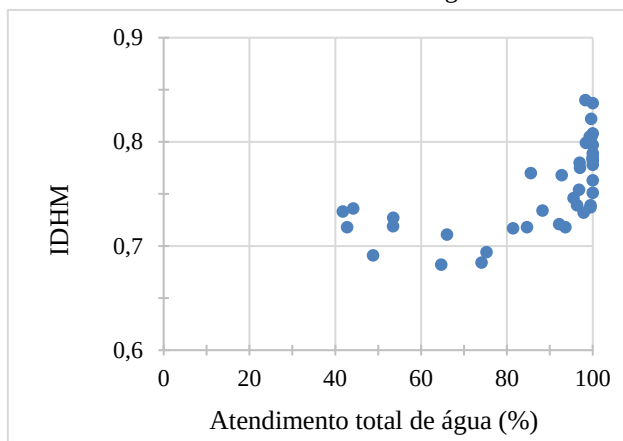
Elaboração: Autores.

A avaliação dos indicadores sociais, fundamentada nos níveis de fornecimento de água e esgoto, possibilita reafirmar a intensa e importante relação entre a oferta desses serviços essenciais e o desenvolvimento social e econômico nos municípios brasileiros.

Ao analisar o IDHM dos municípios observados nesse estudo, verificou-se que todos aqueles que foram classificados como os vinte mais bem posicionados no *Ranking* do Saneamento possuem IDHM alto (entre 0,7 e 0,799) ou muito alto (entre 0,8 e 1). Entre aqueles que estão no grupo dos vinte piores, também foi verificada a existência de algum IDHM alto, entretanto, nenhum município desse segmento apresenta IDHM muito alto e, por outro lado, quatro deles possuem IDHM médio (entre 0,600 e 0,699). A relação entre esse indicador e o serviço de abastecimento de água evidencia que maioria dos municípios com IDHM alto possuem uma cobertura do atendimento de água potável acima de 80% e que, aqueles classificados com IDHM muito alto, são os que atingiram a universalização do acesso à água tratada (Gráfico 1). Há, nos casos estudados apenas uma exceção que é o município de Santos (SP), o qual figura no gráfico com IDH muito alto, porém com índice de atendimento de água de 98,3%, ou seja, ele ainda não atingiu a universalização do acesso à água, apesar de estar muito próximo disso. Por fim, constatou-se, no geral, que o coeficiente de correlação entre atendimento de água e IDHM foi positivo moderado ($r = 0,6$).

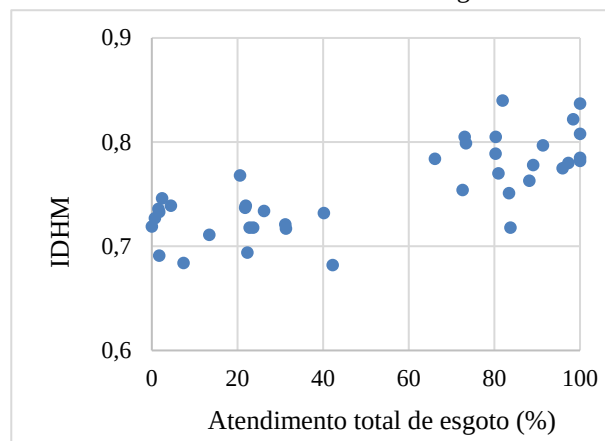


Gráfico 1 – Municípios classificados no *Ranking* do Saneamento como 20 melhores e 20 piores: relação entre IDHM e índice de atendimento total de água.



Fonte: Trata Brasil (2024) e Atlas do Desenvolvimento Humano (2025). Elaboração: Autores.

Gráfico 2 – Municípios classificados no *Ranking* do Saneamento como 20 melhores e 20 piores: relação entre IDHM e índice de atendimento total de esgoto.



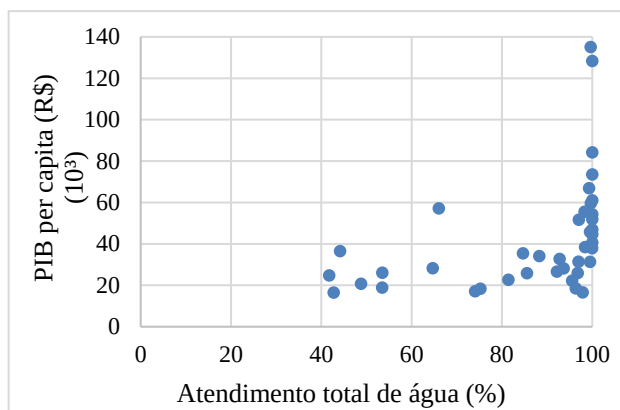
Fonte: Trata Brasil (2024) e Atlas do Desenvolvimento Humano (2025). Elaboração: Autores.

É ainda mais notória a correlação positiva moderada ($r = 0,8$) entre o IDHM e o percentual de atendimento total de esgoto (Gráfico 2). A baixa cobertura no atendimento total de esgoto (abaixo de 50 %) ocorre nos municípios com IDHM mais próximo de 0,7 e IDHM médio, ou seja, entre 0,6 e 0,699. Aqueles que atingiram níveis superiores a 60% no atendimento de esgoto apresentam IDHM mais próximo de 0,8 ou acima desse valor de IDHM. Isso ressalta e reafirma a relevância estratégica do saneamento básico para o progresso socioeconômico e melhoria da qualidade de vida populacional. A exceção verificada nos dados é o município de Aparecida de Goiânia (GO), que possui IDHM de 0,718 e índice atendimento total de esgoto de 83,77%. Porém, de forma geral, os dados reforçam a ideia amplamente difundida de que a infraestrutura sanitária constitui um dos pilares fundamentais para alcançar avanços sustentáveis na qualidade de vida da população.

Logo, infere-se que aportes financeiros em saneamento básico não apenas satisfazem necessidades de saúde coletiva e de preservação ambiental, como também funcionam como impulsionadores para um desenvolvimento social mais abrangente. Nos municípios examinados com elevado percentual de cobertura de esgoto, as informações indicam melhores condições de educação, maior longevidade e níveis de renda *per capita* mais altos. Por outro lado, os municípios que apresentam índices negativos enfrentam grandes desafios para promover o bem-estar social e combater desigualdades, destacando o saneamento como um fator fundamental na luta por equidade e justiça social.

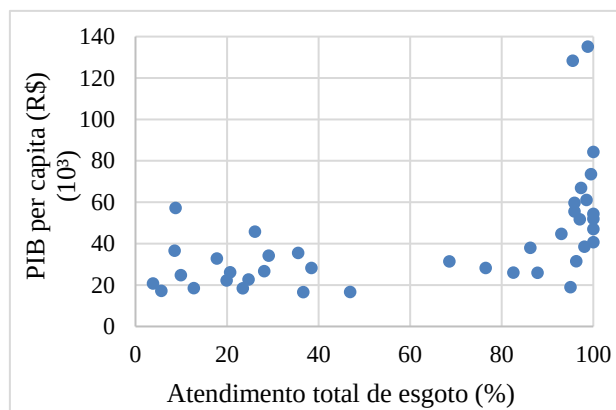
Na análise da relação entre a cobertura dos serviços de água e esgoto e o PIB *per capita* nos municípios em estudo, são perceptíveis correlações positivas ($r = 0,4$ para serviços de água e $r = 0,5$ para serviços de esgoto). Ou seja, as localidades com melhor atendimento no saneamento possuem maior valor econômico por pessoa. Esse padrão indica uma conexão recíproca, na qual o crescimento econômico incentiva investimentos em infraestrutura, e a expansão dos serviços de saneamento eleva a produtividade e a atratividade regional (Gráficos 3 e 4).

Gráfico 3 – Municípios classificados no *Ranking* do Saneamento como 20 melhores e 20 piores: relação entre PIB per capita e índice de atendimento total de água.



Fonte: Trata Brasil (2024) e IBGE (2021).
Elaboração: Autores.

Gráfico 4 – Municípios classificados no *Ranking* do Saneamento como 20 melhores e 20 piores: relação entre PIB per capita e índice de atendimento total de esgoto



Fonte: Trata Brasil (2024) e IBGE (2021).
Elaboração: Autores.

Especificamente, observou-se que os municípios com menores PIB *per capita* e com esse valor abaixo da média nacional (R\$ 42.893,72 para o ano de 2021) coincidem com os que apresentam os menores índices de cobertura do serviço de água tratada (abaixo de 60%). Um exemplo interessante é o caso de Ananindeua, localizado na região metropolitana de Belém (PA), que é segundo maior município do estado do Pará em termos populacionais, o qual apresenta o menor PIB *per capita* e a segunda menor cobertura do serviço de água entre todos os municípios listados neste estudo. Na outra via, os municípios que apresentam PIB *per capita* acima da média nacional e com os maiores valores dentro do grupo estudado são, exatamente, aqueles que atingiram a universalização desse serviço ou estão muito próximos disso.

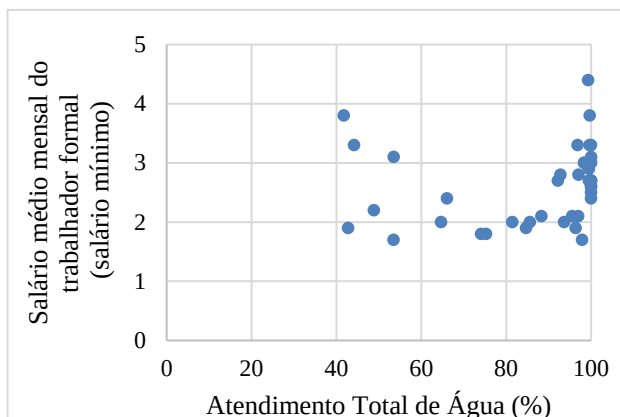
Com relação ao PIB e atendimento total de esgoto, os municípios mais bem colocados no *Ranking* Trata Brasil 2024 mostraram um atendimento desse serviço próximo à universalização, com PIB *per capita* superior a R\$ 40 mil, sendo que a maioria deles possui PIB *per capita* acima da média nacional. Enquanto os municípios com piores colocações no *Ranking* do Saneamento e cobertura de atendimento total de esgoto abaixo de 40%, têm PIB *per capita* frequentemente inferior a R\$40 mil.

Embora haja uma correlação evidente entre atendimento de esgoto e PIB *per capita*, a variação nos dados dos municípios com posições melhores ou piores no *Ranking* do Saneamento sugere a existência de outros fatores relevantes, ressaltando a complexidade das interações entre saneamento e desenvolvimento econômico. No geral, uma exceção notável é o caso do município de Duque de Caxias (RJ) que se destaca no universo em análise por apresentar um atendimento total de água e esgoto muito baixo (de 66% e 8,73% respectivamente) e PIB *per capita* expressivo (de R\$ 57.170,07). Vale ressaltar que se trata de um município que possui diversas indústrias do setor químico e petroquímico, o que contribui significativamente na composição do PIB municipal.

A interação entre saneamento e condições econômicas dos municípios também pode ser explorada por meio da variável salário médio mensal do trabalhador formal (Gráficos 5 e 6). Nesse aspecto, entretanto, a correlação estatística entre os dados foi fraca ($r = 0.2$ para serviços de água e $r = 0.3$ para serviços de esgoto). Apesar disso, os municípios que estão nas primeiras posições do *Ranking*, com elevados índices de abastecimento de água e coleta de esgoto, apresentam salários médios a partir de dois salários-mínimos.

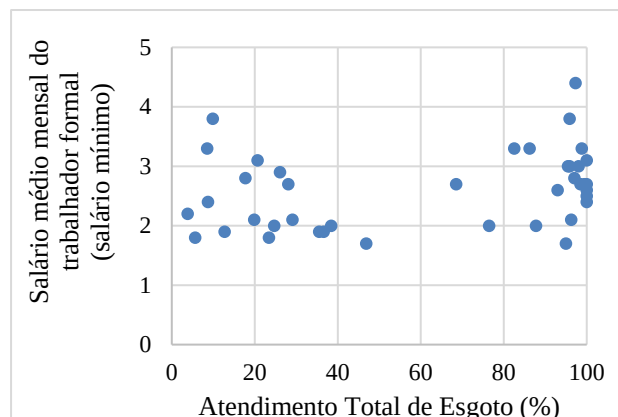


Gráfico 5 – Municípios classificados no *Ranking* do Saneamento como 20 melhores e 20 piores: relação entre salário médio mensal do trabalhador formal e índice de atendimento total de água.



Fonte: Trata Brasil (2024) e IBGE (2022).
Elaboração: Autores.

Gráfico 6 – Municípios classificados no *Ranking* do Saneamento como 20 melhores e 20 piores: relação entre salário médio mensal do trabalhador formal e índice de atendimento total de esgoto.



Fonte: Trata Brasil (2024) e IBGE (2022).
Elaboração: Autores.

Contudo, observa-se que há uma significativa dispersão nos valores do salário médio mensal, revelando variações expressivas no mercado de trabalho formal (Gráficos 5 e 6). Um exemplo que se resalta nos dados representados no Gráfico 5 é o caso de Paulista (PE) que apresenta atendimento de água de 97,88%, próximo da universalização desse serviço, no entanto, com renda média do trabalhador formal de apenas 1,7 salário mínimo. Apesar desse município ter esse bom indicador, foi classificado, pelo Instituto Trata Brasil, no grupo dos 20 piores em saneamento, visto que os demais indicadores, tais como índices de coleta e tratamento de esgoto são baixos. Outro exemplo que também chama a atenção (Gráfico 6) é o município de São João de Meriti, localizado na região metropolitana da cidade do Rio de Janeiro (RJ), que apesar de possuir 95% de atendimento na coleta de esgoto, apresenta renda média de 1,7 salário mínimo. Entretanto, esse também não é exatamente um caso de divergência, pois em termos globais, considerando os demais indicadores de saneamento, esse município acumula uma condição de baixo desempenho no saneamento (tendo em vista os outros fatores considerados no *Ranking*) e de baixo rendimento médio do trabalhador formal.

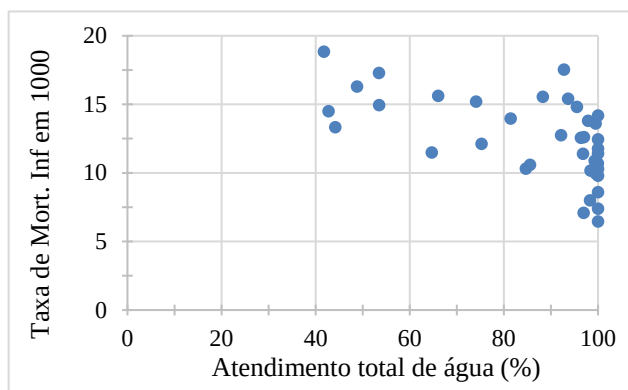
No entanto, destaca-se, como dissensão, o município de Macapá (AP) que apresenta uma cobertura significativamente baixa de água tratada (41,74%) e de coleta e tratamento de esgoto (de 9,89% e 1,71%, respectivamente), entretanto, possui renda média de 3,8 salários mínimos, possivelmente sustentada pelos serviços públicos que a cidade concentra por ser a capital do estado do Amapá.

Em geral, foi percebido que os municípios que estão nas últimas colocações do *Ranking* do Saneamento, com menores índices de acesso à água e esgoto, possuem salários médios significativamente mais baixos, normalmente entre um e dois salários-mínimos. Essa relação mostra que a falta de infraestrutura básica de saneamento está ligada não só à baixa performance econômica, mas também à vulnerabilidade do mercado de trabalho formal, resultando em salários médios mais baixos. Esses achados destacam a relevância estratégica da universalização do saneamento básico como uma política pública prioritária para impulsionar não apenas avanços econômicos, mas também sociais, afetando diretamente a elevação da renda média da população e as condições gerais de vida. Essa análise corrobora a relevância de investimentos integrados em infraestrutura de saneamento, além de políticas sociais complementares, para assegurar resultados mais justos e abrangentes no desenvolvimento socioeconômico municipal.

A taxa de mortalidade infantil é também um indicador que apresenta estreito vínculo com o acesso ao saneamento básico. Nesse sentido, foram averiguadas, neste estudo, as relações entre os

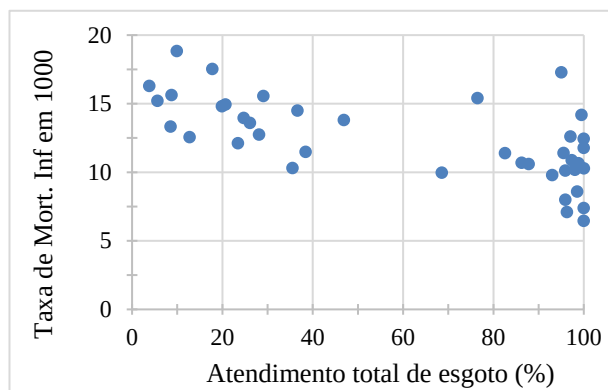
dados de mortalidade infantil dos municípios com piores e melhores posições no *Ranking* do Saneamento (Gráficos 7 e 8). Observaram-se, nos Gráficos 7 e 8, que as menores taxas de mortalidade, considerando abaixo de 10 óbitos por 1000 nascidos vivos, ocorrem nos municípios com as mais elevadas coberturas dos serviços de abastecimento de água tratada e coleta de esgoto.

Gráfico 7 – Municípios classificados no *Ranking* do Saneamento como 20 melhores e 20 piores: relação entre a taxa de mortalidade infantil entre 1000 nascidos vivos e índice de atendimento total de água.



Fonte: Trata Brasil (2024) e IBGE (2022).
Elaboração: Autores.

Gráfico 8 – Municípios classificados no *Ranking* do Saneamento como 20 melhores e 20 piores: relação entre a taxa de mortalidade infantil entre 1000 nascidos vivos e índice de atendimento total de esgoto.



Fonte: Trata Brasil (2024) e IBGE (2022).
Elaboração: Autores.

A conexão entre a mortalidade infantil e a cobertura total de esgoto revela uma tendência evidente: nos municípios com percentual de coleta de esgoto menor que 60% predominam taxas de mortalidade infantil maiores, inclusive superior à média nacional a qual foi de 12,59 óbitos por 1000 nascidos vivos no ano de 2022 (IBGE, 2025). De forma geral, os dados apresentados nos gráficos 7 e 8 indicam correlações inversas fortes e significativas ($r = -0.6$ para serviços de água e $r = -0.7$ para serviços de esgoto), visto que os municípios com cobertura de coleta de esgoto acima de 90% têm taxas inferiores a 12 óbitos por mil nascidos vivos (abaixo da média nacional), enquanto aqueles com cobertura desse serviço abaixo de 50% ultrapassam 15 óbitos por mil nascidos vivos, atingindo picos de 18 ou 19 óbitos por mil nascidos vivos.

Essa relação, percebida neste estudo, enfatiza a relevância dos investimentos em infraestrutura de saneamento como forma eficaz de diminuir as mortes infantis, principalmente em áreas mais vulneráveis. Os resultados podem sugerir que, municípios com melhores classificações no *Ranking* do Saneamento, possuem certa habilidade em controlar a presença de patógenos no meio, resultando em menores taxas de infecções gastrointestinais e respiratórias. Esse amparo também diminui a desnutrição, pois reduz casos de perda de nutrientes provocados por infecções intestinais. Em oposição, cidades com pouca cobertura de saneamento enfrentam maior risco de exposição da população a fontes contaminadas, o que aumenta a probabilidade de doenças como diarreia, cólera e leptospirose. A utilização de água de poços ou fontes não potáveis e a existência de esgotos a céu aberto intensificam a situação de risco à saúde das pessoas e que pode resultar em elevadas taxas de mortalidade infantil.

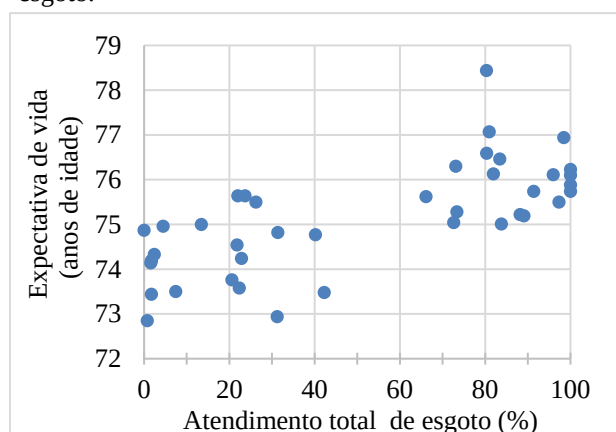
Embora existam moderadas correlações negativas entre mortalidade infantil e os indicadores de saneamento, verifica-se uma leve dispersão entre os municípios que possuem alta cobertura de saneamento (superior a 90%), onde algumas taxas de mortalidade ainda oscilam entre 12 e 14 por mil (Gráficos 7 e 8). Isso sugere a presença de fatores extras, como a qualidade da atenção primária em saúde, a eficácia da vigilância epidemiológica, o nível educacional das mães, a renda familiar e as condições ambientais da região. Dessa forma, ainda que o saneamento básico seja essencial, políticas



adicionais de saúde e assistência social são igualmente fundamentais para potencializar os efeitos benéficos sobre a saúde das crianças.

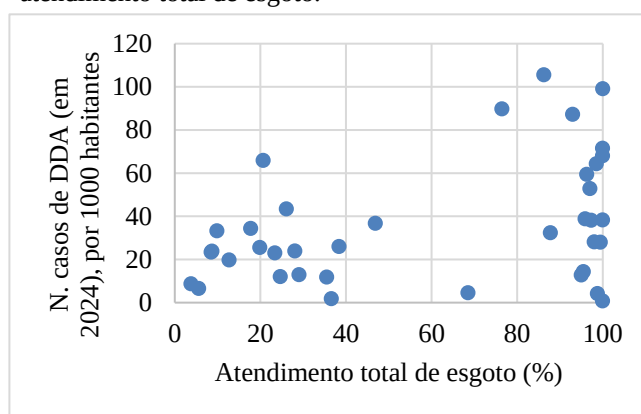
Com o objetivo de reforçar o debate sobre os potenciais impactos do saneamento na saúde e na vida da população dos municípios analisados neste estudo, selecionaram-se os dados sobre a expectativa de vida e casos de doenças diarreicas agudas dessas localidades, segundo a taxa de coleta de esgoto (Gráficos 9 e 10). Para essas variáveis, optou-se por estabelecer as correlações apenas com o atendimento total de esgoto, visto que esse é, dentre os indicadores de saneamento analisados nesse estudo, o que mais diferencia os dois grupos de municípios, ou seja, os 20 melhores e piores no *Ranking* do Saneamento.

Gráfico 9 – Municípios classificados no *Ranking* do Saneamento como 20 melhores e 20 piores: relação entre a expectativa de vida e índice de atendimento total de esgoto.



Fonte: Trata Brasil (2024) e IBGE (2022).
Elaboração: Autores.

Gráfico 10 – Municípios classificados no *Ranking* do Saneamento como 20 melhores e 20 piores: relação entre casos de doenças diarreicas agudas (DDA) e índice de atendimento total de esgoto.



Fonte: Trata Brasil (2024) e Brasil/Ministério da Saúde (2024). Elaboração: Autores.

Constata-se correlação positiva moderada entre o percentual de atendimento total de coleta de esgoto e a expectativa de vida média dos habitantes dos municípios analisados ($r = 0.7$). Municípios com ampla cobertura de coleta de esgoto sanitário, atingindo níveis próximos à universalização (entre 80% e 100%), registraram consistentemente expectativas de vida superiores, situadas predominantemente entre 75 e 78,5 anos. Em contrapartida, localidades caracterizadas por baixa ou inexistente cobertura do serviço de coleta de esgoto (abaixo de 50%), demonstraram expectativa de vida frequentemente abaixo dos 75 anos e atingindo níveis mínimos próximos a 73 anos, portanto inferior à expectativa média de vida da população brasileira que, para o ano de 2022, foi de 75,5 anos de vida, segundo o IBGE (2025).

Quanto aos casos de doenças diarreicas agudas, inicialmente é necessário destacar que, no Gráfico 10, foram usados dados do ano de 2024, visto que no ano de 2022 há ausência de dados para alguns dos municípios estudados. No entanto, apesar de existirem dados totais para todos os municípios no ano de 2024, verificou-se que, para os municípios de Campinas (SP) e Praia Grande, as informações estavam incompletas no banco de dados do monitoramento de doenças diarreicas agudas do Ministério da Saúde. Por esse motivo, os dados desses municípios foram excluídos para a produção do Gráfico 10.

Após essa ressalva, destaca-se que os indicadores de cobertura de coleta de esgoto e número de casos de doenças diarreicas agudas por 1000 habitantes apresentaram baixa correlação estatística ($r = 0,4$). No entanto, é necessário destacar que, no ano de 2024, houve um surto de diarreia e gastroenterites no litoral do estado de São Paulo. Isso pode ter influenciado os dados de algumas cidades e municípios paulistas, tendo em vista o fluxo de turistas de outras cidades desse Estado e da

capital, principalmente. Além desse caso, outros surtos podem explicar a ocorrência de maiores número de casos de doenças diarreicas agudas por 1000 habitantes em localidades onde os índices de coleta de esgoto e abastecimento de água são elevados, tais como em Maringá (com 71,5 casos por 1000 habitantes) e São José do Rio Preto (com 87 casos por 1000 habitantes).

Apesar disso, é preciso reafirmar que são múltiplos os fatores relacionados com as doenças diarreicas agudas, os quais vão desde a qualidade e a quantidade de água disponível para a população, a disponibilidade de coleta e tratamento adequado dos esgotos sanitários, o nível de educação em saúde e higiene da população, até a qualidade da atenção primária à saúde, incluindo algumas vacinas. No entanto, também é consenso que localidades com melhores indicadores de saneamento frequentemente apresentam menores incidências de casos de doenças e internações por questões relacionadas com precariedade do saneamento.

CONCLUSÕES

Por fim, os dados e análises deste estudo, de modo geral, reafirmam que a universalização dos serviços de saneamento básico exerce efeitos profundos e multifacetados sobre a condição socioeconômica e sanitária dos municípios brasileiros. A robusta correlação inversa entre cobertura de água e esgoto e taxa de mortalidade infantil confirma que, à medida que a infraestrutura sanitária se aproxima da universalização, torna-se possível mitigar significativamente desfechos adversos de saúde infantil. De forma análoga, a associação positiva entre cobertura de saneamento, PIB *per capita* e salários formais reforça o papel do setor como indutor de desenvolvimento econômico local.

Entretanto, a heterogeneidade observada mesmo entre municípios com cobertura elevada — demonstrada pela dispersão nos indicadores de mortalidade e renda — indica que fatores adicionais (qualidade da atenção primária em saúde, programas de vigilância epidemiológica, nível educacional materno, condições ambientais) interferem na plena realização dos benefícios do saneamento. Isso sugere que a simples expansão física dos sistemas não é suficiente: torna-se imprescindível o fortalecimento simultâneo de estruturas institucionais e programas intersetoriais que integrem saúde, educação e assistência social e proteção ao ambiente.

A análise comparativa dos 20 melhores e dos 20 piores municípios no *Ranking* do Saneamento 2024 evidência claramente a importância do saneamento básico na promoção do desenvolvimento social e econômico. Em geral, municípios com alto desempenho nos serviços de água e esgoto demonstram melhores indicadores sociais, incluindo maior expectativa de vida, menores taxas de mortalidade infantil e rendas *per capita* mais elevadas. Por outro lado, a ausência ou insuficiência de infraestrutura sanitária nos municípios está diretamente associada a desafios sociais e econômicos significativos, incluindo altas taxas de doenças infecciosas, menores rendimentos médios e condições gerais de vulnerabilidade social.

Os resultados corroboram a relevância de políticas públicas focadas na universalização do saneamento como uma abordagem para a diminuição das desigualdades e fomento do crescimento econômico local, ao passo que sinalizam também a necessidade de investigações adicionais que analisem outras variáveis implicadas nesse contexto, tais como o papel da educação sanitária e o amplo acesso à atenção primária em saúde.

Diante dos resultados, é essencial que políticas públicas priorizem investimentos robustos e integrados em saneamento, além de abordagens complementares em saúde e educação. Investir em saneamento básico não é apenas uma necessidade de saúde pública, mas um fator crítico para reduzir as desigualdades regionais e impulsionar um desenvolvimento sustentável e equitativo no país. Estudos futuros devem considerar análises longitudinais mais detalhadas para avaliar a eficácia das políticas implementadas ao longo do tempo e fornecer subsídios adicionais para decisões estratégicas em níveis municipal e nacional.



REFERÊNCIAS

ATLAS DO DESENVOLVIMENTO HUMANO. Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDHM), referente ao ano de 2010. Disponível em: <http://www.atlasbrasil.org.br/>. Acesso em: 27 abr. 2025.

BRASIL. MINISTÉRIO DA SAÚDE. Monitoramento das Doenças Diarreicas Agudas (DDA) – Brasil 2025. Brasília, 2025. Disponível em: <https://public.tableau.com/app/profile/dda.brasil/viz/MonitoramentodasDDA/2-MonitoramentoBrasil2025>. Acesso em: 27 abr. 2025.

HÉLLER, Léo. Relação entre saúde e saneamento na perspectiva do desenvolvimento. São Paulo, **Revista Ciências & Saúde Coletiva**, v. 2, n. 3, 1998, p. 73-84. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/csc/a/4wdHGnBkYZg4qzdgSMnLwgx/?format=pdf&lang=pt>. Acesso em: 22 maio, 2025.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Portal do IBGE. Rio de Janeiro: IBGE, 2025. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/inicio.html>. Acesso em: 27 abr. 2025.

INSTITUTO TRATA BRASIL; GO ASSOCIADOS. Ranking do Saneamento 2024: Relatório Completo. São Paulo: Instituto Trata Brasil, 2024. Disponível em: <https://tratabrasil.org.br/wp-content/uploads/2024/04/Relatorio-Completo-Ranking-do-Saneamento-de-2024-TRATA-BRASIL-GO-ASSOCIADOS.pdf>. Acesso em: 27 abr. 2025.

INSTITUTO TRATA BRASIL. Painel Saneamento Brasil. São Paulo: Instituto Trata Brasil, 2019. Disponível em: <https://www.painelsaneamento.org.br/>. Acesso em: 27 abr. 2025.

LIBÂNIO, Paulo Augusto Cunha; CHERNICHARO, Carlos Augusto de Lemos; NASCIMENTO, Nilo de Oliveira. Dimensão da qualidade da água: avaliação da relação entre indicadores sociais, de disponibilidade hídrica, de saneamento e de saúde pública. **Revista de Engenharia Sanitária**, Rio de Janeiro, v. 10, n. 3, jul./set., 2005, p. 219-228. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522005000300006> . Acesso em 23 maio, 2025.

SANTOS, Carla. **Estatística Descritiva – Manual de Auto-aprendizagem**. Ed. Sílabo, Lisboa, 2007.

UNITED NATIONS CHILDREN'S FUND; WORLD HEALTH ORGANIZATION (UNICEF; WHO). State of the world's sanitation: na urgente call to transform sanitation for better health, environments, economies and societies. New York: UNICEF/WHO, 2020. Disponível em: <https://iris.who.int/bitstream/handle/10665/336688/9789240014473-eng.pdf?sequence=1> . Acesso em 16 jul. 2025.

ANÁLISE DA CAPACIDADE HIDRÁULICA DE GALERIA PLUVIAL EM VIA ARTERIAL DE UBERLÂNDIA (MG), COM O USO DO MODELO SWMM

Arthur Morya Gama Ferreira¹; José Eduardo Alamy Filho²

¹Mestrando em Engenharia Civil (FECIV/UFU), Engenheiro Ambiental e Sanitarista (arthurgama@ufu.com)

²Professor da Faculdade de Engenharia Civil (FECIV/UFU) (jose.alamy@ufu.br)

RESUMO

O crescimento urbano e o aumento da impermeabilização do solo têm intensificado os desafios relacionados à drenagem pluvial em centros urbanos, como observado em Uberlândia (MG). Este estudo teve como objetivo avaliar a capacidade hidráulica da galeria pluvial da Avenida Anselmo Alves dos Santos, situada na bacia do córrego Jataí, por meio de modelagem hidrológica-hidráulica utilizando o software SWMM. Foi simulado um evento real de precipitação, bem como cenários com chuvas de projeto associadas a tempos de retorno de 2, 5 e 10 anos. Os resultados indicaram que, embora a galeria opere próxima de sua capacidade máxima em eventos mais intensos, seu desempenho é satisfatório, não havendo transbordamentos nos cenários analisados. O estudo sugere que os alagamentos registrados no evento estudado não estão relacionados à insuficiência da galeria principal, mas sim do sistema de microdrenagem, sinalizando ausência, obstrução ou subdimensionamento de bocas de lobo e ramais. Conclui-se que intervenções voltadas à reestruturação da microdrenagem e ações de planejamento urbano são fundamentais para a mitigação dos eventos de alagamento. O SWMM demonstrou-se como ferramenta eficaz para diagnóstico e suporte à gestão de sistemas de drenagem urbana.

PALAVRAS-CHAVE: hidrologia, drenagem urbana, galeria pluvial.

INTRODUÇÃO

A intensa urbanização e ocupação do solo em grandes núcleos urbanos, ocorrida a partir de meados do século XX, trouxe à tona uma série de desafios para os municípios, seus gestores e, sobretudo, os moradores. Dentre esses, destacam-se os frequentes episódios de alagamentos e/ou enchentes, que representam uma ameaça à segurança da população residente e ao patrimônio público e privado (XU et al., 2025; BATTEMARCO et al., 2025).

O escoamento e acúmulo de água pluvial nas vias das grandes cidades deve-se, principalmente, ao elevado índice de pavimentação e demais superfícies impermeáveis em comparação às áreas verdes permeáveis. O solo vegetado promove a infiltração da água da chuva (EBRAHIMIAN et al., 2021; XIAO et al., 2016), enquanto que o material asfáltico convencional e similares praticamente extinguem essa propriedade (PERRONE et al., 2019; ACIOLI, et al., 2005). Isso proporciona elevados índices de escoamento superficial, tornando necessária a busca por soluções de captação e condução eficiente e segura da água pluvial aos corpos hídricos existentes.

A Avenida Anselmo Alves dos Santos, situada no bairro Santa Mônica, na cidade de Uberlândia (MG), teve seu trecho final construído sobre o leito do córrego Jataí, onde foi instalada uma galeria de água pluvial no fim do século XX, com o objetivo de captar, comportar e transportar as contribuições pluviais de praticamente toda a bacia do Córrego Jataí até a sua foz, contribuindo para a galeria da Avenida Rondon Pacheco, o antigo córrego São Pedro (DMAE – Uberlândia). O córrego

Jataí recebe, pela margem direita, a contribuição das sub-bacias do bairro Tibery e, pela margem esquerda, as sub-bacias dos bairros Segismundo Pereira e Santa Mônica.

Todavia, tanto a Av. Anselmo Alves dos Santos, quanto a Av. Rondon Pacheco, responsáveis pela interligação de diversos bairros, pontos residenciais, comerciais e turísticos, enfrentam adversidades crônicas na drenagem pluvial. Na última década, eventos de precipitação intensa causaram alagamentos significativos nessas vias, conforme registrado pelos moradores e imprensa local, apontando para uma deficiência no sistema de drenagem da região. Há indícios de que os critérios de dimensionamento adotados no século passado, concebidos para uma realidade com diferentes proporções de áreas permeáveis e impermeáveis, além de outros padrões de precipitação, não atendem mais às demandas impostas pelas atuais condições urbanas e climáticas, tanto nesta, quanto em outras localidades (XU et al., 2025).

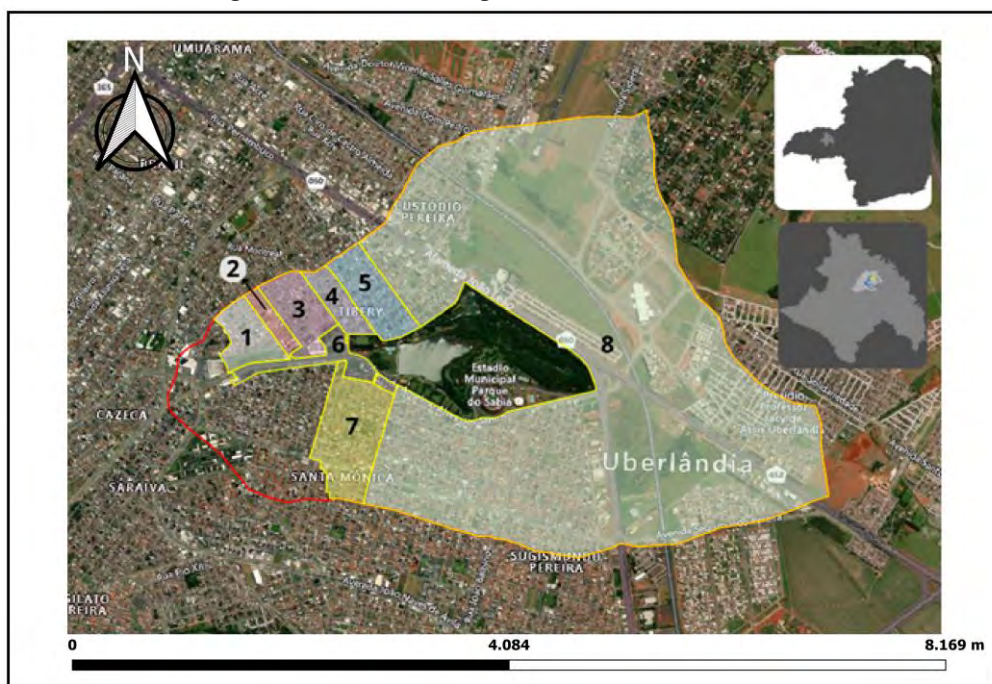
Portanto, diante da recorrência de alagamentos em Uberlândia, especialmente nas principais vias das bacias dos Córregos Jataí e São Pedro, torna-se necessário reavaliar a capacidade dos sistemas de drenagem pluvial frente à atual configuração espacial. Isto posto, este estudo tem como objetivo empregar o aplicativo de simulação hidrológica *Storm Water Management Model* (SWMM) para avaliar a capacidade hidráulica da galeria pluvial localizada na Avenida Anselmo Alves dos Santos, considerando diferentes cenários, desde um evento real de precipitação intensa ocorrido no município, até simulações com chuvas intensas de projeto.

METODOLOGIA

Delimitação da bacia hidrográfica principal, sub bacias e outros levantamentos

A delimitação da bacia hidrográfica do córrego Jataí foi obtida através de mapa planialtimétrico da zona urbana de Uberlândia (DMAE – Uberlândia). Já a delimitação das sub bacias concretizou-se através do *software* Autocad Civil 3D, utilizando curvas de nível com equidistância vertical de 5m e o traçado de redes de drenagem pluvial da cidade. A bacia do córrego Jataí e as sub bacias internas são apresentadas na Figura 1.

Figura 1 – Bacia do córrego Jataí e sub bacias internas



Fontes: CAIXETA et al., 2019; DMAE; autores.

2º Simpósio de Recursos Hídricos, Hidráulica e Saneamento
20 a 23 de agosto de 2025

A área de cada sub bacia foi subdividida em zonas: (1) residenciais, (2) asfaltadas e (3) áreas verdes (praças). Essa subdivisão foi necessária para embasar a estimativa do coeficiente *Curve Number* (CN), método utilizado pelo programa SWMM neste estudo.

Estimativa do coeficiente *curve number* (CN)

Utilizando a proporção de áreas, pôde-se calcular o CN resultante, através de uma média ponderada pela área e seu respectivo CN:

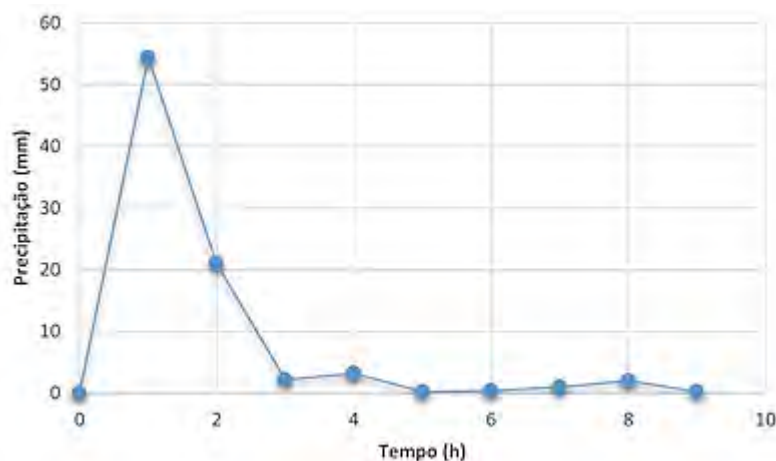
$$CN_{RES} = \frac{CN_1 \times A_1 + CN_2 \times A_2 + \dots + CN_n \times A_n}{A_1 + A_2 + \dots + A_n} = \sum_{i=1}^n \frac{CN_i \times A_i}{A} \quad (1)$$

Na Equação (1), o subscrito *i* representa as combinações entre classes e usos do solo, *A* corresponde à área total da sub-bacia, e *CN_{res}* refere-se ao valor resultante. O tipo de solo da região, conforme a Embrapa Solos, é profundo, poroso e bem drenado, enquadrando-se, portanto, em um solo de equivalência ao tipo A para quase todas as áreas, exceto o leito do antigo Córrego Jataí, que se aproxima de um solo tipo B.

Hietograma de estudo

O hietograma utilizado na primeira simulação deste estudo foi gerado pela intensa precipitação ocorrida no dia 16/01/2022, que rendeu 84,6 mm de chuva ao longo de 9 horas, sendo que 89% da precipitação foram registrados nas duas primeiras horas, enquadrando-se no primeiro quartil do método de Huff. O referido hietograma é ilustrado pelo Gráfico 1. Esse evento ocasionou diversos alagamentos na cidade, inclusive na área de interesse do estudo, conforme ilustra a Figura 2 e vários relatos da mídia local, justificando sua escolha para simulação.

Gráfico 1 – Hietograma registrado entre 18:00h do dia 16/01/2022 e 02:00h do dia 17/01/2022.



Fonte: INMET

Figura 2 – Alagamento severo entre a Av. Anselmo Alves dos Santos e Av. João Naves de Ávila no dia 16/01/2022.



Fonte: PMU/Diário de Uberlândia

Cálculo da chuva de projeto

Para as simulações empíricas, o cálculo da chuva de projeto foi realizado através da equação de chuva intensa do IDF (Equação 2).

$$i = \frac{K \times TR^a}{(b + t)^c} \quad (2)$$

Onde i é a intensidade da chuva (mm/h), TR é o tempo de retorno (anos) e t a duração da chuva (minutos). As variáveis K , a , b e c são variáveis de ajuste local, obtidas através do software Plúvio 2.1. Para Uberlândia (MG), $K = 6050,0$; $c = 1,0$; $a = 0,19$; e $b = 54,12$.

Características geométricas das sub bacias

A caracterização geométrica das sub bacias foi levantada a partir do software Autocad Civil 3D. Esses elementos são necessários para alimentar o programa de simulação SWMM. Nesse contexto, os dados geométricos são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 - Dados da sub bacias levantadas (L = comprimento axial; W = largura média; I = declividade média; t_c = tempo de concentração).

Sub bacia	Área (m ²)	L (m)	W (m)	I (m/m)	I (%)	CN
01	258.806,02	750,0	345	0,0384	3,84	77,9
02	106.406,43	725,0	147	0,0436	4,36	79,9
03	313.931,19	837,0	375	0,0550	5,50	81,9
04	176.477,63	664,0	266	0,0633	6,33	79,2
05	350.289,73	960,0	365	0,0521	5,21	79,8
06	232.342,25	1.673,0	139	0,0197	1,97	86,7
07	636.779,08	1.364,0	467	0,0436	4,36	78,8
08	10.879.503,00	7.300,0*	1490	0,0223	2,23	78,7

*Somatório das microbacias que compõem a sub bacia 08

Fonte: autores

Reservatório do Parque do Sabiá

A bacia do córrego Jataí conta com um reservatório com volume estimado entre 0,5 e 1 hm³, que, em tese, amortece toda a sub bacia 08. O dispositivo de saída dessa represa conta com um orifício de 0,60 x 0,60 m e dois vertedores tipo tulipa: um circular, com 1 m de diâmetro e outro retangular,

com 1,80 x 2,20 m. O reservatório pode ser descrito pela curva cota x volume ajustada por um polinômio de quinto grau, conforme Equação (3).

$$Vol_{ac} = 2,90974 \times 10^{-6} \times C^5 - 1,260655 \times 10^{-2} \times C^4 + 2,176287 \times 10^1 \times C^3 - 1,878441 \times 10^4 \times C^2 + 8,106621 \times 10^6 \times C - 1,399371 \times 10^9 \quad (3)$$

Onde Vol_{ac} é o volume de água armazenado no reservatório (hm^3) e C é a cota do nível da água (m).

Vertedor do reservatório

O modelo SWMM conta com uma série de elementos e recursos para estudar sistemas de drenagem pluvial. No entanto, ao simular o amortecimento de vazão ocasionado pelo reservatório do Parque do Sabiá, fez-se necessário substituir o vertedor tulipa, uma vez que este não é contemplado pelas opções do programa.

A solução encontrada foi adicionar um vertedor retangular de parede delgada e encontrar uma dimensão equivalente, de forma que a curva cota x descarga deste se aproximasse ao máximo daquela do vertedor tulipa. Para isso, foram consideradas as cotas do reservatório, a vazão gerada pela instalação original (Q_1 em m^3/s) e a vazão gerada pelo vertedor retangular simulado (Q_2 em m^3/s), calculada através da equação de Francis (4).

$$Q = 1,838 \times L \times H^{\frac{3}{2}} \quad (4)$$

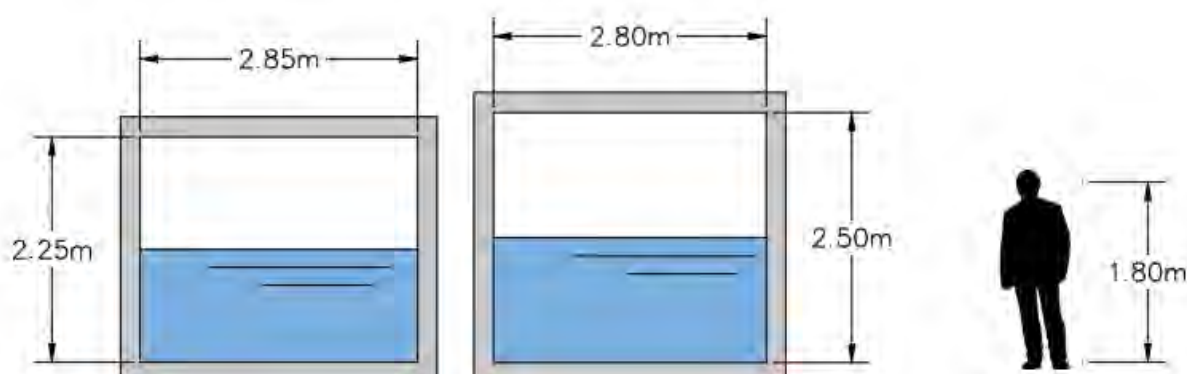
Onde Q é a vazão (m^3/s) eliminada pelo vertedor, L é o comprimento da soleira (m) e H é a carga hidráulica sobre a soleira do vertedor (m).

Considerando a somatória do quadrado da diferença entre Q_1 e Q_2 como uma função objetivo que deve ser minimizada, utilizou-se a ferramenta *solver* do Excel. Nesse contexto, para níveis de água variáveis, solicitou-se que o *solver* encontrasse um valor de L que gerasse o menor número possível da função objetivo, de forma que as curvas de cota x descarga dos vertedores tulipa e retangular equivalente ficassem mais próximas possível. Nesse caso, o comprimento estimado para o vertedor equivalente foi $L=2,5583$ m.

Galeria de água pluvial

A galeria localizada na Av. Anselmo Alves dos Santos, representada na Figura 3, possui seção transversal de 2,25 x 2,85 m, em seu trecho inicial, e após cerca de 230 metros lineares de extensão, sua dimensão altera-se para 2,50 x 2,80 m. A declividade média do trecho analisado é de 1,2%, ou 0,012 m/m (DMAE – Uberlândia).

Figura 1 – Corte transversal com dimensões da galeria de água pluvial (esquerda, trecho inicial; direita, trecho final do estudo)



Fonte: DMAE. Representação: autores

SWMM (*Storm Water Management Model*) – Tempo de concentração, transformação chuva-vazão e amortecimento de cheias

O cálculo do tempo de concentração é realizado pelo aplicativo através dos dados de entrada, e a metodologia utilizada é a fórmula da onda cinemática, equação 5.

$$t_c = \frac{0,94 \times L^{0,6} \times n^{0,6}}{i^{0,4} \times S^{0,3}} \quad (5)$$

Onde t_c é o tempo de concentração (min), L é o comprimento axial da bacia (m), n é o coeficiente de rugosidade de Manning, i é a intensidade de chuva (mm/h) e S é a declividade média da bacia (m/m).

A transformação chuva-vazão do modelo foi realizada pelo método SCS-CN (*Curve Number*), que é baseado na equação do balanço hídrico, a qual estabelece que um evento de precipitação gera escoamento superficial quando a profundidade da chuva excede as abstrações iniciais (Equações 6 e 7).

$$S = \frac{1000}{CN} - 10 \quad (6)$$

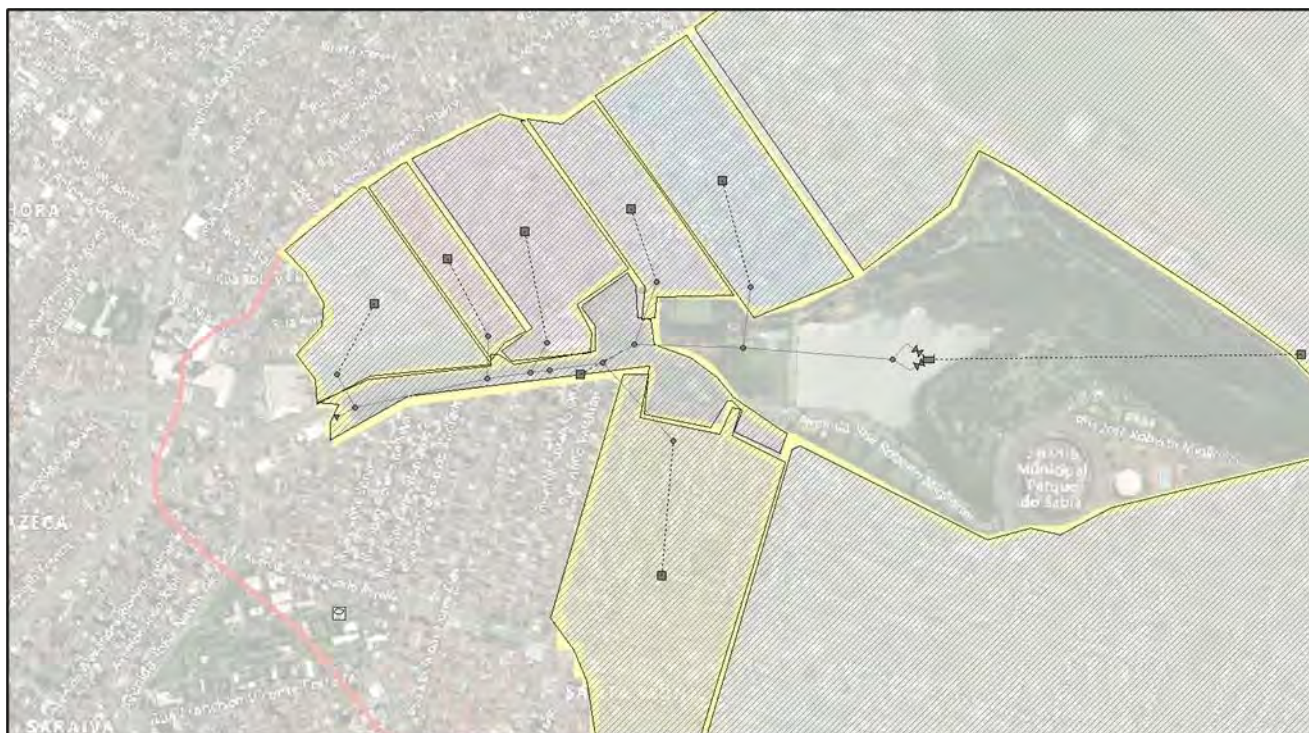
$$Q = \frac{(P - I_a)^2}{(P - I_a) + S'} \quad (7)$$

Onde S é a retenção máxima de água no solo (mm); CN é a curva número; Q é a vazão escoada (m^3/s); P é a chuva acumulada (mm); e I_a é a abstração inicial (mm).

No SWMM, os reservatórios de detenção são representados como nós do sistema de drenagem, atuando como estruturas de armazenamento pluvial temporário. Contudo, para que o controle do escoamento seja corretamente simulado, é necessário incluir também os dispositivos de saída do reservatório, como orifícios e vertedores (PAULINO & SILVA, 2017).

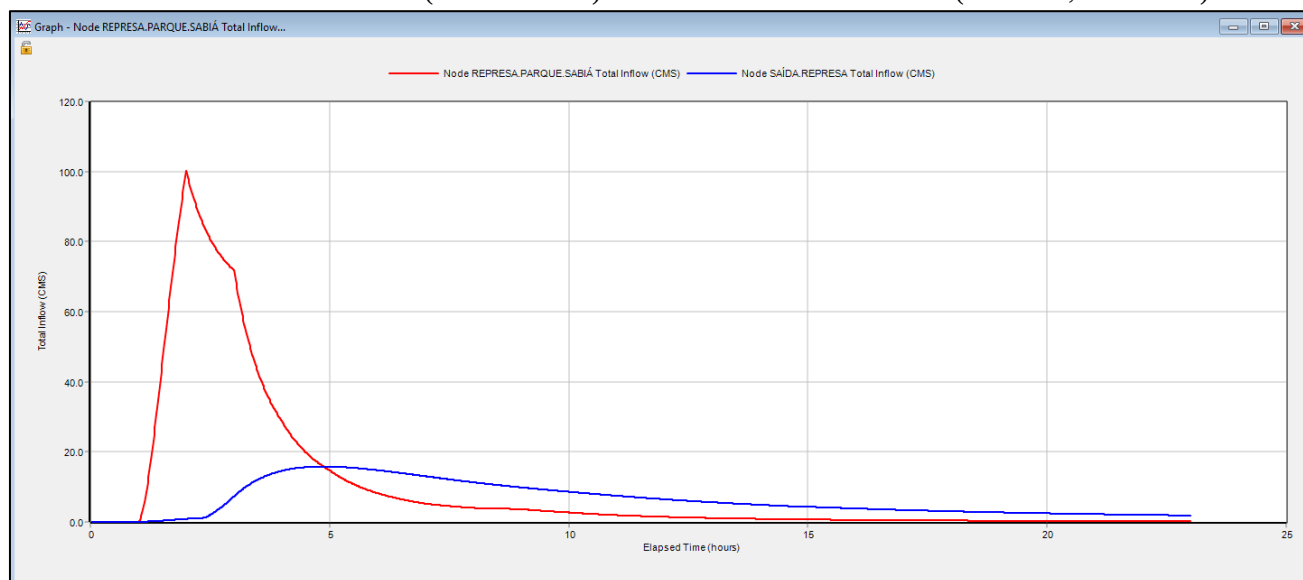
Os dados de entrada foram utilizados para alimentar cada sub bacia e esquematizar o modelo hidrológico no SWMM (Figura 4). O amortecimento da vazão escoada pela sub bacia 08, proporcionado pela represa do Parque do Sabiá, foi disposto pelo Gráfico 2.

Figura 2 – Modelo inicial esquematizado no SWMM.



Fonte: autores

Gráfico 1 - Vazão de entrada (linha vermelha) e vazão de saída do reservatório (linha azul, amortecida).



Fonte: SWMM/autores

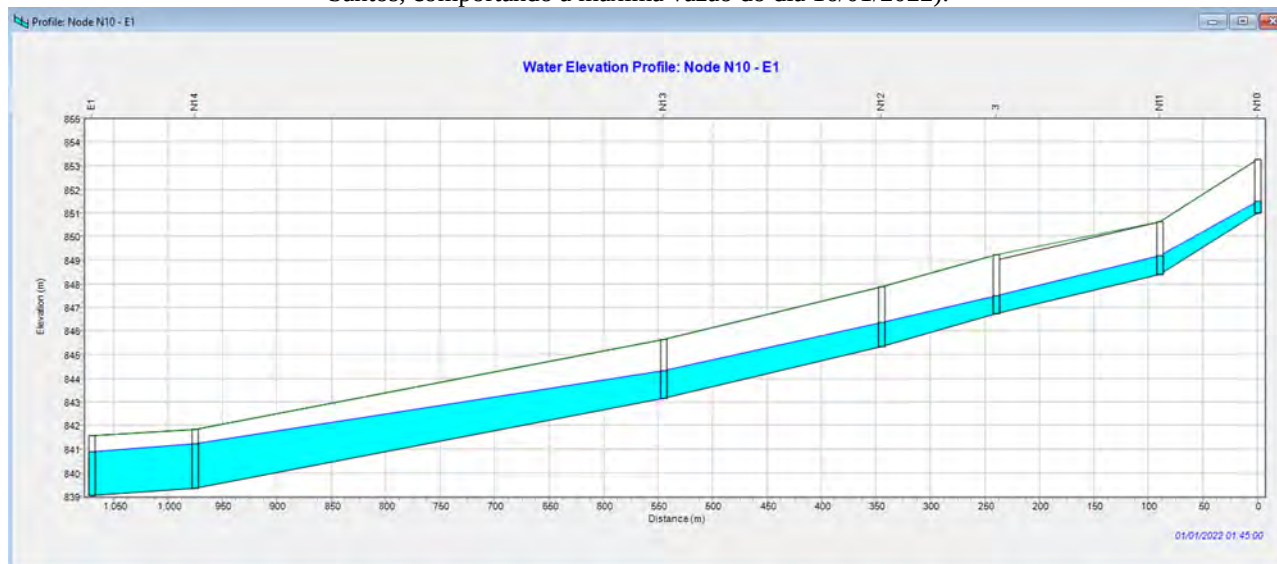
RESULTADOS E DISCUSSÕES

Simulação 1 – Verificação de capacidade hidráulica da galeria durante precipitação intensa do dia 16/01/2022

Na primeira simulação, a galeria da Av. Anselmo Alves dos Santos mostrou-se suficiente no pico de vazão gerado pela chuva. Com um escoamento de cerca de 21,95 m³/s, a galeria atingiu um preenchimento de 1,84 metros, cerca de 73,6% da sua altura total (Figura 5).

2º Simpósio de Recursos Hídricos, Hidráulica e Saneamento
20 a 23 de agosto de 2025

Figura 3 – Visualização de resultado simulado em perfil longitudinal da galeria da Av. Anselmo Alves dos Santos, comportando a máxima vazão do dia 16/01/2022).



Fonte: SWMM/autores

Neste cenário, apesar dos alagamentos reais registrados na Av. Anselmo Alves dos Santos, a simulação indica que o dispositivo é capaz de comportar as vazões geradas nas sub bacias contribuintes, transportando-as até a galeria da Av. Rondon Pacheco. Tal resultado sugere que parte da água, que deveria ter sido destinada para o sistema de macrodrenagem, conduzida através das sarjetas, bocas de lobo e galerias de microdrenagem foi, na verdade, encaminhada por escoamento superficial até o talvegue da bacia, gerando alagamentos na avenida.

Cenários de ineficiência de captação de águas pluviais podem ocorrer em detrimento de alguns fatores e são registrados em diversas localidades do Brasil (VILARINHO *et al*, 2024; LIMA, 2018). Dentre os motivos, destaca-se o bloqueio físico das estruturas de microdrenagem por resíduos sólidos urbanos indevidamente descartados, defeito nas estruturas e subdimensionamento frente às características atuais de ocupação do solo dos centros urbanos.

No caso das sub bacias do córrego Jataí, a própria falta de equipamentos de microdrenagem pode ser um dos motivos, tendo em vista que boa parte das vias não possuem bocas de lobo cadastradas pelo levantamento do município.

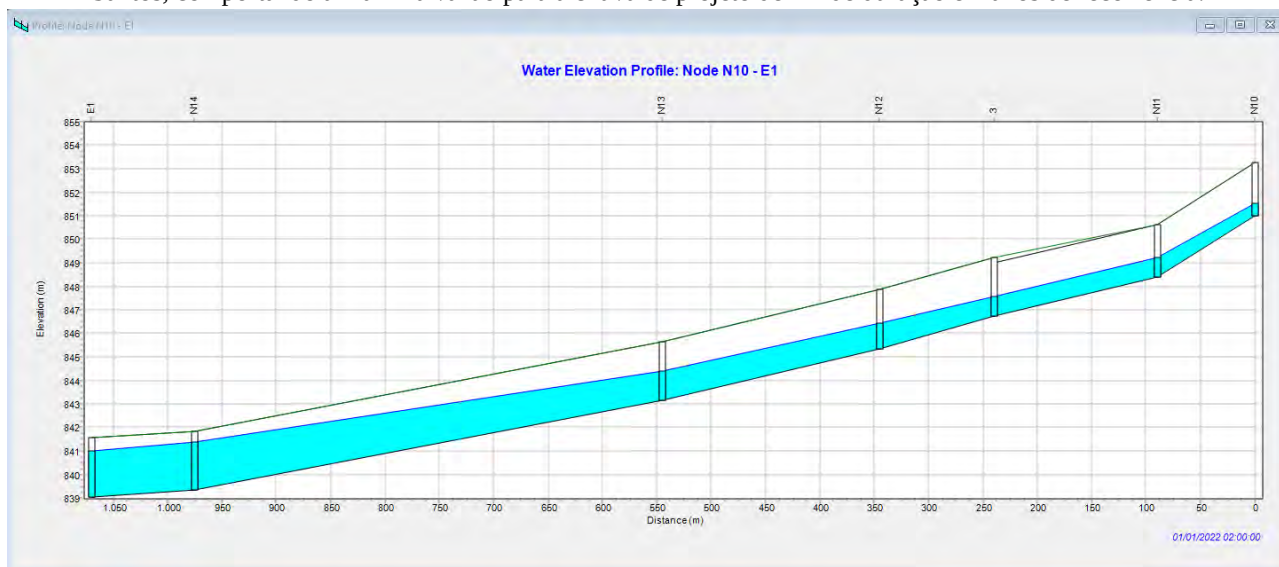
Nos subitens seguintes, a fim de entender melhor o comportamento hidráulico da galeria, realizaram-se algumas simulações com a equação local de chuvas intensas, aplicando tempos de recorrência de 2, 5 e 10 anos.

Simulação 2 – Verificação de capacidade hidráulica da galeria através de equação de chuva intensa (Duração: 1 hora; TR: 2 anos)

Para a Simulação 2, utilizou-se um TR de 2 anos e precipitação com duração de 1 h. Neste cenário, a galeria da Av. Anselmo Alves dos Santos também se mostrou suficiente para comportar o pico de vazão gerado pela chuva. Com uma vazão de cerca de 23,92 m³/s, a galeria atingiu um preenchimento de 1,95 metros, cerca de 78% da sua altura útil total (Figura 6).



Figura 6 – Visualização de resultado simulado em perfil longitudinal da galeria da Av. Anselmo Alves dos Santos, comportando a máxima vazão para a chuva de projeto de 1 h de duração e 2 anos de recorrência.

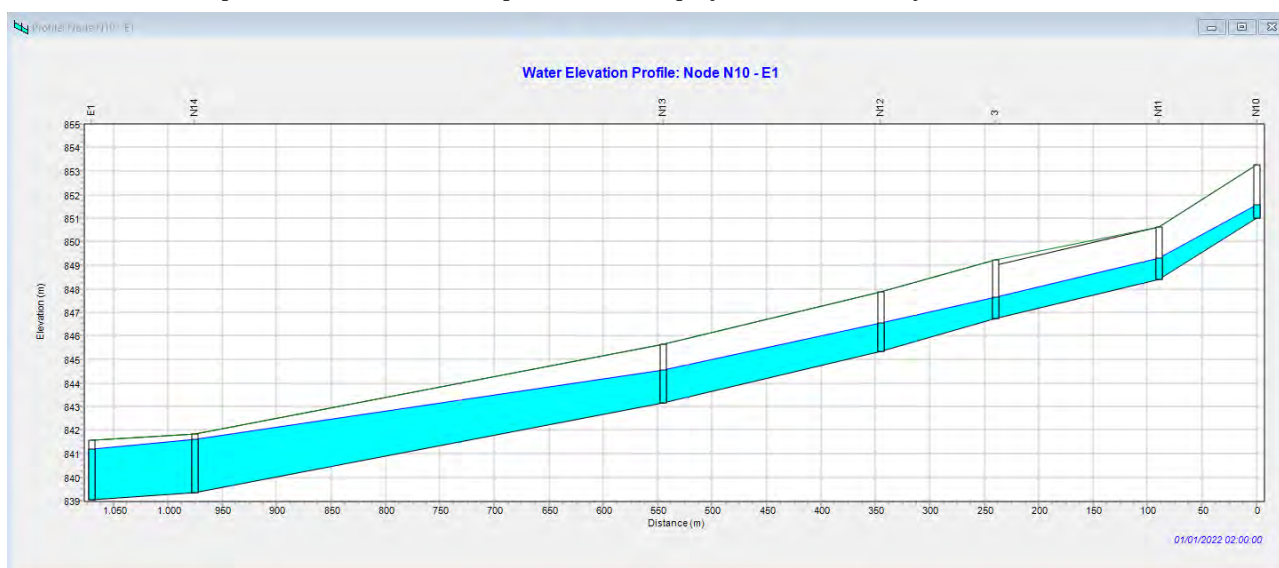


Fonte: SWMM/autores

Simulação 3 – Verificação de capacidade hidráulica da galeria através de equação de chuva intensa (Duração: 1 hora; TR: 5 anos)

Para a terceira simulação, utilizou-se um TR de 5 anos, e uma precipitação com duração de uma hora. Neste cenário, a extremidade final do trecho analisado ficou próximo da sobrecarga, mas ainda conduzindo a vazão sem transbordamentos. Com uma vazão de cerca de 27,51 m³/s, a galeria atingiu um preenchimento de 2,14 metros, cerca de 85,6% da sua altura total (Figura 7).

Figura 7 – Visualização de resultado simulado em perfil longitudinal da galeria da Av. Anselmo Alves dos Santos, comportando a máxima vazão para a chuva de projeto de 1 h de duração e 5 anos de recorrência.



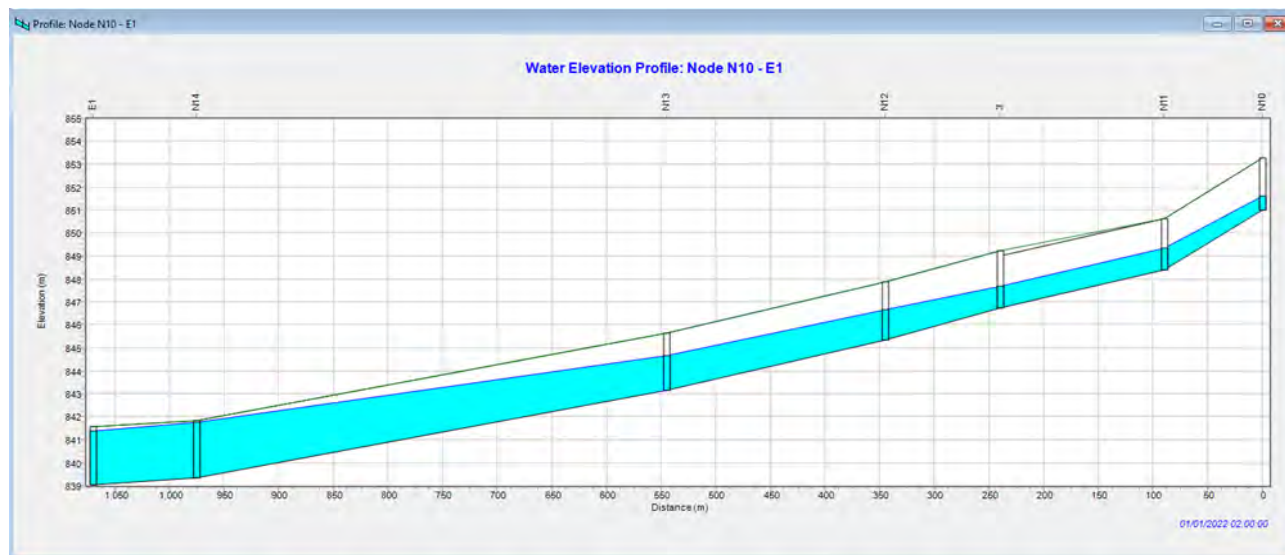
Fonte: SWMM/autores

Simulação 4 – Verificação de capacidade hidráulica da galeria através de equação de chuva intensa (Duração: 1 hora; Tempo de retorno (TR): 10 anos)

2º Simposio de Recursos Hídricos, Hidráulica e Saneamento
20 a 23 de agosto de 2025

Na quarta e última simulação, utilizou-se um TR de 10 anos, e uma precipitação com duração de uma hora. Neste caso, a galeria ficou muito próxima da sobrecarga na parte final do trecho analisado, mas ainda conduzindo a vazão sem transbordamentos. Com uma vazão de cerca de 30,65 m³/s, a galeria atingiu um preenchimento de 2,30 metros, cerca de 92% da sua altura seu total (Figura 8).

Figura 8 – Visualização de resultado simulado em perfil longitudinal da galeria da Av. Anselmo Alves dos Santos, comportando a máxima vazão para a chuva de projeto de 1 h de duração e 10 anos de recorrência.



Fonte: SWMM/autores

CONCLUSÕES

Os resultados obtidos com a modelagem no SWMM indicam que a galeria pluvial da Avenida Anselmo Alves dos Santos ainda possui, de forma geral, capacidade de escoamento suficiente frente a eventos de precipitações intensas de curta duração, incluindo chuvas reais e chuvas simuladas com tempos de retorno de até 10 anos. Os registros de alagamentos observados na região sugerem que a eficiência do sistema de drenagem é comprometida não pela insuficiência da galeria principal, mas por deficiências nas estruturas de microdrenagem, como bocas de lobo ausentes, mal distribuídas ou obstruídas, ou eventualmente, por galerias de microdrenagem obstruídas, escassas ou sub dimensionadas para as condições atuais de uso do solo.

Dessa forma, o estudo indica que a solução para mitigar os alagamentos na bacia do córrego Jataí não está necessariamente na ampliação da capacidade da galeria principal, mas, sobretudo, na reestruturação e manutenção do sistema de captação superficial. É conveniente destacar que medidas de controle do escoamento na fonte, como áreas que facilitem a infiltração da água, são sempre bem vindas em zonas urbanas e carecem de estudos mais aprofundados sobre sua viabilidade. Além disso, investimentos em infraestruturas de microdrenagem, limpeza frequente das bocas de lobo, correto descarte de resíduos sólidos e revisão do planejamento urbano são medidas importantes para garantir o bom funcionamento do sistema como um todo.

Ademais, o modelo hidrológico SWMM mostra-se como uma ferramenta útil e dinâmica não só para concepção, mas também para estudo de funcionamento dos sistemas de drenagem urbana já existentes.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACIOLI, Laura Albuquerque. *Estudo experimental de pavimentos permeáveis para o controle do escoamento superficial na fonte*. 2005. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005. Disponível em: <http://hdl.handle.net/10183/5843>. Acesso em: 20 jul. 2025.

BATTEMARCO, Bruna Peres; REZENDE, Osvaldo Moura; MIGUEZ, Marcelo Gomes. *Avaliação quantitativa do impacto das inundações no funcionamento da infraestrutura crítica de transporte*. Ambiente Construído, v. 25, 2025. Disponível em:

<https://seer.ufrgs.br/index.php/ambienteconstruido/article/view/138911>. Acesso em: 20 jul. 2025.

CAIXETA, Ana Clara Mendes; FERREIRA, Vanderlei de Oliveira; NISHIYAMA, Luiz. *Caracterização geotécnica e geoambiental da bacia do Córrego São Pedro – Uberlândia/MG: contribuição para elaboração do plano de drenagem urbana*. Sociedade & Natureza, v. 31, p. 46344, 2019. DOI: 10.14393/SN-v31-2019-46344. Disponível em:

<https://www.scielo.br/j/sn/a/kGpVzCBpQwwkPPMMstTzmNQ/>. Acesso em: 20 jul. 2025.

EBRAHIMIAN, Ali; SOKOLOVSKAYA, Natalya; WADZUK, Bridget. *Modeling dynamic performance of urban infiltration trench systems: Methodology and a case study in Philadelphia*. Journal of Hydrology, Amsterdam, v. 594, p. 125938, mar. 2021. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2020.125938. Acesso em: 20 jul. 2025.

EMBRAPA. *Uso agrícola dos solos brasileiros*. 1. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2002. p. 2-9. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/328096/uso-agricola-dos-solos-brasileiros>. Acesso em: 20 jul. 2025

LIMA, Lais Costa; FILGUEIRA, Hamílcar José Almeida. *A microdrenagem urbana e o risco de desastres por alagamento na cidade de João Pessoa, Paraíba, Brasil*. In: I Encontro Nacional de Desastres da ABRH. Porto Alegre, 2018. Disponível em: anais.abrhidro.org.br/works/3721. Acesso em: 20 jul. 2025.

PAULINO, Vanessa Wortmann; SILVA, Gustavo Barbosa Lima da. *Avaliação de reservatórios de retenção como medida de controle do escoamento em áreas urbanas*. In: XXII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos (SBRH). Florianópolis, 2017. Disponível em: <https://files.abrhidro.org.br/Eventos/Trabalhos/60/PAP023258.pdf>. Acesso em: 20 jul. 2025.

PERRONE, Weberter K.; SOUZA, Willace Lima de. *Estudo de viabilidade técnica da implantação de um sistema de drenagem com o uso de asfalto permeável como alternativa para mitigação de enchentes em áreas urbanas de Manaus*. ITEGAM-JETIA, v. 5, n. 19, p. 36–40, set. 2019. DOI: 10.5935/2447-0228.20190046. Disponível em: <https://itegam-jetia.org/journal/index.php/jetia/article/view/490>. Acesso em: 20 jul. 2025.

VILARINHO, Briane de Souza et al. *Análise técnica da ineficiência da microdrenagem na rua São Luís, delimitada em suas extremidades nas ruas Rio Grande do Norte e Bonaire, centro da cidade de Açailândia – Maranhão*. Research, Society and Development, v. 13, n. 2, e13113242445, 2024. DOI: <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v13i2.42445>. Acesso em: 20 jul. 2025.

XIAO, Qingfu; MCPHERSON, E. Gregory. *Surface Water Storage Capacity of Twenty Tree Species in Davis, California*. Journal of Environmental Quality, University of California, ed. 45, p. 188-198, 11 jan. 2016.

XU, Zheng; XIA, Junqiang; LI, Qijie; FENG, Jiheng. *A formula for quantifying the overflow discharge capacity of street inlet in a surcharged urban drainage system*. Journal of Hydrology, Amsterdam, v. 660B, p. 133386, abr. 2025. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2025.133386. Acesso em: 20 jul. 2025.

ANÁLISE DA QUALIDADE DA ÁGUA DA REPRESA DO GLÓRIA

Júlia Gonçalves Caixeta¹; Guilherme Henrique Camelo²; Lucas Carvalho Basilio³

^{1 2} Graduandos em Engenharia Ambiental e Sanitária (ICIAG/UFU), bolsista de Iniciação Científica (julia.caix1@ufu.br, Guilherme.camelo@ufu.br.)

³Professor da Faculdade de Engenharia Ambiental e Sanitária (ICIAG/UFU) (lucasazevedo@ufu.br)

RESUMO

A eutrofização é um processo complexo causado pelo excesso de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, em corpos d'água, que compromete a qualidade da água e o equilíbrio ecológico ao promover a proliferação excessiva de algas e cianobactérias. Essa proliferação forma camadas superficiais que reduzem a penetração de luz e o oxigênio dissolvido, prejudicando a fauna aquática e criando zonas hipóxicas ou anóxicas. Além disso, a decomposição dessa biomassa consome oxigênio e pode liberar toxinas que afetam a saúde pública e o uso da água. O objetivo desse estudo foi avaliar a qualidade da água da represa do Glória e identificar se essa se encontra em estado de eutrofização. Este estudo teve como objetivo avaliar a qualidade da água da represa do Glória e verificar seu estado de eutrofização por meio da análise de parâmetros físico-químicos e cálculo do Índice de Estado Trófico (IET). Os resultados do IET indicaram um estágio inicial de eutrofização, evidenciado pelo nível de fósforo, enquanto os demais parâmetros analisados permaneceram dentro dos limites legais, demonstrando ausência de condições anaeróbias ou eutrofização avançada no momento da amostragem. Tal situação exige outras análises comprobatórias para acompanhamento da qualidade da água da represa.

PALAVRAS-CHAVE: Eutrofização, Análise de água, Qualidade da Água.

INTRODUÇÃO

A eutrofização de corpos d'água constitui um fenômeno ambiental de elevada complexidade, que compromete o direito humano fundamental ao acesso a um meio ambiente ecologicamente equilibrado. Assim como explicado por Esteves (1988), a eutrofização ocorre devido ao aumento da concentração de nutrientes, especialmente fósforo e nitrogênio, nos ecossistemas aquáticos. A introdução desses nutrientes no ambiente aquático estimula o crescimento exacerbado de organismos fotossintetizantes, como algas e cianobactérias, desencadeando o processo de eutrofização.

A presença elevada de compostos nitrogenados e fosfatados atua como uma espécie de fertilizante para alguns organismos aquáticos, favorecendo o surgimento de florações algais intensas. Essas florações alteram drasticamente o equilíbrio ecológico dos ecossistemas submersos. A proliferação descontrolada de biomassa superficial reduz a penetração de luz solar, comprometendo a fotossíntese de organismos submersos e, por conseguinte, afetando negativamente a fauna aquática. Além disso, a morte e subsequente decomposição da biomassa algal consomem grandes quantidades de oxigênio dissolvido, que não é repostado devido à ausência da fotossíntese, resultando na formação de zonas hipóxicas ou anóxicas, frequentemente denominadas “zonas mortas”.

De acordo com Akinawo (2023), uma das consequências do processo de eutrofização é a floração de algas tóxicas (cianobactérias), prejudicando a qualidade das águas, geração de energia e atividades de lazer. As toxinas presentes na água são provenientes das células das cianobactérias após sua decomposição. Em alguns casos, essas toxinas podem estar presentes na água após os tratamentos de água bruta, o que pode agravar seus efeitos crônicos.

Um sério acidente envolvendo a presença de microalgas na água é descrito por Melo Filho (1999), o autor relata o caso que ocorreu em fevereiro de 1996 em um centro de hemodiálise em Caruaru, no Brasil. Houve uma crise de hepatite aguda sem explicações aparentes na clínica, o que levou a morte de 60 pessoas. Posteriormente, evidências indicavam que esse infortúnio ocorreu devido a presença da toxina microcistina na água da diálise, que por sua vez, se fez presente devido ao tratamento insuficiente da água no manancial e na clínica.

As implicações da eutrofização são amplas e prejudiciais para diversos setores socioeconômicos. Seus efeitos incluem a mortalidade de peixes e organismos aquáticos devido à ausência de oxigênio, perda de biodiversidade, a redução da produtividade pesqueira e o aumento da incidência de doenças de veiculação hídrica.

O campus da Universidade Federal de Uberlândia localizado na fazenda do Glória foi inaugurado em 2016, entretanto, o local serve a universidade desde 1977, quando foi criada a primeira fazenda experimental no terreno doado pela prefeitura municipal em 1973. De acordo com o Comunica UFU (2023) A fazenda sempre foi utilizada como espaço acadêmico para atividades experimentais e comerciais, especialmente nos cursos de Agronomia e Medicina Veterinária. As principais atividades desenvolvidas na fazenda incluem a criação de gado leiteiro, produção de frutas e verduras que abastecem o restaurante universitário e o hospital, silagem para alimentação do gado, além de atividades complementares como a aquicultura e ranicultura. Todas essas atividades impactam a biota local de forma direta e indireta e podem corroborar com o processo de eutrofização da represa localizada na área da fazenda.

Os autores Prieto e Colesanti (2012) destacaram alguns impactos ambientais negativos identificados no Estudo de Impacto Ambiental (EIA) da fazenda do Glória. A supressão da cobertura vegetal e a consequente intensificação dos processos erosivos devido a ação antrópica recorrente podem aumentar o carreamento de sedimentos e nutrientes para os corpos d'água, favorecendo a alteração da qualidade das águas superficiais e o assoreamento, reduzindo a profundidade e a capacidade de diluição da represa. Além disso, o manejo inadequado de resíduos sólidos e efluentes, especialmente os oriundos de atividades laboratoriais e sanitárias, pode resultar na contaminação do solo e na lixiviação de compostos nitrogenados e fosfatados, que, ao alcançarem o meio hídrico, funcionam como fertilizantes para o crescimento excessivo de algas. Tais fatores, quando combinados, criam condições propícias para a eutrofização, comprometendo o equilíbrio ecológico, a biodiversidade aquática e o uso múltiplo da represa.

Diante disso, o objetivo principal desse artigo é analisar os parâmetros de qualidade da água da represa do Glória e identificar se essa se encontra em estado elevado de eutrofização de acordo com os índices de nitrogênio e fosforo encontrados nas análises.

METODOLOGIA

Etapa preliminar

Na etapa preliminar do estudo, uma ampla revisão bibliográfica foi iniciada seguindo a metodologia exploratório-descritivo disposta por Marconi e Lakatos (2017), onde foram analisados os problemas relacionados ao processo de eutrofização em diferentes ambientes, foram promovidas discussões com diferentes setores da sociedade, incluindo estudantes do ensino médio e membros da comunidade, a fim de estimular o diálogo científico e a conscientização ambiental.

Coleta de amostras e análise laboratorial



A fim de avaliar a qualidade ambiental da represa da fazenda do Glória, foram coletadas amostras de água do local dentro da Universidade Federal de Uberlândia (UFU) (figura 1), seguindo os procedimentos estabelecidos por Apha (2017).

Figura 1 – Represa do Glória.



Fonte: Autores

As amostras foram analisadas com o objetivo de calcular o Índice de Estado Trófico (IET) seguindo os cálculos disponibilizados por Lamparelli (2004) para ambientes de reservatórios e ambientes lênticos (Equação 1). Com o IET definido, o resultado obtido é comparado ao Quadro 1, estabelecido por Ferreira *et al.*, (2018) possibilitando uma avaliação inicial do grau de eutrofização. Além da represa, outros locais ainda serão amostrados buscando identificar áreas com alto potencial de eutrofização para estudos posteriores.

$IET = 10 * (6 - (1,77 - 0,42 * (\ln.PT) / \ln 2))$ onde o fósforo total (PT) é expresso em $\mu g/L$

Equação 1

Quadro 1 – Classificação do Índice de Estado Trófico (IET) de reservatórios

Categoria de Estado Trófico	Valor do IET	Significado
Ultraoligotrófico	IET = 47	Corpos d'água limpos, de produtividade muito baixa, não acarretam em prejuízos aos usos da água.
Oligotrófico	47 < IET = 52	Corpos d'água limpos, de baixa produtividade, não há interferências indesejáveis sobre os usos da água.
Mesotrófico	52 < IET = 59	Corpos d'água com produtividade intermediária, possíveis implicações sobre a qualidade da água.
Eutrófico	59 < IET = 63	Corpos d'água com alta produtividade, afetados por atividades antrópicas, com alterações indesejáveis na qualidade da água
Supereutrófico	63 < IET = 67	Corpos d'água com alta produtividade, afetados por atividades antrópicas, com alterações indesejáveis na qualidade da água
Hipereutrófico	IET = 67	Corpos d'água afetados pelas elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, com consequências indesejáveis para seus usos múltiplos.

Fonte: Ferreira *et al.*, (2018)

Os parâmetros analisados em laboratório foram: turbidez, condutividade elétrica, pH, sólidos dissolvidos totais (SDT), oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), fosforo total e nitrogênio. As variáveis pH, SDT, OD e condutividade elétrica foram determinados com o aparelho multiparâmetro Hanna, um equipamento profissional que pode ser utilizado também em análises de campo.

As análises de turbidez, DQO e fosforo foram realizadas com um espectrofotômetro após a execução dos procedimentos laboratoriais específicos para cada parâmetro. A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) foi estimada pela quantificação do teor de oxigênio dissolvido na amostra, após incubação por cinco dias. Por fim, a concentração de nitrogênio total foi determinada segundo o método Kjeldahl, conforme preconizado pela Apha (2017).

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os resultados obtidos nas análises de água são apresentados Tabela 1.

Tabela 1 – Resultado das análises de água na represa do Gloria

Análise da água da represa do Glória	
Data da coleta	05/02/2025
pH	6,87
Oxigênio Dissolvido (mg/LDO)	6,89
Sólidos Dissolvidos (mg/LTds)	4
Condutividade (µs/cm)	9
Turbidez (NTU)	3,12

2º Simpósio de Recursos Hídricos, Hidráulica e Saneamento
20 a 23 de agosto de 2025



DBO (mg/L)	1,16
DQO (mg/L)	13,21
Fosforo (mg/L)	$0,1 \pm 0,04$
Nitrogênio (mg/L)	0

Fonte: Autores

Na represa do Glória, os valores de fósforo total registrados ($0,1 \pm 0,04$ mg/L) combinados com um índice de oxigênio dissolvido (6,89 mg/L) indicam um ambiente que não se encontra em condições anaeróbias, portanto, é assegurado que o local não está em condições elevadas de eutrofização. Os níveis de oxigênio encontrados estão dentro da limitação disposta na CONAMA 357/2005 para corpos d'água de classe 2, o que assegura normalidade quando a situação aeróbica da represa. Além disso, a turbidez moderada (3,12 NTU) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO) baixa (1,16 mg/L) sugerem poucas fontes de matéria orgânica degradável, o que corrobora a ausência de condições hipertróficas ou hipóxicas.

O índice de estado trófico (IET) calculado para a represa foi de 70,20, valor que a enquadra na categoria hipereutrófica no momento da coleta. Em condições típicas, um grau tão elevado de eutrofização estaria associado a altos valores de DBO e DQO, bem como a baixos níveis de oxigênio dissolvido (OD). No entanto, os resultados obtidos para esses parâmetros na represa encontram-se dentro dos limites estabelecidos pela legislação vigente, o que indica que, apesar da elevada disponibilidade de nutrientes apontada pelo IET, não se observam, no momento da análise, os efeitos físico-químicos mais comuns de um processo de eutrofização avançado.

Tal situação pode ocorrer devido a diversos fatores, o nível elevado de fosforo pode estar relacionado com alguma atividade antrópica atípica na data da coleta. Essa situação também pode estar relacionada a um estágio inicial ou sazonal do processo de eutrofização, no qual há acúmulo de nutrientes e alta produtividade primária, mas sem degradação orgânica intensa no momento da amostragem, o que exige o acompanhamento constante da qualidade da água da represa e uma nova leva de análises.

CONCLUSÕES

Os resultados obtidos a partir da análise da água da represa do Glória mostram que, apesar do índice de estado trófico (IET) indicar uma condição hipereutrófica, os parâmetros físico-químicos como oxigênio dissolvido, turbidez e demanda bioquímica de oxigênio (DBO) estão dentro dos limites legais, indicando que não há sinais claros de eutrofização avançada ou condições anaeróbias no momento da análise; isso sugere um estágio inicial ou sazonal de eutrofização. Novas análises serão realizadas a fim de monitorar a qualidade da água e compreender melhor os processos em curso.

REFERÊNCIAS

AKINNAWO, Solomon Oluwaseun. Eutrophication: causes, consequences, physical, chemical and biological techniques for mitigation strategies. *Environmental Challenges*, [S.L.], v. 12, p. 100733, ago. 2023. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envc.2023.100733>.

APHA. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 23. ed. Washington, DC: American Public Health Association, 2017.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 357, de 17 de março de 2005.

ESTEVES, F.A. Fundamentos de Limnologia. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 1988. 574p

FERREIRA, R. P. S.; CORDEIRO, J.; CORDEIRO, T. S.; VIEIRA, E. D.; CORDEIRO, J. L.; PEREIRA, S. L. C. e S. Characterization of the quality of the water of the affluents of Macuco Stream, district of Ipoema, Itabira (MG). Research, Society and Development, [S. l.], v. 7, n. 6, p. e567183, 2018. DOI: 10.17648/rsd-v7i6.234. Disponível em: <https://rsdjournal.org/index.php/rsd/article/view/234>. Acesso em: 16 jul. 2025.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS (IGAM). Indicadores de Qualidade. 2017. Disponível em: <http://www.igam.mg.gov.br/>. Acesso em: 16 jul. 2025.

JÖNK, M. W. *et al.* "Estudo de meio de cultura para *Bacillus Subtilis* CCT516 utilizando técnica de planejamento experimental", p. 2121-2128 . In: Anais do XX Congresso Brasileiro de Engenharia Química - COBEQ 2014 [Blucher Chemical Engineering Proceedings, v.1, n.2]. São Paulo: Blucher, 2015. ISSN 2359-1757, DOI 10.5151/chemeng-cobeq2014-1501-18977-143693

LAMPARELLI, Marta Condé. Graus de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. 2004. Tese (Doutorado em Ecologia: Ecossistemas Terrestres e Aquáticos) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004. doi:10.11606/T.41.2004.tde-20032006-075813.

MARCONI, Maria. Anfrade; LAKATOS, Eva. Maria. Fundamentos da Metodologia Científica. 8ed. São Paulo: Atlas, 2017.

MELO FILHO, Djalma A. *et al.* O riso em tempos trágicos nas charges sobre a 'epidemia de Caruaru'. História, Ciências, Saúde-Manguinhos, [S.L.], v. 6, n. 1, p. 157-164, jun. 1999. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0104-59701999000200008>.

PRIETO, Élisson Cesar; COLESANTI, Marlene Teresinha de Muno. Câmpus Glória: os impactos socioambientais da expansão da Universidade Federal de Uberlândia. Sociedade & Natureza, Uberlândia, v. 24, n. 3, p. 461-476, set./dez. 2012.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA (UFU). Comunica UFU: início das atividades experimentais em 1977 e áreas atuantes na Fazenda do Glória. Uberlândia, 2023. Disponível em: <http://comunica.ufu.br> Acesso em: 8 ago. 2025.

ANÁLISE DAS EXCEDÊNCIAS E DECLÍNIOS DOS VALORES DE VAZÃO, CAUDA INFERIOR, LIMIAR DINÂMICO MENSAL E POR DÉCADA (PERCENTIL 10%): ESTUDO DE CASO ESTAÇÃO FLUVIOMÉTRICA 12845000, JAPURÁ/AMAZONAS, SÉRIE HISTÓRICA 1980/2025

Luiz Antônio de Oliveira¹

¹ Professor do Instituto de Geografia, Geociências e Saúde Coletiva (IGESC/UFU) (luiz.oliveira@ufu.br)

RESUMO

A identificação e análise de eventos extremos de vazão são fundamentais para a gestão de recursos hídricos, especialmente em cenários de escassez. Este estudo apresenta uma análise estatística dos eventos extremos de vazões mínimas na estação fluviométrica 12845000 (Rio Japurá, Amazonas), considerando o período de 1.980 a 2.025. Utiliza-se uma abordagem de cauda inferior, com limiares definidos por percentil dinâmico 10%, calculado por mês e por década. Os eventos extremos foram analisados em termos de frequência (declínio) e severidade (excedência média). A distribuição Generalized Extreme Value (GEV) foi ajustada aos valores mínimos mensais, possibilitando a descrição da variabilidade estatística dos eventos mais severos. Os resultados indicam os meses de janeiro a março apresentaram aumento contínuo dos limiares, indicando elevação nas vazões mínimas e, de outro modo, os meses de agosto a outubro mostraram queda nos limiares, indicando possível enfraquecimento das vazões mínimas típicas. Análise integrada frequência de declínios com valores de excedências demonstra: risco hidrológico mais crítico nos meses de março a abril até 2.010, estando a alta frequência associada a alta severidade; vazões frequentemente críticas, mas não extremas para o mês de setembro e, episódios raros, mas muito severos, dezembro 2.020, estando associada Baixa frequência com alta severidade.

PALAVRAS-CHAVE: Limiar P10 dinâmico, excedência, declínio.

INTRODUÇÃO

A gestão sustentável dos recursos hídricos é um dos maiores desafios enfrentados pela sociedade contemporânea, especialmente diante do aumento da variabilidade climática e da intensificação dos eventos extremos. A ocorrência de secas e períodos prolongados de baixa vazão em rios e reservatórios pode comprometer significativamente o abastecimento urbano, a produção agrícola, a geração de energia hidrelétrica e a manutenção dos ecossistemas aquáticos, afetando diretamente a segurança hídrica de populações inteiras (VICENTE-SERRANO et al., 2012).

Nas últimas décadas, o agravamento dos efeitos das mudanças climáticas tem intensificado a ocorrência de extremos hidrológicos, tornando a identificação e análise desses eventos uma prioridade para pesquisadores, gestores públicos e tomadores de decisão (TANG et al., 2022). A compreensão detalhada dos padrões de vazão, especialmente dos eventos de cauda inferior, associados aos menores percentis da distribuição, é fundamental para a elaboração de estratégias de adaptação e mitigação dos impactos negativos decorrentes da escassez hídrica (ZHANG et al., 2019; VOGEL; KROLL, 1992; TANG ET AL., 2022).

A caracterização de eventos extremos de baixa vazão exige abordagens metodológicas robustas, capazes de capturar tanto a variabilidade natural quanto as tendências impostas por fatores antrópicos, como o uso intensivo da água e a alteração da cobertura do solo (FARINOTTI et al., 2016). De acordo com Smith et al., (2015), a análise detalhada desses eventos é essencial para

antecipar cenários de escassez, otimizar o uso dos recursos disponíveis e mitigar impactos socioeconômicos e ambientais.

Tradicionalmente, a detecção de eventos extremos de vazão baseia-se em métodos estatísticos que utilizam limiares fixos para capturar condições anômalas. Dentre as metodologias mais empregadas, destaca-se a abordagem baseada em cauda inferior da distribuição de vazões, na qual eventos extremos são definidos como aqueles que apresentam valores inferiores a um determinado percentil, frequentemente o P10% (ZHANG et al., 2019). Este limiar pode ser calculado de forma dinâmica, ajustando-se por mês e por década, o que permite capturar variações sazonais e tendências de longo prazo. A escolha de limiares percentílicos dinâmicos é recomendada por diversos autores, pois considera a variabilidade climática natural e as mudanças de regime hidrológico ao longo do tempo. Segundo Zhang et al. (2019), a utilização do percentil 10% calculado mensalmente e por década proporciona maior sensibilidade na detecção de eventos extremos, especialmente em bacias.

A utilização de limiares dinâmicos, definidos por percentis móveis (como o percentil 10%), calculados por mês e por década, tem se mostrado uma alternativa eficiente para a detecção de eventos extremos, pois permite considerar as flutuações sazonais e as mudanças de regime hidrológico ao longo do tempo. Além da identificação, a análise dos eventos extremos de vazão deve contemplar aspectos como a frequência de ocorrência e a severidade dos déficits, informações essenciais para subsidiar o planejamento de ações preventivas e de contingência (SMITH et al., 2015; Coles, 2001; Katz et al., 2002; Hirsch & Archfield, 2015). A integração dessas análises ao processo de gestão dos recursos hídricos contribui para a redução dos riscos associados à escassez, promovendo a resiliência dos sistemas socioecológicos frente às incertezas do clima futuro (SMITH et al., 2015).

Diante do exposto, o presente estudo propõe uma abordagem baseada em cauda inferior, com limiares definidos por percentil dinâmico 10%, calculado por mês e por década, para identificar e analisar eventos extremos de vazão, avaliar sua frequência e severidade, utilizando-se como estudo de caso a estação fluviométrica Japurá/Amazonas, código ANA 12845000, série histórica 1.980/2.025.

MATERIAS E MÉTODOS

Para análise de estiagens e vazões mínimas, a ênfase é dada para a cauda inferior, isto é, valores muito baixos no registro histórico. Tais valores, quando excedem para baixo um limiar estatisticamente definido, caracterizam eventos críticos de escassez hídrica.

O uso do percentil 10% como limiar é amplamente adotado em hidrologia de estiagens pois representa um ponto de corte que identifica aproximadamente os 10% valores mais baixos da série (YEVJEVICH, 1967; VICENTE-SERRANO et al., 2012; ZHANG et al., 2019; Santos et al., 2020). Neste trabalho, utiliza-se uma variação desta técnica que é o cálculo dinâmico mensal (onde se ajuste do limiar à sazonalidade hidrológica) e, ainda, o cálculo dinâmico por década (permite detectar mudanças estruturais e tendências temporais), (VOGEL; KROLL, 1992; TALLAKSEN e VAN LANEN, 2004).

Este capítulo apresenta o método desenvolvido para estimar e analisar excedências negativas utilizando um limiar dinâmico baseado no percentil 10% (P10). O limiar é calculado de forma adaptativa em duas dimensões temporais: (i) escala mensal e (ii) agregação por década, permitindo uma análise detalhada da variabilidade sazonal e das mudanças interdecadais, fundamentais para a detecção de tendências.

O método proposto segue seis etapas principais, as quais seguem:

a) Organização e pré-processamento dos dados

Foram utilizados dados diários de vazão da estação fluviométrica 12845000, Vila Bittencourt, localizada no Rio Japurá, município de Japurá/ AM, coordenadas geográficas -01°23'41" / -69°25'42" e área de drenagem de 197.136 km², abrangendo o período de 1.980 a 2.025.

A série histórica de 45 anos foi submetida a procedimentos de controle de qualidade, remoção de inconsistências, valores nulos, valores negativos e preenchimento de eventuais falhas, conforme recomendações de Helsel et al. (2020).

b) Cálculo do percentil 10% mensal e por década

Para o cálculo do P10 dinâmico os dados foram agrupados os dados da série histórica de vazões por mês e por década. Para cada grupo, foram ordenados os valores de vazão em ordem crescente e calculado a posição do percentil P10 (Hyndman; Fan, 1996). Essa abordagem permite que o limiar reflita as características hidrológicas específicas de cada período (FARINOTTI et al., 2016; COLES, 2001; SCARROTT e MACDONALD, 2012; KATZ et al. 2002).

Para cada mês “m” (janeiro a dezembro), o percentil 10% é calculado considerando todos os valores históricos daquele mês na série completa, Equação 1:

$$P_{10m} = \text{Quantil}_{0,10} \{Q_d \mid \text{mês } (Q_d) = m \quad \text{Equação 1}$$

Onde:

- Q_d é a vazão diária,
- Quantil_{0,10} é o operador que retorna o 10º percentil.

O limiar dinâmico por década combina variação sazonal e mudanças interdecadais, Equação 2.

$$P_{10m,m,k} = \text{Quantil}_{0,10} \{Q_d \mid \text{mês } (Q_d) = m, \text{ década}(Q_d) = k \quad \text{Equação 2}$$

Onde:

- k identifica a década (1980s, 1990s etc.).

c) Identificação de excedências

Define-se evento de excedência como qualquer valor de vazão Q_e que seja inferior ao limiar dinâmico calculado para o mês e década correspondentes. Critério de identificação, Equação 3.

$$Q_e < P_{10,m,k} \quad \text{Equação 3}$$

- Cada valor é registrado com data, valor de vazão e percentagem de redução em relação ao limiar.

d) Identificação dos declínios

Define-se evento de declínio como o número de ocorrências de vazão NQ_d que seja inferior ao limiar dinâmico calculado para o mês e década correspondentes. Critério de identificação, Equação 4.

$$NQ_d < P_{10,m,k} \quad \text{Equação 4}$$

- Cada ocorrência é registrada com data e valor de vazão.

e) Estatísticas de frequência e duração

São calculadas estatísticas descritivas para cada década e mês.

- Frequência de declínios (número de dias ou eventos abaixo do limiar), Equação 5.

$$F_{m,k} = \frac{\text{Numero de dias } Q_d < P_{10,m,k}}{\text{Total de dias no mês da década}} \times 100\% \quad \text{Equação 5}$$

- Magnitude média do declínio. Equação 6.

$$\overline{\Delta Q_{m,k}} = \frac{1}{n} \sum (P_{10,m,k} - Q_i) \quad \text{Equação 6}$$

- Duração média – sequência máxima de dias consecutivos abaixo do limiar

f) Ajuste dos valores mínimos (excedentes ao limiar) à distribuição GEV

Para cada grupo (mês e década), foi ajustada a Distribuição Generalizada dos Extremos (GEV) aos valores mínimos de vazão, utilizando o método de máxima verossimilhança. Os parâmetros ajustados (forma, localização e escala) foram registrados para avaliação da aderência estatística e comparação entre períodos. A distribuição Generalizada de Valores Extremos (GEV) é amplamente utilizada para modelar valores máximos ou mínimos de séries temporais (Coles, 2001). Para eventos de cauda inferior, aplica-se o ajuste sobre os valores negativos, conforme metodologia adaptada por Katz et al. (2002). A forma negativa da GEV é útil para eventos de vazões mínimas, como propõe Katz et al. (2002).

A distribuição generalizada de valores extremos (GEV) é uma família de distribuições que unifica os três tipos clássicos de distribuições extremas (GUMBEL, FRÉCHET, WEIBULL), e é utilizada para modelar o comportamento estatístico dos valores máximos ou mínimos em blocos de dados. Para o caso de valores mínimos de vazões, a GEV é parametrizada para descrever a cauda inferior da distribuição, possibilitando a estimação de quantis associados a diferentes períodos de retorno, essenciais para o planejamento hidrológico e a gestão de recursos hídricos (CASTELLARIN, 2007).

A função de distribuição acumulada (FDA) da distribuição Generalizada de Valores Extremos (GEV) pode ser obtida pela equação 7.

$$F(x; \mu; \sigma; \xi) = \exp \left\{ - \left[1 + \xi \left(\frac{x - \mu}{\sigma} \right) \right]^{-\frac{1}{\xi}} \right\}, \text{ com } 1 + \xi \left(\frac{x - \mu}{\sigma} \right) > 0 \quad \text{Equação 7}$$

Onde:

x - valor mínimo de vazão (ou transformado),

μ - parâmetro de localização (centro da distribuição),

$\sigma > 0$ - parâmetro de escala (dispersão),

ξ - parâmetro de forma (tipo de cauda: Gumbel, Fréchet ou Weibull).

Ajuste para Cauda Inferior (Mínimos)

Quando se trabalha com mínimos mensais ou anuais, a abordagem usual é:

- Multiplicar a série por -1 para converter mínimos em máximos;
- Ajustar a GEV normalmente sobre a série transformada;
- Reverter o sinal após a estimativa para interpretar no contexto original.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Análise conjunta das métricas de declínio, excedência média absoluta, excedência percentual e dos próprios limiares dinâmicos P10, permite compreender a dinâmica dos eventos extremos de vazão mínima na estação fluviométrica em análise. Essas métricas, ainda que tratem de dimensões distintas dos extremos hidrológicos, são interdependentes e, quando analisadas integradamente, revelam padrões temporais e sazonais de risco hidrológico e resiliência fluvial.

Além dos resultados das métricas analisadas estarem sumariados nas Tabelas de 1 a 4, o comportamento dos valores referentes aos limiares dinâmicos e excedências médias por mês e por década pode ser visualizado nos Gráficos de 1 a 12 (janeiro a dezembro) em anexos.

Limiares dinâmicos

Na tabela 1 está o sumário dos resultados dos valores dos limiares dinâmicos por mês e por década. O limiar representa o valor de vazão correspondente ao percentil dinâmico P10% para cada combinação de mês e década, desde 1.980 até 2.024, lembrando que o cômputo da década de 2.020 compreende apenas os cinco primeiros anos da década. Por ser dinâmico, o percentil varia conforme o mês e a década, refletindo mudanças sazonais e tendências de longo prazo.

Tabela 1 – Valores correspondentes aos limiares dinâmicos P10 de vazão (m^3/s), mês/década.

MÊS	VALORES DE LIMIARES DINÂMICOS P10 DE VAZÃO (m^3/s)				
	1.980	1.990	2.000	2.010	2.020
1	2296	3020	2940	3285	3222
2	2286	2237	1964	2667	3909
3	2088	4895	4619	2831	6331
4	5033	7823	8317	9704	7664
5	12179	13924	13203	15362	11775
6	14755	17418	18261	17216	17627
7	14819	18374	17408	16500	17055
8	11693	10742	13712	10112	9882
9	10047	9426	10910	7640	7327
10	10500	8097	8764	5816	5406
11	7337	7359	5489	6260	4343
12	4566	4878	6295	4811	4558

Fonte: Próprio autor.

Em termos gerais, a década de 2.000 foi a que apresentou a maior diferença entre os valores mensais mínimos e máximos dos limiares, sendo de 1.964 m^3 no mês de fevereiro e de 18.261 m^3 no mês de junho.

Análise do comportamento dos dados indica que não há um padrão dos valores dos limiares dinâmicos mensais das vazões ao longo das décadas. Os meses com menores limiares (janeiro, fevereiro e março) apresentaram aumento mais contínuo dos limiares, indicando valores mínimos mais elevados nas últimas décadas. Já os meses de transição (novembro, dezembro e abril) apresentam picos e quedas nos valores, sugerindo maior variabilidade interdecadal. No outro extremo, os meses com maiores limiares (agosto, setembro e outubro) apresentaram queda mais continua nos valores. Ainda com os meses maiores mínimos (junho e julho) apresentaram aumento significativo desde a década de 1.980 até de 2.000 e a partir daí os valores permaneceram estáveis.

Ressalta-se que os valores dos limiares de vazão não correspondem diretamente à estação seca ou chuvosa. Na região amazônica, geralmente as cheias geralmente ocorrem entre janeiro e julho, e a vazante (níveis mais baixos do rio) entre setembro e novembro. Portanto, os valores mais altos de limiar em determinados meses não significam necessariamente meses chuvosos, mas sim meses em que o rio apresenta maiores vazões mínimas, o que pode ser resultado do acúmulo das chuvas dos meses anteriores.

Declínios

A métrica declínio indica a frequência em que a vazão ficou abaixo do valor do limiar, ou seja, quantos dias a vazão ficou abaixo do valor do limiar dinâmico mensal para aquela década. Na tabela 2 estão os valores dos declínios por mês e por década.

Tabela 2 – Valores correspondentes a quantidade de ocorrências de declínios mensais e por década.

MÊS	DECLINIOS MENSAIS/ DÉCADA				
	1.980	1.990	2.000	2.010	2.020
1	14	16	16	16	7
2	12	14	15	15	6
3	16	16	16	16	6
4	15	15	15	15	6
5	16	16	16	16	7
6	15	15	16	15	6
7	16	18	16	17	9
8	16	16	16	16	7
9	15	15	16	15	7
10	16	17	16	17	7
11	14	15	15	15	6
12	14	16	16	16	7

Fonte: Próprio autor.

Entre as décadas de 1.980, 1.990 e 2.000, os valores mensais de declínios são relativamente estáveis, variando entre 14 e 18 ocorrências por mês, sendo que especificamente na década de 2.010 tem-se uma leve redução, com valores entre 15 e 16. Já na década de 2.020, apesar do número de declínios ter caído, variando entre 6 e 7 ocorrências por mês, ainda está dentro do esperado, visto que a década possui apenas cinco anos.

Na análise do comportamento das frequências de ocorrências de declínios, torna-se necessário utilizar uma análise integrada com os valores dos limiares dinâmicos P10, onde: a) o limiar Dinâmico P10% é recalculado para cada década e mês, refletindo mudanças no regime hidrológico. Um aumento do limiar P10% indica que, em média, as vazões mínimas daquele período foram maiores; b) A frequência de declínios expressa a quantidade de meses com vazão abaixo do P10% pode diminuir não apenas porque as vazões aumentaram, mas também porque o limiar ficou mais alto, tornando mais difícil atingir a condição de “declínio”. Sendo assim, para os meses com menores limiares (janeiro, fevereiro e março) que apresentaram aumento contínuo dos valores mínimos nas últimas décadas, a estabilidade na frequência de declínios corrobora o comportamento de aumento dos valores de vazões mínimas para o período. De modo contrário, os meses com maiores limiares (agosto, setembro e outubro) apresentaram queda mais contínua nos valores, comportamento esse,

que associado a estabilidade na frequência de declínios indica redução nos valores de mínimas para o período.

Excedências médias

A análise das excedências médias, calculadas como a diferença entre a vazão observada e o limiar P10%, permite avaliar não apenas a frequência dos eventos de baixa vazão, mas também sua severidade. As Tabelas 3 e 4 apresentam a síntese dos valores de excedência, sendo que a primeira apresenta o quanto a vazão observada ficou abaixo do limiar P10% e a segunda apresenta os valores percentuais do valor da excedência em relação ao valor limiar P10%.

Tabela 3 – Valores médios das excedências de vazão (m^3/s), abaixo do limiar dinâmico P10.

MÊS	VALOR DE EXCEDENCIA MÉDIA MENSAL/ DÉCADA				
	1.980	1.990	2.000	2.010	2.020
1	-556	-885	-1098	-1374	-302
2	-910	-256	-287	-905	-649
3	-750	-2396	-2371	-394	-993
4	-2104	-3295	-2808	-3319	-444
5	-4593	-1297	-2646	-2508	-1380
6	-1310	-4537	-5913	-632	-851
7	-793	-4805	-2162	-1230	-283
8	-1160	-1315	-1128	-1981	-278
9	-893	-568	-489	-805	-131
10	-799	-1757	-1298	-592	-947
11	-418	-720	-1316	-1558	-280
12	-2458	-616	-980	-1349	-246

Fonte: Próprio autor.

Tabela 4 – Valores percentuais da excedência média mensal por década em relação ao correspondente limiar dinâmico P10.

MÊS	VALOR EXCEDENCIA (%)				
	1.980	1.990	2.000	2.010	2.020
1	24,2	29,3	37,3	41,8	9,4
2	39,8	11,4	14,6	33,9	16,6
3	35,9	48,9	51,3	13,9	15,7
4	41,8	42,1	33,8	34,2	5,8
5	37,7	9,3	20,0	16,3	11,7
6	8,9	26,0	32,4	3,7	4,8
7	5,4	26,2	12,4	7,5	1,7
8	9,9	12,2	8,2	19,6	2,8
9	8,9	6,0	4,5	10,5	1,8

10	7,6	21,7	14,8	10,2	17,5
11	5,7	9,8	24,0	24,9	6,4
12	53,8	12,6	15,6	28,0	5,4

Fonte: Próprio autor.

Analisando os valores de excedência média mensal por década e seus respectivos valores percentuais em relação aos valores limiares P10%, tabelas 3 e 4, de modo geral, têm-se um cenário de agravamento climático até a década de 2.010 e uma posterior reversão nos últimos primeiros anos da década de 2.020.

Observa-se um agravamento progressivo na severidade dos eventos de baixa vazão, onde os meses como janeiro, abril e junho destacam-se com excedências médias crescentes em termos absolutos e percentuais. Como exemplo tem-se que o mês de janeiro apresenta valor de -556 m³/s ou (24,2%) em 1.980, chegando a -1374 m³/s (41,8%) em 2.010. Esses valores indicam que, embora a frequência de declínio tenha se mantido estável, os eventos tornaram-se mais profundos, refletindo um enfraquecimento das vazões mínimas.

A partir da década de 2.020, verifica-se uma redução expressiva nos valores de excedência, tanto absolutos quanto percentuais, em quase todos os meses. Por exemplo, abril, que teve excedência de -3319 m³/s (34,2%) em 2.010, apresentou apenas -444 m³/s (5,8%) em 2.020.

Alguns meses como maio, outubro e novembro apresentam padrões não lineares de excedência ao longo das décadas, refletindo oscilações hidrológicas associadas a variabilidade climática interanual (ex: ENSO). Essas flutuações dificultam a identificação de uma tendência unívoca, mas apontam para uma sensibilidade elevada do regime de vazões mínimas a mudanças climáticas ou de uso do solo.

Análise declínio x excedências

A análise das duas métricas, frequência (declínio) e severidade (excedência), revela que a frequência e severidade nem sempre caminham juntas: a vazão pode frequentemente cruzar o limiar (alta frequência), mas com excedência leve (baixa severidade); ou, inversamente, cruzar o limiar poucas vezes, mas com grandes déficits. Para este caso, os meses de janeiro, março e abril ilustram bem esse contraste, apresentando alta severidade e frequência constante até 2.010, seguida de redução abrupta na década de 2.020. De outro modo, agosto e setembro, com declínio constante e limiares decrescentes, revelam uma persistente e grave fragilidade hidrológica.

Ajuste distribuição

Na tabela 4 estão sintetizados os valores médios, mês/década, dos parâmetros de ajuste da distribuição GEV dos extremos mínimos mensais de vazão, limiar P10. Na referida tabela, as abreviações: GEV_c corresponde ao parâmetro de forma (ξ) o qual expressa a cauda da distribuição, onde valores positivos sugerem cauda pesada (mais extremos), negativos sugerem cauda limitada (menos extremos); GEV_loc corresponde ao parâmetro de localização (μ) o qual representa o valor central dos mínimos extremos (quanto mais negativo, menor a magnitude dos valores esperados de mínimo extremo) e, GEV_scale corresponde ao parâmetro de escala (σ) o qual expressa a dispersão ou variabilidade dos extremos, onde valores altos indicam maior variabilidade dos extremos.

Tabela 4 - valores médios dos parâmetros de ajuste da distribuição GEV dos extremos mínimos mensais de vazão, limiar P10.

Mês	GEV_c	GEV_loc	GEV_scale
1	0.49	-8156	3306
2	0.62	-7720	3935
3	12.37	-1336	2.79
4	-6.82	-23527	4.62
5	-6.72	-27584	6.76
6	13.10	-12348	2.56
7	-6.65	-31553	7.80
8	-6.34	-26514	10.35
9	11.28	-6796	0.55
10	-6.97	-20318	4.50
11	12.77	-3926	3.27
12	11.22	-2052	9.50

Fonte: Próprio autor.

Analisando os valores dos parâmetros de forma (GEV_c) têm-se a ocorrência de valores positivos e elevados ocorrem em março (12.37), junho (13.10) e novembro (12.77), indicativos de cauda pesada, extremos inferiores mais severos nesses meses. De outro modo, valores negativos ocorrem entre abril e outubro, excetuando-se setembro, indicativos de cauda limitada, ou seja, os valores mínimos são mais “concentrados” e menos extremos. Destaque para o mês de março que apresenta o maior valor absoluto de GEV_c, sugerindo maior risco de valores muito baixos.

Com relação aos valores dos parâmetros de localização (GEV_loc), de modo geral, tem-se que o menor valor está no mês julho (-31.553), sendo o mês de menor valor típico para os extremos. Entre abril e agosto, os valores são mais negativos, refletindo meses com maiores reduções no evento (possivelmente seca ou baixa vazão). Os meses com extremos menos severos são janeiro (-8.156), fevereiro (-7.720), novembro (-3.926) e dezembro (-2.052).

Por último, analisando os parâmetros de escala (GEV_scale) têm-se que os meses de Agosto (10.35) e dezembro (9.50) apresentam os maiores valores de escalas, indicando variabilidade acentuada nos eventos mínimos nesses meses. De outro modo, setembro (0.55) tem a menor escala, indicando eventos extremos mínimos mais estáveis e previsíveis. De modo geral têm-se que a transição sazonal é clara, sendo: valores de escalas mais baixas entre setembro/ outubro e mais altas no período compreendido entre o final e início do ano.

Síntese Geral

Os meses de março, junho, novembro (cauda pesada) apresentam maior risco de ocorrência de extremos muito baixos e, de outro modo, os meses de janeiro, fevereiro, novembro e dezembro (valores dos parâmetros locais mais elevados e valores menores de escala) apresentam menos risco de ocorrência de extremos mínimos.

Os meses de julho e agosto (menores valores de GEV-loc) são os mais críticos com valores muito baixos típicos.

Os meses de agosto e dezembro apresentam alta variabilidade nos extremos mínimos.

CONCLUSÕES

A metodologia proposta, aplicada aos dados da estação 12845000, permitiu caracterizar de forma detalhada os eventos extremos de baixa vazão, fornecendo indicadores robustos para o planejamento e gestão hídrica.

A abordagem baseada no limiar do percentil 10% mostrou-se eficaz para a identificação e quantificação dos eventos extremos de baixa vazão. A análise conjunta de excedências e declínios permite não apenas avaliar a frequência, mas também a severidade dos eventos críticos, fornecendo subsídios valiosos para a gestão de recursos hídricos.

A variação dos parâmetros GEV sugere mudanças estruturais no regime hidrológico, que merecem investigação adicional, especialmente em cenários de mudanças climáticas.

Recomenda-se investigar causas de tendências negativas, como aumento de excedências ou declínios, buscando associar a fatores climáticos, ambientais ou de manejo.

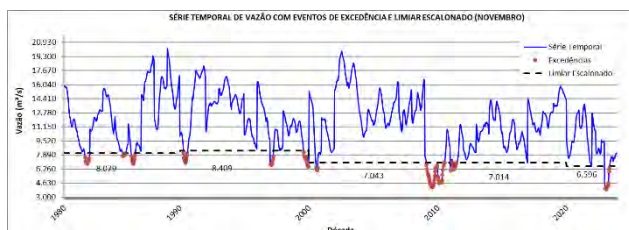
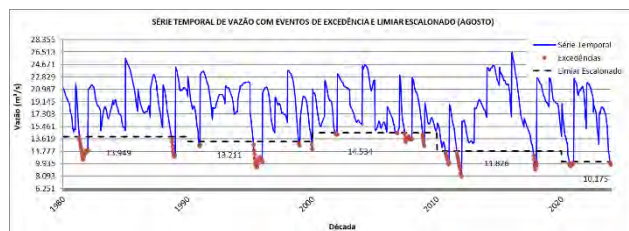
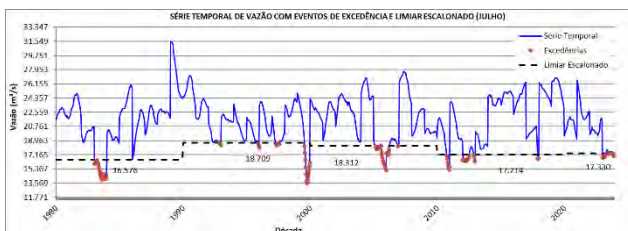
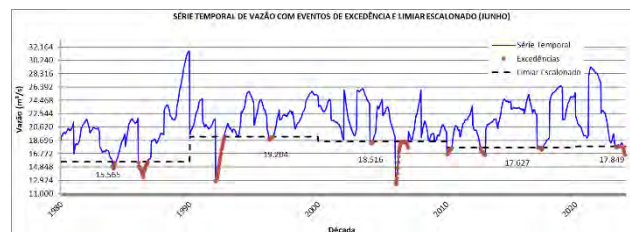
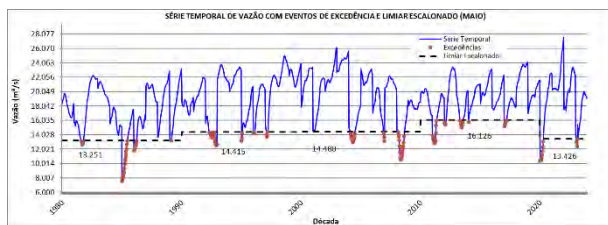
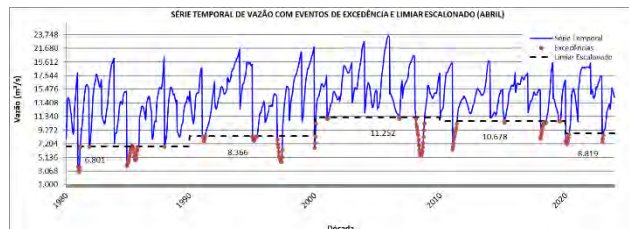
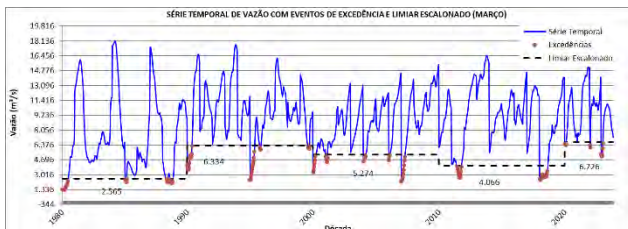
Os resultados podem subsidiar tomadas de decisão para gestão de recursos hídricos, planejamento de usos e até para políticas de adaptação frente à variabilidade climática.

REFERÊNCIAS

- COLES, S. **An Introduction to Statistical Modeling of Extreme Values**. Springer, 2001.
- FARINOTTI, D. et al. Substantial glacier mass loss in the Tien Shan over the past 50 years. **Nature Geoscience**, v. 9, n. 11, p. 807-812, 2016.
- HELSEL, D. R., HIRSCH, R. M., RYBERG, K. R., Archfield, S. A., & Gilroy, E. J. (2020). **Statistical methods in water resources**. US Geological Survey.
- HYNDMAN, R. J.; FAN, Y. Sample quantiles in statistical packages. **The American Statistician**, v. 50, n. 4, p. 361-365, 1996.
- KATZ, R. W., Parlange, M. B., & Naveau, P. (2002). Statistics of extremes in hydrology. *Advances in Water Resources*, 25(8-12), 1287-1304.
- SMITH, K.; Ward, R.; Schneider, R. **Floods: Physical Processes and Human Impacts**. 2. ed. **Chichester**: Wiley-Blackwell, 2015.
- SCARROTT, C. e MACDONALD, A. (2012). A review of extreme value threshold estimation and uncertainty quantification. **REVSTAT-Statistical Journal**, 10(1), 33-60.
- STEDINGER, J. R., VOGEL, R. M. e FOUFOULA-GEORGIOU, E. (1993). Frequency analysis of extreme events. In **Handbook of Hydrology** (ed. D.R. Maidment), McGraw-Hill.
- TANG, Q.; ZHANG, X.; GAO, H. Monitoring and projecting river low flows in a changing climate: A review. **Water**, v. 14, n. 3, p. 342, 2022.
- VICENTE-SERRANO, S. M.; BEGUERÍA, S.; LÓPEZ-MORENO, J. I. A multiscalar drought index sensitive to global warming: The standardized precipitation evapotranspiration index. **Journal of Climate**, v. 23, n. 7, p. 1696-1718, 2012.
- VOGEL, R. M.; KROLL, C. N. Regional geohydrologic-geomorphic relationships for the analysis of low-flow streamflow statistics. **Water Resources Research**, v. 28, n. 9, p. 2451-2458, 1992.
- ZHANG, Q. et al. Statistical methods for identifying and analyzing hydrological droughts in a changing climate. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 23, n. 9, p. 3663-3680, 2019.



ANEXOS





ANÁLISE DE METAIS PESADOS EM SEDIMENTOS DE FUNDO DE CÓRREGO URBANO

*Caroline Yuka Mori Saito¹; Maria Eduarda Ribeiro da Silva²; Roseli Mendonça Dias³; Marcio Ricardo Salla⁴;
Carlos Eugênio Pereira⁵*

¹Mestranda em Engenharia Civil (FECIV/UFU) (caroline.saito@ufu.br)

²Graduandas em Engenharia Ambiental e Sanitária (ICIAG/UFU) (dudarsilva2004@ufu.br)

^{3,4,5}Professores da Faculdade de Engenharia Civil (FECIV/UFU) (rmdias@ufu.br; marcio.salla@ufu.br; cepereira@ufu.br)

RESUMO

Os metais pesados encontrados em cursos d'água tendem a serem adsorvidos por sedimentos de corrente e de fundo. Nesse sentido, o presente estudo objetivou avaliar a relação entre os diâmetros das partículas dos sedimentos de fundo e a capacidade de adsorção dos metais pesados cobre (Cu) e manganês (Mn) em período chuvoso. A área de estudo escolhida foi um trecho urbano do córrego Mumbuca no município de Monte Carmelo-Minas Gerais. As amostras de sedimentos de fundo foram coletadas em janeiro de 2024 em três pontos do córrego Mumbuca, localizados na área urbanizada. As amostras seguiram para laboratório onde passaram por procedimentos de sedimentação e peneiramento para separação dos diâmetros das partículas e por digestão ácida para extração dos metais dos sedimentos e determinação das concentrações dos metais por espectrometria de absorção atômica em chama. As maiores concentrações dos metais foram encontradas em diâmetros das partículas 0,15-0,075 mm, os quais facilitaram a adsorção dos metais por terem área superficial maior.

PALAVRAS-CHAVE: sedimento de fundo, metais pesados, qualidade da água.

INTRODUÇÃO

A toxicidade dos metais pesados acarreta riscos à saúde humana e ao meio ambiente devido à exposição a que estão submetidos pelas diversas atividades que usam metais (SALATA et al., 2023). Essa exposição aos metais pesados está relacionada a atividades industriais, domésticas e agrícolas, resíduos metálicos e incineração de resíduos urbanos, descarte de resíduos urbanos, lodo de esgoto, entre outras, bem como emissões geológicas (TRINDADE et al., 2012; SOUZA e BAGGIO, 2020; ZHOU et al., 2024).

Os metais entram na água na forma solúvel e sólida até sua acumulação nos sedimentos de fundo. A ligação dos metais pesados nos sedimentos de fundo ocorre devida às propriedades estruturais e químicas dos metais (WOJTKOWSKA, 2023; NARAYAN et al., 2024). Os parâmetros físicos (área superficial e porosidade) dos sedimentos de fundo importam na relação com os metais (BARAN et al., 2024). Esses sedimentos de fundo possuem alta capacidade de adsorver metais pesados (TRINDADE et al., 2012).

A relação dos diâmetros das partículas dos sedimentos de fundo com as concentrações de metais pesados que foram adsorvidas por eles pode ser encontrada nos estudos de Dias et al. (2024), Souza e Baggio Filho (2020) e Porto et al. (2014).

Neste estudo foram analisados os metais cobre (Cu) e manganês (Mn). O cobre é um metal pesado muito utilizado na indústria e que em sua forma Cu(II) apresenta propriedades mutagênicas e carcinogênicas (MAHESHWARI e GUPTA, 2016). O manganês, embora seja um micronutriente essencial a plantas e animais, pode ser considerado um contaminante potencial para várias espécies aquáticas, sendo proveniente de diversas atividades humanas (QUEIROZ et al., 2021; SUMMER et al., 2019).

Diante do exposto, o objetivo do presente estudo foi avaliar a relação entre os diâmetros das partículas dos sedimentos de fundo e a capacidade de adsorção dos metais pesados cobre (Cu) e manganês (Mn) em período chuvoso.

METODOLOGIA

Área de estudo

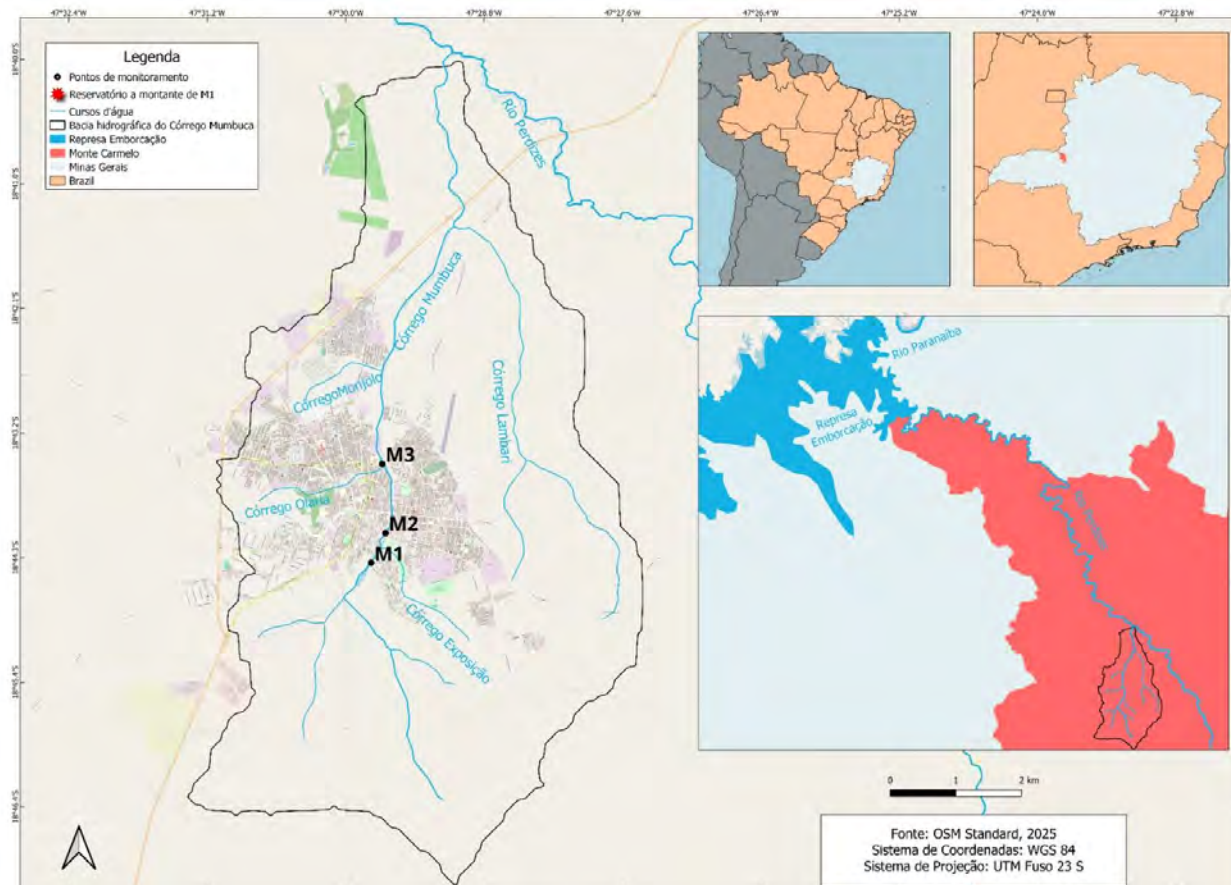
A região escolhida para estudar a presença de metais pesados em sedimentos de fundo de córrego urbano está localizada na cidade de Monte Carmelo em Minas Gerais.

O município de Monte Carmelo, com área de 1.343,035 km² e população de 47.692 habitantes (IBGE, 2022), é conhecido por sua produção de telhas e artefatos cerâmicos e a cultura do café (PELEGRINI e SANTIL, 2021).

A sub-bacia do córrego Mumbuca está inserida no município de Monte Carmelo e os principais tributários ao córrego Mumbuca são urbanos, incluindo os córregos Exposição, Olaria e Monjolo. O córrego Mumbuca possui alguns trechos urbanos com influência das atividades antrópicas em suas águas, principalmente devido às ligações clandestinas de esgoto bruto em galerias de águas pluviais. Embora a Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) da cidade tenha capacidade para tratar 100% da carga poluente gerada (MARQUES; COSTA; MATSUOKA, 2019; DMAE, 2021), a coleta de esgoto e o esgoto tratado no município de Monte Carmelo corresponderam a 99,66% e 74,12%, respectivamente, para o ano base 2022 (SINISA, 2025).

Três pontos de monitoramento e coleta das amostras de sedimento de fundo foram definidos no córrego. O primeiro ponto (M1) está localizado à montante da urbanização. O segundo e terceiro pontos (M2 e M3) estão localizados na área urbanizada (Figura 1).

Figura 1 – Área de estudo com os pontos de monitoramento e coleta das amostras.



Fonte: Autores

2º Simpósio de Recursos Hídricos, Hidráulica e Saneamento
20 a 23 de agosto de 2025

Coleta e preparação das amostras

A coleta das amostras de sedimentos de fundo ocorreu no córrego Mumbuca, nos pontos M1, M2 e M3, no dia 17 de janeiro de 2024, período chuvoso. As amostras, de aproximadamente 2 kg, foram embaladas em sacos plásticos e conduzidas ao laboratório para posterior análises.

Determinação das frações granulométricas

Os procedimentos para sedimentação e peneiramento das amostras de sedimento de fundo foram realizados para determinação das frações granulométricas das amostras em laboratório. A Norma Técnica ABNT: NBR 7181/2016 (ABNT, 2016) orientou o preparo e a determinação das frações granulométricas.

Determinação dos metais em sedimentos de fundo

Um teste preliminar foi realizado para escolha do método de extração dos metais dos sedimentos de fundo. Dois métodos reconhecidos na literatura para determinação de metais por espectrometria de absorção atômica em chama foram utilizados: EPA 3050B (U.S. EPA, 1996) e Norma Técnica ABNT: NBR 13809/1997 (ABNT, 1997). O metal analisado foi o manganês (Mn).

Após o teste preliminar, o método EPA 3050B (U.S. EPA, 1996) foi utilizado para a digestão dos sedimentos de fundo por ter apresentado menor desvio padrão entre as concentrações médias do metal analisado.

Os metais pesados analisados foram o cobre (Cu) e o manganês (Mn). A análise das concentrações dos metais pesados, em triplicata, ocorreu no espectrofotômetro de absorção atômica em chama da marca Shimadzu, modelo AA7000.

Avaliação das concentrações dos metais

A Resolução CONAMA 454/2012 (BRASIL, 2012) estabelece diretrizes gerais e procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional e apresenta os níveis de classificação dos metais. Embora a área urbana não se enquadre na resolução supracitada, utilizou-se dos níveis de classificação dos metais para comparação dos valores das concentrações do metal pesado cobre (Cu) encontrados nas amostras dos sedimentos de fundo dos pontos M1, M2 e M3 do córrego Mumbuca.

Para a comparação dos valores de concentração do metal pesado manganês (Mn) encontrados nas amostras dos sedimentos de fundo dos pontos M1, M2 e M3 do córrego Mumbuca, utilizou-se a concentração de manganês para a crosta terrestre continental (WEDEPOHL, 1995).

RESULTADOS E DISCUSSÕES

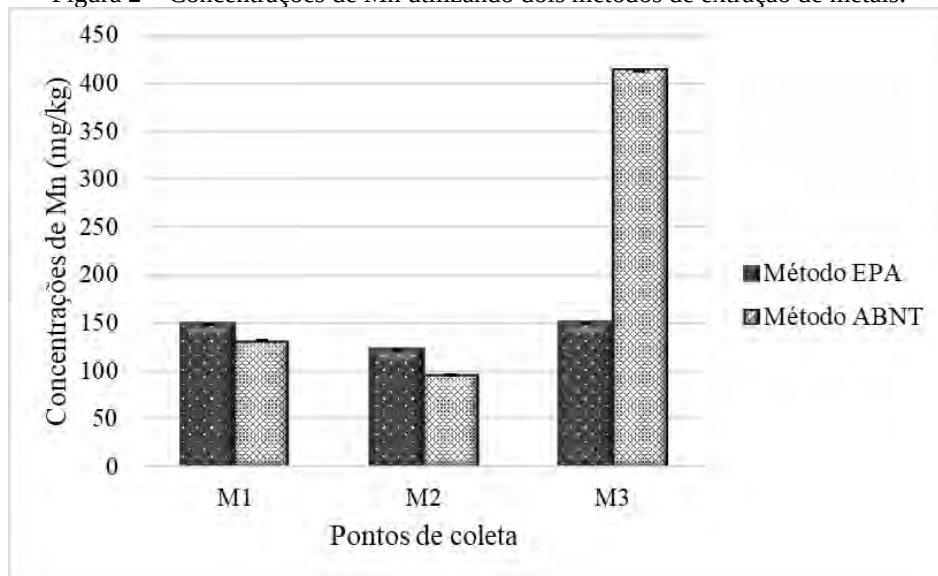
Teste preliminar

O teste preliminar permitiu comparar os dois métodos (EPA 3050B e Norma Técnica ABNT: NBR 13809/1997) de extração de metais e análise para o manganês (Mn).

As concentrações de Mn podem ser observadas na Figura 2 para os dois métodos nos três pontos de coleta (M1, M2 e M3).

Nota-se que para os pontos M1 e M2, as concentrações de Mn tiveram valores próximos ($148,69 \pm 0,016$ mg/kg e $122,08 \pm 0,016$ mg/kg, respectivamente para o método EPA e $131,55 \pm 0,17$ mg/kg e $96,06 \pm 0,17$ mg/kg, respectivamente para o método ABNT), ao contrário das concentrações no ponto M3 ($150,31 \pm 0,016$ mg/kg e $413,21 \pm 0,17$ mg/kg, respectivamente para os métodos EPA e ABNT).

Figura 2 – Concentrações de Mn utilizando dois métodos de extração de metais.



Fonte: Autores

Embora ambos métodos utilizem ácidos em seus procedimentos para digestão do sedimento, cada método tem sua particularidade. O método EPA 3050B (U.S. EPA, 1996) apresentou menor desvio padrão entre as concentrações médias para o manganês e, portanto, foi utilizado na digestão dos sedimentos de fundo para determinação das concentrações de cobre e manganês por frações granulométricas.

Frações granulométricas

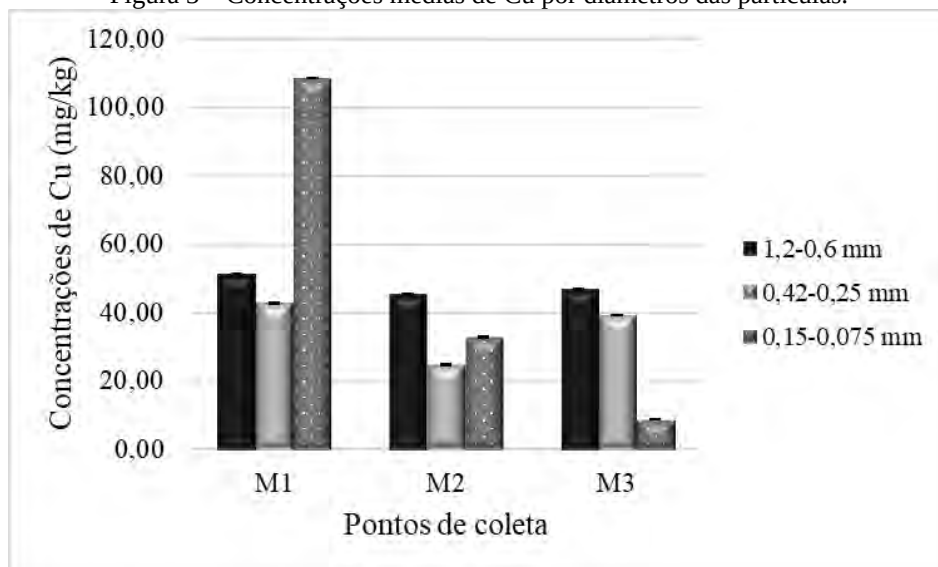
Após o peneiramento das amostras dos sedimentos de fundo, os diâmetros das partículas resultaram em 1,2 mm, 0,6 mm, 0,42 mm, 0,25 mm, 0,15 mm e 0,075 mm.

Concentrações dos metais Cu e Mn

Cobre (Cu)

As concentrações de cobre (Cu) por diâmetros das partículas são apresentadas na Figura 3.

Figura 3 – Concentrações médias de Cu por diâmetros das partículas.



Fonte: Autores

Observa-se que a maior concentração de Cu foi encontrada nos diâmetros das partículas 0,15-0,075 mm para o ponto de coleta M1 ($108,60 \pm 0,01$ mg/kg). Este resultado corrobora a relação entre o metal adsorvido e os diâmetros das partículas, pois os menores diâmetros das partículas possuem maior área superficial para um mesmo volume amostral.

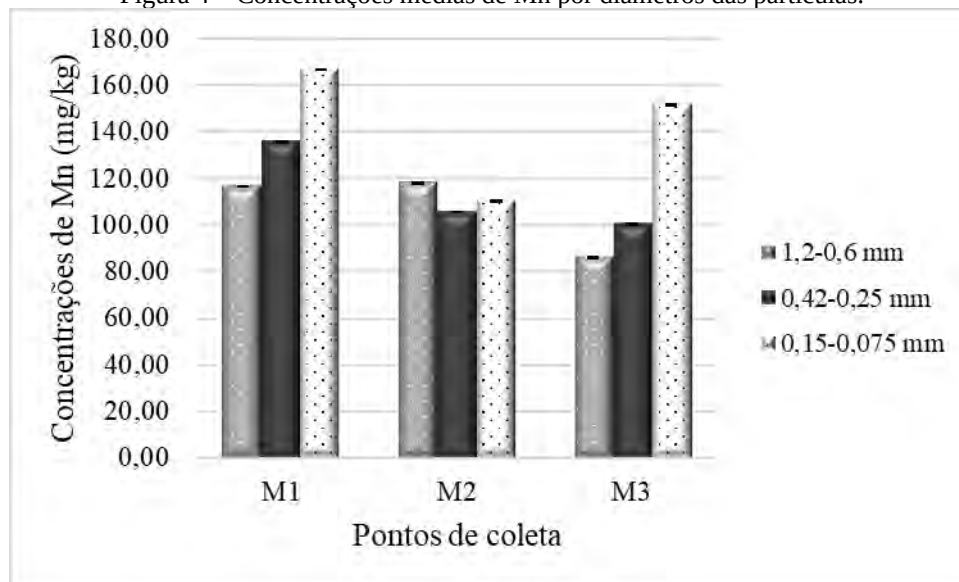
A Resolução CONAMA 454/2012 (BRASIL, 2012) estabelece como limite de classificação do elemento cobre o Nível 1 de 35,7 mg/kg e o Nível 2 de 197 mg/kg. As amostras de sedimentos de fundo analisadas para os pontos de coleta M1, M2 e M3 apresentaram concentrações abaixo de 197 mg/kg. Portanto, as concentrações de Cu encontradas nas amostras de sedimentos de fundo dos pontos de coleta do córrego Mumbuca mostraram-se dentro do limite estabelecido pela resolução, sem efeito adverso à biota.

Os resultados obtidos neste estudo podem ser comparados com o estudo de Dias et al. (2024), que estudaram a mesma sub-bacia do córrego Mumbuca e mesmo trecho urbano, porém, em período seco. Os autores encontraram as maiores concentrações de cobre para os diâmetros das partículas 0,15-0,075 mm e todas as concentrações do metal ficaram abaixo de 197 mg/kg.

Manganês (Mn)

As concentrações de manganês (Mn) por diâmetros das partículas são mostradas na Figura 4.

Figura 4 – Concentrações médias de Mn por diâmetros das partículas.



Fonte: Autores

As concentrações de Mn seguiram o mesmo comportamento do Cu. As maiores concentrações de Mn foram encontradas para os diâmetros das partículas 0,15-0,075 mm para os pontos de coleta M1 e M3 ($166,51 \pm 0,04$ mg/kg e $151,87 \pm 0,01$ mg/kg, respectivamente), favorecendo a adsorção do metal.

A Resolução CONAMA 454/2012 (BRASIL, 2012) não estabelece limite de classificação para o manganês. Sendo assim, é possível comparar as concentrações encontradas nos sedimentos de fundo do córrego Mumbuca com a concentração do manganês para a crosta terrestre continental, que é de $527 \mu\text{g/g}$ (WEDEPOHL, 1995). Portanto, as concentrações encontradas em M1, M2 e M3 não foram superiores a esta concentração.

Dias et al. (2024) também analisaram o manganês e observaram que as maiores concentrações do metal foram para os diâmetros das partículas 0,15-0,075 mm e as concentrações não ficaram superiores a $527 \mu\text{g/g}$. Outro estudo, de Porto et al. (2014), demonstra que os resultados obtidos neste

estudo para o manganês estão coerentes com os valores encontrados em sedimentos de fundo. Os autores encontraram concentrações médias nos sedimentos de fundo para o Mn de 340 µg/g para o rio Caceribu e 245 µg/g para o rio Guaxindiba no estado do Rio de Janeiro.

CONCLUSÕES

O estudo identificou as concentrações de cobre e manganês por diâmetros das partículas dos sedimentos de fundo coletados em três pontos (M1, M2 e M3) de trecho urbano do córrego Mumbuca.

Em período chuvoso, observou-se que as maiores concentrações dos metais foram encontradas em diâmetros das partículas 0,15-0,075 mm, os quais facilitaram a adsorção dos metais por terem área superficial maior. Todavia, em dois pontos de coleta, as concentrações de cobre foram maiores em diâmetros das partículas 1,2-0,6 mm.

Este estudo colaborou para a identificação de dois metais pesados nos sedimentos de fundo do córrego Mumbuca, sendo recomendado para estudos futuros a verificação de outros metais pesados e em estações climáticas diferentes. Também colaborou para a compreensão do comportamento da adsorção de metais em diâmetros das partículas.

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Uberlândia (UFU) e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) pelo financiamento da pesquisa (processo APQ01699-17 Demanda Universal).

REFERÊNCIAS

ABNT- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. 1997. **NBR 13809: Solo – Análise granulométrica**. Rio de Janeiro, 1997. 8 p.

ABNT- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. 2016. **NBR 7181: Solo – Análise granulométrica**. Rio de Janeiro, 2016. 12 p.

BARAN, A.; TACK, F.G.; DELEMAZURE, A.; WIECZOREK, J.; BOGUTA, P.; SKIC, K. Use of selected amendments for reducing metal mobility and ecotoxicity in contaminated bottom sediments. **Journal of Environmental Management**, v. 360, 2024.

BRASIL. Resolução CONAMA Nº 454, 01 de novembro de 2012. **Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional**. Disponível em: <https://www.cbhdoce.org.br/legislacao-federal/resolucoes-conama>. Acesso em: 15 jul. 2025.

DIAS, R. M.; SAITO, C. Y. M.; SANTOS, T. C. J. F.; MELO, E. I.; SALLA, M. R. Metais pesados nos sedimentos de fundo do córrego Mumbuca, área urbana de Monte Carmelo, Triângulo Mineiro. In.: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21º, 2024, Recife. **Anais**. Recife: Anais eletrônicos ABES, 2024.

DMAE - Departamento Municipal de Água e Esgoto. **Plano Municipal de Saneamento Básico de Monte Carmelo**. 2021. Disponível em: <https://www.dmae.montecarmelo.mg.gov.br/plano-municipal-de-saneamento-basico>. Acesso em: 15 jul. 2025.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Monte Carmelo – Panorama**. 2022. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mg/monte-carmelo/panorama>. Acesso em: 15 jul. 2025.

MAHESHWARI, U.; GUPTA, S. Performance evaluation of activated neem bark for the removal of Zn (II) and Cu (II) along with other metal ions from aqueous solution and synthetic pulp & paper industry effluent using fixed-bed reactor. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 102, p. 547-557, 2016.

MARQUES, J. G. B.; COSTA, E. S.; MATSUOKA, J. V. Diagnóstico do sistema de esgotamento sanitário de Monte Carmelo de acordo com o plano municipal de saneamento básico. **Revista GeTeC**, v. 8, n. 20, p. 164-183, 2019.

NARAYAN, A.; ESTEVES, I.; RODRIGUEZ, M.; ROSALES, J. Metal concentration in bottom sediments for a tropical river, geological or anthropogenic source?, **Journal of South American Earth Sciences**, v. 150, 2024.

PELEGRINI, M. S.; SANTIL, F. L. P. Aplicação de geotecnologias para auxílio na administração do cemitério municipal de Monte Carmelo – MG. **Brazilian Journal of Animal and Environmental Research**, v. 4, n. 2, p. 2696-2713, 2021.

PORTO, L. J. L. S.; ALMEIDA, C. N.; DEZOTTI, M. W. C.; CORRÊA, J. A. M.; FAIAL, K. C. F.; FAIAL, K. R. F. Distribuição de metais pesados nos sedimentos de fundo dos rios Caceribu e Guaxindiba, afluentes da Baía de Guanabara – Rio de Janeiro, Brasil. **Geochimica Brasiliensis**, v. 28, n. 2, p. 171-188, 2014.

QUEIROZ, H. M.; YING, S. C.; ABERNATHY, M.; BARCELLOS, D.; GABRIEL, F. A.; OTERO, X. L.; NÓBREGA, G. N.; BERNARDINO, A. F.; FERREIRA, T. O. Manganese: The overlooked contaminant in the world largest mine tailings dam collapse. **Environment International**, v. 146, 106284, 2021.

SALAŁATA, A.; BAŁK, Ł.; GÓRSKI, J.; CHMIEŁOWSKI, K. Potential ecological risk index of bottom sediments from small water reservoirs. **Desalination and Water Treatment**, v. 301, p. 33-41, 2023.

SINISA - Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico. Ministério das Cidades. **Painel de Regionalização dos Serviços de Saneamento Básico no Brasil**. Ano Base 2022. Disponível em: <https://appsniis.mdr.gov.br/regionalizacao/web/mapa/index?id=15>. Acesso em: 15 jul. 2025.

SOUZA, B. T.; BAGGIO FILHO, H. Análise dos metais pesados nos sedimentos de fundo do alto rio Jequitinhonha em áreas afetadas pela atividade de extração mineral, Diamantina MG. **Geochimica Brasiliensis**, v. 34, n.1, p. 110-129, 2020.

SUMMER, K.; REICHELDT-BRUSHETT, A.; HOWE, P. Toxicity of manganese to various life stages of selected marine cnidarian species. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 167, p. 83-94, 2019.

TRINDADE, W. M.; HORN, A. H.; RIBEIRO, E. Concentrações de metais pesados em sedimentos do rio São Francisco entre Três Marias e Pirapora-MG: geoquímica e classificação de risco ambiental. **Geonomos**, v. 20, n. 1, p. 64-75, 2012.

U.S. EPA. **Method 3050B**: Acid Digestion of Sediments, Sludges, and Soils, Revision 2. Washington, DC, 1996.

WEDEPOHL K. H. The composition of the continental crust. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 59, n. 7, 1217-1232, 1995.

WOJTKOWSKA, M. The influence of mineral parameters on the geochemistry of heavy 707 metals in bottom sediments. In: SMOL, M.; PRASAD, M.N.V.; STEFANAKIS, A.I. (eds) **Water in Circular Economy**. Advances in Science, Technology & Innovation. Springer, Cham., 2023.

ZHOU, W.; LU, X.; XIE, S.; HUANG, C.; WANG, J.; GUO, K.; BAO, Z. A study on the classification of geological background source cadmium migration phases in Zhejiang Province, China. **Applied Geochemistry**, v. 162, 2024.



ANÁLISE DE TENDÊNCIAS DAS PRECIPITAÇÕES NA CIDADE DE UBERLÂNDIA/MG, COM BASE NOS REGISTROS DA ESTAÇÃO AUTOMÁTICA DO CAMPUS SANTA MÔNICA

Caio Enzo Costa Rego¹; Maria Eduarda Rodrigues Vasconcelos²; Rodolfo dos Santos Ribeiro³; Sophia Maria de Almeida⁴; José Eduardo Alamy Filho⁵; Nágela Aparecida de Melo⁶

^{1,2,3,4} Graduandos em Engenharia Civil - UFU (caio.rego@ufu.br, maria.vasconcelos1@ufu.br, rodolfo.ribeiro@ufu.br, sophia.almeida@ufu.br).

^{5,6} Professores da Faculdade de Engenharia Civil - UFU (jose.alamy@ufu.br, nagela@ufu.br)

RESUMO

A análise de tendências pluviométricas é importante para compreender eventuais mudanças no padrão de distribuição das chuvas e seus impactos em áreas urbanas e atividades agropecuárias, especialmente diante de cenários de mudanças climáticas e de contínuo crescimento urbano. Nesse contexto, o objetivo deste artigo é identificar tendências das precipitações em Uberlândia (MG), utilizando dados da estação meteorológica automática do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), localizada no Campus Santa Mônica, da Universidade Federal de Uberlândia (UFU), Uberlândia (MG). Para isso, foram analisadas intensidades pluviométricas, chuvas diárias e mensais. Foi verificada tendência sutil de aumento das intensidades pluviométricas máximas ao longo dos anos. A investigação das condições atmosféricas associadas revelou que, para temperaturas acima de 24°C e umidade atmosférica máxima acima de 91%, há 56% de probabilidade de ocorrência de chuvas fortes, com intensidades superando 25 mm/h. Esse achado sobre condições favoráveis a chuvas fortes fornece informação que pode auxiliar na gestão de riscos e no planejamento adaptativo na cidade. Em relação às chuvas diárias e mensais, não foram identificadas tendências estatisticamente significativas de aumento ou redução ao longo dos anos analisados.

PALAVRAS-CHAVE: intensidade pluviométrica, chuvas diárias, chuvas mensais.

INTRODUÇÃO

A concentração de gases de efeito estufa na atmosfera intensificou-se a partir do desenvolvimento industrial, sendo um marco no aumento do aquecimento global. Conforme o relatório especial do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC), estima-se que as atividades humanas foram as responsáveis pelo aumento de cerca de 1°C no aquecimento global em relação aos níveis pré-industriais (IPCC, 2023). Essa mudança tem acarretado uma série de desequilíbrios ambientais, especialmente no ciclo hidrológico, que vem apresentando grande variação na distribuição pluviométrica, com períodos acentuados de cheias e secas.

Em um contexto de mudanças climáticas globais e de contínuo crescimento urbano, variações nos padrões ou na intensidade das chuvas têm impacto direto na vida população, além de afetar o planejamento do desenvolvimento urbano e as atividades agropecuárias.

Nesse sentido, diversos estudos brasileiros têm demonstrado a importância da análise de tendências pluviométricas. Por exemplo, Salvador e dos Santos (2010) utilizaram índices de extremos, conforme definidos pelo *Expert Team on Climate Change Detection and Indices* (ETCCDI), para analisar as chuvas em São Paulo, revelando que o aumento dos volumes anuais ocorreu principalmente pela intensificação dos eventos de chuvas fortes, mesmo quando o número de dias úmidos permaneceu estável. Em Guarabira (PB), Lima Rodrigues et al. (2023) aplicaram o Índice de Precipitação Padronizado (SPI), em várias escalas temporais, para identificar períodos de seca e

extremos pluviométricos, fornecendo subsídios para a gestão local dos recursos hídricos. Na região metropolitana do Recife (PE), Pessoa et al. (2023) demonstraram que a combinação do método de Análise de Tendência Inovadora (ITA) com métodos tradicionais (Mann-Kendall e Sem's Slope) pode revelar tendências ocultas em séries temporais, mesmo quando pressupostos estatísticos clássicos dos dados não são atendidos, como independência, normalidade e tamanho mínimo do banco de dados.

Especificamente em zonas urbanas densamente ocupadas, a identificação de tendências de precipitação pode contribuir para atualizar critérios e parâmetros de dimensionamento de obras de micro e macrodrenagem. Desse modo, o presente artigo tem como objetivo descobrir eventuais tendências pluviométricas na cidade de Uberlândia (MG), no período de 2005 a 2024. A seguir, apresentam-se os procedimentos metodológicos adotados para a elaboração deste estudo e, na sequência, os resultados e suas respectivas análises.

METODOLOGIA

A etapa inicial da pesquisa foi baseada na coleta de dados meteorológicos na cidade de Uberlândia, no site do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), considerando estação automática localizada no Campus Santa Mônica da UFU. Os dados meteorológicos selecionados para este estudo foram: precipitação, umidade do ar e temperatura. Esses dados apresentam registros de hora em hora.

Uma vez coletados, os dados foram transferidos para planilhas eletrônicas e agrupados conforme as horas de cada dia, de cada ano. Isso permitiu quantificar intensidades pluviométricas (mm/h), precipitações diárias (mm) (acumuladas em 24 h) e precipitações mensais (mm) (acumuladas ao longo de cada mês). Com essas variáveis, estabeleceram-se análises com diferentes métricas estatísticas, com o intuito identificar se, ao longo dos anos, houve mudanças nos padrões pluviométricos na cidade.

Foi realizada uma análise prévia sobre a integridade dos registros, pois quando os dados estão ausentes para determinado dia, a célula de dados aparece em branco; enquanto que, quando há registro de que não houve chuva, ela é preenchida com o número zero. Nesse contexto, verificou-se que apenas os anos de 2017 e 2022 têm todos os registros pluviométricos de todas as horas do ano. Os anos que mais têm dados ausentes são: 2003 (27% de dados ausentes), 2004 (80%), 2005 (27%) e 2008 (20%). Os outros anos apresentam falhas dispersas, entre 8% e 0,1%. Esse é um problema frequente em pesquisas que trabalham com registros meteorológicos de longo prazo, como nos estudos de Salvador e Santos (2010) e Pessoa et al. (2023). No presente trabalho, optou-se por analisar preferencialmente os dados entre 2005 e 2024. Também foi feita a opção pelo não preenchimento de falhas, de modo que fossem considerados apenas os dados efetivamente registrados.

Em termos de funcionamento de infraestruturas de drenagem urbana, eventos de curta duração e com elevada altura pluviométrica são particularmente os mais críticos. A relação entre a altura pluviométrica e a duração da chuva é chamada de intensidade de precipitação ou intensidade pluviométrica (I), a qual pode ser mensurada em mm/h ou mm/min. Assim, um dos focos do trabalho consistiu em averiguar o comportamento dessas intensidades pluviométricas. Essa variável é, portanto, fundamental no planejamento (projeto) e operação de infraestruturas de drenagem, como sarjetas, bocas de lobo, galerias, reservatórios de detenção, trincheiras de infiltração, entre outros. Tomando por base a intensidade pluviométrica, as chuvas intensas podem ser classificadas em: fraca ($I < 5$ mm/h), moderada ($5 \leq I \leq 25$ mm/h), forte ($25 \leq I \leq 50$ mm/h) e muito forte ($I > 50$ mm/h) (PREFEITURA DO RIO, 2025).

No tocante à intensidade pluviométrica, foram quantificadas: a) as intensidades máximas de cada ano; b) para cada ano, o número de ocorrência de chuvas classificadas como fortes, com intensidade entre 25 mm/h e 50 mm/h; c) para cada ano, o número de ocorrência de chuvas classificadas como muito fortes, com intensidade igual ou superior a 50 mm/h. Essas análises

permitem confirmar ou refutar a ideia de que as chuvas têm ficado mais intensas com o passar dos anos.

O artigo também analisou chuvas diárias, calculadas pelo somatório das alturas pluviométricas acumuladas em intervalos de 24 h. Para classificação das chuvas diárias, foram utilizadas as faixas estabelecidas por Souza, Azevedo e Araújo (2012). Esses autores analisaram precipitações diárias e os impactos induzidos pelas chuvas na cidade do Recife (PE). Chamando de P as precipitações acumuladas em 24 h, foram estabelecidos limites para classificação pluviométrica. Nesse sentido, em relação às chuvas acumuladas em 24 h, os dias foram classificados em: dia seco (DS) ($P < 2,2$ mm), dia de chuva muito fraca (CMf) ($2,2 \leq P \leq 4,2$ mm), dia de chuva fraca (Cf) ($4,2 \leq P \leq 8,4$ mm), dia de chuva moderada (CM) ($8,4 \leq P \leq 18,6$ mm), dia de chuva forte (CF) ($18,6 \leq P \leq 55,3$ mm) e dia de chuva muito forte (CMF) ($P \geq 55,3$ mm).

Nesse contexto, foram quantificadas: a) as precipitações máximas ao longo de 24 h, incluindo análise de quartis; b) para cada ano, o número de dias com chuva forte (CF), com precipitações acumuladas entre 18,6 mm e 55,3 mm; c) para cada ano, o número de dias com chuva muito forte (CMF), com precipitações acumuladas iguais ou superiores a 55,3 mm; d) para cada ano, o número de dias secos (DS), com precipitações acumuladas inferiores a 2,2 mm.

Os totais acumulados mensais também foram quantificados no presente artigo, com intuito de examinar como as chuvas têm se distribuído ao longo dos anos, se há ou não tendência de concentração de eventos em alguns meses ou se os períodos secos têm ficado mais estendidos. Nesse sentido, foi realizada análise de percentis para as chuvas mensais, a partir da construção de uma curva de permanência de precipitações mensais (CPPm). Essa curva indica a probabilidade de ocorrerem acumulados de chuvas mensais iguais ou inferiores a determinado valor. Assim, a CCPm foi utilizada para classificar os meses em chuvosos ou secos, aplicando como referência os percentis estabelecidos pelo INMET: até 5% (mês extremamente seco), entre 5% e 15% (mês muito seco), entre 15% e 33% (mês seco), entre 33% e 66% (mês normal), entre 66% e 85% (mês chuvoso), entre 85% e 95% (mês muito chuvoso) e, finalmente, acima de 95% (mês extremamente chuvoso).

Coeficientes de correlação de Pearson (r) foram quantificados nas análises de intensidade pluviométrica e de chuvas diárias. O motivo disso foi identificar possíveis relações lineares entre essas variáveis e o passar dos anos. Para isso, foram utilizadas as faixas estabelecidas em Santos (2017), classificando as correlações em: nula ($r = 0$), perfeita positiva ($r = 1$), forte positiva ($0,8 \leq r < 1$), moderada positiva ($0,5 \leq r < 0,8$), fraca positiva ($0,1 \leq r < 0,5$), ínfima positiva ($0 \leq r < 0,1$); ínfima negativa ($-0,1 \leq r < 0$), fraca negativa ($-0,5 \leq r < -0,1$), moderada negativa ($-0,8 \leq r < -0,5$), forte negativa ($-1 \leq r < -0,8$) e perfeita negativa ($r = -1$).

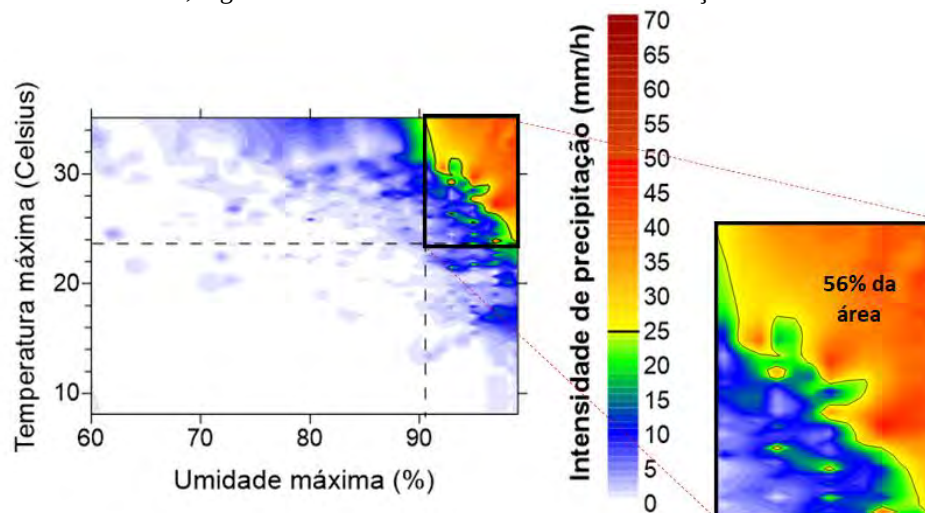
A seguir, apresentam-se os resultados dos dados organizados nesse estudo e as suas respectivas discussões.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Análise de intensidades pluviométricas com base em chuvas horárias

As alturas pluviométricas, registradas a cada hora, correspondem à intensidade de precipitação, em mm/h. Quando essas intensidades são relacionadas com a umidade atmosférica máxima e com a temperatura máxima do interstício horário de medição, podem ser feitas algumas inferências interessantes. Nesse caso, supõe-se que a umidade atmosférica seja máxima no início do intervalo de medição, sendo reduzida gradualmente pela condensação do vapor de água atmosférico e consequente deposição na forma de chuva. A Figura 1 ilustra um mapa de contorno de intensidade pluviométrica, utilizando a umidade atmosférica máxima e a temperatura máxima como variáveis independentes.

Figura 1 - Mapa de contorno de intensidade pluviométrica, em função da temperatura máxima e da umidade atmosférica máxima, registradas dentro de intervalos de 1 h de medição.



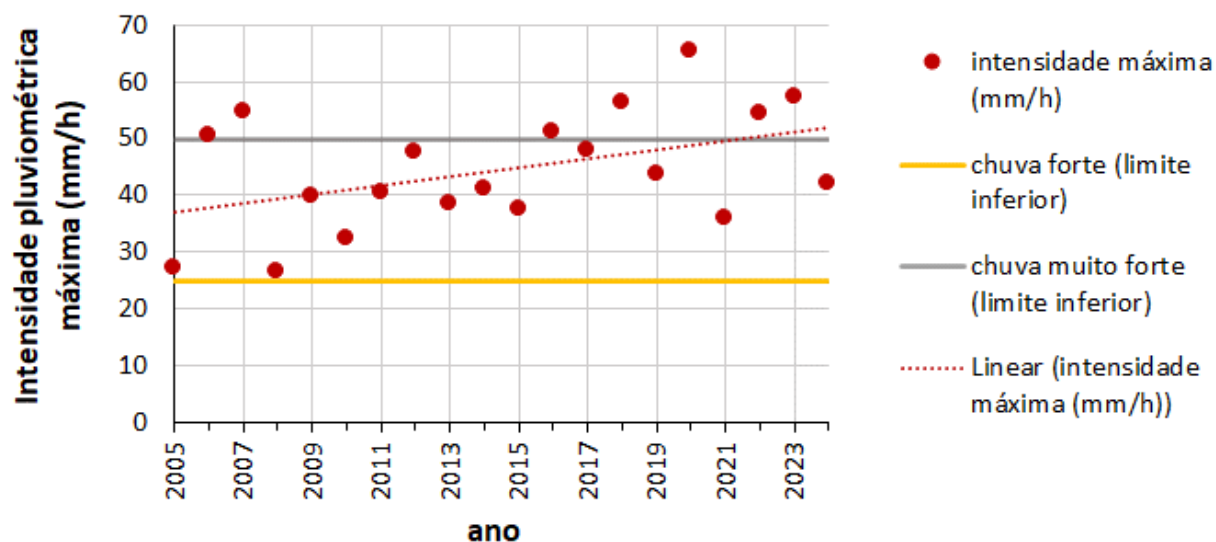
Fonte: autores

Na Figura 1, a região em destaque agrupa as incidências das maiores intensidades pluviométricas. A partir desses registros históricos, percebe-se que chuvas classificadas como fortes, com intensidades superiores a 25 mm/h, tendem a ocorrer para temperaturas acima de 24°C e umidades atmosféricas máximas superiores a 91%. Na faixa retangular em destaque, 56% da área é coberta por eventos com intensidades iguais ou superiores a 25 mm/h, caracterizando, no mínimo, chuvas fortes. Com isso, pode-se inferir que umidades atmosféricas superiores a 91%, associadas com temperaturas superiores a 24°C, geram 56% de probabilidade de ocorrência de chuvas de intensidade forte. Como umidade do ar e temperatura são variáveis de fácil medição direta, essas porcentagens podem servir como limiar de alerta, antecipando, à população, potenciais riscos de intensidades de precipitação elevadas o suficiente para causar cenários de alagamentos urbanos.

As maiores intensidade pluviométricas de cada ano foram identificadas e plotadas no diagrama de dispersão ilustrado pela Figura 2. Essa análise ficou restrita ao período entre os anos de 2005 e 2025, de modo a cobrir os registros em todos os 12 meses de cada ano. O ano de 2004 não contém registros em todos os meses e, até o momento de redação deste artigo, o ano de 2025 ainda não foi completado. Nesse caso, é possível visualizar leve tendência de aumento das intensidades máximas com o passar dos anos, o que pode ser indicado pela reta de regressão que permeia a nuvem de pontos. O coeficiente de correlação de Pearson (r), entre as intensidades pluviométricas máximas e a evolução dos anos, foi estimado em 0,45. Isso indica que a relação linear entre a intensidade máxima e o tempo (anos) é classificada como fraca positiva, porém próxima do limite inferior de correlação moderada positiva. Isso sugere que há uma tendência sutil de que as intensidades pluviométricas máximas estejam aumentando ano após ano.

Em todos os anos, as intensidades máximas superaram o limite de 25 mm/h, referente a chuvas fortes. Mas somente em 33% dos registros, as intensidades máximas anuais superaram o limite de 50 mm/h (reta cinza), referente a chuvas muito fortes.

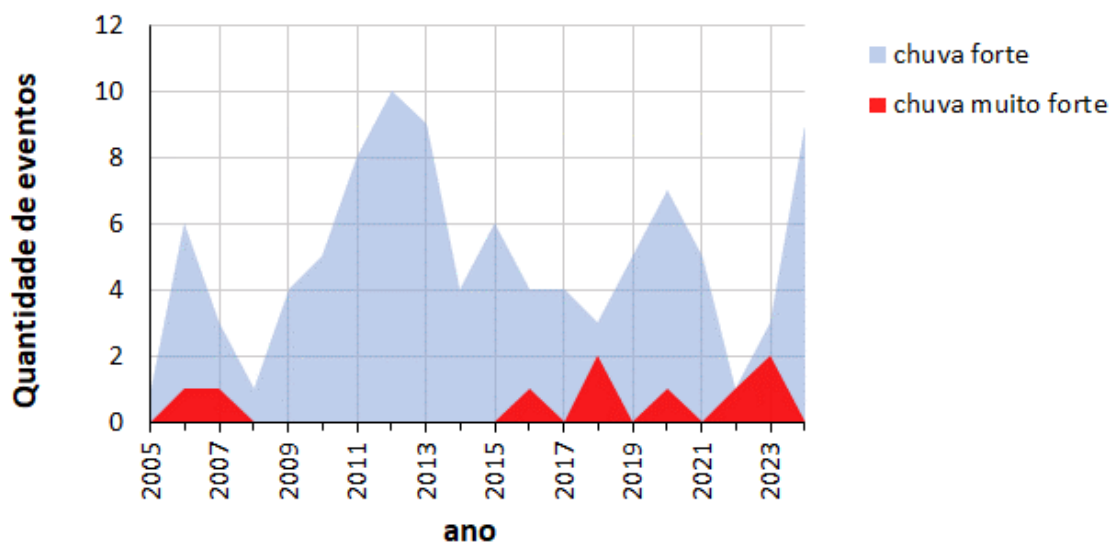
Figura 2 – Intensidades pluviométricas máximas em cada ano.



Fonte: autores

O diagrama da Figura 3 ilustra a distribuição de eventos com intensidade forte e muito forte, ao longo dos anos.

Figura 3 – Número de eventos com chuva de intensidade forte e muito forte em cada ano.



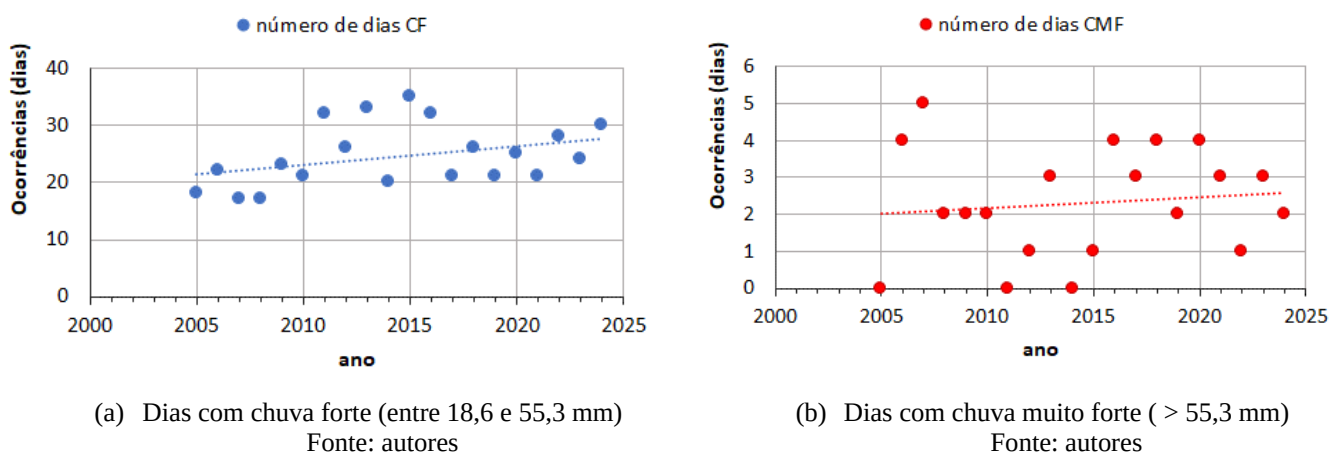
Fonte: autores

A despeito da leve tendência de aumento das intensidades máximas, não se pode afirmar que a quantidade de eventos de intensidade forte ou muito forte esteja aumentando com o passar dos anos. No período analisado, os eventos de intensidade forte variaram entre 1 e 10 por ano. Por outro lado, eventos de intensidade muito forte ocorreram, no máximo, 2 vezes por ano. Em ambos os casos, não há um padrão de comportamento claro e, diante disso, não se pode afirmar que a quantidade de eventos de intensidade forte ou muito forte esteja aumentando com o passar dos anos.

Análise de chuvas diárias

Para análise de tendências relacionadas com chuvas diárias, no período de 2005 a 2024, foram adotados parâmetros para classificação dos dias de acordo com as alturas pluviométricas acumuladas em intervalos de 24 h. Conforme padrão apresentado por Souza, Azevedo e Araújo (2012), estabeleceram-se, como dias de chuva forte (CF), aqueles com precipitação entre 18,6 e 55,3 mm. Os dias com chuva muito forte (CMF) foram aqueles cuja precipitação tenha sido igual ou superior a 55,3 mm. Os dias secos (DS) apresentam precipitação inferior a 2,2 mm. A partir desse critério, foi realizada a contagem de ocorrências de dias CF, CMF e DS. Os resultados para CF e CMF são apresentados nos diagramas da Figura 4. Nesse caso, o objetivo foi verificar se houve tendência de aumento do número dessas ocorrências ao longo dos anos.

Figura 4 – Número de ocorrências de dias com chuva forte (CF) e com chuva muito forte (CMF).



De uma maneira geral, os diagramas da Figura 4 mostram grandes variações anuais relacionadas com ocorrência de dias CF e CMF. No caso de dias com chuvas fortes (CF), a tendência geral de aumento é um pouco mais evidente com o passar dos anos. Nesse caso, o coeficiente de correlação, entre as ocorrências de CF e os anos, foi estimado em $r = 0,36$. Isso indica que há aumento, mas com correlação fraca positiva. No caso, de dias com chuvas muito fortes (CMF) a o aumento é muito sutil, com dispersão de registros mais notável. Isso conduz a correlação $r = 0,11$, praticamente no limiar entre fraca e ínfima positivas. As correlações fracas indicam que não se podem taxar como determinantes, as tendências de aumento de dias CF e CMF com a evolução dos anos.

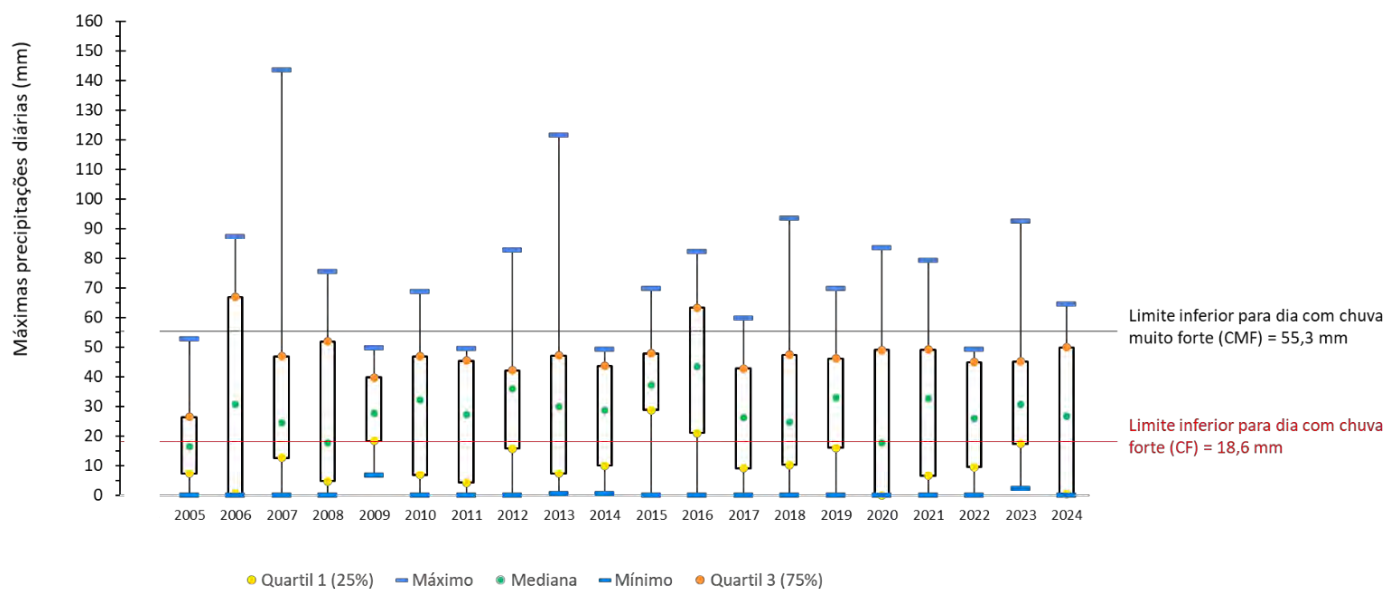
Os dias CF variaram entre 17 e 35 por ano. As ocorrências de dias CMF são consideravelmente inferiores àquelas de dias CF. Para dias com chuvas muito fortes, as variações anuais ficaram restritas à quantidade de até 5 dias/ano, indicando que classificações CMF correspondem a menos de 2% dos dias de cada ano.

Em relação aos dias secos (DS), observou-se notável padrão de repetição. Os DS ficam restritos entre 264 e 294 dias por ano (72% a 80% dos dias do ano). A moda para os dias secos é de 276 dias por ano (76% dos dias do ano). Nesse caso, a correlação entre a quantidade de dias secos e o passar

dos anos é muito próxima de zero ($r = -0,07$), indicando que há repetição dos padrões, sem qualquer tendência de crescimento ou de diminuição dos dias secos com a evolução dos anos.

As máximas precipitações diárias foram levantadas mês a mês, entre 2005 e 2024. Esses valores foram classificados em quartis e separados para cada ano. Os resultados estão dispostos em diagramas *box-plot*, separados em intervalos anuais (Figura 5).

Figura 5 - Diagramas *box-plot* para precipitações diárias máximas.



Fonte: autores

As máximas precipitações diárias, de 15 entre 20 anos analisados, superaram o limite de 55,3 mm (reta preta), referente a dias de chuva muito forte (CMF). Em 17 desses anos, as medianas superaram o limite de 18,6 mm (reta vermelha). Isso indica que mais da metade dos meses desses anos tiveram pelo menos um dia de chuvas classificadas como fortes (CF). Por outro lado, em 19 dos 20 anos analisados, os menores valores de chuvas diárias máximas não superaram o limite de 2,2 mm. Isso indica que, nos meses em que essas chuvas foram registradas, todos os dias foram classificados como secos (DS).

De uma forma geral, não há tendência clara de aumento ou de diminuição das precipitações máximas diárias com o passar dos anos. As maiores correlações lineares com o tempo foram verificadas para a mediana ($r = 0,38$) e para o limite inferior do terceiro quartil ($r = 0,32$), indicando tendência de modesto aumento desses indicadores estatísticos ao longo dos anos. Todavia, em ambos os casos, essas correlações são classificadas como fracas positivas ($0,1 \leq r < 0,5$).

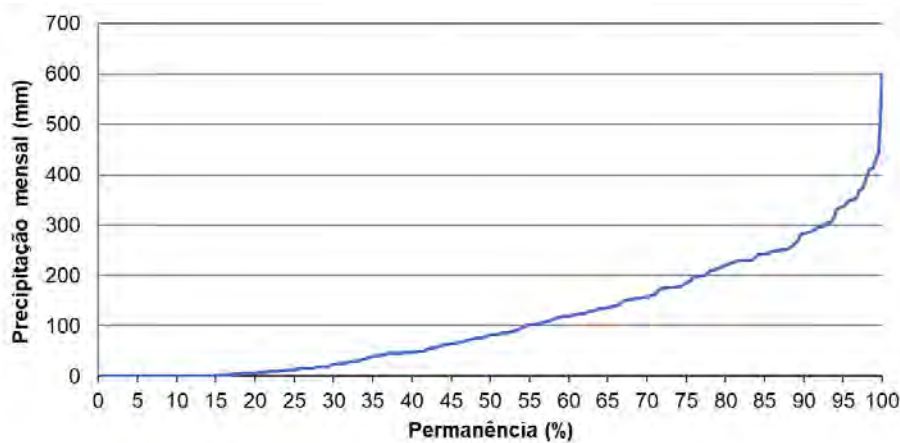
Análise de chuvas mensais

Para a classificação das precipitações mensais e sua evolução ao longo dos anos, foram analisadas chuvas acumuladas mensalmente, entre os anos de 2005 e 2024. Para isso, foi feita a soma das alturas pluviométricas registradas em cada mês. Com as precipitações mensais quantificadas, foi construída a curva de permanência (ou de percentis) de precipitações mensais (CCPm), ilustrada pela Figura 6.

A título de exemplo, para a CCPm construída com os dados da estação meteorológica do Campus Santa Mônica (Figura 6), há 55% de chance de chuvas mensais não superarem 100 mm; 70%

de chance de chuvas mensais não superarem 170 mm; 85% de chance de chuvas mensais serem menores ou iguais a 244 mm.

Figura 6 – Curva de permanência de precipitações mensais (CPPm) com base nos dados da estação meteorológica do Campus Santa Mônica – Uberlândia, MG.



Fonte: autores

A partir da CPPm e das faixas de percentis prescritos pelo INMET, foi possível extrair as precipitações mensais que estabelecem as diversas classes de meses. Esses valores estão resumidos na Tabela 1. Note-se que são classificados como secos, meses cujas precipitações são inferiores a 30 mm, mas superiores a 1,6 mm. Meses extremamente secos são aqueles em que não houve registro de precipitação. Por outro lado, meses classificados como chuvosos, têm precipitação na faixa de 138,5 mm até 244 mm. Aqueles meses cujas alturas pluviométricas acumuladas superaram 335,4 mm, são considerados extremamente chuvosos.

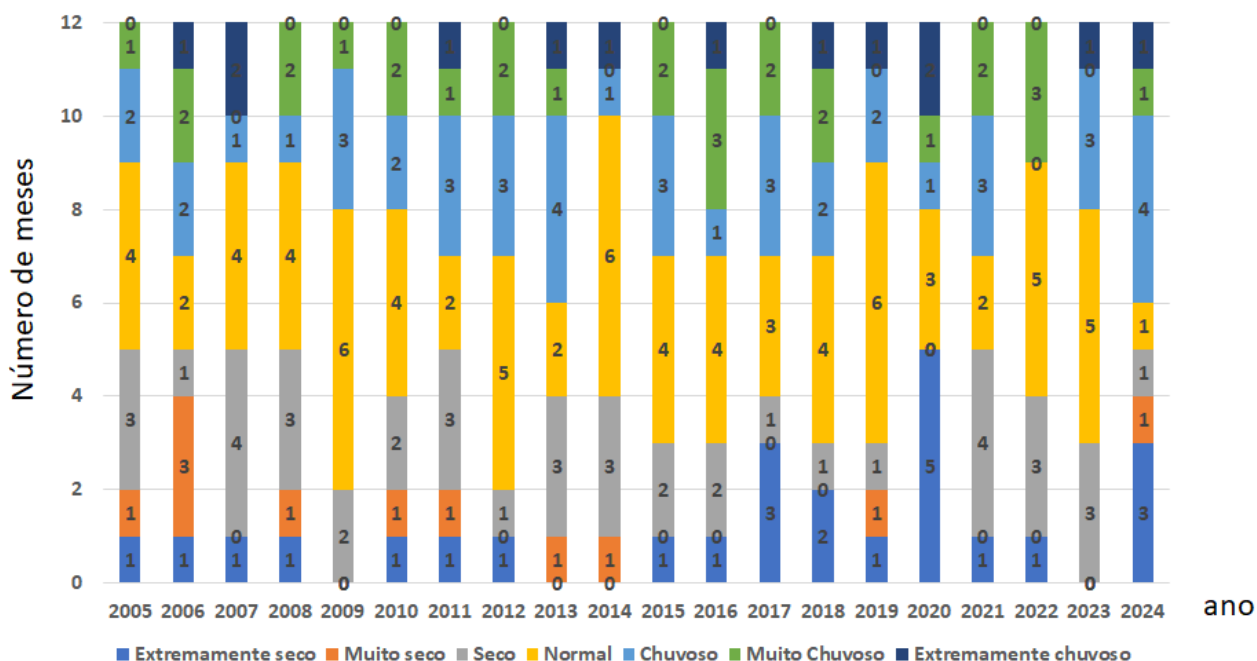
Tabela 1 - Classificação de chuvas mensais com base nos dados da estação meteorológica do Campus Santa Mônica – Uberlândia, MG.

Percentis para classificação do mês (segundo o INMET)	Faixa de precipitação mensal (mm)
Extremamente seco (até 5%)	0
Muito seco (entre 5% e 15%)	0 - 1,6
Seco (entre 15% e 33%)	1,6 - 30,0
Normal (entre 33% e 66%)	30 - 138,5
Chuvoso (entre 66% e 85%)	138,5 - 244,0
Muito chuvoso (entre 85% e 95%)	244,0 - 335,4
Extremamente chuvoso (acima de 95%)	> 335,4

Fonte: autores

O diagrama ilustrado pela Figura 7 detalha a classificação dos meses ao longo dos anos, considerando as precipitações mensais. No período de 2005 a 2024, a quantidade de meses classificados como secos, muito secos e extremamente secos variou de 2 a 5, sendo 5 meses o número mais recorrente. Também no mesmo período, os meses chuvosos, muito chuvosos e extremamente chuvosos variaram de 2 a 6, sendo 5 o número mais repetido. Com isso, de uma forma geral, não foi observada tendência clara de aumento da quantidade de meses secos, muito secos e extremamente secos. Da mesma forma, não há tendência conclusiva sobre o aumento ou diminuição de meses chuvosos, muito chuvosos e extremamente chuvosos.

Figura 7 - Quantidade de meses e suas classificações de acordo com precipitações mensais, tomando por base os dados da estação meteorológica do Campus Santa Mônica – Uberlândia, MG.



Fonte: autores

Para compreender como os meses foram classificados, foi feita a contagem das suas classificações ao longo dos anos. O resultado é apresentado na Tabela 2.

Tabela 2 – Quantidades e tipos de classificações recebidas pelos meses com base nos dados da estação meteorológica do Campus Santa Mônica – Uberlândia, MG.

Mês	Extremamente seco	Muito seco	Seco	Normal	Chuvooso	Muito chuvooso	Extremamente chuvooso
janeiro	0	0	0	5	7	6	4
fevereiro	0	0	0	7	11	4	0
março	0	0	0	11	9	2	1
abril	2	0	4	14	2	0	0
maio	2	2	8	9	1	0	0
junho	7	2	10	3	0	0	0
julho	11	5	5	1	0	0	0
agosto	8	3	8	3	0	0	0
setembro	2	0	9	11	0	0	0
outubro	2	0	0	13	5	2	0
novembro	1	0	1	7	3	8	2
dezembro	0	0	0	2	8	6	6

Fonte: autores

Nota-se que julho é o mês com maior incidência de classificações extremamente seca, seca ou muito seca, com 20 ocorrências. Junho e agosto recebem essa classificação 19 vezes, seguidos de maio (12 ocorrências) e setembro (11 ocorrências). Fora do período de maio a setembro, o mês de abril recebeu a classificação de extremamente seco em 2 anos e de seco em 4 anos. Em contraste, os meses classificados como chuvosos, muito chuvosos e extremamente chuvosos são mais frequentes entre novembro e março, sendo que dezembro recebeu essas classificações por 20 vezes, seguido de janeiro (17 ocorrências), fevereiro (15 ocorrências), novembro (13 ocorrências) e março (12 ocorrências).

De uma forma geral, a análise de chuvas mensais não evidenciou mudanças no padrão dos períodos de chuva e de estiagem. Assim, não há como confirmar tendências de que os períodos chuvosos estejam ficando cada vez mais curtos e de que os períodos de seca estejam ficando cada vez mais longos.

CONCLUSÕES

No tocante às intensidades pluviométricas máximas, foi verificada tendência suave de aumento ao longo dos anos. Todavia, não foi detectado aumento do número de eventos com intensidade forte e muito forte. A análise dos dados revelou que, para temperaturas acima de 24°C e umidade atmosférica acima de 91%, há 56% de chance de ocorrerem chuvas com intensidades fortes, igual ou superior a 25 mm/h. Esses eventos são potencialmente causadores de alagamentos urbanos. Por isso, o monitoramento da umidade atmosférica e da temperatura pode servir como indicador de alerta para que a população evite ou evacue zonas urbanas vulneráveis a alagamentos.

Faz-se aqui uma ressalva de que o menor intervalo de medição considerado foi de 1 h. Trata-se de uma limitação dos registros fornecidos pelo INMET. Assim, é possível que precipitações, registradas nesse intervalo, sejam efetivamente descarregadas em durações mais curtas que 1h, o que tornaria esses eventos mais intensos e potencialmente mais danosos em termos de alagamentos.

Em relação às chuvas acumuladas em intervalos de 24 h, não foi detectada tendência clara de aumento ou de diminuição das precipitações máximas diárias com o passar dos anos. Os dias secos mantêm-se numa faixa relativamente estável entre 72% e 80% dos dias do ano.

Em relação às precipitações mensais (totais acumulados em intervalos de 1 mês) verificou-se a moda de 5 meses chuvosos (ou de classificação superior) e de 5 meses secos (ou de classificação mais drástica). Nota-se que julho é o mês com maior incidência de classificações extremamente seca, seca ou muito seca, com 21 ocorrências. Em contraste, dezembro é o mês que recebeu mais classificações como chuvoso, muito chuvoso e extremamente chuvoso. Em geral, não é possível afirmar, a partir dos registros analisados, que tenha havido mudança no padrão de precipitações mensais ao longo dos anos. Em suma, com base nos dados analisados, não há como confirmar tendências de que os períodos chuvosos estejam ficando mais curtos e de que os períodos de estiagem estejam ficando mais longos.

REFERÊNCIAS

FERREIRA SILVA, J. A.; CARPENEDO, C. B.; DA SILVA, C. B. **Precipitação pluvial mensal em Uberlândia - MG obtida por diferentes fontes de dados.** Revista Brasileira de Climatologia, v. 31, p. 26–48, 2022.

IPCC. **Summary for Policymakers. Em: Climate Change 2023: Synthesis Report.** Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC, Geneva, Suíça, pp 1-36, doi 10.59327/IPCC.AR6-9789291691647.00. 2023.



LIMA RODRIGUES, E.; FARIAS, N.T.; LOPES, R.F.C.; SOUSA, F.A.S. **Análise da precipitação pluviométrica mensal e anual e dos períodos de seca no município de Guarabira-PB.** Revista Brasileira de Geografia Física. V.16, n.01, p.134-144. 2023.

PESSOA, J.; LIMA, A.M.S.; RODRIGUES JUNIOR, J.C.; DOS SANTOS, E. M.; OLIVEIRA, L. M.M.; DOS SANTOS, S. M.; PAIVA, A. L. R. **Aplicação do Método Análise de Tendência Inovadora (ITA) para detecção de tendências de precipitação anual e sazonal na Região Metropolitana de Recife.** Revista Brasileira de Geografia Física, v. 16, n. 6, p. 2958–2977, dez. 2023.

PREFEITURA DO RIO, Centro de Operações e Resiliência. **Forte ou muito forte, fraca, moderada... você sabe como a meteorologia classifica a intensidade da chuva?** Disponível em: <https://cor.rio/forte-ou-muito-forte-fraca-moderada-voce-sabe-como-a-meteorologia-classifica-a-intensidade-da-chuva/>. Consulta em 25/06/2025.

SALVADOR, M. DE A.; DOS SANTOS, L. S. F. C. **Análise da precipitação na cidade de São Paulo no período 1961-2009.** Revista Brasileira de Climatologia, v. 7, set. 2010.

SANTOS, C. **Estatística Descritiva** – Manual de Auto-aprendizagem. Ed. Sílabo, Lisboa, 2007.

SOUZA, W. M.; AZEVEDO, P. V. DE; ARAÚJO, L. E. DE. **Classificação da Precipitação Diária e Impactos Decorrentes dos Desastres Associados às Chuvas na Cidade do Recife-PE.** Revista Brasileira de Geografia Física, v. 5, n. 2, p. 250–268, 11 out. 2012.



APLICABILIDADE DA FERRAMENTA COMPUTACIONAL QUALITOOL 2.0 NA MODELAGEM DE QUALIDADE DA ÁGUA NO CÓRREGO MUMBUCA, MONTE CARMELO (MG)

Caroline Yuka Mori Saito¹; Marcio Ricardo Salla²

¹Mestranda em Engenharia Civil (FECIV/UFU) (caroline.saito@ufu.br)

²Professor da Faculdade de Engenharia Civil (FECIV/UFU) (marcio.salla@ufu.br)

RESUMO

Este estudo avaliou a aplicabilidade da ferramenta computacional QUALITOOL 2.0 na modelagem de autodepuração em ambiente lótico, utilizando como estudo de caso o córrego Mumbuca, em Monte Carmelo (MG). A modelagem matemática utilizou dados reais de vazão e qualidade da água como entrada, considerando os impactos de lançamentos pontuais clandestinos de esgoto. Para avaliar a aplicabilidade da ferramenta, os resultados foram comparados com os obtidos na simulação pela ferramenta WASP. Os perfis longitudinais dos parâmetros OD, DBO, nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, fósforo total e vazão apresentaram comportamento semelhante em ambas as ferramentas, com coeficientes de Nash Sutcliffe de 0,78 para OD, 0,80 para DBO, 0,59 para N-orgânico, 0,78 para N-amoniacal, 0,63 para P-total e 0,81 para a vazão. Como diferencial do QUALITOOL 2.0, um módulo de simulação permitiu realizar análise de sensibilidade dos coeficientes cinéticos, destacando os coeficientes de degradação de matéria orgânica carbonácea, reaeração, amonificação, nitrificação e sedimentação do fósforo como os mais influentes na variação dos perfis simulados. Apesar de permitir a calibração dos termos, a série histórica reduzida de dados monitorados inviabilizou a avaliação do módulo de calibração da ferramenta.

PALAVRAS-CHAVE: qualidade da água, modelagem matemática, QUALITOOL 2.0.

INTRODUÇÃO

A gestão eficaz dos recursos hídricos é importante para a sua conservação e a minimização dos conflitos quantitativos e qualitativos pelos usos múltiplos (Gualdani; Araújo Sobrinho, 2023). A disponibilidade e o manejo dos recursos hídricos condicionam o planejamento e o desenvolvimento de diversos setores no Brasil, como a geração de energia elétrica, o saneamento básico, a indústria, a agricultura e o turismo. Com o aumento da demanda urbana, agrícola e hidrelétrica, a intensificação da degradação da qualidade da água, associada ao aumento das intervenções antrópicas, tem se mostrado um desafio crescente (Mello *et al.*, 2020). Além disso, as mudanças climáticas imprevisíveis têm ocasionado chuvas intensas e secas severas, o que alerta ainda mais o sistema de gerenciamento de recursos hídricos, uma vez que ainda não se encontra plenamente adaptado às atuais condições climáticas e hidrológicas, necessitando, entre outras medidas, de investimentos em monitoramento, modelagem, sistemas de alerta, infraestrutura de defesa e resposta a eventos extremos (ANA, 2024).

Visto isso, a poluição das águas superficiais, a qual está interligada com a capacidade de autodepuração dos rios, prejudica o abastecimento de água para o consumo humano. A capacidade de autodepuração do corpo hídrico receptor permite compreender a dinâmica das cargas poluentes domésticas e industriais dos lançamentos pontuais e difuso em ambientes aquáticos.

De acordo com Von Sperling (2014), os cursos d'água urbanos são diretamente influenciados pela atividade humana, sua qualidade da água resulta das condições naturais e do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica. Com a necessidade do entendimento dos corpos hídricos, dado a crescente degradação da qualidade das águas superficiais em centros urbanos de alta densidade populacional, fomentou-se o desenvolvimento inicial dos modelos de qualidade da água, os quais evoluíram gradualmente em sofisticação e complexidade ao longo do tempo (Alamy Filho *et al.*, 2017).

Diante desse cenário, os Sistemas de Suporte à Decisão e ferramentas computacionais constituem instrumentos fundamentais para a gestão e o planejamento de sistemas hídricos complexos (Schmidt *et al.*, 2014). Os modelos matemáticos de qualidade da água trazem uma abordagem mais técnica-científica no processo de tomada de decisão, uma vez que permitem simular cenários de forma rápida e metódica, fornecendo resultados para subsidiar as decisões (Fonseca *et al.*, 2014).

Segundo Von Sperling (2014), os modelos ambientais buscam retratar a realidade conforme ela é observada ou medida, mas raramente conseguem abarcar toda a complexidade das diversas interações presentes nos sistemas ambientais. As propriedades requeridas de um modelo matemático envolvem a coerência racional, ajuste aos dados experimentais, unicidade e identificabilidade, minimalidade, falsificabilidade e poder de previsão.

Diversos modelos computacionais de qualidade da água em ambientes lântico e lótico foram desenvolvidos em todo o mundo desde o modelo clássico de Streeter- Phelps (Fleck *et al.*, 2016). As ferramentas diferenciam-se em diversos aspectos, como a capacidade de processamento, os processos físicos, químicos e biológicos que consideram, os parâmetros simulados e suas interações, a forma de inserção dos dados de entrada, a maneira como os resultados são apresentados e o grau de integração com plataformas de Sistemas de Informação Geográfica (SIG), entre outros (Riquieri, 2018).

Neste contexto, a ferramenta computacional QUALITOOL, versão 2.0, desenvolvida por Vilela (2025), foi implementada em formato website, permitindo a criação de interfaces interativas, de processamento rápido e de fácil uso para os usuários. Ela possibilita a simulação da qualidade da água em ambientes lóticos, incorporando, de forma opcional, uma análise de sensibilidade dos coeficientes do modelo e um sistema de calibração baseado em algoritmos evolucionários, além da integração com SIG e a análise temporal na ferramenta QUALITOOL 2.0 fornecem estudos mais abrangentes e dinâmicos.

O WASP (Water Quality Analysis Simulation Program) é um programa de modelagem dinâmica que abrange tanto a coluna de água quanto o leito bêntico, sendo aplicável a sistemas aquáticos diversos (EPA, 2024). A ferramenta permite, de uma forma interativa, a modelagem hidrodinâmica ao longo dos segmentos de rio e/ou reservatórios previamente definidos, a modelagem de qualidade de água em segmentos únicos, ramificados e sobrepostos representados por camada superficial, subsuperficial, interface camada bentônica/sobrenadante e camada bentônica.

O presente artigo avaliou a aplicabilidade/accurácia da ferramenta computacional QUALITOOL 2.0 em um curso de água de pequeno porte, especificamente o córrego Mumbuca, o qual recebe aportes pontuais de carga poluente, por meio da análise comparativa de seus resultados com aqueles obtidos pelo modelo WASP (Salla *et al.*, 2025). Paralelamente, por meio de um módulo na ferramenta QUALITOOL 2.0, foi realizada uma análise de sensibilidade dos coeficientes cinéticos.

METODOLOGIA

Área de estudo

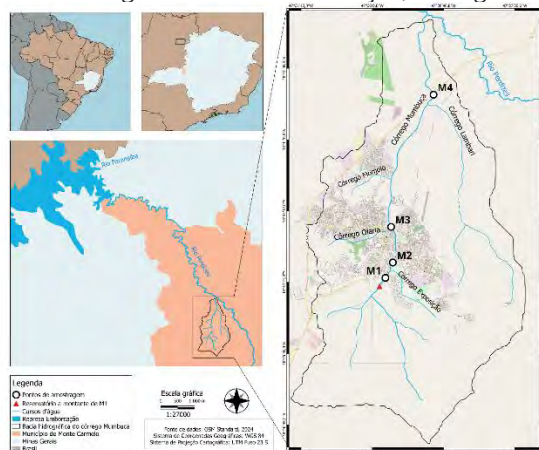
A bacia hidrográfica do córrego Mumbuca possui uma área de 53,58 km², estando integralmente localizada no município de Monte Carmelo, Minas Gerais. A maior parte da área urbana de Monte Carmelo está concentrada na região de médio curso do córrego Mumbuca, enquanto apenas pequenas áreas habitadas localizam-se fora da bacia, na porção oeste do município (ver Figura 1). Segundo o IBGE (2024), a população total urbana de Monte Carmelo é de 47.692 habitantes e densidade populacional de 35,51 hab/km². A temperatura ambiente média no mês mais frio entre 18°C e 20°C e temperatura média anual entre 22°C e 26°C e a intensidade pluviométrica média anual varia de 1300 a 1450 mm (Novais *et al.*, 2018).

O córrego Mumbuca percorre aproximadamente 14 km, desde sua nascente principal, localizada na região sul a cerca de 970 metros de altitude, até sua foz no rio Perdizes, na região norte, a aproximadamente 821 metros de altitude. Na Figura 1, observam-se quatro pontos de monitoramento distribuídos no alto e médio curso do córrego Mumbuca: o ponto M1 está localizado



a montante da área urbana; os pontos M2 e M3 situam-se dentro da região urbanizada; e o ponto M4 está posicionado a jusante da urbanização. Os quatro postos de monitoramento de qualidade da água (M1, M2, M3 e M4, na Figura 1) foram alocados estrategicamente ao longo do córrego Mumbuca, a fim de identificar os impactos das cargas poluentes das ligações clandestinas e da Estação de Tratamento de Esgoto - ETE. Os principais afluentes do córrego Mumbuca são de origem urbana, como os córregos Exposição, Olaria e Monjolo, além do córrego Lambari, que drena uma área rural.

Figura 1 – Bacia hidrográfica do córrego Mumbuca: localização, hidrografia e postos de monitoramento.



Fonte: Adaptado de Salla, *et al.* (2025).

De acordo com DMAE (2021), a demanda de água para abastecimento público depende quase 40% do reservatório de acumulação na cabeceira do córrego Mumbuca. Dessa forma, o regime hídrico no córrego regularizado pelo reservatório de acumulação ocasiona, em períodos de escassez hídrica extrema, vazão nula em 315 m de extensão de córrego imediatamente a jusante do reservatório. No entanto, a contribuição dos afluentes urbanos e rurais assegura a perenidade do fluxo ao longo de quase todo o trecho do córrego Mumbuca (Salla *et al.*, 2025).

Topologia Hídrica

O trecho do córrego Mumbuca analisado possui 9730 m, desde o início de ocupação urbana de Monte Carmelo (MG) (ponto M1) até a sua foz no rio Perdizes (ver Figura 1). Os pontos M2, M3 e M4 foram utilizados no processo de calibração por Salla *et al.* (2025), enquanto o córrego Exposição, córrego Olaria e córrego Monjolo são os principais tributários urbanos, cuja vazão e qualidade da água foram utilizados como dados de entrada.

O estudo teve início imediatamente a jusante do reservatório de acumulação utilizado para captação superficial, no ponto de monitoramento M1 (ver Figura 1), em uma região ainda não impactada por aportes clandestinos de carga poluidora, estendendo-se até a confluência do córrego Mumbuca com o rio Perdizes.

De acordo com Salla *et al.* (2025), o monitoramento da qualidade da água na foz dos tributários revelou a presença de esgoto doméstico bruto clandestino, especialmente nos córregos Exposição e Olaria. A conclusão da instalação de interceptores na sub-bacia do córrego Monjolo, em 2023, contribuiu para a despoluição deste curso d'água. No entanto, a falta de conexão entre o interceptor e o emissário de esgoto bruto ainda resulta em poluição pontual e concentrada no córrego Mumbuca.

Dados de entrada

A entrada dos dados da topologia do sistema hídrico na ferramenta QUALITOOL 2.0 foi gerada em formato GeoJson. Esse arquivo foi obtido através da ferramenta QGIS® que contém os dados de altitude georreferenciada distribuídos em formato de pontos ao longo do córrego

Mumbuca. Os dados estão em coordenada UTM (Universal Transversa de Mercator, em metros) e no sistema WGS 84. Ao inseri-lo na ferramenta, os dados espaciais são preenchidos automaticamente.

Na tela inicial do QUALITOOL 2.0 foi informado o valor da discretização em 50 metros, o qual definirá o intervalo a ser segmentado em cada trecho do rio. Isto é, uma vez adotado este valor, com o comprimento total do córrego sendo 9.150 metros definido através da inserção das coordenadas, o programa considera 183 intervalos de 50 metros.

De acordo com Salla *et al.* (2025), houve um programa de monitoramento nos meses de estiagem de 2023 (abril, junho, agosto e outubro) e 2024 (abril, junho e agosto), nos postos M1 e córregos tributários, uma vez que é considerado como período crítico de capacidade de transporte e dispersão de poluentes. Todo o planejamento de campo, preparo dos frascos, coleta e preservação das amostras de água seguiram as orientações contidas em Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 1987a e ABNT, 1987b). A relação de cada ponto está descrita na tabela 1 e os dados de vazão e qualidade da água estão ilustrados na Tabela 2, dos quais os pontos 1 a 5 e os fósforos inorgânico e orgânico foram baseados na literatura.

Tabela 1- Descrição dos pontos no Córrego Mumbuca.

Ponto	Descrição
M1	Córrego Mumbuca
A1	Córrego Exposição
1 a 5	Ligações clandestinas
A2	Córrego Olaria
A3	Córrego Monjolo
ETE	ETE
A4	Córrego Lambari

Fonte: Autora (2025).

Tabela 2 - Dados de entrada no Córrego Mumbuca.

Ponto	Q	OD	DBO	NO	Namon	Nitrito	Nitrato	Porg	Pinor
	m ³ /s					mg/L			
M1	0,0986	6,88	1,00	44,93	14,04	0,00	0,53	0,06	0,11
A1	0,0168	4,13	11,00	36,28	11,04	0,00	2,38	0,14	0,28
1	0,0104	0,00	95,00	15,00	10,00	0,00	0,05	1,00	1,00
2	0,0104	0,00	95,00	15,00	10,00	0,00	0,05	1,00	1,00
3	0,0104	0,00	95,00	15,00	10,00	0,00	0,05	1,00	1,00
4	0,0104	0,00	95,00	15,00	10,00	0,00	0,05	1,00	1,00
5	0,0104	0,00	95,00	15,00	10,00	0,00	0,05	1,00	1,00
A2	0,0327	3,50	10,00	42,37	12,09	0,00	3,24	0,17	0,34
A3	0,0322	5,25	2,00	61,62	7,85	0,00	2,62	0,05	0,09
ETE	0,0730	0,50	40,00	20,00	10,00	0,00	0,10	1,00	1,00
A4	0,0047	6,00	2,00	5,00	10,00	0,00	0,10	0,03	0,07

Fonte: Adaptado de Salla, *et al.* (2025).

Na entrada de dados das seções transversais do córrego Mumbuca, foram inseridos 14 pontos que alteram os valores de uma ou mais variáveis hidráulicas, bem como suas respectivas latitudes e longitudes, em metros. Esses pontos medidos são os mesmos utilizados por Salla *et al.* (2025). A largura da calha principal do córrego varia entre 1,0 e 5,0 m, a rugosidade de Manning entre 0,025 e 0,047 m^{-1/3}.s. Foi considerado o ângulo de 45° para os taludes direito e esquerdo do córrego,

configurando uma seção trapezoidal fixada em todo o trecho do córrego no QUALITOOL 2.0 e no estudo feito pelo WASP foram assumidas duas geometrias para a seção transversal do córrego Mumbuca: para os trechos urbanos, o formato tipo “U” e o formato retangular para os trechos rurais.

Os quatro afluentes situados no meio urbano não foram modelados. Foram considerados aportes pontuais, pois houve monitoramento no ponto de deságue no córrego principal. Além disso, para melhor representação da entrada de poluição externa, foram considerados aportes de efluentes decorrentes das ligações clandestinas de esgoto bruto evidenciadas nas visitas *in loco* e análises dos traçados da rede de esgotamento sanitário e da rede de drenagem pluvial, feitas por Salla *et al.* (2025).

Diante disso, foi constatado o lançamento pontual clandestino de esgoto doméstico bruto em, no mínimo, cinco locais distintos. Foram adotados cinco pontos distribuídos aleatoriamente entre M2 e M3. Para as ligações clandestinas, foram adotados valores típicos de esgoto doméstico bruto (Mota & Von Sperling, 2009; Salla *et al.*, 2023 apud Salla *et al.* 2025).

As vazões da ETE foram obtidas no relatório de monitoramento ambiental disponibilizado pela autarquia municipal de água e esgoto (DMAE, 2019).

Isto posto, ativou-se a opção “Possui algum ponto de descarga de poluição pontual” no aplicativo QUALITOOL 2.0 e informou-se as coordenadas geográficas das dez contribuições pontuais, bem como a vazão e as concentrações dos parâmetros (Tabela 2). No trecho estudado, não há pontos de captação de água e não são considerados pontos de entradas difusas.

Na modelagem de autodepuração de um corpo hídrico natural, os coeficientes associados aos processos físicos e bioquímicos preferencialmente devem ser ajustados por meio de calibração, a fim de obter a melhor correspondência possível entre os dados observados de qualidade da água e os resultados simulados pelo modelo. Apesar da ferramenta QUALITOOL 2.0 possuir um módulo de calibração, o artigo utilizou os valores dos coeficientes calibrados por Salla *et al.* (2025), focando-se apenas em verificar a aplicabilidade da 2ª versão da ferramenta QUALITOOL. Desse modo, os principais termos cinéticos bioquímicos utilizados foram: Constante de desoxigenação (k_1) igual a $0,35 \text{ dia}^{-1}$, constante de mineralização do nitrogênio orgânico dissolvido (k_{oa}) igual a $0,001 \text{ dia}^{-1}$, constante de nitrificação (k_{an}) igual a $0,70 \text{ dia}^{-1}$, constante de mineralização do fósforo orgânico dissolvido (k_{oi}) igual a $0,05 \text{ dia}^{-1}$, constante de reaeração global (k_2) $0,50 \text{ dia}^{-1}$ para os trechos de córrego na área urbana e $4,00 \text{ dia}^{-1}$ para os trechos na área rural. Todavia, para k_1 , adotou-se $0,3 \text{ dia}^{-1}$, visto que o coeficiente de degradação de matéria orgânica carbonácea k_d representa a desoxigenação assumindo, além da porção sobrenadante, a porção na interface com o fundo, sendo $0,3 \text{ dia}^{-1}$ um pouco maior do que k_1 .

Ainda segundo Salla *et al.* (2025), as discrepâncias nos valores da constante de reaeração são ocasionadas pelas oscilações turbulentas superficiais geradas por rugosidade das paredes, declividade de fundo e vazão volumétrica.

Os demais coeficientes foram obtidos na literatura (Chapra, 1997; Von Sperling, 2014), mantendo-se fixos no córrego todo, bem como a temperatura a 20°C . O coeficiente de sedimentação (k_s) igual a $0,0 \text{ dia}^{-1}$, carga difusa de DBO (I_{rd}) igual a $0,0 \text{ gL}_5/\text{m.d}$, demanda de fundo de OD no rio igual a $0,5 \text{ gC}/\text{m.d}$, relação entre o oxigênio consumido por cada unidade de amônia oxidada a nitrito (RO_2A_{mon}) igual a $3,2 \text{ mgO}_2/\text{mgN}_{amon}$, coeficiente de sedimentação do N orgânico igual a $0,1 \text{ dia}^{-1}$, ressurgimento de fundo da amônia ($S_{N_{amon}}$) igual a $0,5 \text{ g}/\text{m}^2.\text{d}$, coeficiente de conversão de nitrito em nitrato igual a $0,09 \text{ dia}^{-1}$, coeficiente de inibição da nitrificação por baixo OD ($k_{nitriOD}$) igual a $0,0 \text{ L}/\text{mg}$, coeficiente de sedimentação do fósforo orgânico (k_{spo}) igual a $0,035 \text{ dia}^{-1}$, e sedimentação do fósforo inorgânico ($Spinorg$) igual a $0,1 \text{ gO}_2/\text{m}^2.\text{d}$.

As simulações hidrodinâmicas feitas no WASP (EPA, 2024) consideraram os processos advectivos e de diluição da porção dissolvida poluente na massa líquida, utilizando o padrão hidrodinâmico *Kinematic Wave*, o qual relaciona a vazão volumétrica com as grandezas hidráulicas a partir da declividade de fundo e rugosidade das paredes laterais e fundo. Para as simulações do balanço de massa dos parâmetros oxigênio dissolvido (OD), Demanda Bioquímica de Oxigênio

(DBO), Nitrogênio Orgânico (NO), amônia, nitrato, fósforo orgânico (Porg) e fósforo inorgânico (Pinorg) foi utilizado o módulo de eutrofização EUTRO da ferramenta computacional WASP (EPA, 2024; SALLA *et al.*, 2025).

A partir da modelagem dos parâmetros de OD, DBO, nitrogênio, fósforo na ferramenta QUALITOOL 2.0, fez-se a comparação com os perfis longitudinais da vazão e dos parâmetros OD, DBO, nitrato, nitrogênio amoniacal, nitrogênio orgânico e fósforo total simulados em WASP por Salla *et al.* (2025). Aplicou-se, por meio do Excel, o coeficiente de Nash Sutcliffe nos dados comparados para avaliar o ajuste entre os modelos.

Na opção “ajuste e calibração” da tela inicial do QUALITOOL 2.0, foram inseridos os dados de entrada iniciais, as contribuições pontuais e os dados observados (Tabela 3). Foi utilizado o intervalo de busca dos coeficientes padrão do aplicativo, bem como o valor da porcentagem de variação na média de cada coeficiente. Em seguida, ativou-se a opção “Gerar a análise de sensibilidade dos coeficientes, com base no intervalo fornecido no Rio principal”.

A análise de sensibilidade no QUALITOOL 2.0 é baseada na análise de erros de primeira ordem (Von Sperling, 2014b apud Vilela, 2025), a qual consiste em fixar um conjunto de valores, realizar a modelagem e verificar a variação percentual do parâmetro de qualidade da água em relação a alteração de cada coeficiente com base nos valores normalizados.

Tabela 3 - Dados monitorados nos pontos M2, M3 e M4.

Ponto	Q (m3/s)	OD	DBO	NO	Amônia	Nitrito	Nitrato	Porg	Pinor
M2	0,1154	3,57	10,50	60,72	12,083	0,000	1,201	0,086	0,173
M3	0,2003	1,27	37,21	58,15	10,409	0,000	1,723	0,566	1,133
M4	0,3102	2,62	25,14	54,27	9,017	0,000	1,979	0,348	0,697

Fonte: Autora (2025).

RESULTADOS E DISCUSSÕES

A Figura 3 traz os perfis longitudinais da vazão, profundidade líquida e dos parâmetros de qualidade da água obtidos por meio das simulações dos parâmetros OD, DBO, nitrato, nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal e fósforo total nas ferramentas WASP e QUALITOOL 2.0.

Na ferramenta QUALITOOL 2.0, observam-se pequenas oscilações no posicionamento das descargas pontuais, especificamente nas confluências dos tributários com o córrego Mumbuca. Essas variações nos perfis em forma de degrau são ocasionadas pela diferença de discretização das ferramentas. O QUALITOOL 2.0 segmentou o córrego em trechos de 50 metros, totalizando 183 trechos, por outro lado, a simulação no WASP foram 14 trechos discretizados pela topologia hídrica com comprimentos longitudinais entre 45 e 3100 m.

De modo geral, os perfis longitudinais dos parâmetros de qualidade da água, no período de estiagem, demonstraram a mesma tendência, conforme mostra o coeficiente de Nash Sutcliffe 0,78 para o parâmetro oxigênio dissolvido, 0,8 para DBO, 0,59 para nitrogênio orgânico, 0,78 para nitrogênio amoniacal, 0,63 para o fósforo total e 0,81 para a vazão.

A exceção foi o parâmetro nitrato e a profundidade líquida, em que se observa certa inconsistência entre os perfis simulados nas duas ferramentas (Figura 3e e 3b), tendo os coeficientes de Nash Sutcliffe -0,33 e -2,01 respectivamente.

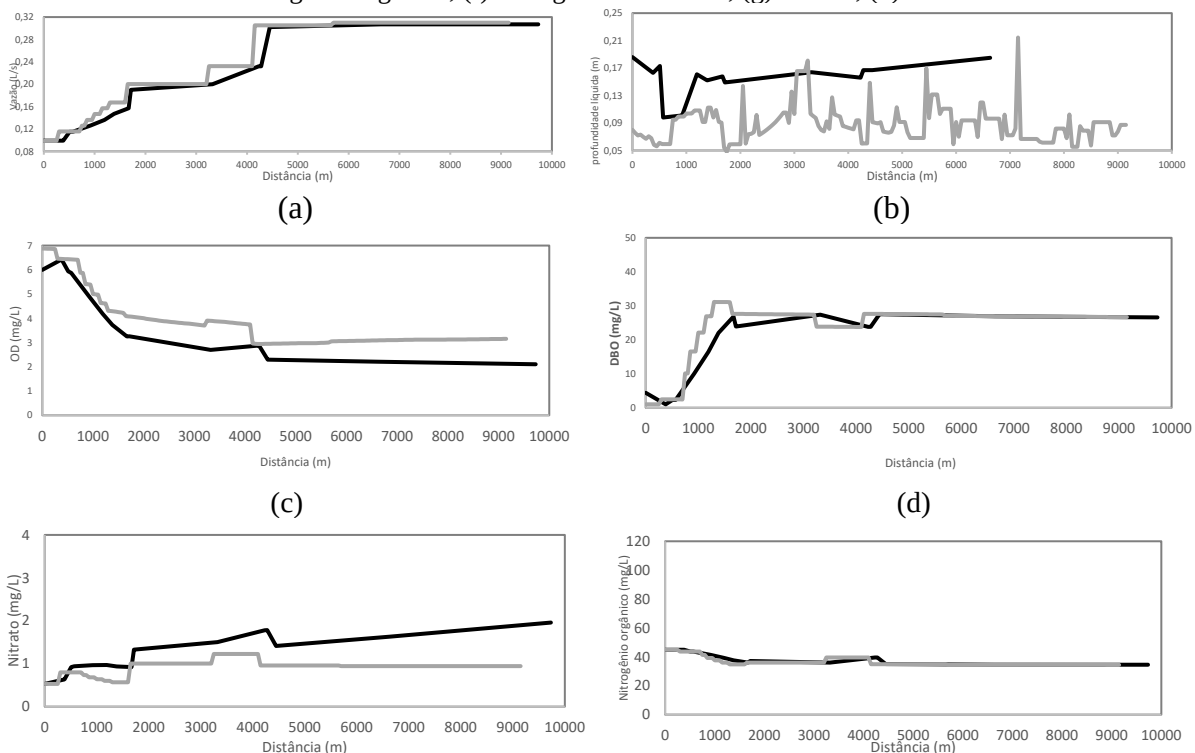
É possível observar que a profundidade líquida estimada (Figura 3b) na ferramenta QUALITOOL 2.0 apresenta acentuadas variações em comparação à do WASP. Isso se justifica devido à metodologia adotada do QUALITOOL 2.0 para a criação da topologia do sistema hídrico a partir de pontos georreferenciados (Alamy Filho *et al.*, 2017). Nas simulações no WASP adotou-se uma declividade longitudinal fixa de 0,004934 m/m. Em contrapartida, nas simulações em QUALITOOL houve maior discretização longitudinal da declividade de fundo, variando entre 0,05 m/m a 0,191 m/m. O que justifica as profundidades líquidas distintas, que influenciam na diferença do perfil longitudinal do OD nas duas ferramentas. Os valores máximos de OD foram 6,88 mg/L e 6,45 mg/L

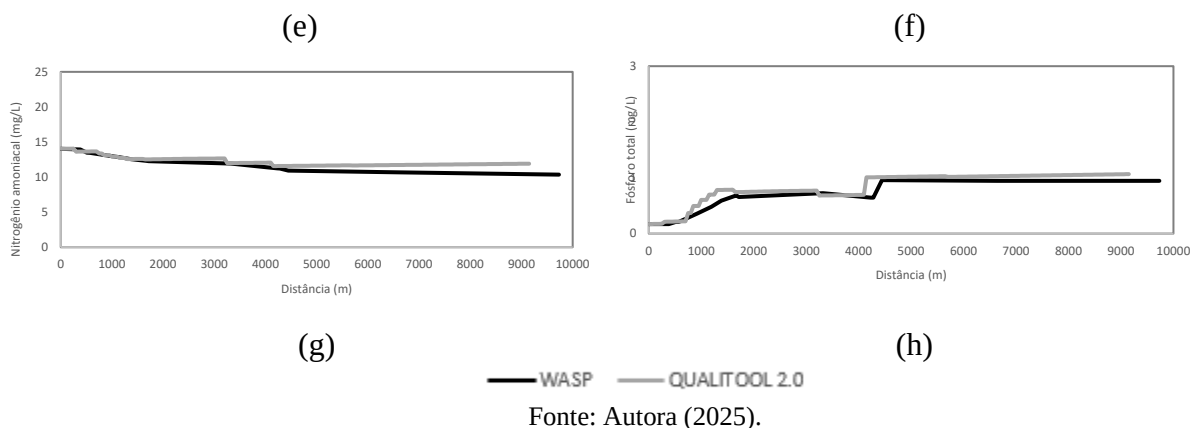
e os mínimos foram 2,94 mg/L e 2,1 mg/L, para QUALITOOL 2.0 e WASP, respectivamente (Figura 3c).

A variação do nitrato tem relação com a profundidade líquida calculada nas duas ferramentas. Alamy Filho *et al.* (2017) verificou que há uma tendência de as profundidades líquidas obtidas na ferramenta QUALITOOL resultarem menores do que as obtidas nas ferramentas QUAL-UFMG e GESCAL. Desse modo, as profundidades líquidas mais elevadas estimadas pelo modelo WASP — variando entre 0,098 m e 0,186 m — reduzem a capacidade de sedimentação do nitrogênio orgânico. Isso resulta em maiores concentrações de nitrogênio na coluna d'água e, conseqüentemente, em maiores níveis de nitrato após o processo de nitrificação. Resultado semelhante foi observado por Riquieri (2018) ao comparar os modelos HEC-RAS, QUALITOOL e QUAL-UFMG. Os valores máximos de nitrato foram 1,23 mg/L e 1,959 mg/L, para QUALITOOL 2.0 e WASP, respectivamente e o valor mínimo de nitrato foi 0,53 mg/L para ambos (Figura 3g).

Na Figura 3 observa-se que os dois perfis simulados estão inseridos dentro do conjunto de dados monitorados no período de estiagem, o que permite afirmar que a simulação no QUALITOOL 2.0 também respeitou as tendências de comportamento desses dados monitorados. Entretanto, é importante ressaltar que a opção de calibração do QUALITOOL 2.0 não foi aplicada, visto que Salla *et al.* (2025) afirma que dois aspectos prejudicaram as métricas estatísticas de ajuste entre os perfis longitudinais simulados e as séries monitoradas nos postos M2, M3 e M4, que foram os valores médios de entrada utilizados na calibração e as séries dispersas de dados monitorados ou *outliers* por posto de monitoramento.

Figura 3 - Perfis longitudinais do Córrego Mumbuca: (a) Vazão; (b) Profundidade líquida; (c) OD; (d) DBO; (e) Nitrogênio orgânico; (f) Nitrogênio amoniacal; (g) Nitrato; (h) Fósforo total.

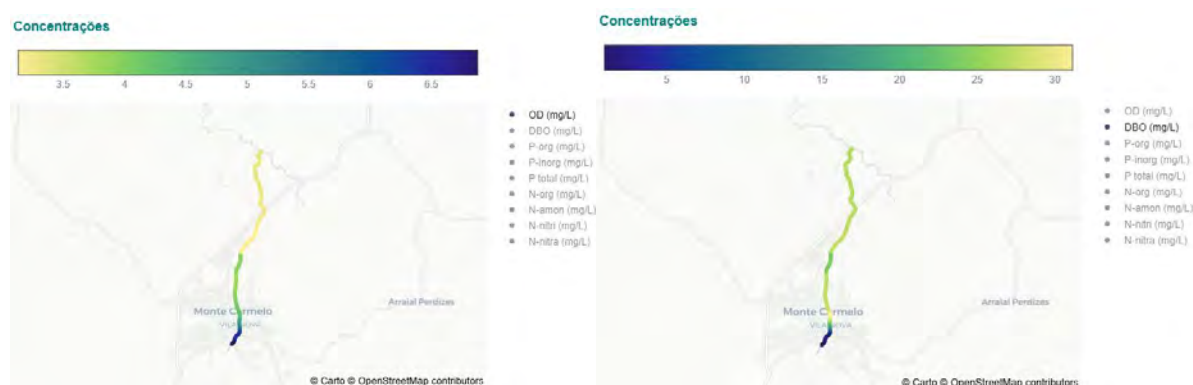




Além dos gráficos gerados, a ferramenta QUALITOOL 2.0 gera uma tabela com todos os resultados e mapas de cada parâmetro modelado, permitindo uma análise detalhada e visual dos dados processados. Com foco nos parâmetros OD e DBO, os quais evidenciam a poluição hídrica urbana, podem ser vistos na Figura 4, onde a maior concentração de OD igual a 6,87 mg/L e a menor concentração de DBO 0,99 mg/L são representadas com a cor azul escuro no início do córrego.

Vale ressaltar que as representações geoespaciais são interativos, possibilitando a aproximação e identificação da concentração do parâmetro e da coordenada geográfica em cada ponto.

Figura 4 - Representações geoespaciais de OD e DBO da modelagem do córrego Mumbuca no QUALITOOL 2.0.



Os resultados dessa análise de sensibilidade realizada são apresentados graficamente para cada modelo selecionado. O gráfico mostra a variação percentual na concentração do parâmetro de qualidade da água (eixo Y) em função da variação percentual do coeficiente cinético (eixo X) (Figura 5).

Para o parâmetro OD, os coeficientes que mais influenciaram nos resultados são o k_d , k_2 e k_{an} (Figura 5a), pois suas linhas no gráfico mostram uma maior inclinação ou variação percentual na concentração para uma dada variação percentual no coeficiente. O que vai de acordo com o exemplo hipotético no QUALITOOL 2.0 feito por Vilela (2025).

Para o parâmetro DBO: os coeficientes k_d , a temperatura e l_{rd} . O que parcialmente foi atestado por Cunha (2019) na análise de sensibilidade fatorial de quatro coeficientes, dentre eles o k_d , que resultou em elevada sensibilidade no perfil de DBO calibrado.

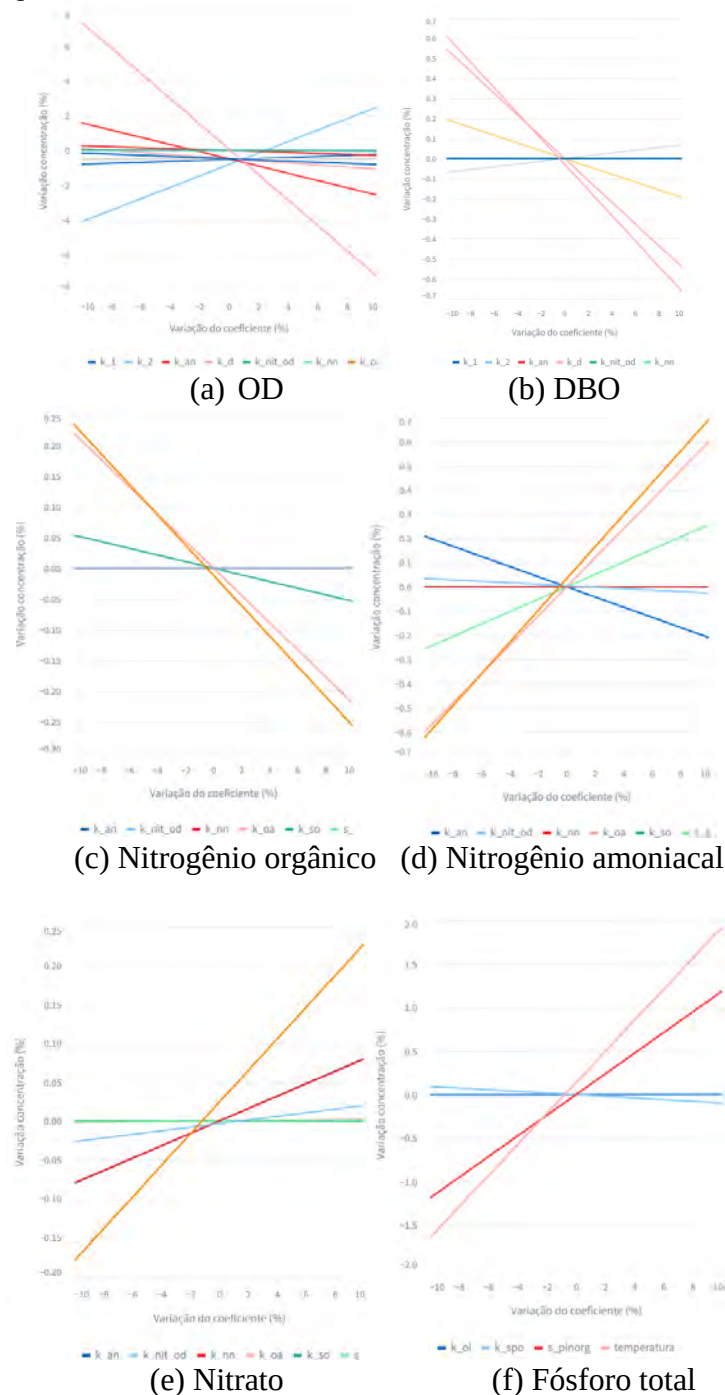
Para o nitrato, os coeficientes k_{nn} , k_{an} e temperatura influenciaram nos resultados. Fonseca et al. (2024), em sua análise de sensibilidade multiparamétrica (MPSA) obteve k_{an} como influente no parâmetro nitrato.



Para o nitrogênio orgânico e amoniacal: k_{oa} e temperatura. O que relaciona a representatividade do coeficiente na produção de nitrogênio amoniacal a partir da degradação do nitrogênio orgânico, influenciada pela temperatura (T) e pela concentração de nitrogênio orgânico (N_{org}). Portanto, o valor do coeficiente K_{oa} afeta diretamente a quantidade de nitrogênio amoniacal gerada a partir da matéria orgânica.

Para o fósforo total, o coeficiente $Spinorg$ (liberação de fósforo inorgânico dissolvido pelo sedimento de fundo) e temperatura tiveram maiores influências no modelo aplicado. O que destaca a importância do ajuste da temperatura e calibração desse coeficiente.

Figura 5 - Resultado da análise de sensibilidade no QUALITOOL 2.0.



CONCLUSÕES

De modo geral, as simulações realizadas demonstram a acurácia e a confiabilidade da ferramenta computacional QUALITOOL 2.0 na avaliação da qualidade da água em ambientes lóticos. Ademais, a interface intuitiva acompanhada de manuais didáticos, de fato facilitam sua utilização, bem como sua alta performance computacional, o qual demonstrou um tempo de processamento realmente otimizado. A análise de sensibilidade dos coeficientes se mostra promissor, uma vez que é relevante avaliar suas influências nos resultados do modelo para as devidas calibrações.

É importante destacar que, em estudos de autodepuração realizados em bacias hidrográficas reais, os coeficientes dos processos físicos e bioquímicos devem sempre ser calibrados, visando a um melhor ajuste entre os dados monitorados em campo e os perfis simulados dos diversos parâmetros de qualidade da água.

A continuidade do programa de monitoramento da água no córrego Mumbuca é essencial para diagnosticar os impactos das ligações clandestinas de esgoto doméstico bruto, tanto antes quanto após a implantação completa do sistema de coleta e transporte de esgoto sanitário na área urbana de Monte Carmelo, Minas Gerais. Além disso, o constante monitoramento é fundamental para subsidiar estudos futuros voltados à validação da opção de calibração da ferramenta computacional QUALITOOL 2.0, assegurando maior precisão nas simulações e maior confiabilidade nos diagnósticos da qualidade da água em ambientes lóticos.

REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 9897: Planejamento de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores**. Rio de Janeiro: ABNT, 1987a.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 9898: Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores**. Rio de Janeiro: ABNT, 1987b.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). **Impacto da mudança climática nos recursos hídricos do Brasil**. Brasília: ANA, 2024. 96 p. Disponível em: https://www.gov.br/ana/pt-br/assuntos/noticias-e-eventos/noticias/ana-lanca-estudo-sobre-impactos-da-mudanca-climatica-nos-recursos-hidricos-das-diferentes-regioes-do-brasil/resumo-executivo_26012024.pdf. Acesso em: 02 maio 2025.

ALAMY FILHO, José Eduardo; SALLA, Marcio Ricardo; MAGALHÃES, Ariel Ali Bento; GUIMARÃES, Túlio Machado Humberto; PEREIRA, Carlos Eugenio. **Aplicação da ferramenta computacional QUALI-TOOL na avaliação da qualidade da água em ambiente lótico**. Revista Dae, [S.L.], v. 67, n. 215, p. 69-83, 2019. Revista DAE. <http://dx.doi.org/10.4322/dae.2019.006>.

BRASIL. Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020. **Atualiza o marco legal do saneamento básico e altera as Leis nºs 9.984, de 17 de julho de 2000, 10.768, de 19 de novembro de 2003, 11.107, de 6 de abril de 2005, 11.445, de 5 de janeiro de 2007, e 12.305, de 2 de agosto de 2010**. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, 16 jul. 2020. Disponível em: <https://www.gov.br/cidades/pt-br/assuntos/saneamento/marco-legal-do-saneamento>. Acesso em: 02 de maio 2025.

CHAPRA, S. C. **Surface water-quality modeling**. WCB - McGraw-Hill. Boston, 844p. 1997.

CUNHA, N. B. **Modelagem da qualidade de água no Rio São Marcos, situado na Bacia Hidrográfica do Alto Paraná**. 2019. 110f. (Dissertação - Mestrado) - Universidade Federal de

*2º Simpósio de Recursos Hídricos, Hidráulica e Saneamento
20 a 23 de agosto de 2025*

Uberlândia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Uberlândia, 2019. Orientador: Marcio Ricardo Salla. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.14393/ufu.di.2019.493>.

DMAE. Departamento Municipal de Água e Esgoto. (2021). **Plano Municipal de Saneamento Básico de Monte Carmelo**. <https://www.dmae.montecarmelo.mg.gov.br/plano-municipal-de-saneamento-basico>.

DMAE. Departamento Municipal de Água e Esgoto de Monte Carmelo. (2019). **Relatório de Monitoramento Ambiental**. Monte Carmelo. <https://www.dmae.montecarmelo.mg.gov.br/>.

EPA. Environmental Protection Agency. Water Quality Analysis Simulation Program (WASP). 2024. United States Environmental Protection Agency. <https://www.epa.gov/ceam/water-quality-analysis-simulation-program-wasp>.

FLECK, Leandro; TAVARES, Maria Hermínia Ferreira; EYNG, Eduardo. **Principais modelos matemáticos de qualidade da água e suas aplicações: uma revisão**. Revista Eletrônica Científica Inovação e Tecnologia, v. 4, n. 8, p. 1–15, 2016. Disponível em: <https://periodicos.utfpr.edu.br/recit/article/view/4206>. Acesso em: 22 maio 2025.

FONSECA, A.; BOTELHO, C.; BOAVENTURA, R. A. R.; VILAR, V. J. P. **Evaluating the Effects of Parameter Uncertainty on River Water Quality Predictions**. Resources, v. 13, n. 8, Artigo n.º 106, 2024.

FONSECA, A.; BOTELHO, C.; BOAVENTURA, R. A. R.; VILAR, V. J. P. **Global warming effects on faecal coliform bacterium watershed impairments in Portugal**. River Research and Applications, [S.l.], n. a., 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1002/rra.2821>.

GUALDANI, C.; ARAÚJO SOBRINHO, F. L. **Modernização agrícola e os conflitos de uso da água na bacia hidrográfica do rio Urucuia, Noroeste de Minas Gerais**. Revista da ANPEGE, v. 19, n. 38, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.5418/ra2023.v19i38.16440>

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2024). **Cidades e Estados**. <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/mg/monte-carmelo.html>.

MAGALHÃES, A.A.B. **Elaboração de uma ferramenta computacional de uso livre para simulação da qualidade da água em ambiente lótico - QUALI-TOOL**. Dissertação de Mestrado, Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Federal de Uberlândia, p. 180, 2017.

MELLO, K. de; TANIWAKI, R. H.; PAULA, F. R. de; VALENTE, R. A.; RANDHIR, T. O.; MACEDO, D. R.; LEAL, C. G.; RODRIGUES, C. B.; HUGHES, R. M. **Multiscale land use impacts on water quality: Assessment, planning, and future perspectives in Brazil**. Journal of Environmental Management, v. 270, p. 110879, 2020. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0301479720308094>.

NOVAIS, G.T.; BRITO, J.L.S.; SANCHES, F.O. 2018. **Unidades climáticas do Triângulo Mineiro/Alto Paranaíba**. Revista Brasileira de Climatologia. v. 23, 223-243.

RIQUIERI, J. C. **Comparação entre ferramentas computacionais de modelagem da qualidade da água em ambiente lótico**. 2018. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2018.

SALLA, M. R.; PONCE, G. R.; DIAS, R. M.; MELO, E. I.; ROJAS, M. L. B.; SAITO, C. Y. M. Estimativa da capacidade de suporte em corpo hídrico urbano de pequeno porte. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 18, n. 4, p. 2986–3003, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.26848/rbgf.v18.4.p2986-3003>.

SCHMIDT, M. A. R. ; SALLA, M. R. ; CHUERUBIM, M. L. ; COSTA, E. S. . **Planejamento e gestão de recursos hídricos: dificuldades conceituais e de compilação de dados**. *Revista Monografias Ambientais*, v. 13, p. 3837-3846, 2014.

SISEMA. **Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos**. (2024). Infraestrutura de Dados Espaciais. <https://idesisema.meioambiente.mg.gov.br/webgis>.

STREETER, H. W.; PHELPS, E. B. **A Study of the Pollution and Natural Purification of the Ohio River, III, Factors Concerned in the Phenomena of Oxidation and Reaeration**. Public Health Bulletin No. 146. Washington D.C.: U.S. Public Health Service, 1925.

VILELA, F. F. F. **QUALITOOL 2.0: aplicativo web para modelagem da qualidade de água em ambiente lótico**. 2025. Dissertação (Mestrado em Qualidade Ambiental) - Programa de Pós-Graduação em Qualidade Ambiental, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2025. Disponível em: <http://doi.org/10.14393/ufu.di.2025.2072>.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. Editora UFMG, v. 7, n. 2, p. 592, 2014b.



APLICAÇÃO DE BANDEIRAS TARIFÁRIAS NO SETOR DE SANEAMENTO BÁSICO: PROPOSTA DE MODELO PARA REDUÇÃO DE CONSUMO EM SITUAÇÕES DE CRISE HÍDRICA

Luan Serafim Mendes Gonçalves¹; Geovana Rodrigues Lima²; Maria Mercês Ribeiro Rabelo³; Rui Eduardo Costa Abrantes⁴

¹Doutor em Engenharia Urbana (UFSCAR), Mestre em Engenharia Civil (FECIV/UFU), Bacharel em Engenharia Civil (FECIV/UFU) (luan.dmae@gmail.com)

²Bacharel em Engenharia Ambiental (ICIAG/UFU) (geovanalrodrigues@hotmail.com)

³Graduanda em Engenharia Ambiental e Sanitária (ICIAG/UFU) (ribeiorabelom@gmail.com)

⁴Bacharel em Direito (CESUC) (ruieabrantes@gmail.com)

RESUMO

Este estudo propõe um modelo de bandeira tarifária para gerenciar a demanda de água em situações de crise hídrica, inspirado na regulamentação do setor elétrico. Após a crise hídrica do verão de 2013-2014, diversos municípios adotaram, por meio de leis municipais, políticas para a segurança hídrica e a gestão sustentável das águas. A pesquisa utiliza uma abordagem comparativa para avaliar políticas de tarifas dinâmicas, com foco em bônus e tarifas de contingência implementadas em São Paulo e Fortaleza. A metodologia inclui análise do balanço hídrico e avaliação da efetividade dessas tarifas para reduzir o consumo urbano. Os principais resultados indicam que o uso de bandeiras tarifárias, ajustadas conforme a disponibilidade hídrica, contribui para a redução de consumo, além de oferecer previsibilidade e transparência para o consumidor. Conclui-se que o modelo fortalece a segurança hídrica ao incentivar o uso consciente e assegurar o abastecimento durante períodos críticos.

PALAVRAS-CHAVE: Bandeira Tarifária, Tarifa de Água, Crise Hídrica.

INTRODUÇÃO

Durante o verão de 2013-2014, uma crise hídrica de grandes proporções afetou diversas regiões do Brasil, impactando de forma significativa o abastecimento de água potável da região metropolitana de São Paulo, centro econômico e industrial do país. Em resposta a essa crise, o município de São Paulo adotou diversas medidas, sendo uma delas a criação da Política Municipal de Segurança Hídrica e Gestão das Águas, estabelecida pela Lei nº 17.104 em 30 de maio de 2019 (São Paulo, 2019). Essa política tem como foco a promoção da segurança hídrica, assegurando a disponibilidade de água para o presente o futuro por meio da proteção, conservação e recuperação dos recursos hídricos locais e suas áreas de interesse, alinhando-se com o Objetivo de Desenvolvimento Sustentável (ODS) nº 6 das Nações Unidas, que preconiza a garantia de acesso universal e sustentável à água potável e ao saneamento.

Dessa forma, a adoção de políticas tarifárias que incentivam o uso responsável de recursos hídricos e preveem medidas de contingência em períodos de escassez representa um desafio complexo para operadores e agências reguladoras de saneamento. Diante desse contexto, este artigo propõe a elaboração de um modelo de tarifação dinâmica, baseado em “bandeiras tarifárias”, visando a uma gestão mais eficiente da demanda por água em situações de crise hídrica. Esse modelo busca não apenas mitigar os impactos de futuras crises, mas também promover uma cultura de uso sustentável e responsável dos recursos hídricos.

O objetivo principal desta pesquisa é desenvolver um modelo de bandeiras tarifárias aplicado à gestão da demanda por água em períodos de escassez hídrica. Especificamente, busca-se analisar a eficácia de tarifas de bônus e contingência, com a finalidade de promover o uso consciente e mitigar o consumo excessivo, estabelecer uma correlação entre as tarifas de bônus e contingência e a

expectativa de redução de consumo, além de propor um sistema de bandeira tarifária para a tarifa de água.

METODOLOGIA

Foi realizada uma pesquisa bibliográfica abrangente sobre temas relacionados à segurança hídrica, ao aumento da demanda do uso da água, à legislação e às políticas tarifárias voltadas para o consumo hídrico, bem como o sistema de bandeiras tarifárias do setor elétrico. A partir dessa base de dados, analisou-se o impacto dessas políticas na conduta dos consumidores, considerando estudos específicos realizados em São Paulo (SP) e Fortaleza (CE), locais que já adotaram abordagens tarifárias semelhantes. Essa análise permitiu a avaliação das práticas vigentes e identificação de desafios e oportunidades, além de lições que foram incorporadas ao modelo proposto.

Como resultado dessas investigações realizadas, foi desenvolvido um modelo teórico de aplicação de bandeiras tarifárias para o consumo de água, considerando o balanço hídrico que, por sua vez, representa a análise entre a quantidade de água demandada e a quantidade disponível (demanda/disponibilidade), servindo como um indicador do grau em que a oferta de água está comprometida.

Dessa forma, o modelo proposto pelo presente trabalho estabelece critérios para a implementação das bandeiras tarifária inspirados no modelo já existente do setor de energia elétrica, sendo elas: bandeira verde, bandeira amarela, bandeira vermelha patamar 1 e bandeira vermelha patamar 2. Para a aplicação dessa proposta, foram considerados os dados dos casos concretos já existentes na cidade de São Paulo e de Fortaleza e, então, elaborado o modelo apresentado por este estudo. Deste modo, os critérios definidos estão vinculados a estratégias específicas para incentivar a economia de água e introduzir tarifas de contingência, visando a uma gestão eficiente e sustentável dos recursos hídricos.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Segurança hídrica

De acordo com UN-Water (2013), das Nações Unidas, segurança hídrica é a capacidade de uma população garantir o acesso sustentável a quantidades adequadas de água de qualidade aceitável para sustentar meios de subsistência, bem-estar humano e desenvolvimento socioeconômico, para assegurar proteção contra a poluição transmitida pela água e pelos desastres relacionados à água e para preservar ecossistemas em um clima de paz e estabilidade política. Assim, a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), instituída pela Lei nº 9.433/97, introduz princípios de segurança hídrica, especialmente em seu art. 1º, inciso III, que estabelece o consumo humano e a dessedentação de animais como usos prioritários dos recursos hídricos em períodos de escassez. Ademais, a PNRH promove a segurança hídrica do país por meio da previsão de formação de órgãos participativos para a gestão desses recursos, entre outros (Brasil, 1997).

Nesse contexto, o Plano Nacional de Segurança Hídrica (PNSH) da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) complementa a PNRH ao fornecer um planejamento integrado e consistente da infraestrutura hídrica com natureza estratégica. O PNSH foca os principais problemas de segurança hídrica do país e se baseia em diretrizes e critérios advindos do conceito de Segurança Hídrica, visando a assegurar a disponibilidade adequada de água e a prevenção contra eventos hidrológicos adversos (ANA, 2019a).

A abordagem de Tucci e Chagas (2017) sobre as vulnerabilidades para a segurança hídrica destaca a importância crítica de um planejamento e uma gestão adequados dos recursos hídricos, dividindo-se em duas categorias principais: a primeira, a respeito da vulnerabilidade por falta de projeto, está relacionada à falta de projetos específicos que possam prever e mitigar questões como escassez, qualidade da água e eventos críticos dentro de probabilidades aceitáveis; e a segunda, voltada à vulnerabilidade na emergência, é focada na preparação e resposta a eventos críticos relacionados com a disponibilidade hídrica para uso humano com probabilidades menores do que as

previstas nos projetos. Essas perspectivas sublinham a urgência de adotar uma abordagem abrangente e sustentável no manejo dos recursos hídricos que não aborde somente as questões hídricas rotineiras, mas também esteja equipada para enfrentar eficazmente emergências, promovendo, assim, a segurança hídrica para comunidades e ecossistemas.

Assim, o Índice de Segurança Hídrica (ISH) foi uma iniciativa da ANA, criado como parte do PNSH para mapear a segurança hídrica no Brasil sob diferentes perspectivas: humana, econômica, ecossistêmica e resiliência. Avaliado para os anos de 2017 e 2035, o ISH leva em conta a infraestrutura hídrica existente, destacando a evolução das demandas setoriais pelo uso da água no cenário futuro. A análise revela que, para 2035, as áreas com maior segurança hídrica são caracterizadas por uma abundante disponibilidade de água natural e menores demandas, destacando a necessidade de estratégias diferenciadas de gestão hídrica para enfrentar os desafios específicos de cada região (ANA, 2020).

Demanda urbana de água crescente

O processo de urbanização no Brasil reflete uma transformação significativa na distribuição da população ao longo do século XX. Em 1950, a configuração demográfica do país era majoritariamente rural, uma realidade que começou a mudar com o processo de industrialização. Segundo dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2018), aproximadamente 85% da população brasileira residia em áreas urbanas, um indicativo claro da rápida urbanização experimentada pelo país. Projeções da ONU para 2050 sugerem uma continuação dessa tendência, estimando que cerca de 93% da população brasileira viverá em cidades (United Nations, 2018).

Esse aumento acelerado da população urbana impacta significativamente os recursos hídricos, intensificando os conflitos pelo uso da água em áreas urbanas. Em resposta às crises hídricas recentes e severas, o Brasil implementou uma série de medidas tanto emergenciais quanto estruturais para mitigar os efeitos adversos. Entre as ações emergenciais, destacam-se o racionamento de água, a alocação negociada de águas armazenadas em reservatórios, a execução de obras emergenciais e, em situações críticas, a suspensão de certos usos da água. Paralelamente, para enfrentar os desafios a longo prazo, o país também avançou na formulação de um arcabouço legislativo robusto relacionado à gestão dos recursos hídricos. Esse esforço legislativo inclui a criação e revisão de leis, regulamentos e diretrizes que visam a promover uma gestão sustentável e integrada da água, estabelecendo princípios para o uso equitativo e eficiente da água, a proteção da qualidade da água e a prevenção de conflitos entre diferentes usuários.

Tarificação da água

A tarificação da água é um tema amplamente discutido no meio técnico, principalmente devido à sua importância na gestão sustentável dos recursos hídricos e no incentivo ao uso racional da água. A política tarifária é essencial para assegurar uma distribuição eficaz e equitativa desse recurso vital, visando não só a cobrir os custos de fornecimento, mas também a incentivar o consumo responsável e garantir acesso equitativo à água.

Recentemente, a Norma de Referência nº 6/2024, aprovada pela ANA, marca um avanço significativo na regulamentação dos serviços públicos de abastecimento de água e esgotamento sanitário no Brasil. É uma normativa que estabelece diretrizes claras para a regulação tarifária, aplicáveis a uma ampla gama de entidades, desde órgãos reguladores locais até os próprios prestadores de serviços. Entre os principais aspectos abordados, destacam-se a estruturação da remuneração por meio de tarifas, a definição de mecanismos para reajustes e revisões tarifárias periódicas e o incentivo ao compartilhamento de ganhos de produtividade (Brasil, 2024).

A elasticidade-preço da demanda no abastecimento de água mede a resposta do consumo a variações de preço e, em geral, é inelástica, pois a água é um bem essencial. Em situações de escassez severa, a demanda torna-se ainda menos responsiva ao preço, uma vez que o consumo já é restrito

por essas condições, reduzindo a eficácia de aumentos de preço como medida de economia. Por outro lado, em comunidades com maior preocupação ambiental, a resposta ao preço é relativamente mais estável, mesmo em cenários de escassez.

Ghinis, Fochezatto e Kuhn (2020) estudaram a aplicabilidade da política tarifária na gestão da demanda por água em Porto Alegre. O estudo revelou uma sensibilidade significativa do consumo à variação dos preços. Conforme os resultados, um aumento real de 1% na tarifa de água pode reduzir a demanda em aproximadamente 0,52%, com um nível de significância de 5%, reforçando, assim, a importância de estratégias tarifárias na promoção de um consumo mais consciente e sustentável de recursos hídricos.

Tarifas de bônus e contingência

Com a restrição da oferta de água devido a situações de escassez de recursos hídricos, os operadores de saneamento habitualmente recorrem a tarifas de bônus e contingência como instrumento para reduzir a demanda pela água. Este costuma ser o último recurso antes do racionamento da distribuição de água.

De acordo com a Agência Reguladora do Estado de São Paulo (ARSESP, 2015), em sua Deliberação nº 545, a Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP) informou, em novembro de 2014, que seu Programa de Incentivo à Redução do Consumo de Água foi eficaz para uma parte significativa da população, com 53% dos usuários conseguindo descontos por diminuir seu consumo (bônus), enquanto outros 23% reduziram o uso de água sem receber o desconto. Contudo, 24% dos usuários elevaram seu consumo, superando a média de uso anterior o início do programa, apesar das campanhas de conscientização sobre a importância do uso racional da água diante da grave escassez hídrica. Segundo a SABESP, em razão do programa de contingência, houve redução do consumo de água de 155 litros por habitante por dia para 118 litros por habitante por dia, representando uma diminuição de 23,87%.

No contexto do programa de bônus e contingência implementado pela SABESP, os valores arrecadados por meio da tarifa de contingência e distribuídos como bônus no ano de 2015 foram de R\$ 926,1 milhões em bônus e R\$ 499,7 milhões em contingência. Isso resulta em um déficit de caixa entre contingência e bônus de aproximadamente -R\$ 426,4 milhões, ou -85,33%. Para o ano de 2016, o cenário financeiro relativo ao programa apresentou uma melhoria, com R\$ 187,4 milhões em bônus e R\$ 224,7 milhões em contingência. Isso resultou em um superávit de aproximadamente R\$ 37,3 milhões, ou 19,9%. Somando os anos de 2015 e 2016, o programa de bônus e contingência da SABESP acumulou um total de R\$ 1.113,5 milhões em bônus e R\$ 724,4 milhões em contingência. Isso representa um déficit agregado de -R\$ 389,1 milhões, ou aproximadamente -34,94%². Esse cenário deficitário implica a necessidade de revisão e ajuste das estratégias tarifárias para garantir que os incentivos ao consumo responsável de água não comprometam a capacidade financeira da empresa de investir em infraestrutura e melhorias no serviço.

Já no Nordeste do país, em resposta à grave crise hídrica enfrentada pelo Ceará, a Agência Reguladora de Serviços Públicos Delegados do Estado do Ceará (ARCE), por meio da Resolução nº 201, e a Agência de Regulação, Fiscalização e Controle dos Serviços Públicos de Saneamento Ambiental de Fortaleza (ACFOR), a partir da Resolução nº 02/2015, implementaram uma tarifa de contingência de 120% sobre o consumo excedente ao Consumo de Referência (CR), inicialmente definido como 90% da média dos últimos 12 meses. Com o aprofundamento da crise em 2016, a Resolução ARCE nº 212 ajustou o CR para 80% da média, visando a intensificar a economia de água.

Segundo dados da Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE, 2019), entre os anos de 2015 e 2019, 77% dos clientes na Região Metropolitana de Fortaleza conseguiram adequar-se à meta de consumo. De 2015 a 2019, foram arrecadados R\$ 297 milhões em tarifa de contingência, refletindo a efetividade das medidas regulatórias na gestão da crise hídrica que se estendeu até 2022.

Diferentes contextos e desafios exigem estratégias variadas. Em São Paulo, a implementação da tarifa de bônus e contingência, aliada às condições climáticas favoráveis e aos investimentos realizados, possibilitou a rápida conclusão da política tarifária de crise, apesar do déficit financeiro para a companhia de saneamento. No Ceará, a adoção exclusiva da política de contingência alcançou o objetivo desejado, resultando em superávit financeiro que pode ser reinvestido em infraestrutura de saneamento. No entanto, essa estratégia enfrentou considerável resistência da população e perdurou por um extenso período, demonstrando que as soluções adotadas precisam balancear eficácia operacional com aceitação social.

Sistema de bandeiras tarifárias – energia elétrica

Instituído pela Agência Nacional de Energia Elétrica por meio da resolução nº. 547, em maio de 2013 (ANEEL, 2013), o Sistema de Bandeiras Tarifárias surge como uma inovação para o setor elétrico brasileiro. Seu principal objetivo é oferecer maior transparência sobre os custos da energia elétrica para os consumidores, incentivando assim um consumo mais eficiente. Sem conhecimento sobre os custos reais, especialmente em períodos de alta demanda e baixa oferta de hidroeletricidade, os consumidores tendem a manter padrões de consumo que exigem o acionamento de usinas termelétricas, mais custosas e menos eficientes.

O Sistema de Bandeiras Tarifárias é uma ferramenta educativa e de gestão, que alinha os interesses dos consumidores e das distribuidoras. Ele permite que os consumidores sejam informados sobre os custos reais da energia que consomem, incentivando o uso responsável e possibilitando economias, especialmente em períodos em que a energia é mais cara. Para as distribuidoras, significa uma fonte de receita adicional necessária para cobrir os custos mais elevados com a compra de energia, especialmente a gerada por termelétricas, beneficiando o sistema elétrico como um todo.

Segundo a ANEEL (2022) o sistema de bandeiras tarifárias sinaliza aos consumidores por meio das cores das bandeiras (verde, amarela ou vermelha) se a energia custará mais ou menos em função das condições e custo de geração de eletricidade. Atualmente a ANEEL determina 3 patamares dentro da bandeira vermelha, como ilustra a Figura 1.

Ainda segundo ANEEL (2022), o Sistema de Bandeiras Tarifárias facilita a compreensão dos consumidores sobre as variações de custo de energia, incentivando, através do indicativo de preço, um consumo mais consciente e eficaz. Essa estratégia contribui para a redução das despesas com energia elétrica e alivia a demanda exercida sobre o sistema elétrico.

A conta de energia é o principal meio de comunicação da bandeira tarifária, porém adicionalmente a ANEEL anuncia mensalmente a bandeira tarifária por meio de seu site, redes sociais, comunicados de imprensa e ampla cobertura na mídia, assegurando que os consumidores estejam informados sobre as tarifas do próximo mês.

O sistema de Bandeiras Tarifárias implementado pela ANEEL representa uma estratégia eficaz de comunicação e gestão de consumo, que não só aumenta a transparência sobre os custos da energia elétrica, mas também incentiva o uso responsável da energia entre os consumidores. Através deste sistema, é possível ajustar a demanda de energia à sua oferta e custos de produção, contribuindo para a estabilidade e sustentabilidade do sistema elétrico brasileiro.

Figura 1 – Sistema de bandeiras tarifárias do setor elétrico

Bandeira verde	Hidrelétricas operam normalmente. (geração térmica até R\$ 211,28/MWh)	Não há alteração no valor da tarifa de energia.	
Bandeira amarela	Usinas térmicas ativadas. (geração térmica de R\$ 211,28/MWh a R\$ 422,56/MWh)	Acresce na sua conta R\$ 1,87 a cada 100kWh.	
Bandeira vermelha Patamar 1	Usinas térmicas ativadas e alta demanda. (geração térmica de R\$ 422,56/MWh até R\$ 610/MWh)	Acresce na sua conta R\$ 4,16 a cada 100kWh.	
Bandeira vermelha Patamar 2	Usinas térmicas ativadas e alta demanda. (geração térmica maior ou igual a R\$ 610/MWh)	Acresce na sua conta R\$ 9,49 a cada 100 kWh.	
Bandeira Escassez Hídrica	Custos previstos em Resolução 3/21 da Câmara de Regras Excepcionais para Gestão Hidroenergética	Acresce na sua conta R\$ 14,20 a cada 100 kWh.	

Fonte: ANEEL (2022)

Proposta de modelo de bandeira tarifária para gestão da demanda por água

Baseando-se no modelo de bandeiras tarifárias da ANEEL, usado no setor elétrico, propõe-se um sistema similar para a tarifação de água, adaptando-se às diferenças essenciais entre os dois setores. Enquanto as bandeiras no setor elétrico refletem custos adicionais por utilizar fontes mais caras, no saneamento, o desafio é gerenciar a escassez da água, e não custos extras. O conceito de bandeiras é já bem compreendido pelo público, facilitando sua aplicação para balancear oferta e demanda de água de forma intuitiva.

Sugere-se uma metodologia que vincule o balanço hídrico com um sistema de tarifas variáveis, incentivando o uso consciente da água através de descontos e tarifas de contingência, baseadas na disponibilidade hídrica, conforme ilustrado na Tabela 1. Esse sistema é flexível para se adaptar às diversas realidades do Brasil, mas manteria princípios conceituais consistentes para garantir sua eficácia em diferentes contextos.

Primeiramente, é importante desenvolver o conceito de disponibilidade e demanda para abastecimento de água municipal. A Disponibilidade Hídrica Urbana é um conceito chave que define a quantidade de água acessível para captação pela empresa operadora de saneamento. Em uma doutrina conservadora, em cenários onde a captação é realizada diretamente dos cursos d'água, recomenda-se adotar a capacidade máxima permitida pela outorga de captação de água para o abastecimento municipal como referência. Quando a captação acontece em áreas influenciadas por reservatórios, a disponibilidade de água considera a vazão mínima a ser liberada pela barragem do reservatório, somada à vazão outorgada para a captação pelo prestador de serviços de saneamento.

Alternativamente, em situações onde existe uma significativa margem de reserva na capacidade de tratamento, como é comum em Estações de Tratamento de Água (ETAs) recém-instaladas, a disponibilidade pode ser calculada considerando a vazão média de captação da ETA adicionado de um fator de segurança que considere a expectativa de atendimento no dia e hora de maior consumo.

Em momentos de escassez hídrica, os órgãos reguladores dos recursos hídricos têm a prerrogativa de ajustar a vazão outorgada, reduzindo-a conforme necessário. Diante dessas circunstâncias, a disponibilidade hídrica deve ser recalculada para refletir o limite máximo autorizado pelo órgão gestor. Se houver excedente na capacidade de tratamento de água, mesmo com as restrições de outorga, é possível que a disponibilidade supere a demanda existente.

Por sua vez, a demanda municipal de água engloba o consumo residencial, comercial, industrial, público, além das perdas sistêmicas. Esse consumo é estimado com base na média de distribuição do

ano anterior, ajustada por um fator de crescimento que acompanha as projeções populacionais urbanas fornecidas pelo IBGE, garantindo um planejamento adequado para atender às necessidades do município.

Um sistema de tarifação eficaz deve fundamentar-se em uma tarifa estabelecida para situações hídricas tidas como padrão, isto é, períodos em que não existem limitações quanto ao volume de água que pode ser captado pelo operador. Assim, recomenda-se que a tarifa padrão seja aplicada sempre que a relação entre a disponibilidade e a demanda de água exceder o índice de 1,2, refletindo uma situação em que a disponibilidade supera a demanda em pelo menos 20%, assegurando assim um cenário de segurança hídrica.

Já para uma relação entre 1,0 e 1,2, recomenda-se avançar para a bandeira amarela, ativando incentivos tarifários para estimular a redução do consumo e prevenir uma demanda que exceda a disponibilidade. A experiência com a política tarifária implementada em São Paulo durante a crise de 2015 mostrou que manter três níveis de incentivo para economia de água gera resultados mais positivos do que a adoção de um único nível, como adotado inicialmente.

Nesse sentido, sob a bandeira amarela, propõe-se uma estrutura de descontos progressivos: 30% de redução na tarifa para consumos que diminuam mais de 20%, 20% de desconto para reduções entre 15% e 20%, e 10% para aquelas entre 10% e 15%. Essa estratégia visa recompensar até mesmo pequenas economias de água, incentivando todos os consumidores a contribuir para a redução do consumo geral. Tal abordagem demonstrou ser eficaz em São Paulo, onde 53% dos usuários obtiveram descontos por reduzirem seu consumo acima de 10%, enquanto outros 23% alcançaram economias de até 10% sem receber descontos, indicando a eficácia da medida em promover uma conscientização e ação efetiva na economia de água.

Diante do agravamento da crise hídrica ou quando as medidas sob a bandeira amarela não surtirem o efeito desejado, é essencial que a política tarifária migre para um sistema de contingência. Neste cenário, consumidores que excederem o consumo médio estipulado enfrentarão penalidades tarifárias. Inspirando-se no bem-sucedido modelo implementado em São Paulo, que logrou uma expressiva redução de 23% no consumo de água, sugere-se a imposição de um acréscimo de 40% na tarifa para o consumo que ultrapassar até 20% da média e um acréscimo de 100% para o consumo que superar essa marca. Esta abordagem, adequada para uma faixa de disponibilidade/demanda de 0,8 a 1,0, seria enquadrada sob a bandeira vermelha patamar 1, incentivando uma gestão mais consciente da água em períodos de escassez.

Em uma situação ainda mais crítica, onde a escassez de água se intensifica, torna-se imperativo reforçar as medidas de contingência. Embora São Paulo não tenha necessitado avançar para esse estágio, a experiência na região metropolitana de Fortaleza demonstrou que um acréscimo de 120% na tarifa para o consumo que supera o consumo de referência, definido como 80% do consumo médio, pode significativamente reduzir o uso de água. Mesmo na ausência de dados oficiais sobre os efeitos dessa política, é plausível esperar que sua rigorosa penalidade encoraje uma redução substancial no consumo, categorizando-a sob a bandeira vermelha patamar 2, para situações onde a relação disponibilidade/demanda é inferior a 0,8. A

Tabela 1 - Proposta de Bandeiras Tarifárias para gestão da demanda por água

Bandeira	Critério	Tipo	Tarifa	
Verde	Disponibilidade $\geq$ Demanda $\cdot$ 1,2	Normal	Sem Variação Tarifária	
Amarela	Disponibilidade $\leq$ Demanda $\cdot$ 1,2 e	Bônus	Redução de 30% na tarifa quando houver redução de consumo maior do que 20%; Redução de 20% na tarifa quando houver redução de consumo maior do	

	Disponibilidade $\geq$ Demanda		que 15% e inferior a 20%; Redução de 10% na tarifa quando houver redução de consumo maior do que 10% e inferior a 15%.	
Vermelha Patamar 1	Disponibilidade $\leq$ Demanda e Disponibilidade $\geq$ Demanda $\cdot 0,8$	Bônus e Contingência	Mantém-se os critérios de bônus da bandeira amarela e; Acréscimo de 40% na tarifa sobre a parte de consumo de água que exceder até 20% da média; Acréscimo de 100% na tarifa sobre a parte de consumo de água que exceder 20% da média.	
Vermelha Patamar 2	Disponibilidade $\leq$ Demanda $\cdot 0,8$	Contingência	Acréscimo de 120% na tarifa sobre a parte de consumo de água que exceder a média $\cdot 0,8$.	

Fonte: Autores (2024)

É crucial enfatizar que a efetividade dos ajustes tarifários propostos depende substancialmente da elasticidade-preço da água, ou seja, a sensibilidade do consumo diante das variações no preço. Tipicamente, a água demonstra uma elasticidade-preço negativa estimada em -0,5, significando que um incremento de 10% na tarifa tende a resultar em uma diminuição de aproximadamente 5% no volume consumido. Contudo, em períodos de escassez hídrica, esses incrementos tarifários são aplicados apenas ao consumo que ultrapassa a média, impactando de forma limitada a redução global do consumo devido à estrutura específica dessa aplicação. O conceito de elasticidade-preço assume maior importância em contextos em que as limitações no fornecimento de água são persistentes. No entanto, a experiência em São Paulo, onde a imposição de uma tarifa de contingência de 40% sobre o consumo que excede a média em 20% conduziu a uma diminuição de 23% no consumo, valida a noção de elasticidade-preço negativa de -0,5, evidenciando a capacidade dessa abordagem em incentivar uma gestão mais eficiente da água em momentos críticos.

Sendo a água fundamental para a vida e o desenvolvimento econômico, as reações dos consumidores às políticas tarifárias de incentivos e contingências podem variar significativamente a médio e longo prazo. Em alguns casos, os consumidores podem optar por absorver os custos adicionais, desconsiderando incentivos para economizar esse recurso crucial. Esse comportamento tende a ser mais pronunciado em regiões em que o custo da água tem impacto menor no orçamento familiar. Assim, espera-se que quanto maior o peso do custo da água no orçamento familiar, maior é a probabilidade de sucesso das políticas tarifárias de incentivo e contingência, evidenciando a importância da sensibilidade econômica nas respostas dos consumidores a tais políticas.

CONCLUSÕES

Este estudo desenvolveu um modelo de bandeiras tarifárias para a gestão da demanda de água em períodos de escassez hídrica. Inspirado pelo sucesso do modelo aplicado ao setor elétrico, esse sistema propõe uma estratégia adaptável para enfrentar a escassez de água, incentivando o consumo responsável. Por meio da implementação de tarifas variáveis, que refletem a disponibilidade hídrica e estimulam a economia de água, busca-se mitigar os impactos das crises hídricas e promover uma mudança cultural em relação ao uso dos recursos hídricos.

Primeiramente, a análise da eficácia das tarifas de bônus e contingência nos municípios como São Paulo e Fortaleza revelou que essas ferramentas podem ser efetivas para estimular a economia de água e mitigar o consumo excessivo. A tarifa de bônus recompensa os consumidores que reduzem o uso de água, promovendo uma prática de economia voluntária, enquanto a tarifa de contingência

impõe custos adicionais aos usuários que ultrapassam limites de consumo estabelecidos, desincentivando o desperdício. Esse mecanismo permite uma resposta rápida à demanda por água em situações críticas, incentivando práticas que beneficiam o sistema hídrico a longo prazo.

Além disso, a correlação entre essas tarifas e a expectativa de redução do consumo mostrou-se coerente com as políticas de gestão de demanda, ajustando os preços conforme a disponibilidade hídrica. Esse ajuste permite que o sistema de bandeiras tarifárias responda às variações sazonais e à pressão sobre os recursos hídricos, otimizando o consumo conforme as necessidades e limitações locais.

O sistema de bandeiras tarifárias proposto, composto pelas bandeiras verde, amarela e vermelha, representa uma estratégia prática e eficiente para gerenciar a oferta e a demanda de água, fornecendo ao consumidor transparência e previsibilidade sobre os custos em diferentes cenários hídricos. Cada bandeira reflete um nível de disponibilidade de água, permitindo ajustes tarifários que incentivam a economia de recursos e ajudam a prevenir crises de abastecimento. Dessa forma, o modelo contribui para a segurança hídrica e fomenta uma cultura de uso consciente dos recursos.

É importante reconhecer, no entanto, que o sucesso das políticas tarifárias de bônus e contingência dependem de uma compreensão aprofundada da elasticidade-preço da água e de uma abordagem que equilibre eficácia operacional com aceitação social. A experiência sugere que o ajuste fino das tarifas, a comunicação efetiva com a população e o monitoramento constante dos resultados serão cruciais para a efetividade do sistema de bandeiras tarifárias.

REFERÊNCIAS

ANA – AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Plano Nacional de Segurança Hídrica**. Brasília, DF: ANA, 2019a.

ANA – AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Índice de Segurança Hídrica (ISH)**: manual metodológico. Brasília, DF: ANA, 2020.

ANEEL – AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. Resolução Normativa nº 547, de 16 de abril de 2013. Estabelecer os procedimentos comerciais para aplicação do sistema de bandeiras tarifárias. **Diário Oficial**, Brasília, DF, 2013.

ANEEL – AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. Sobre Bandeiras Tarifárias. Bandeiras tarifárias é o Sistema que sinaliza aos consumidores os custos reais da geração de energia elétrica. **ANEEL**, Brasília, DF, 24 fev. 2022. Disponível em: <<https://www.gov.br/aneel/pt-br/assuntos/tarifas/bandeiras-tarifarias/sobre-bandeiras-tarifarias>>. Acesso em: 11 mar. 2024.

ARSESP – AGÊNCIA REGULADORA DE SERVIÇOS PÚBLICOS DO ESTADO DE SÃO PAULO. Deliberação Nº 545, de 07 de janeiro de 2015. Dispõe sobre a autorização da implantação da tarifa de contingência pela Sabesp, visando à redução do consumo de água em face da situação de grave escassez de recursos hídricos. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, São Paulo, 2015.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regula o aproveitamento dos recursos hídricos e dá outras providências. **Diário Oficial**, Brasília, DF, 9 jan. 1997.

BRASIL. Resolução ANA nº 183, de 5 de fevereiro de 2024. Aprova a Norma de Referência ANA nº 6/2024, que dispõe sobre os modelos de regulação tarifária dos serviços públicos de abastecimento de água e esgotamento sanitário. **Diário Oficial**, Brasília, DF, edição 27, seção 1, p. 35, 7 fev. 2024.

CAGECE – Companhia de Água e Esgoto do Estado do Ceará. “Esclarece sobre Tarifa de Contingência após matéria veiculada com informações inconsistentes”. **CAGECE**, Fortaleza, 2019. Disponível em: <<https://www.cagece.com.br/comunicacao/noticias/cagece-esclarece-sobre-tarifa-de-contingencia-apos-materia-veiculada-com-informacoes-inconsistentes/>>. Acesso em: 11 mar. 2024.

GHINIS, C. P.; FOCHEZATTO, A.; KUHN, C. V. A política tarifária como instrumento de gestão da demanda por água: estimando a elasticidade preço da demanda nos municípios do rio grande do sul, 2010-2016. **Economia Aplicada**, Ribeirão Preto, v. 24, n. 2, p. 249-272, 2020. <http://dx.doi.org/10.11606/1980-5330/ea156233>

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA **Projeções da população: Brasil e unidades da Federação, revisão 2018**. 2. ed. Brasília, DF: IBGE, 2018.

TUCCI, C. E.; CHAGAS, M. F. Segurança hídrica: conceitos e estratégia para minas gerais. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, Santa Maria, v. 14, n. 1, 2017. <http://dx.doi.org/10.21168/reg.v14e12>

UNITED NATIONS. **World Urbanization Prospects: The 2018 Revision**. New York: United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division, 2018. UN-WATER. **Water Security and the Global Water Agenda: A UN-Water Analytical Brief**. Ontario: United Nations University; Institute for Water, 2013. Disponível em: <<https://www.unwater.org/publications/water-security-and-global-water-agenda>>. Acesso em: 11 mar. 2024.



AVALIAÇÃO DA ELETROCOAGULAÇÃO EM BATELADA APLICADA AO TRATAMENTO DE ÁGUA DE LAVAGEM DE FILTROS

Luis Samuel Huayanay Conde¹; Bernardo João Francisco Companhia²; Thamires Fernandes de Souza³; Paulo Sérgio Scalize⁴

^{1,2}Mestrando em Engenharia Ambiental e Sanitária (PPGEAS/UFG) (luishuayanay@discente.ufg.br, bernardojoaofrancisco@gmail.com)

³Graduanda em Engenharia Ambiental e Sanitária (EECA/UFG) (thamiresfernandes@discente.ufg.br)

⁴Professor Titular da Escola de Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Goiás (EECA/UFG) (pscalize@ufg.br)

RESUMO

A geração de águas de lavagem de filtros em Estações de Tratamento de Água (ETAs) representa um desafio ambiental, devido às altas concentrações de sólidos. Este estudo avaliou a eficácia da eletrocoagulação em reator cilíndrico vertical, operado em batelada no tratamento dessas águas, utilizando eletrodos de alumínio e mantendo uma densidade de corrente constante de 9,79 A/m². Foram testadas três configurações de altura do reator (20, 40 e 60 cm), correspondendo a volumes úteis de 350 mL, 710 mL e 1.060 mL, respectivamente. Os resultados demonstraram remoções superiores a 97% para turbidez e 93% para cor aparente em 30 minutos, independentemente da altura do reator. Após 5 minutos de tratamento, os valores remanescentes nas três configurações foram próximos e decrescentes para turbidez e cor aparente, com coeficiente de variação, respectivamente de 22,7% e 21,2% aos 5 minutos e 8,6% e 5,2% aos 30 minutos. O pH aumentou gradualmente devido à geração de OH⁻ no cátodo, enquanto a condutividade elétrica reduziu-se pelo consumo de íons na formação de flocos. Os resultados indicam que tempos de operação inferiores a 30 minutos podem ser viáveis para o lançamento de águas tratadas em corpos hídricos, a depender dos limites máximos permitidos. Conclui-se que a eletrocoagulação em batelada é uma técnica eficiente e sustentável para o tratamento de águas de lavagem de filtros, com potencial aplicação em ETAs.

PALAVRAS-CHAVE: Eletrocoagulação, reator em batelada, densidade de corrente elétrica.

INTRODUÇÃO

A geração de águas de lavagem de filtros em Estações de Tratamento de Água (ETA) constitui um dos principais desafios ambientais do setor de saneamento. Esses efluentes, provenientes do processo de retro lavagem dos filtros, apresentam elevadas concentrações de sólidos suspensos, turbidez, matéria orgânica e, em alguns casos, subprodutos da coagulação química (BOURGEOIS; WALSH; GAGNON, 2004). Estima-se que uma ETA convencional possa gerar volumes de água de lavagem equivalentes a 5% da água tratada, os quais, quando não gerenciados adequadamente, representam perda de recurso hídrico (FREITAS et al., 2010). Nesse cenário, é fundamental pesquisar por soluções que sejam eficazes e ambientalmente sustentáveis para o tratamento dessas águas.

Dentre as alternativas tecnológicas, a eletrocoagulação (EC) destaca-se como uma solução promissora, que oferece vantagens, como alta eficiência na remoção de poluentes e redução na geração de lodos quando comparada à coagulação química convencional (MOLLAH et al., 2001). O princípio básico da eletrocoagulação consiste na geração *in situ* de coagulantes pela dissolução elétrica de íons de alumínio ou ferro a partir dos eletrodos correspondentes. No ânodo, os íons metálicos (Al³⁺ ou Fe²⁺) são liberados, enquanto no cátodo ocorre a liberação de gás hidrogênio, que auxilia na flotação e remoção das partículas. Este método é eficiente, compacto e econômico (CHEN, 2004).

A densidade de corrente constitui um fator crítico na eletrocoagulação, pois determina a taxa de dissolução dos eletrodos e define assim a dosagem de coagulante disponibilizada (HAKIZIMANA et al., 2017). Outro fator crítico é a geometria do reator, pois afeta a mistura de fluidos e a formação de flocos. A maioria das pesquisas conclui que eletrodos do tipo cilíndrico são mais adequados para mistura de fluidos (MAGNISALI; YAN; VAYENAS, 2022).

Embora a eletrocoagulação tenha sido amplamente estudada para águas residuárias industriais, sua aplicação a águas de lavagem de filtros de ETAs é pouco explorada. Além disso, a maioria dos estudos utiliza sistemas contínuos, enquanto a operação em batelada carece de investigação mais aprofundada (KOBYA, 2003; MANSOORIAN et al., 2016). Contudo, o estudo contribui para o entendimento dos mecanismos fundamentais da EC aplicada a reatores em batelada, complementando trabalhos anteriores focados em águas sintéticas (DANESHVAR; OLADEGARAGOZE; DJAFARZADEH, 2006).

Nesse contexto, este artigo visa avaliar o desempenho da eletrocoagulação em reator cilíndrico vertical, operado em batelada no tratamento de águas de lavagem de filtros, utilizando eletrodos de alumínio e mantendo uma densidade de corrente constante.

METODOLOGIA

Preparação da amostra

Foi coletada e reservada a água de lavagem de filtros (AFL) na Estação de Tratamento de Água (ETA) Meia Ponte, em Goiânia-GO. Durante a coleta não se preocupou com uma amostra composta, pois seria preparada com uma concentração de sólidos totais de 250 mg/L, com turbidez de 298 NTU e cor aparente de 381 uC; com isso, foi simulada a água de lavagem de filtros (LIMA et al., 2025). Em seguida foi armazenada em um tanque de 200 litros equipado com agitação mecânica contínua para garantir homogeneidade durante os ensaios.

A condutividade elétrica inicial da água preparada foi 136 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e mostrou-se insuficiente para manter a densidade de corrente nas configurações de maior altura, devido ao aumento da resistividade do sistema. Para garantir condições operacionais adequadas em todas as alturas testadas, a condutividade foi ajustada para 268 $\mu\text{S}/\text{cm}$ através da adição de NaCl (CHEN, 2004).

Configuração do reator em batelada

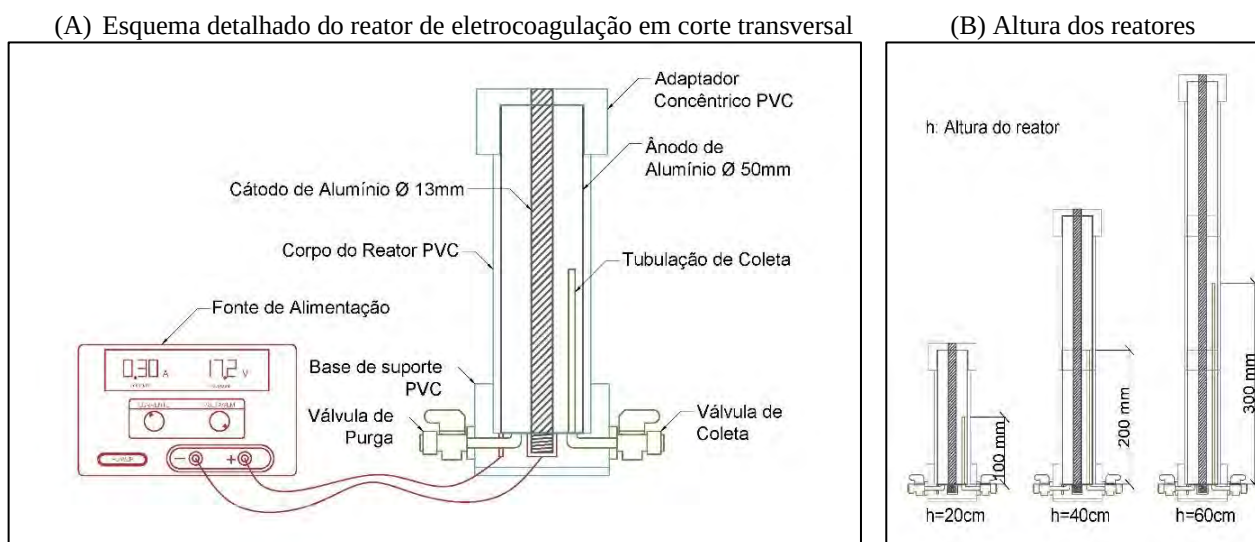
O sistema de eletrocoagulação foi desenvolvido com um arranjo concêntrico de eletrodos de alumínio, um tubo anódico de 50 m de diâmetro e uma haste catódica de 13 mm de diâmetro, ambos montados em uma estrutura de PVC com diâmetro externo de 60 mm e com uma distância entre eletrodos constante de 18,5 mm. O reator foi projetado com três configurações de altura (20, 40 e 60 cm), permitindo volumes úteis de 350 mL, 710 mL e 1.060 mL, respectivamente. Na parte inferior do sistema, foram instalados dois registros: um para descarga de sedimentos e outro para coleta de amostras em pontos estratégicos localizados em alturas intermediárias de cada reator, sendo de 10, 20 e 30 cm, a partir da base. O sistema foi alimentado por uma fonte elétrica *Instrutherm* modelo FA-3050 (0-30 V, 0-5 A), conectada aos eletrodos (Figura 1).

A densidade de corrente foi mantida constante em 9,79 A/m² para todas as configurações, sendo fixada através do variador da corrente da fonte. Para a altura de 20 cm, adotou-se 0,3 A como corrente base, valor identificado como ótimo para eficiência em eletrocoagulação com eletrodos de alumínio (GÖREN; ÖNCEL; KOBYA, 2020). Nas configurações de 40 cm (0,6 A) e 60 cm (0,9 A), a corrente foi escalonada proporcionalmente à área dos eletrodos, conforme a Equação (1)

$$J = \frac{I}{A} \quad (1)$$

Onde J representa a densidade de corrente (A/m^2), I a corrente elétrica (A) e A a área do eletrodo (m^2), permitindo o estabelecimento das correntes necessárias sem ocorrência de polarização dos eletrodos. Em cada configuração, reservou-se uma borda livre específica (5 mm para 20 cm, 10 mm para 40 cm, 15 mm para 60 cm) acima do nível de enchimento para acomodação dos flocos formados durante o processo.

Figura 1 – Configuração do sistema de eletrocoagulação.



Fonte: Autores

Procedimento experimental

Os ensaios foram realizados em sistema batelada no Laboratório de Análise de Águas (LAnA) da Universidade Federal de Goiás (UFG). Para cada configuração de altura do reator (20, 40 e 60 cm), estabeleceram-se as seguintes condições operacionais: correntes de 0,3 A, 0,6 A e 0,9 A, e bordas livres de 5 mm (20 cm), 10 mm (40 cm) e 15 mm (60 cm), respectivamente, mantendo-se densidade de corrente constante de $9,79 A/m^2$.

O procedimento experimental compreendeu: (i) preenchimento do reator com água de lavagem de filtros (ALF) até a altura correspondente; (ii) ajuste imediato da corrente elétrica conforme a configuração do reator; (iii) interrupção do processo no tempo predeterminado, com descarte de 10 mL, 20 mL e 30 mL, respectivamente para cada altura do reator, para eliminar a água estagnada na tubulação de coleta e sem tratamento, seguida de uma coleta única da 100 mL de amostra através do registro; (iv) análise imediata no Laboratório para determinação de turbidez e cor aparente (Standard Methods, 2017), pH (ABNT, 2013) e condutividade elétrica; (v) esvaziamento completo e descarte da água do reator e os eletrodos foram lavados para remover lodos e óxidos acumulados para prevenir a passivação dos eletrodos de alumínio (vi) novo preenchimento com ALF para repetição do procedimento no intervalo seguinte do tempo. Este ciclo (tratamento-esvaziamento-lavagem-reabastecimento) foi repetido até completar todos os tempos de reação (1, 2, 3, 4, 5, 10, 15, 20, 25, 30 min), garantindo condições operacionais idênticas em cada ensaio e evitando interferências cumulativas.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Turbidez e cor aparente

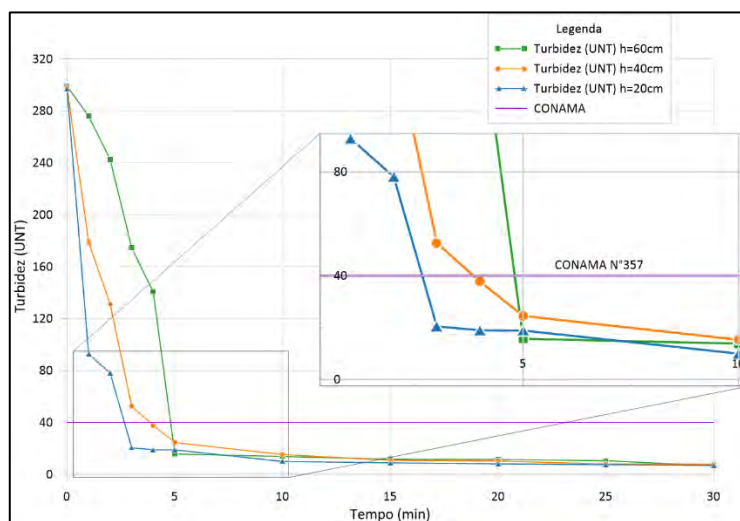
Os resultados demonstraram uma remoção de turbidez em todas as alturas do reator (20, 40 e 60 cm), com eficiências finais de 97,7%, 97,4% e 97,8%, respectivamente, após 30 minutos de tratamento. Para todas as configurações, observou-se uma redução superior a 90% nos primeiros 5 minutos. A partir dos 10 minutos, as curvas de turbidez convergiram para valores similares (13,8–15,3 UNT), indicando que o processo tem remoções elevadas nos primeiros 5 minutos, com estabilização da turbidez remanente entre 5 e 10 minutos de operação.

Em adição, os ensaios demonstraram uma eficiente remoção de cor aparente em todas as alturas do reator. Na configuração de 20 cm, observou-se uma redução de 85% nos primeiros 5 minutos (de 382.0 para 58.3 uC). Para as alturas de 40 cm e 60 cm, as remoções iniciais foram menos expressivas (18-23% em 5 minutos), porém todas as alturas alcançaram eficiências finais equivalentes (93-94%), com convergência dos valores somente após 15 minutos (35,8 uC para 60 cm; 30,4 uC para 20 cm).

A diferença inicial nas taxas de remoção pode ser atribuída à distribuição não uniforme de corrente em reatores com maior altura (VÁZQUEZ; RODRÍGUEZ; LÁZARO, 2012). A convergência dos valores após 15 minutos, indica que a altura afeta principalmente a fase inicial do processo (DANESHVAR; OLADEGARAGOZE; DJAFARZADEH, 2006).

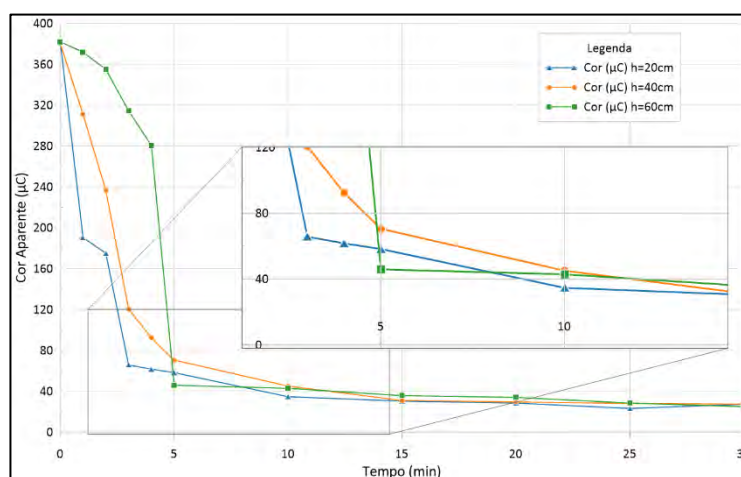
Nesse contexto, a importância da densidade de corrente constante aplicada, que garantiu uma produção homogênea de coagulantes mesmo em diferentes volumes e obter altas remoções de turbidez e cor aparente nos primeiros 5 minutos, atendendo os parâmetros de lançamento aos corpos hídricos de água doce classe 1 (<40 UNT) (CONAMA n° 357).

Figura 2 – Evolução da turbidez em função do tempo para diferentes alturas do reator.



Fonte: Autores

Figura 3 – Evolução da cor aparente em função do tempo para diferentes alturas do reator.



Fonte: Autores

pH e condutividade elétrica

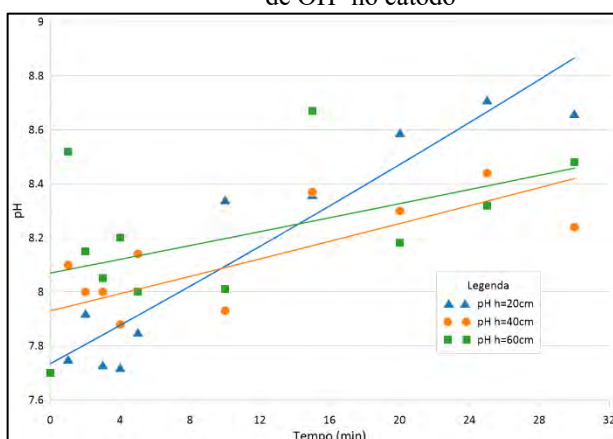
O pH apresentou um aumento gradual em 30 minutos indicado na Figura 4(A), padrão típico da eletrocoagulação com alumínio devido à liberação de íons OH^- no cátodo (Equação 2), conforme descrito por (CHEN, 2004).



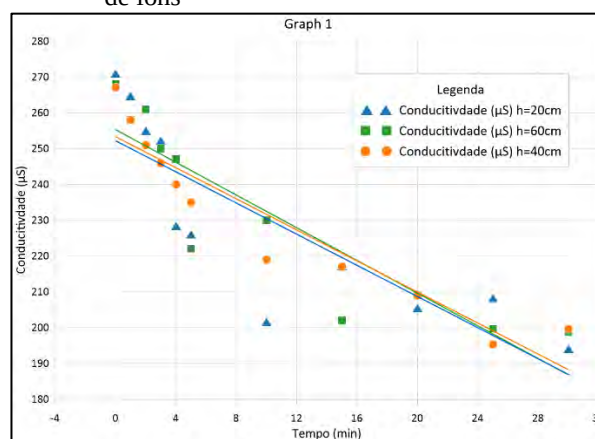
A condutividade elétrica reduziu-se de forma similar nas três alturas (Figura 3B), partindo de 268 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para valores entre 194–199 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Este declínio, deve-se principalmente ao consumo de íons (Al^{3+} , Cl^-) na formação de flocos e complexos insolúveis (Garcia-Segura et al., 2017).

Figura 4 – Evolução temporal do pH e condutividade elétrica durante o processo de eletrocoagulação

(A) Aumento progressivo do pH devido à geração de OH^- no cátodo



(B) Redução da condutividade elétrica pelo consumo de íons



Fonte: Autores

CONCLUSÕES

O presente trabalho permitiu concluir que:

- Reatores de eletrocoagulação no formato cilíndrico com fluxo vertical, operando em batelada com eletrodos de alumínio, diferentes alturas e densidade de corrente constante, foram eficientes, em termos de remoção de turbidez e cor aparente, para tratar água de lavagem de filtro de estação de tratamento de água.

- Nos ensaios de eletrocoagulação, os valores remanescentes de turbidez e cor aparente e o coeficiente de variação, foram decrescentes em função do tempo.
- Considerando uma estabilização rápida dos parâmetros de turbidez e cor aparente, sugere-se a possibilidade de operação com tempos menores para atender o limite de lançamento desejado, a eletrocoagulação pode ser aplicada para tratamento de água de lavagem de filtro.
- Os resultados em escala laboratorial demonstram a viabilidade técnica do processo, cujo princípio ativo é escalonável. A rápida remoção observada sugere potencial para tratamento contínuo cuja eficácia deverá ser avaliada em estudos futuros.
- Recomenda-se ensaios futuros para avaliação detalhada do consumo energético e viabilidade econômica em diferentes escalas de aplicação.

REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 9251: Determinação do PH - Método eletrométrico**. ABNT, , 2013.

BOURGEOIS, J. C.; WALSH, M. E.; GAGNON, G. A. Treatment of drinking water residuals: comparing sedimentation and dissolved air flotation performance with optimal cation ratios. **Water Research**, v. 38, n. 5, p. 1173–1182, 1 mar. 2004.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 18 mar. 2005. Seção 1, p. 58-63.

CHEN, Guohua. Electrochemical technologies in wastewater treatment. **Separation and Purification Technology**, v. 38, n. 1, p. 11–41, jul. 2004.

DANESHVAR, N.; OLADEGARAGOZE, A.; DJAFARZADEH, N. Decolorization of basic dye solutions by electrocoagulation: An investigation of the effect of operational parameters. **Journal of Hazardous Materials**, v. 129, n. 1, p. 116–122, 28 fev. 2006.

FREITAS, Adiéliton Galvão de *et al.* Recirculação de água de lavagem de filtros e perigos associados a protozoários. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 15, p. 37–46, mar. 2010.

GARCIA-SEGURA, Sergi *et al.* Electrocoagulation and advanced electrocoagulation processes: A general review about the fundamentals, emerging applications and its association with other technologies. **Journal of Electroanalytical Chemistry**, v. 801, p. 267–299, 15 set. 2017.

GÖREN, Ayşegül; ÖNCEL, Mehmet; KOBYA, Mehmet. Arsenate Removal from Groundwater by Air-injected EC with Al Ball Anodes: Effects of operational parameters. **Pamukkale University Journal of Engineering Sciences**, v. 26, p. 462–467, 1 jun. 2020.

HAKIZIMANA, Jean Nepo *et al.* Electrocoagulation process in water treatment: A review of electrocoagulation modeling approaches. **Desalination**, v. 404, p. 1–21, 17 fev. 2017.

KOBYA, Mehmet; CAN, Orhan Taner; BAYRAMOGLU, Mahmut. Treatment of textile wastewaters by electrocoagulation using iron and aluminum electrodes. **Journal of Hazardous Materials**, v. 100, n. 1–3, p. 163–178, jun. 2003.

LIMA, Isabella *et al.* **CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA DE LAVAGEM DE FILTROS DE ETA VISANDO TRATAMENTO E REÚSO.** [S.l.: S.n.].

MAGNISALI, Eirini; YAN, Qun; VAYENAS, Dimitris V. Electrocoagulation as a revived wastewater treatment method-practical approaches: a review. **Journal of Chemical Technology & Biotechnology**, v. 97, n. 1, p. 9–25, 2022.

MANSOORIAN, Hossein *et al.* **Assessment of a Continuous Electrocoagulation on Turbidity Removal from SFBW.** . Acesso em: 19 jun. 2025.

MOLLAH, M. Yousuf A. *et al.* Electrocoagulation (EC) — science and applications. **Journal of Hazardous Materials**, v. 84, n. 1, p. 29–41, 1 jun. 2001.

Standard Methods 2130B. *In*: AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF) (Eds.). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 23. ed. [S.l.]: American Public Health Association (APHA), 2017.

VÁZQUEZ, Armando; RODRÍGUEZ, Israel; LÁZARO, Isabel. Primary potential and current density distribution analysis: A first approach for designing electrocoagulation reactors. **Chemical Engineering Journal**, v. 179, p. 253–261, 1 jan. 2012.



CAPACIDADE AUTODEPURADORA DE CORPOS HÍDRICOS RECEPTORES DE ESGOTO DOMÉSTICO EM CIDADES NO TRIÂNGULO MINEIRO

Adrielle Karoline do Nascimento Silva¹; Pedro Eduardo Mota Curcino Vasconcelos²; Marcio Ricardo Salla³

¹Graduanda em Engenharia Civil (FECIV/UFU), bolsista de Iniciação Científica (adrielle.nascimento@ufu.br)

²Graduando em Engenharia Civil (FECIV/UFU), bolsista de Iniciação Científica (pedro.curcino@ufu.br)

³Professor da Faculdade de Engenharia Civil (FECIV/UFU) (marcio.salla@ufu.br)

RESUMO

O estudo avaliou o potencial dos recursos hídricos em depurar as cargas poluentes provenientes de efluentes domésticos em 10 cidades situadas no Triângulo Mineiro. A metodologia incluiu uma etapa de levantamento de dados bibliográficos e uma etapa posterior de modelagem matemática. Inicialmente, as consultas aos Planos Municipais de Saneamento Básico e páginas eletrônicas de Prefeituras e Autarquias de Água e Esgoto trouxeram informações sobre a existência ou não de Estação de Tratamento de Esgoto, locais de lançamento do esgoto doméstico bruto ou tratado e, eventualmente, dados secundários de qualidade e quantidade desse esgoto. De forma complementar, para as cidades com ausência de dados, a literatura da área foi utilizada na caracterização do esgoto bruto ou tratado. O Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, vinculado ao Instituto Mineiro de Gestão das Águas, disponibilizou os dados referentes às vazões críticas Q7,10 nos corpos hídricos. A equação clássica de Streeter e Phelps foi utilizada na avaliação do comportamento de oxigênio dissolvido e demanda bioquímica de oxigênio a partir da região de confluência do esgoto doméstico, tratado ou não, com o corpo hídrico. A maioria dos recursos analisados estão poluídos por capacidade reduzida de diluição dos poluentes.

PALAVRAS-CHAVE: autodepuração, saneamento ambiental, modelagem ambiental.

INTRODUÇÃO

De acordo com Von Sperling (1996), a qualidade da água superficial é influenciada pelo uso e ocupação do solo, disponibilidade hídrica e cargas poluidoras. A crescente pressão urbana, somada à limitação orçamentária, resulta no lançamento dos efluentes de maneira inadequada, o que compromete a qualidade da água e consequentemente a autodepuração dos recursos hídricos locais. Em muitas ocasiões, a operação ineficiente das estações de tratamento de esgoto (ETE) ou até mesmo a inexistências delas, resulta no comprometimento do corpo hídrico em reestabelecer o equilíbrio ecológico após o lançamento de efluentes (Salla et al., 2013).

A autodepuração é a capacidade natural do corpo hídrico em degradar a matéria orgânica carbonácea de forma aeróbia e em mineralizar nutrientes, tais como nitrogênio e fósforo. Paralelamente à degradação da matéria orgânica, a reaeração natural permite o aporte de oxigênio dissolvido necessário para a autodepuração. O modelo de Streeter-Phelps foi pioneiro na simulação do comportamento de oxigênio dissolvido (OD) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) em curso de água com aporte de carga poluente.

Em Minas Gerais, apesar da existência de órgãos responsáveis pela gestão das águas, ainda existem muitos municípios que dependem de sistemas municipais de esgotamento sanitário, com baixa ou nenhuma cobertura de tratamento, o que acentua a vulnerabilidade dos cursos de água. Após consultas em páginas eletrônicas das prefeituras, autarquias de água e esgoto e Plano Municipal de

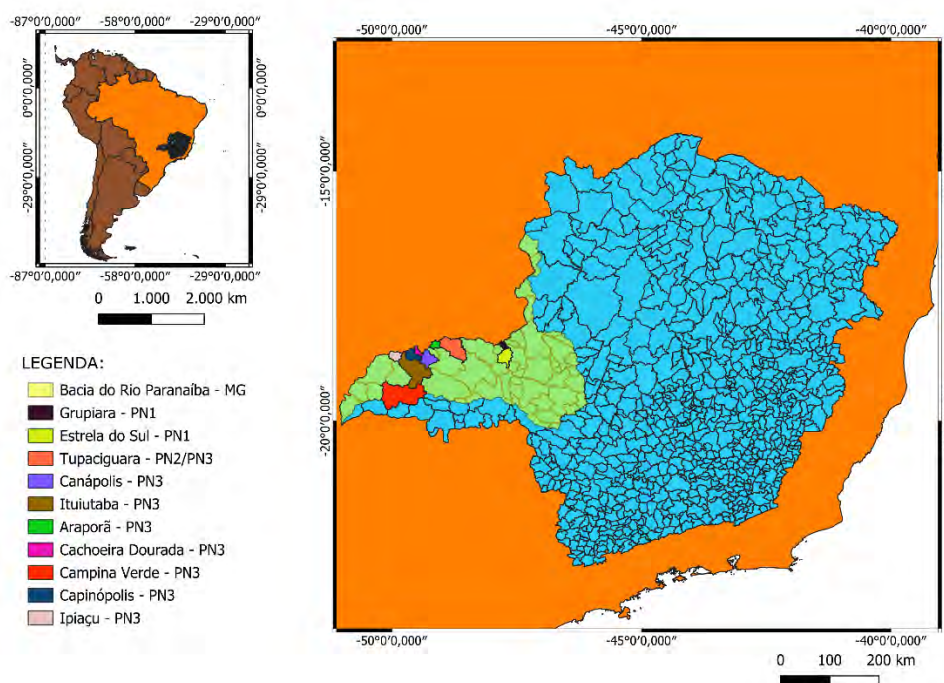
Saneamento Básico (PMSB), observa-se que faltam informações sobre os sistemas de esgotamento sanitário. Portanto, o estudo objetivou avaliar a capacidade autodepuradora em corpos hídricos receptores de carga poluente doméstica proveniente de 10 municípios inseridos nas Bacias Hidrográficas do Alto Paranaíba (PN1), do Rio Araguari (PN2) e do Baixo Paranaíba (PN3), com focos nos parâmetros OD e DBO. Esta abordagem é fundamental para o diagnóstico das condições ambientais atuais e embasamento à tomada de decisões em relação ao saneamento básico regional.

METODOLOGIA

Área de Estudo

Os 10 municípios mineiros inseridos no Alto Paranaíba (PN1), Rio Araguari (PN2) e Baixo Rio Paranaíba (PN3) escolhidos para este estudo incluem Ituiutaba, Tupaciguara, Campina Verde, Estrela do Sul, Canápolis, Capinópolis, Araporã, Ipiacu, Cachoeira Dourada e Grupiara, de acordo com a Figura 1. Os principais afluentes mineiros incluem os rios Tijuco, Prata e São Domingos (PN3), rios Araguari, Quebra Anzol, Capivara e Uberabinha (PN2) e rio Dourados em PN1 (PIRH Paranaíba, 2025). As principais outorgas para o uso dos recursos hídricos são para irrigação, abastecimento público e diluição de efluentes de maneira intensiva. Estudos indicam que algumas hidrografias apresentam o volume outorgado superior a 30% da vazão de referência, motivado pela agricultura intensiva e urbanização crescente (ATLAS DAS ÁGUAS DE MINAS, 2010). A redução na disponibilidade hídrica impacta na capacidade de transporte e diluição de cargas poluentes.

Figura 1 – Localização dos 10 municípios mineiros inseridos no Alto Rio Paranaíba, Rio Araguari e Baixo Rio Paranaíba (PN1, PN2 e PN3),.



Fonte: Autores.

Para os municípios Ituiutaba, Capinópolis, Canápolis, Tupaciguara, Araporã e Cachoeira Dourada, as informações sobre existência de ETE, processos de tratamento, cursos de água receptores da carga poluentes e pontos de lançamento do esgoto tratado foram obtidas nos PMSBs. Já para os municípios Grupiara, Campina Verde, Estrela do Sul e Ipiacu, as consultas à página eletrônica da

Prefeitura e ao SNIS (2024) evidenciaram o lançamento de esgoto bruto diretamente no corpo hídrico receptor ou a utilização de sistemas simplificados de coleta e disposição final do esgoto doméstico (tanque séptico) para as regiões com ausência de rede coletora pública.

Dados de entrada para a análise da capacidade autodepuradora do corpo hídrico

Os dados de entrada incluem as vazões de referência e a qualidade da água dos corpos hídricos e do esgoto bruto ou tratado. Esses dados permitem estimar a concentração poluente após a mistura das cargas poluentes do corpo hídrico e do esgoto bruto ou tratado.

Vazão mínima de referência no corpo receptor

A vazão $Q_{7,10}$ é definida como a menor vazão média de sete dias consecutivos com período de retorno de dez anos, e usada como parâmetros de referência para o lançamento de efluentes nos corpos hídricos. A resolução CONAMA 357 (BRASIL, 2005) utiliza a $Q_{7,10}$ como limite para concessão de outorga de lançamento, com o objetivo de os padrões de qualidade da água serem mantidos mesmo nas piores condições naturais da capacidade de transporte e diluição da carga poluente. Portanto, a $Q_{7,10}$ é um critério hidrológico conservador, utilizado para assegurar que os corpos hídricos possam manter sua capacidade de assimilação de poluentes sem comprometer os usos preponderantes do enquadramento do rio (Von Sperling, 2014).

Esta determinação foi possível através da utilização do programa Infraestrutura de Dados Espaciais do Sistema Estadual do Meio Ambiente e Recursos Hídricos – IDE Sisema (MINAS GERAIS, 2025), que apresenta metadados geoespaciais, e nela pode-se obter a $Q_{7,10}$ de qualquer ponto da hidrografia no estado de Minas Gerais.

Vazão média de esgoto

O PMSB de alguns municípios traz informações sobre a vazão de esgoto. Para os municípios dispostos estimou-se a vazão média de esgoto bruto atual com base no consumo per capita e na aplicação de um coeficiente de retorno de 0,8 (ABNT NBR 9649:198). Já a vazão futura foi estimada com base nas vazões atuais dos corpos hídricos receptores, considerando-se a capacidade de diluição ao longo do tempo. Para isso, foram consideradas projeções populacionais até o ano de 2043, utilizando diferentes métodos, como projeção aritmética, projeção geométrica, taxa decrescente de crescimento e crescimento logístico, aplicados a dados do IBGE (2023). Esses dados foram integrados à modelagem para avaliar o comportamento futuro da carga orgânica e o potencial autodepurador dos cursos d'água.

Qualidade da água nos recursos hídricos adotados

O estudo assumiu boa qualidade da água para todos os corpos receptores na região a montante da confluência com o esgoto bruto ou tratado, com concentração de OD igual a 6,0 mg/L e DBO igual a 2,0 mg/L, conforme valores indicados por Sperling (2001).

Para os municípios com informações sobre os processos de tratamento de esgoto na ETE no PMSB, a concentração de saída de DBO foi estimada a partir de estimativa de eficiência de remoção obtidas em SPERLING (2005). Já para os municípios sem quaisquer informações sobre o sistema de esgotamento sanitário no PMSB, a concentração de DBO foi estimada em função da razão de vazão de esgoto per capita pela carga orgânica igual a 54 kg/ hab.dia definida pela ABNT NBR 12.209/1992.

Local de lançamento do esgoto bruto ou tratado

O relatório do PMSB de alguns municípios traz informação sobre o local de lançamento da carga poluente tratada ou bruto. Já em outros municípios sem PMSB, essas informações são desconhecidas. Diante deste cenário, assumiu-se como corpos hídricos receptores os córregos, ribeirões ou rios próximos à área urbana com extensões variando de 3,3 a 90 km. Esses diferentes comprimentos se deram pela particularidade de cada cidade, visto que todos eles foram analisados com base no início em seu ponto de lançamento de efluentes até a confluência de um curso d'água de ordem superior.

Características topográficas, hidrogeométricas e hidráulicas

Os dados de altitude, comprimento do corpo hídrico, largura do canal e declividade longitudinal do fundo do canal foram obtidos por meio da plataforma IDE-SISEMA, que disponibiliza modelos digitais de elevação e curvas de nível, e aplicativo Google Earth, utilizado para medições lineares e extração de perfis altimétricos. Para o cálculo da declividade, foram aplicadas ferramentas de análise espacial no software QGIS, com base em múltiplos pontos amostrados ao longo dos trechos avaliados. Posteriormente, foi calculada a média desses valores para a obtenção de uma única declividade representativa por corpo hídrico.

A equação de Manning foi utilizada na estimativa da velocidade média do escoamento e profundidade líquida, assumindo seção transversal trapezoidal em todos os corpos hídricos receptores. Para a estimativa do coeficiente de rugosidade de Manning, foi considerado que os corpos receptores se assemelham a canais naturais com vegetação moderada (PORTO; ARAÚJO, 2005).

Coeficientes cinéticos

Os coeficientes cinéticos representam a velocidade de ocorrência dos processos de reaeração natural e degradação da matéria orgânica carbonácea. O coeficiente K_d representa a taxa global de decomposição da matéria orgânica, englobando os efeitos combinados da degradação biológica e das perdas físicas, como difusão e volatilização (O'CONNOR & DOBBINS, 1958; VON SPERLING, 2007). Neste estudo, adotou-se o valor de $0,15 \text{ dia}^{-1}$, coerente com trechos de baixa profundidade, escoamento moderado e ausência de quedas d'água, conforme indicado por modelos empíricos amplamente validados para sistemas fluviais tropicais (THOMANN & MUELLER, 1987).

O coeficiente K_2 expressa a taxa de reaeração, isto é, o processo de transferência de oxigênio atmosférico para o corpo hídrico, sendo um parâmetro fundamental na modelagem da recuperação do oxigênio dissolvido em rios e córregos. A magnitude de K_2 depende de fatores hidráulicos, como a profundidade média do escoamento, a velocidade da corrente, a presença de turbulência e o regime de escoamento (CHAPRA, 2008; THOMANN & MUELLER, 1987).

Neste estudo, foram utilizadas diferentes metodologias para estimar K_2 , com o objetivo de comparar e obter valores representativos que se ajustem às condições específicas dos trechos avaliados. Inicialmente, utilizou-se a equação empírica clássica de Owens et al. (1964), amplamente empregada para rios rasos com velocidades de até 1,5 m/s, devido à sua formulação baseada em profundidade e velocidade média, que a torna adequada para cursos d'água tropicais e de pequeno porte (CHAPRA, 2008). Além dessa, foram aplicadas equações empíricas citadas por Von Sperling (2007), as quais agrupam estimativas de K_2 com base em faixas de profundidade, velocidade, e regime de escoamento. Essas fórmulas são úteis como uma primeira aproximação, especialmente quando as medições diretas não estão disponíveis.

Para ampliar a metodologia e ajustar valores aos permitidos, também foram testadas as equações propostas por O'Connor & Dobbins (1958), Churchill et al. (1962), Tsivoglou & Wallace

(1972) e Melching & Flores (1999). Esses modelos foram selecionados por apresentarem diferentes faixas de aplicabilidade e por serem validados em estudos de rios com condições semelhantes às do presente trabalho. As estimativas de K_2 por essas abordagens consideram variáveis como vazão e características de canal.

Também foi considerada a aplicação do modelo potencial ajustado por regressão não linear, conforme metodologia descrita por Ribeiro (2001), com base em dados obtidos virtualmente e adaptados à equação de Streeter-Phelps (1925). Esse procedimento permitiu o ajuste de parâmetros locais à equação fundamental de transporte de oxigênio, gerando estimativas mais condizentes com as condições hidrológicas do trecho estudado.

Além das equações empíricas, os valores obtidos também partiram de estimativas experimentais confirmadas por autores como Moog & Jirka (1999) e Formentini (2010), que realizaram medições diretas de K_2 e demonstraram que, em canais rasos e de alta turbulência, os valores de K_2 podem ser significativamente maiores, corroborando os resultados obtidos nos trechos mais turbulentos do presente estudo. Por fim, todos os valores estimados por diferentes métodos foram comparados e ponderados.

Entretanto, nem todos os métodos se mostraram aplicáveis à realidade hídrica e geomorfológica na hidrografia das Unidades de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos do Baixo Rio Paranaíba, Alto Paranaíba e do Rio Araguari.

Para a definição da metodologia de estimativa de k_2 mais condizente com a realidade, algumas considerações foram assumidas, como:

- Exclusão de equações com dependência da declividade de fundo (DI), visto que equações com forte dependência da declividade de fundo (notadamente classificadas como “DI”) apresentam imprecisão na estimativa desse parâmetro, uma vez que não foram realizados levantamentos topográficos de campo neste artigo, já que as estimativas de DI foram obtidas a partir de análises cartográficas e aproximações lineares, o que introduz margens de erro significativas nas variações de declividade e resultaria em estimativas não representativas para a realidade local, especialmente em cursos hídricos de menor porte e alta variabilidade altimétrica;

- Desconsideração de equações calibradas para o sul do Brasil, tendo em vista que algumas das equações analisadas foram formuladas a partir de dados empíricos obtidos em corpos hídricos do estado do Rio Grande do Sul, os quais apresentam características climáticas e térmicas distintas das observadas no Triângulo Mineiro, considera-se que a taxa de reaeração seria altamente influenciada pela temperatura da água (com tendência de aumento em regiões mais quentes), o uso dessas equações poderia conduzir a subestimativas relevantes de K_2 , comprometendo a fidedignidade das análises;

- Inadequação do uso de médias entre métodos em cursos de água de menores escalas, tais como córregos e ribeirões;

- Exclusão da metodologia baseada na combinação de diferentes autores, que resultou em valores de K_2 anormalmente elevados, destoando do intervalo típico esperado para rios com as dimensões e condições observadas na região estudada.

O coeficiente K_2 estimado foi de $0,675 \text{ dia}^{-1}$ para municípios de Ituiutaba, Campina Verde, Capinópolis, Canápolis e Estrela do Sul, já para Tupaciguara foi de $9,60 \text{ dia}^{-1}$, $0,877 \text{ dia}^{-1}$ para Araporã, $1,455 \text{ dia}^{-1}$ para Ipiaçu, $0,84 \text{ dia}^{-1}$ para Cachoeira Dourada e $0,767 \text{ dia}^{-1}$ para Grupiara.

A consideração crítica da variabilidade e limitação de métodos empíricos reforça a necessidade de calibração local sempre que possível, conforme discutido por autores como De Paula (2011), Von Sperling (2007) e Melching & Flores (1999).

Capacidade autodepuradora dos corpos hídricos

A simulação da qualidade da água foi realizada com base no modelo clássico de Streeter-Phelps, desenvolvido por Streeter e Phelps (1925), amplamente utilizado na engenharia sanitária para

descrever a variação de OD em corpos d'água sujeitos ao lançamento de carga orgânica biodegradável. Este modelo representa matematicamente a interação entre o consumo de oxigênio pela DBO e o processo natural de reaeração do corpo hídrico.

O modelo assume condições de fluxo permanente, mistura completa e comportamento unidimensional ao longo do curso do rio. A equação diferencial ordinária que representa o balanço de OD é baseada nas taxas de desoxigenação e de reaeração, conforme a equação (1).

$$OD(t) = DO_s - \left(\frac{(d * DBO_0)}{(K_2 - K_d)} \right) * ((e^{(-K_d * t)}) - (e^{(-K_2 * t)})) + \left(OD_0 - DO_s + \frac{(K_d * DBO_0)}{(K_2 - K_d)} \right) * e^{(-K_2 * t)}. \quad (1)$$

Na qual: $OD(t)$: oxigênio dissolvido no tempo (mg/L); DBO_0 : demanda bioquímica de oxigênio inicial (mg/L); OD_0 : OD inicial (mg/L); DO_s : OD na saturação (mg/L); K_d : coeficiente de desoxigenação (dia^{-1}); K_2 : coeficiente de reaeração; t : tempo de percurso (dia^{-1}).

A solução analítica da equação (1) fornece a variação do déficit de oxigênio ao longo do tempo ou da distância, permitindo identificar o ponto de oxigênio mínimo (ou "ponto de oxigênio crítico"). A equação da DBO ao longo do tempo também é modelada por uma função exponencial de decaimento, conforme a equação (2).

$$DBO(t) = DBO_0 * e^{(-K_d * t)} \quad (2)$$

Na qual: $DBO(t)$: demanda bioquímica de oxigênio no tempo (mg/L); DBO_0 : demanda bioquímica de oxigênio inicial (mg/L); K_d : coeficiente de desoxigenação (dia^{-1}); t : tempo de percurso (dias).

As simulações foram implementadas em planilha eletrônica, utilizando-se os valores ajustados de k_2 para cada equação, com o objetivo de reproduzir a curva de OD e DBO ao longo do trecho impactado.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

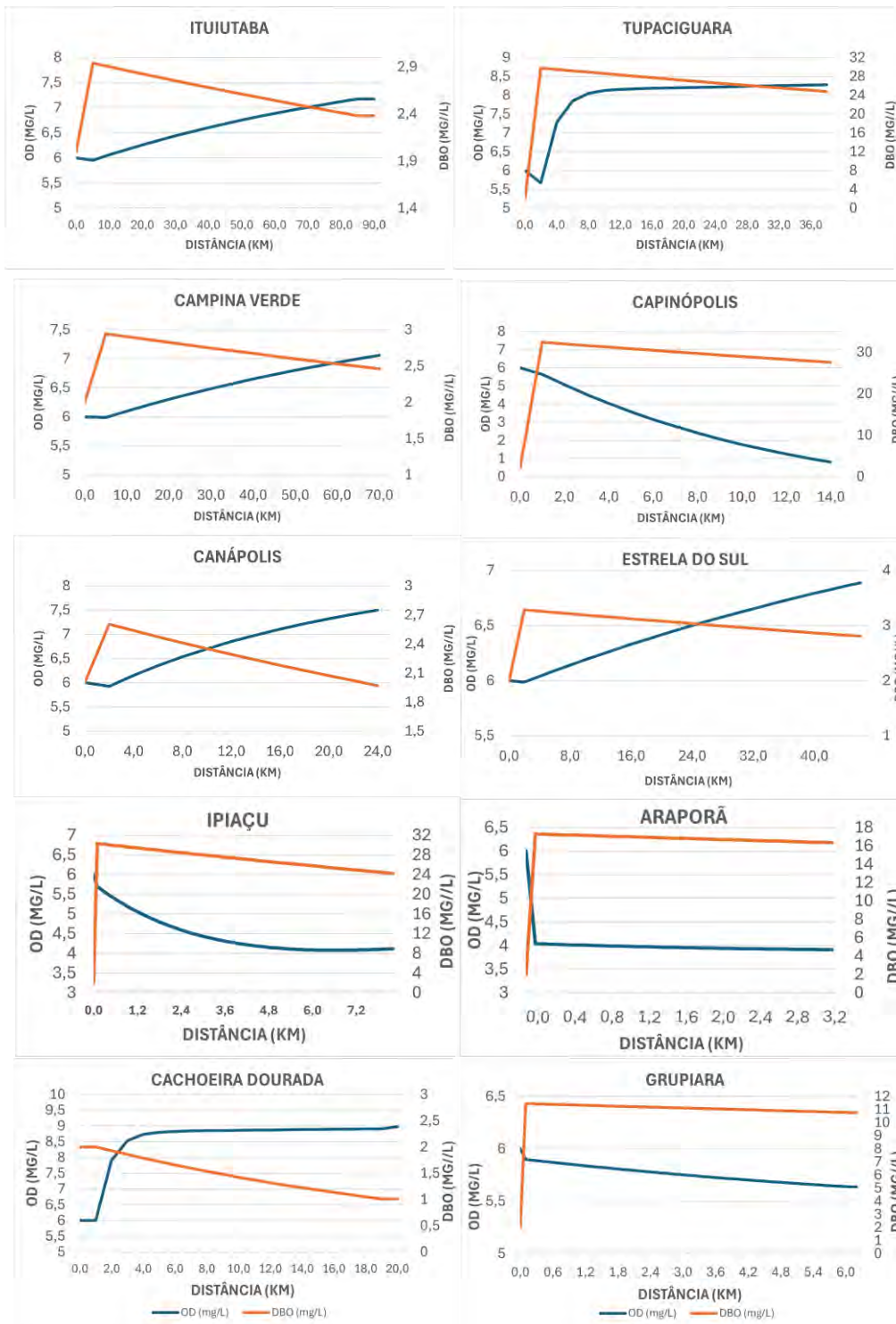
O estudo avaliou a capacidade autodepuradora dos cursos de água utilizados como corpos receptores de efluentes sanitários em dez municípios da Unidade de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos (UPGRH PN1, PN2 e PN3) – Alto Paranaíba, Rio Araguaia e Baixo Paranaíba. A análise foi conduzida com base nos parâmetros OD e DBO.

Perfis longitudinais simulados de OD e DBO por corpo receptor

A Figura 2 traz os perfis longitudinais de OD e DBO junto aos corpos hídricos receptores de carga poluente de esgoto bruto ou tratado em Ituiutaba, Tupaciguara, Campina Verde, Capinópolis, Canápolis, Estrela do Sul, Araporã, Ipiacu, Cachoeira Dourada e Grupiara. A sequência traz uma análise individualizada por cidade.



Figura 2 – Perfis longitudinais de OD e DBO junto aos corpos hídricos receptores.



Fonte: Autores.

Ituiutaba

O perfil de OD para o corpo receptor, Rio Tijuco, apresentou uma leve redução de 6,00 mg/L para 5,95 mg/L ao longo de 90 km, indicando baixa carga orgânica e eficiente capacidade de reaeração natural. Os valores mínimos de OD (5,95 mg/L) e máximos de DBO (2,38 mg/L) permaneceram dentro dos limites definidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para corpos d'água de classe 2, que estabelecem $OD \geq 5,0$ mg/L e $DBO \leq 5,0$ mg/L. Para o ponto analisado com $Q_{7,10}$ de 24,38 m³/s, a vazão de esgoto correspondente foi de 0,2330 m³/s, resultando em uma razão esgoto/água de apenas 0,96%, o que favorece significativamente o processo de autodepuração. A elevada disponibilidade hídrica nesse trecho permite boa diluição da carga orgânica lançada, reduzindo os impactos sobre a qualidade da água.

Tupaciguara

O perfil de OD avaliou 38 km do Ribeirão Cachoeira e apresentou um declínio não muito significativo, partindo de 6,00 mg/L na região de mistura até o mínimo de 5,67 mg/L nos primeiros metros após a mistura. Esse comportamento indica a presença de carga orgânica moderada, como refletida na DBO máxima de 29,79 mg/L. O valor de DBO passou do limite de 5,0 mg/L estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para corpos d'água de classe 2, o que evidencia ação humana e despejo de esgoto relevante no local. A vazão de referência ($Q_{7,10}$) do Ribeirão Cachoeira é de 0,610 m³/s quando analisado o ponto de lançamento de efluentes, enquanto a vazão média de esgoto lançada no trecho é de 0,0551 m³/s, resultando em uma razão esgoto/água de 9,03%. Essa proporção compromete a capacidade de diluição, tornando o corpo hídrico sensível à sobrecarga orgânica, especialmente em períodos de estiagem. A fim de diminuir a carga orgânica, indicada por um DBO elevado ao padrão, o estudo de novos recursos hídricos demonstrou alta capacidade autodepuradora do Rio Paranaíba, especialmente na confluência com o Ribeirão Cachoeira, anteriormente analisado, com um valor máximo de DBO de 2,1 mg/L.

Campina Verde

O perfil de OD apresentou um leve declínio de 6,00 mg/L para 5,98 mg/L ao longo dos 70 km, sugerindo boas condições ambientais e baixa carga orgânica no trecho analisado. A DBO máxima observada foi de 2,94 mg/L, e o OD mínimo de 5,98 mg/L, ambos em conformidade com os limites definidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para classe 2. A vazão de referência $Q_{7,10}$ do Rio Verde ou Feio é de 14,30 m³/s, enquanto a vazão média de esgoto lançada foi de 0,0403 m³/s, resultando em uma razão esgoto/água de apenas 0,28%, proporção que favorece substancialmente os processos naturais de autodepuração.

Capinópolis

O perfil de OD apresentou queda significativa nos 14 km do trecho analisado, com valor mínimo de 0,80 mg/L, evidenciando forte influência de carga orgânica sobre a qualidade da água. A DBO máxima registrada foi de 32,40 mg/L, o que configura um cenário de elevada pressão poluidora. Esse valor ultrapassa o limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para classe 2, que determina concentração máxima de DBO igual a 5,0 mg/L e mínima de OD igual a 5,0 mg/L. A

condição observada indica que o trecho do Córrego do Capim avaliado encontra-se em situação de comprometimento da qualidade da água, especialmente nos trechos iniciais.

Apesar da queda brusca de OD, a vazão de referência ($Q_{7,10}$) do corpo receptor, Córrego do Capim, foi de apenas 0,34 m³/s, enquanto a vazão média de esgoto lançada é de 0,0340 m³/s, resultando em uma razão esgoto/água de 10,0%. Essa proporção reduzida, embora ainda significativa, permite uma diluição de efluentes limitada, influenciando diretamente a eficiência da autodepuração no local. Para melhora desta proporção e do desempenho do estudo, analisou-se também o Córrego do Sertãozinho, com vazão de referência ($Q_{7,10}$) igual a 327,44 m³/s, o que resultou em uma melhora significativa da DBO e OD atendendo aos limites previstos.

Canápolis

O perfil de OD apresentou uma queda gradual, atingindo um valor mínimo de 5,9 mg/L aos 2,0 km, indicando impacto moderado e recuperação ao longo do curso. A DBO alcançou 2,60 mg/L, atendendo ao limite de 5,0 mg/L estipulado pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para corpos d'água de classe 2. O trecho manteve-se acima do limite mínimo de OD (5,0 mg/L), o que indica uma condição de autodepuração consistente, contribuindo para a recuperação da qualidade da água ao longo do trajeto. A vazão de referência ($Q_{7,10}$) do Córrego do Condungo/Cerrado foi estimada em 1,76 m³/s, enquanto a vazão média de esgoto lançada no mesmo ponto foi de 0,0230 m³/s, resultando em uma razão esgoto/água de 1,31%. Essa proporção permite diluição da carga orgânica e recuperação total do córrego em questão.

Estrela do Sul

O perfil de OD manteve-se praticamente estável ao longo do trecho monitorado, com valor mínimo de 5,98 mg/L em 46 km de percurso. A DBO máxima registrada foi de 3,28 mg/L, dentro dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para corpos d'água de classe 2. Essa estabilidade sugere baixa interferência humana e elevada capacidade de autodepuração, reforçada pelo padrão de declividade e escoamento natural do município. A vazão de referência ($Q_{7,10}$) do Rio Bagagem foi de 3,04 m³/s, enquanto a vazão média de esgoto lançada foi de 0,0166 m³/s, resultando em uma razão esgoto/água de apenas 0,55%. Essa baixa proporção favorece a diluição imediata da carga orgânica lançada, contribuindo para a manutenção da qualidade da água ao longo do trecho analisado.

Araporã

A qualidade da água foi fortemente comprometida ao longo do trecho estudado, com OD reduzindo-se abruptamente de valores adequados para um mínimo de 3,91 mg/L aos 3,3 km. Esse valor está abaixo do limite de 5,0 mg/L estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para corpos d'água de classe 2, indicando condições críticas de oxigenação. A DBO máxima registrada foi de 17,29 mg/L, mais do que três vezes superior ao valor limite permitido (5,0 mg/L), o que evidencia uma forte carga orgânica lançada ao corpo receptor. Tais condições indicam baixa turbulência, possível acúmulo de matéria orgânica e ausência de renovação rápida da água. A vazão de referência ($Q_{7,10}$) do Córrego Alvorada foi de apenas 0,033 m³/s, enquanto a vazão média de esgoto lançada foi de 0,0160 m³/s, gerando uma razão esgoto/água de 48,5%, valor extremamente elevado.

Essa proporção reduz a capacidade de diluição do corpo hídrico e compromete de forma significativa os processos de autodepuração natural.

Devido à baixa capacidade autodepuradora de Araporã, a implantação de um novo recurso hídrico para deságue de efluentes é uma vertente a se discutir. Para isso, a proposição futura seria de uma avaliação para possível descarte de efluentes no Rio Paranaíba, localizado à margem do córrego analisado, o Córrego Alvorada, apresentando vazão e proporção maior, e assim uma capacidade melhor de autodepuração.

Ipiaçu

O parâmetro OD apresentou valores decrescentes ao longo do trecho, atingindo um mínimo de 4,08 mg/L aos 6,6 km e mantendo tendência de queda até o final do percurso de 8,1 km. O perfil observado é característico de corpos hídricos sob impacto orgânico moderado, porém com limitada capacidade de recuperação natural. A DBO máxima registrada foi de 30,31 mg/L, muito acima do limite de 5,0 mg/L previsto para rios de classe 2, conforme a Resolução CONAMA nº 357/2005. A concentração de OD também se manteve abaixo do mínimo recomendado (5,0 mg/L), evidenciando uma condição de comprometimento persistente da qualidade da água. A vazão de referência ($Q_{7,10}$) do Córrego do Fundão foi de 0,11 m³/s, enquanto a vazão média de esgoto lançada foi de 0,0088 m³/s, resultando em uma razão esgoto/água de 8,0%. Essa proporção, ainda que inferior a 15%, revela um cenário de alerta quando associada a baixa declividade, que limita a entrada de oxigênio atmosférico e, assim, reduz a eficiência dos processos de autodepuração. Para o presente município, o problema se apresentou pela falta de dados topográficos e exclusão da equação de literatura que usa declividade de fundo, por isso, a sugestão seria avaliar OD e DBO do Córrego do Pontal, que tangencia o presente Córrego do Fundão analisado e desagua diretamente no Rio Paranaíba, ao qual apresenta alta capacidade de recepção de efluentes sem nocividades consideráveis ao córrego.

Cachoeira Dourada

O perfil de OD apresentou uma ótima tendência, com uma queda inicial para 5,99 mg/L, seguindo de aumento de OD em 20 km de curso d'água. Essa oscilação indica uma recuperação rápida favorecida por condições que estimulam a reaeração natural. A DBO máxima registrada foi de 2,0 mg/L, valor dentro do limite de 5,0 mg/L estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para rios de classe 2, refletindo impacto pontual leve. A vazão de referência ($Q_{7,10}$) utilizada, do Rio Paranaíba, foi de 295,10 m³/s, frente a uma vazão de esgoto média de 0,0059 m³/s, resultando em uma razão esgoto/água de 0,002%, valor que evidencia uma condição ótima de diluição.

Grupiara

O parâmetro OD apresentou um perfil de queda moderada, de 6,00 mg/L para 5,64 mg/L ao longo de 6,2 km, seguido de discreta recuperação. Esse comportamento indica a presença de carga orgânica moderada, associada a uma autodepuração parcial do corpo hídrico. A DBO máxima registrada foi de 11,44 mg/L, valor significativamente acima do limite legal de 5,0 mg/L estabelecido, enquanto o valor mínimo de OD se manteve levemente acima do limite mínimo de 5,0 mg/L, sugerindo uma capacidade de recuperação em desenvolvimento. A vazão de referência ($Q_{7,10}$) do Córrego Troncos foi estimada em 0,10 m³/s, e a vazão média de esgoto lançada foi de 0,0026 m³/s, resultando em uma razão esgoto/água de 2,60%, evidenciando impacto considerável à capacidade de

diluição. De maneira complementar a este estudo, outra simulação no Rio Perdizes indicou uma vazão do rio igual a 2,61 mg/L e DBO de 2,40 mg/L, o que aumenta de forma significativa a eficiência quando considerado corpo receptor de efluentes do município.

CONCLUSÕES

O presente estudo evidenciou que a metade dos cursos de água avaliados apresentam limitações quanto à capacidade autodepuradora, especialmente em municípios com deficiências no tratamento de esgoto e/ou da ETE, como acontece em Araporã; ou até mesmo na ausência da ETE, como evidenciado nos municípios de Tupaciguara, Capinópolis, Ipiacu e Grupiara. A aplicação do modelo de Streeter-Phelps permitiu simular o comportamento de OD e DBO frente às cargas orgânicas lançadas nos efluentes, demonstrando a relevância do coeficiente de reaeração na dinâmica dos corpos hídricos. Verificou-se nos corpos hídricos receptores de esgoto que os padrões de OD ficaram abaixo do limite legal para rios de Classe 2 ($\geq 5\text{mg/L}$) e os valores de DBO₅ superaram os padrões recomendados ($\leq 5\text{mg/L}$) simultaneamente em três municípios, sendo eles: Araporã, que apresentou um valor de 3,91mg/L de OD e 17,29 mg/L de DBO, Ipiacu que apresentou 4,08 mg/L de OD e 30,31 mg/L de DBO, e Capinópolis que apresentou 0,80 mg/L de OD e 32,40 mg/L de DBO; indicando a necessidade de intervenções e planejamentos integrados. As equações empíricas aplicadas para K2 mostraram limitações locais, reforçando a importância da calibração regionalizada. O estudo ainda contribui com subsídios técnicos para o aprimoramento da gestão hídrica e a formulação de estratégias mais eficazes de controle da poluição e ampliação do saneamento na região.

REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 9649:1986. Projeto de redes coletoras de esgoto sanitário. Rio de Janeiro: ABNT, 1986.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 12209:1992. Projeto de estações de tratamento de esgoto sanitário. Rio de Janeiro: ABNT, 1992.

ATLAS DAS ÁGUAS DE MINAS. 2. ed. Belo Horizonte: IGAM, 2010.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, 18 mar. 2005.

BRASIL. Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. **Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico.** Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, 8 jan. 2007.

CHAPRA, S. C. **Modelagem da qualidade da água: rios e reservatórios.** Tradução de Maurício P. M. Rocha. Belo Horizonte: UFMG, 2008.

CHAPRA, S. C. **Surface water-quality modeling.** Longman, 1997.

COVAR, A. P. Use of DO-sag analysis for planning waste discharge into streams. **Journal of the Sanitary Engineering Division**, ASCE, v. 102, n. 1, p. 113–124, 1976.

DE PAULA, J. C. C. **Reavaliação e desenvolvimento de metodologias para estimativa do coeficiente de reaeração (K_2) em cursos d'água naturais**. 2011. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.

FORMENTINI, E. J. **Estimativa do coeficiente de reaeração (K_2) em rios de planície: aplicação e validação de metodologias**. 2010. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2010.

IDE-SISEMA. **Infraestrutura de Dados Espaciais do Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos de Minas Gerais**. Disponível em: <https://www.sisema.mg.gov.br/ide-sisema>. Acesso em: 6 jul. 2025.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Projeção da população dos municípios brasileiros por sexo e idade: 2000–2030**. Rio de Janeiro: IBGE, 2023. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br>. Acesso em: 6 de jul. 2025.

MELCHING, C. S.; FLORES, H. E. **Reaeration equations derived from U.S. Geological Survey database**. *Journal of Environmental Engineering*, ASCE, v. 125, n. 5, p. 407–414, 1999.

MOOG, D. B.; JIRKA, G. H. Stream reaeration in non-ideal flow. *Journal of Hydraulic Engineering*, v. 125, n. 1, p. 3–10, 1999.

O'CONNOR, D. J.; DOBBINS, W. E. **Mechanism of reaeration in natural streams**. *Transactions of the American Society of Civil Engineers*, v. 123, p. 641–684, 1958.

OWENS, M.; EDWARDS, R. W.; GIBBS, J. W. Some reaeration studies in streams. *International Journal of Air and Water Pollution*, v. 8, p. 469–486, 1964.

PORTO, R. L. L.; ARAÚJO, J. C. **Hidrologia aplicada**. São Carlos: EESC/USP, 2005.

RIBEIRO, A. M. **Desenvolvimento de equações empíricas para estimativa do coeficiente de reaeração (K_2) em cursos d'água**. 2001. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2001.

SALLA, M. R. et al. **Avaliação da capacidade de autodepuração de um trecho do Rio Uberabinha utilizando o modelo Streeter-Phelps**. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 18, n. 4, p. 351–358, 2013.

SPERLING, M. V. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. 1. ed. Belo Horizonte: DESA/UFGM, 2007.

SPERLING, M. V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2. ed. Belo Horizonte: DESA/UFGM, 2001.

SPERLING, M. V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: UFGM, 1996.

SPERLING, M. V. **Modelagem da qualidade da água de rios**. Belo Horizonte: UFGM, 2014.



SPERLING, M. V. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2005.

STREETER, H. W.; PHELPS, E. B. **A study of the pollution and natural purification of the Ohio River**. U.S. Public Health Service Bulletin, n. 146, 1925.

THOMANN, R. V.; MUELLER, J. A. **Principles of surface water quality modeling and control**. New York: Harper & Row, 1987.

TSIVOGLU, E. C.; WALLACE, J. R. **Characterization of stream reaeration capacity**. U.S. Environmental Protection Agency, EPA-R3-72-012, 1972.



CONTAMINANTES EMERGENTES EM UBERLÂNDIA-MG E REGIÃO: REVISÃO SISTEMÁTICA

Victor Rodrigues Alves de Paula¹; Nilvania Alves da Silva²; Gustavo Kono³; Allan Britis Pinheiro Rocha⁴; Maria Lyda Bolanos Rojas⁵

^{1,2}Graduandos em Engenharia Ambiental e Sanitária (ICIAG/UFU), (victoralves2006@ufu.br, nilvania.silva@ufu.br)

³Graduando em Engenharia da Computação (FEELT/UFU), (gustavo.kono@ufu.br)

⁴Mestrando da Faculdade de Engenharia Civil (FECIV/UFU) (allanbritis@ufu.br)

⁵Professora da Faculdade de Engenharia Civil (FECIV/UFU) (marialyda@ufu.br)

RESUMO

A presença de contaminantes emergentes (CEs) em ambientes aquáticos representa uma crescente ameaça à saúde pública e à qualidade ambiental, especialmente em regiões de grande densidade urbana como Uberlândia-MG. Por essa finalidade, esta revisão sistemática analisou estudos publicados entre 2000 e 2025, por meio de artigos científicos encontrados em bases de dados acadêmicas. Fármacos como paracetamol, ibuprofeno, diclofenaco e cafeína foram os principais compostos citados nos estudos de detecção, em águas superficiais e efluentes, com concentrações variando entre 0,01 e 41,7 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. A partir desses dados, evidencia-se a baixa eficiência dos sistemas convencionais de tratamento de esgoto em remover compostos além do tratamento de matéria orgânica. Ademais, a ausência de monitoramento da presença de substâncias como medicamentos, em águas para abastecimento humano pode representar um risco sanitário e ambiental. Outra parte dos estudos com bioensaios e análises de sedimentos confirma a toxicidade e a presença de metais pesados acima dos níveis aceitáveis após o tratamento convencional. Os resultados reforçam a urgência de políticas públicas específicas, tecnologias inovadoras e biomonitoramento integrado para o controle eficaz desses poluentes. Este estudo contribui com dados locais inéditos e evidencia a necessidade de ações regulatórias e técnicas para mitigação da poluição hídrica no Brasil.

PALAVRAS-CHAVE: contaminantes emergentes, toxicidade, contaminação dos recursos hídricos.

INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, a crescente complexidade dos poluentes presentes nos ambientes aquáticos tem desafiado os paradigmas tradicionais de monitoramento, regulação e tratamento de águas. Dentre esses poluentes, os contaminantes emergentes (CEs) têm ganhado destaque devido à sua presença recorrente em águas superficiais, subterrâneas e em esgotos, mesmo após tratamentos convencionais. Esses compostos englobam uma ampla variedade de substâncias, como fármacos, hormônios, produtos de higiene pessoal, pesticidas, drogas ilícitas, retardantes de chama, plastificantes e adoçantes artificiais, os quais, embora ainda não regulamentados pelas legislações ambientais vigentes, apresentam toxicidade potencial e persistência no ambiente (Bila & Dezotti, 2003; Melo et al., 2017).

A designação "emergente" não se refere necessariamente à novidade química dessas substâncias, mas sim ao reconhecimento recente de seus riscos ambientais e à detecção sistemática em concentrações traço, geralmente na ordem de nanogramas a microgramas por litro (Boger et al., 2015). A detecção desses compostos tornou-se viável com o avanço das técnicas analíticas, especialmente a cromatografia líquida acoplada à espectrometria de massas (LC-MS/MS), que possibilitou o monitoramento de substâncias anteriormente não identificadas. Entretanto, a ausência

de normativas específicas, protocolos padronizados de monitoramento e limites legais para lançamento dificulta o controle efetivo desses poluentes (Silva et al., 2021; Marson et al., 2022).

Os impactos ambientais causados pelos CEs são múltiplos e frequentemente subestimados. Evidências indicam que compostos como diclofenaco, ibuprofeno e carbamazepina podem provocar alterações endócrinas, feminização de peixes, distúrbios no crescimento e redução da biodiversidade aquática, mesmo em baixas concentrações e com exposição prolongada (Santos et al., 2024; Almeida et al., 2013). Adicionalmente, muitos desses compostos apresentam elevada estabilidade química, resistência à degradação biológica e potencial de bioacumulação, o que acentua seu risco ecológico.

No contexto brasileiro, a produção científica sobre contaminantes emergentes ainda é incipiente em comparação à literatura internacional. Em uma revisão sistemática, Boger et al. (2015) identificaram apenas 11 publicações com dados quantitativos sobre fármacos em matrizes aquosas brasileiras entre 1999 e 2014. Os estudos concentram-se principalmente nas regiões Sudeste e Sul, com foco em centros urbanos, sendo os compostos mais investigados cafeína, ibuprofeno, paracetamol, diclofenaco, triclosan, carbamazepina e atenolol (Campanha et al., 2015; Américo et al., 2012).

A cidade de Uberlândia (MG), situada na bacia do rio Uberabinha, possui um cenário representativo, com crescimento urbano acelerado, intensa atividade agroindustrial e expansão gradual da cobertura de esgotamento sanitário. Estudos locais evidenciam alterações significativas na qualidade da água do rio, especialmente a jusante da área urbana, com elevação na carga orgânica, turbidez, coliformes e nutrientes — indicadores típicos da influência antrópica (Souza et al., 2021; Soares, 2020). Embora não existam inventários específicos sobre contaminantes emergentes no município, a literatura nacional sugere a plausibilidade da presença de compostos como fármacos e produtos de uso doméstico, ressaltando a necessidade de investigação sistemática.

A ausência de políticas públicas específicas voltadas ao monitoramento e controle dos CEs no Brasil reforça a urgência de estudos locais que identifiquem quais compostos estão presentes, suas concentrações, persistência e riscos ecotoxicológicos associados. A geração de dados locais é fundamental para subsidiar propostas de regulamentação, fortalecer estratégias de vigilância ambiental e orientar investimentos em infraestrutura de saneamento, com foco na proteção dos recursos hídricos e da saúde pública (Marto et al., 2020; Silva et al., 2021).

Diante desse cenário, os objetivos deste artigo são identificar e mapear os principais contaminantes emergentes presentes em águas superficiais e esgotos sanitários no município de Uberlândia (MG); avaliar os riscos ecotoxicológicos associados a esses contaminantes, com base na literatura científica e em análises laboratoriais; e contribuir com dados locais inéditos sobre a presença de contaminantes emergentes, reforçando a necessidade de avanços regulatórios e técnicos no controle da poluição hídrica no Brasil.

METODOLOGIA

Este estudo consiste em uma revisão sistemática da literatura voltada à identificação, quantificação e caracterização dos contaminantes emergentes presentes em corpos hídricos de Uberlândia. A metodologia foi estruturada com base em diretrizes estabelecidas para revisões sistemáticas, com o intuito de garantir abrangência, reprodutibilidade e rigor científico.

A busca foi realizada nas bases de dados eletrônicas Connected Papers, Consensus, Scopus, SciELO, Science Direct e o Portal de Periódicos da CAPES, complementada por uma pesquisa manual em bibliotecas digitais e repositórios institucionais. Foram encontrados em uma busca ampla cerca de 38 artigos e 8 foram selecionados para serem utilizados. Os termos utilizados na busca incluíram combinações dos descritores: “contaminantes emergentes”, “micropoluentes”, “fármacos”, “qualidade da água”, “esgoto”, “efluente”, “Brasil”, “poluentes” e seus equivalentes em inglês (“emerging contaminants”, “micropollutants”, “pharmaceutical residues”, “wastewater”, “Brazil”),

com o uso de operadores booleanos “AND” e “OR”. Foram incluídos artigos publicados entre 2000 e 2025, nos idiomas português ou inglês, que apresentassem dados empíricos sobre a presença, detecção ou quantificação de contaminantes emergentes em matrizes aquosas brasileiras, como águas superficiais, subterrâneas, potáveis ou efluentes de estações de tratamento de esgoto. Estudos de revisão que englobassem o contexto brasileiro também foram considerados, desde que apresentassem dados compilados e sistematizados relevantes. Os artigos elegíveis foram lidos na íntegra e avaliados com base nos critérios de inclusão.

Dos estudos selecionados, foram extraídas as seguintes informações: ano de publicação, local da coleta de amostras, tipo de matriz aquosa analisada, metodologia analítica empregada (por exemplo, cromatografia líquida de alta eficiência acoplada à espectrometria de massas – CLAE-EM; cromatografia gasosa acoplada à espectrometria de massas – CG-EM; extração em fase sólida – SPE, entre outras), classes detectadas e as concentrações dos principais contaminantes. A qualidade metodológica dos estudos foi avaliada de forma descritiva, considerando clareza na apresentação dos métodos, replicabilidade, limites de detecção reportados e adequação dos controles analíticos.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

A análise dos artigos selecionados revelou a presença significativa de contaminantes emergentes (CEs) em corpos hídricos da região de Uberlândia-MG, especialmente em trechos a jusante do rio Uberabinha e outros córregos nas áreas urbanizadas e industriais (Vieira et al, 2017). Dentre os principais compostos identificados, destacam-se fármacos amplamente consumidos pela população como paracetamol, ibuprofeno, diclofenaco, cafeína e carbamazepina, além de produtos de uso pessoal como triclosan e benzofenona. Esses micropoluentes foram detectados em concentrações variando entre 0,01 e 41,7 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Campanha et al., 2014; Américo et al., 2012), valores que servem como referência comparativa para os resultados observados em corpos hídricos da região de Uberlândia.

A persistência de substâncias como carbamazepina e diclofenaco após o tratamento convencional de esgoto é amplamente documentada na literatura nacional, evidenciando a limitação desses sistemas frente aos contaminantes emergentes (Bila & Dezotti, 2003; Campanha et al., 2014).

Embora os estudos locais ainda sejam limitados quanto à quantificação exata dessas substâncias, análises qualitativas e bioensaios indicam sua presença e os possíveis riscos associados (Souza et al, 2021). Isto pode ser constatado em estudos realizados no Rio Uberabinha, por Silva et al. (2021), que indicam toxicidade biológica nas amostras analisadas, o que sugere a presença de micropoluentes que não são removidos eficientemente pelas tecnologias atuais de tratamento adotadas no município.

Outros estudos indicam também, que o crescimento radicular de *Allium cepa* (cebola) foi significativamente reduzido nas amostras coletadas a jusante da área urbana do Rio Uberabinha, evidenciando a presença de agentes citotóxicos e possivelmente genotóxicos, como fármacos persistentes (ex.: diclofenaco, carbamazepina) e metais pesados, que não são detectados por análises físico-químicas convencionais isoladas (Marto et al., 2019; Oliveira et al., 2023). Esse resultado ressalta a importância da aplicação de bioensaios no diagnóstico ambiental complementar, especialmente em ambientes com presença potencial de múltiplos contaminantes, como verificado por Oliveira et al. (2023), ao avaliarem a toxicidade de compostos como metilparabeno, octocrileno e benzofenona em diferentes bioindicadores.

Além disso, sedimentos do próprio Rio Uberabinha apontam concentrações elevadas de metais como chumbo (Pb), frequentemente acima dos limites TEL (Threshold Effect Level) e PEL (Probable Effect Level), segundo a Resolução Conama nº 344/2004, (Silva et al, 2009). Esses elementos são

bioacumulativos e podem atuar sinergicamente com contaminantes orgânicos, ampliando os riscos ecotoxicológicos para organismos aquáticos e para a saúde humana.

Além disso, foi constatada a insuficiência de indicadores tradicionais de qualidade da água, como o IQA, em refletir os reais impactos ambientais na presença de substâncias tóxicas. Além disso, pesquisas corroboram essa limitação, evidenciando a necessidade do biomonitoramento para uma avaliação mais completa dos ecossistemas aquáticos (Embrapa et al, 2010). Isso reforça a necessidade de incorporar metodologias complementares de biomonitoramento e análise de sedimentos nos protocolos de avaliação da qualidade hídrica.

Diante do panorama encontrado pode-se inferir que a poluição por CEs em Uberlândia esteja atrelada a fatores como crescimento urbano desordenado, insuficiência do sistema de saneamento básico, falta de regulamentação específica para micropoluentes no Brasil, entre outros. Portanto, os resultados obtidos reforçam a urgência da implementação de medidas técnicas e políticas públicas voltadas ao monitoramento contínuo desses compostos, bem como ao incentivo de pesquisa, educação ambiental e adoção de tecnologias inovadoras que possibilitem sua mitigação.

CONCLUSÕES

A presente revisão sistemática evidenciou a crescente preocupação com os contaminantes emergentes (CEs) nos corpos hídricos de Uberlândia-MG e no Brasil, demonstrando que a presença de fármacos, produtos de higiene pessoal e metais pesados é recorrente e preocupante, sobretudo em áreas a jusante de centros urbanos e industriais.

Tais achados reforçam a persistência desses micropoluentes mesmo após o tratamento convencional de esgoto, indicando as limitações dos sistemas atuais de saneamento e a necessidade de revisão das políticas de gestão hídrica no Brasil.

Ademais, foi constatada a necessidade de considerar mais indicadores de qualidade da água além do IQA para monitorar o índice de toxicidade. Isso evidencia a importância da utilização de metodologias integradas — físico-químicas, biológicas e ecossistêmicas — para diagnósticos mais robustos e preventivos.

Diante do exposto, torna-se evidente a necessidade urgente de: (i) ampliar o monitoramento sistemático de contaminantes emergentes nos corpos hídricos brasileiros, com foco em regiões com rápido crescimento urbano como Uberlândia; (ii) fortalecer a base regulatória nacional com diretrizes específicas para micropoluentes; (iii) incentivar o desenvolvimento e aplicação de tecnologias inovadoras, como membranas adsorventes oriundas de resíduos industriais; e (iv) integrar metodologias físico-químicas e biológicas nos protocolos de avaliação da qualidade da água.

Com isso, essa revisão contribui para preencher lacunas do conhecimento sobre a ocorrência e comportamento dos CEs em uma cidade de médio porte no Brasil, oferecendo subsídios para políticas públicas mais eficazes e práticas de gestão ambiental baseadas em evidências científicas.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, C. A. A. et al. Determination of anti-anxiety and anti-epileptic drugs in hospital effluent and a preliminary risk assessment. *Chemosphere*, v. 93, p. 2349–2355, 2013. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/24034828>.

BOGER, B. et al. Micropoluentes emergentes de origem farmacêutica em matrizes aquosas do Brasil: uma revisão sistemática. *Ciência e Natura*, Santa Maria, v. 37, n. 3, p. 725–739, 2015. Disponível em: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=467546194058>.

CAMPANHA, M. C. et al. A 3-year study on occurrence of emerging contaminants in an urban stream of São Paulo State of Southeast Brazil. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 22, n. 10, p. 7936–7947, 2015. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/25516246>.



MARTO, Edwiges Rezende et al. Uma proposta de investigação: análise da qualidade da água do rio Uberabinha em Uberlândia – MG. *Revista Sobre Tudo*, v. 2, n. 3, p. 187–202, 2021. Disponível em: <https://ojs.sites.ufsc.br/index.php/sobretudo/article/view/3395>.

SOARES, A. F. S.; SOUZA, L. P. S. Micropoluentes e análise da regulamentação existente no controle da contaminação das águas no âmbito do Direito Sanitário. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GESTÃO AMBIENTAL, 11., 2020, Vitória. Anais [...]. Vitória: IBEAS, 2020. Disponível em: <https://www.ibeas.org.br/congresso/Trabalhos2020/V-018.pdf>.

SANTOS, V. S. et al. Integrated occurrence of contaminants of emerging concern, including microplastics, in urban and agricultural watersheds in the State of São Paulo, Brazil. *Science of the Total Environment*, v. 932, 173826, 2024. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/entities/publication/c8e06b23-bf89-4dbb-9fa9-367e985e356d/full>.

MARSON, E. O. et al. A review toward contaminants of emerging concern in Brazil: occurrence, impact and their degradation by advanced oxidation process in aquatic matrices. *Science of the Total Environment*, v. 836, 155605, 2022. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/360275309>. Acesso em: 18 jul. 2025.

MELO, Elisa Dias de; MOUNTEER, Ann Honor. Panorama da indústria de cosméticos e efluentes líquidos gerados. *Sustentare*, Três Corações, v. 1, n. 1, p. 131–151, ago./dez. 2017. Disponível em: <http://periodicos.unincor.br/index.php/sustentare/article/view/4512>.

SILVA, Ana Paula Ferreira da; SOUSA, Gustavo José Muniz. Contaminantes emergentes em corpos hídricos: uma revisão acerca do impacto ambiental e dos desafios para o tratamento. *Administração e Sustentabilidade*, v. 9, n. 2, p. 1–17, jul./dez. 2021. Disponível em: <https://revistaadmsustentabilidade.fagoc.br/index.php/admin/article/view/559>.

SILVA, Luciano Alves da. Avaliação da biodisponibilidade de metais em amostras de sedimentos do Rio Uberabinha (Uberlândia, Minas Gerais). 2009. 75 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Exatas e da Terra) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2009. Disponível em: <https://repositorio.ufu.br/bitstream/123456789/17304/1/343oLucianoFINAL.pdf>

SOUZA, G. P. et al. Índice de qualidade de água e contaminação por tóxicos no Rio Uberabinha a montante e a jusante da área urbana de Uberlândia–MG. *ResearchGate*, 2021. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/357039258>.

VIEIRA, Luciano Mendes. *Contaminantes prioritários e emergentes e o saneamento ambiental*. 2017. 91 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Química) – Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2017. Disponível em: <https://repositorio.ufu.br/bitstream/123456789/17304/1/343oLucianoFINAL.pdf>.

AMÉRICO, J. H. P. A. et al. Fármacos em uma estação de tratamento de esgoto na região Centro-Oeste do Brasil e os riscos aos recursos hídricos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 17, n. 3, p. 61–67, 2012. DOI: <https://doi.org/10.21168/rbrh.v17n3.p61-67>.

BILA, Daniele Maia; DEZOTTI, Márcia. Fármacos residuais no meio ambiente. *Química Nova*, São Paulo, v. 26, n. 4, p. 523–530, 2003. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/qn/a/CL8FpLGxfhZqM66TMgPp9Xw/>.



DESENVOLVIMENTO DE NANOMEMBRANAS FILTRANTES/ADSORTIVAS A PARTIR DE SUBPRODUTOS ALCALINOS DA INDÚSTRIA DE CELULOSE: DREGS, GRITS E LAMA DE CAL

Aquiles Nojiri Mota¹; Julia Hoblos¹; Allan Britis Pinheiro Rocha²; Ismarley Lage Horta Morais³

¹Graduandos em Engenharia Ambiental e Sanitária (aquiles.mota@ufu.br; julia.hoblos@ufu.br)

² Mestrando em Engenharia Civil (allanbritis@ufu.br)

³Prof. Dr. Ismarley Lage Horta Morais | Faculdade de Engenharia Civil (FECIV/UFU) (ismarley@ufu.br)

RESUMO

A indústria de celulose brasileira gera aproximadamente 15kg de resíduos alcalinos por tonelada de celulose produzida através do processo Kraft de acordo com (SUZANO, 2024). Estes resíduos, atualmente dispostos majoritariamente em aterros industriais, representam um desafio ambiental e econômico significativo. Com isso, a caracterização físico-química detalhada destes materiais revela uma composição predominante de carbonato de cálcio e outros óxidos, com propriedades que os tornam potencialmente adequados como precursores para membranas cerâmicas. Sendo assim, essa pesquisa por meio da revisão bibliográfica sistemática, explora duas rotas tecnológicas principais: a sinterização cerâmica convencional e a geopolimerização por ativação alcalina, destacando as vantagens da geopolimerização pela menor demanda energética e maior tolerância à variabilidade dos resíduos. Com o intuito de verificar como os fenômenos de transporte, separação e adsorção em membranas porosas são discutidos, contextualizando o desenvolvimento destas membranas nos princípios de economia circular e simbiose industrial.

Palavras-chave: Membranas cerâmicas; resíduos de celulose; geopolímeros.

INTRODUÇÃO

A indústria de celulose desempenha papel estratégico na economia brasileira, representando cerca de 2,7% do PIB nacional em 2023 (Estadão, 2024) e consolidando o país como o segundo maior produtor mundial, com 24,3 milhões de toneladas anuais (IBÁ, 2024).

A cadeia de produção da celulose gera diversos subprodutos e resíduos como os dregs e grits. Segundo o relatório de sustentabilidade de 2024 da Suzano, uma das maiores empresas do ramo da celulose no Brasil, a relação entre quantidade de resíduos gerados e a quantidade de celulose produzida é de 15,3 kg/t com grande parte desses resíduos comumente destinados a aterros sanitários, o que representa um passivo ambiental relevante.

Nos processos de produção da celulose a etapa de Kraft se destaca, caracterizando-se pela utilização de hidróxido de sódio (NaOH) e sulfeto de sódio (Na₂S) como agentes de deslignificação, permitindo a separação eficiente das fibras celulósicas dos demais componentes da madeira. Esse processo gera quantidades significativas de resíduos sólidos, como lama de cal, borras de licor verde, grits de slaker e cinzas de madeira (MARTINS, et al. 2007).

Os principais resíduos sólidos inorgânicos gerados no ciclo de recuperação química do processo Kraft são os dregs, grits e lama de cal. Atualmente, estes resíduos são majoritariamente dispostos em aterros industriais, representando custos significativos e potenciais impactos ambientais (VILARINHO et al., 2022). A busca por alternativas de valorização destes resíduos alinha-se aos princípios de economia circular e desenvolvimento sustentável, transformando um problema ambiental em uma oportunidade de inovação tecnológica.

Sendo assim, o desenvolvimento de nanomembranas filtrantes/adsortivas a partir destes resíduos representa uma abordagem promissora, aproveitando suas características físico-químicas

para aplicações no tratamento de águas residuárias e remoção de poluentes emergentes. Essas aplicações têm ligação direta com o saneamento ambiental, pois permitem reter micropoluentes e contaminantes de difícil remoção em tratamentos convencionais, funcionando como uma barreira tecnológica que favorece a preservação de corpos hídricos e o atendimento aos padrões de qualidade.

Por isso, este trabalho tem por intuito apresentar uma revisão bibliográfica sistemática sobre o potencial de utilização dos subprodutos alcalinos da indústria de celulose (dregs, grits e lama de cal) como precursores para o desenvolvimento de nanomembranas filtrantes/adsortivas, explorando as rotas tecnológicas disponíveis, os desafios técnicos e as oportunidades de aplicação no contexto do saneamento ambiental.

METODOLOGIA

O método empregado nesta pesquisa, consistiu em um plano de trabalho sistemático que abrange desde a caracterização das matérias-primas até a avaliação do desempenho das membranas sintetizadas na remoção de poluentes emergentes.

Preparo e Caracterização dos Resíduos da Indústria de Celulose

Os resíduos alcalinos dregs, grits e lama de cal são os principais subprodutos inerentes ao processo Kraft de produção de celulose e centrais nesta caracterização. As amostras são submetidas a um pré-tratamento que incluirá secagem em estufa a 105 °C para remoção da umidade e moagem em moinho de bolas, visando a obtenção de uma granulometria fina e homogênea, essencial para a reatividade e conformação.

Ademais, a caracterização físico-química e mineralógica desses resíduos é crucial para compreender seu potencial como precursores para novas tecnologias disruptivas como as aplicações em membranas. Neste caso é necessário avaliar a composição química elementar determinada por Fluorescência de Raios-X (FRX), com foco em óxidos como CaO, SiO₂, Al₂O₃, Fe₂O₃, MgO, Na₂O e SO₃ (Ribeiro dos Santos et al., 2019; Mymrin et al., 2020). A identificação das fases cristalinas, incluindo calcita (CaCO₃), portlandita (Ca(OH)₂) e pirssonita, tem de ser realizadas por Difração de Raios-X (DRX) (MARTINS et al., 2007; OLIVEIRA, 2023). A distribuição de tamanho de partículas pode ser avaliada por difração a laser, enquanto a área superficial específica e os parâmetros de porosidade em sua maioria são determinados por adsorção-dessorção de nitrogênio (método BET). A morfologia e microestrutura das partículas podem ser observadas por Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) e Espectroscopia por Dispersão de Energia de Raios-X (EDS). Adicionalmente, a perda ao fogo (PF) é determinada para estimar o teor de voláteis, e o pH e a condutividade elétrica são medidos em suspensões aquosas.

Por fim, para uma compreensão concisa das características fundamentais, a Tabela 1 apresenta uma sumarização da composição química principal e das fases minerais dominantes dos dregs, grits e lama de cal, com base em dados de literatura [1, 2, 3, 4, 5, 6].



Tabela 1 – Composição química dominante dos dregs, grits e lama de cal

Resíduo	Componentes Químicos Principais (faixa típica)	Fases Minerais Dominantes	Referência
Dregs	CaO (32–46%), Na ₂ O (1–12%), LOI (38–47%)	Calcita (CaCO ₃), Natrita (Na ₂ CO ₃)	Martins et al., 2007; Ribeiro dos Santos et al., 2019; Oliveira, 2023 [1]
Grits	CaO (50–69%), LOI (29–38%), SiO ₂ (1–4%)	Calcita (CaCO ₃), Portlandita (Ca(OH) ₂), Pirssonita	Martins et al., 2007; Ribeiro dos Santos et al., 2019; Oliveira, 2022 [2]
Lama de cal	CaO (36–58%), LOI (43%), MgO (0,5–1,3%)	Calcita (CaCO ₃)	Martins et al., 2007; Oliveira, 2022 [3]

Fonte: autoral

Síntese das Nanomembranas

A síntese das nanomembranas será explorada por meio de duas rotas tecnológicas principais, visando otimizar suas propriedades filtrantes e adsorptivas. A primeira é a rota de sinterização cerâmica convencional, onde os resíduos pré-tratados serão misturados em proporções específicas, com adição de agentes formadores de poros e ligantes orgânicos que serão eliminados durante o tratamento térmico para criar a porosidade desejada. A conformação das membranas será realizada por prensagem uniaxial ou extrusão, seguida de um ciclo de queima em forno elétrico com otimização das temperaturas de sinterização (800 °C a 1200 °C) para controlar a densificação e a microestrutura porosa (Haile et al., 2021).

A segunda rota é a geopolimerização por ativação alcalina. Nesta abordagem, dregs, grits e/ou lama de cal serão combinados com fontes de aluminossilicatos (e.g., metacaulim, cinzas volantes) para formar uma rede geopolimérica. Os precursores sólidos serão ativados por soluções alcalinas de hidróxido de sódio (NaOH) e/ou silicato de sódio (Na₂SiO₃). A pasta geopolimérica resultante será moldada e submetida a um processo de cura em temperaturas moderadas (20 °C a 80 °C), com controle da umidade. A otimização dos parâmetros de mistura, concentração do ativador e condições de cura será crucial para controlar a porosidade e as propriedades mecânicas das membranas geopoliméricas (OLIVEIRA, 2023).

Caracterização das Nanomembranas Sintetizadas

As membranas produzidas por ambas as rotas passam por uma caracterização detalhada para determinar suas propriedades físicas, microestruturais, mecânicas e de superfície. Assim é avaliado a densidade aparente e a porosidade total por imersão em água, a distribuição e o diâmetro médio de poros por porosimetria de mercúrio ou adsorção-dessorção de nitrogênio (método BJH), com foco na faixa nanométrica (Oliveira, 2022). A morfologia e a microestrutura interna das membranas passam por análises envolvendo MEV, com o uso de TEM para detalhes da nanoestrutura. A resistência mecânica é avaliada por testes de flexão em três pontos ou compressão diametral. Finalmente, a composição mineralógica e estrutural segue investigada por DRX e Espectroscopia de Infravermelho com Transformada de Fourier (FTIR), identificando as fases cristalinas e os grupos funcionais formados após a síntese.

Testes de Desempenho na Remoção de Poluentes Emergentes

As nanomembranas otimizadas são submetidas a testes que avaliam a sua eficiência na filtração e adsorção de poluentes emergentes. Inicialmente, soluções aquosas sintéticas contendo fármacos (e.g., paracetamol, ibuprofeno, diclofenaco) são preparadas em concentrações controladas. Posteriormente, efluentes reais pré-tratados, como esgoto doméstico secundário, podem ser utilizados para simular condições de aplicação mais realistas.

Os testes de filtração por membrana são conduzidos em módulos de filtração em escala laboratorial, monitorando o fluxo permeado ($L/m^2.h$) e a pressão transmembrana (PTM). A eficiência de rejeição dos poluentes é calculada a partir das concentrações de entrada e saída, quantificadas por técnicas analíticas avançadas, como Cromatografia Líquida de Alta Eficiência acoplada à Espectrometria de Massas (HPLC-MS/MS) ou Cromatografia Gasosa acoplada à Espectrometria de Massas (GC-MS) (DINIZ et al., 2021). Os testes de adsorção são realizados em batelada e em coluna para determinar a capacidade e a cinética adsorptiva. O fenômeno de incrustação (fouling) é monitorado pela observação da queda do fluxo permeado, e estratégias de mitigação serão investigadas.

Esses ensaios simulam condições reais de tratamento de efluentes domésticos e industriais, permitindo avaliar a eficiência das membranas não apenas na remoção de poluentes emergentes, mas também na sua viabilidade prática em sistemas de saneamento de diferentes portes.

Análises Complementares

Para aprofundar a compreensão dos mecanismos de interação, as membranas passam novamente a serem caracterizadas por MEV/EDS e FTIR após os testes de adsorção, a fim de identificar as interações específicas entre os poluentes e a superfície da membrana. Finalmente, é conduzida uma análise preliminar de viabilidade técnico-econômica e ambiental. Esta avaliação considerará os custos de produção das membranas, sua durabilidade e a eficiência na remoção de poluentes. Uma Análise de Ciclo de Vida (ACV) simplificada quantificará os potenciais benefícios ambientais decorrentes da valorização desses resíduos na produção de nanomembranas, comparando-os com os métodos de descarte atualmente empregados e com as tecnologias de membranas comerciais disponíveis (VILARINHO et al., 2022).

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Após as análises físico-químicas é possível fazer a caracterização dos dregs e dos grits. Segundo Martins (2007), os difratogramas dos dregs de licor verde são caracterizados por uma fase predominante de calcita, na qual pequenas quantidades de magnésio substituem o cálcio, formando a estrutura $Ca(1-x)MgxCO_3$. Nos grits, as principais fases identificadas são a calcita ($CaCO_3$) e a

pirssonita ($\text{CaNa}_2(\text{CO}_3)_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), seguidas pela portlandita ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) e pela brucita (FeO), além de ser apresentado uma possível presença de larnita (Ca_2SiO_4). O mesmo artigo também indica que os dregs de licor verde e a lama de cal contêm Calcita e Gipsita.

Os dregs apresentaram um comportamento predominantemente monomodal, com curvas de distribuição de tamanho de partículas semelhantes, embora com variações nas faixas de diâmetro. O tamanho médio das partículas foi de 11,63 μm (D50), com a distribuição variando entre 2,79 μm (D10) e 23,15 μm (D90). Já os grits (grãos de Slaker) apresentaram um tamanho médio de 24,13 μm (D50), com partículas distribuídas entre 4,34 μm (D10) e 44,70 μm (D90). pelas análises de Ribeiro (2019), o que o fez concluir que a distribuição fina das partículas, aliada à elevada área superficial, pode conferir aos dregs uma reatividade aumentada.

Os resíduos gerados na produção de celulose têm como principal constituinte químico o óxido de cálcio (CaO), conforme apontado por Mymrin et al. (2020). A análise por difração de raios X (XRD) revelou a calcita como o principal mineral presente, seguida pela dolomita [$\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$], além de pequenos picos de quartzo (SiO_2). Segundo Ribeiro et al. (2019), embora os dregs e os grits apresentem propriedades semelhantes ao carbonato de cálcio, o que os torna promissores para aplicações cerâmicas, ainda há limitações para seu uso em larga escala. Esses resíduos são encontrados na forma de blocos compactos e úmidos, exigindo etapas de secagem e moagem para possibilitar o manuseio, armazenamento e aplicação.

A formação de materiais com propriedades ligantes e a possibilidade de moldagem em estruturas porosas pela geopolimerização são cruciais para a fabricação de membranas. As pesquisas de Oliveira, Y. S. de (2022) e Oliveira, C. P. de (2023) contribuem ao demonstrar a viabilidade do dregs como matéria-prima para ligantes álcali-ativados, ressaltando o potencial desses materiais sustentáveis

Por membranas a partir do arroz, Guimarães et al. (2022), os ensaios de permeação com efluente real evidenciaram alta eficiência na remoção de cor e turbidez, além de uma recuperação de fluxo. O que pode evidenciar grande efetividade de membranas para o tratamento de água e efluentes.

Apesar de uma possível viabilidade de membranas cerâmicas, suas propriedades físico-químicas podem variar de acordo com o lote e a origem das fábricas de celulose e papel, tornando necessária a caracterização individual de cada remessa (Ribeiro et al. 2019). Foi observado com relação a formação de materiais de construção civil a partir desses resíduos, uma elevada eficiência tanto econômica quanto ambiental.

Além disso, a utilização dos resíduos das fábricas de celulose e papel se alinham com os princípios da economia circular. Isso promove a eficiência no uso dos recursos e a minimização de resíduos. Nesse contexto, abordagens inovadoras representam uma alternativa mais sustentável ao descarte convencional em aterros sanitários, ao favorecer a reutilização de materiais e a consolidação de um modelo produtivo circular (HAILE et al. 2021, VILARINHO et al. 2022).

CONCLUSÕES

O desenvolvimento de nanomembranas filtrantes/adsortivas a partir de subprodutos alcalinos da indústria de celulose (dregs, grits e lama de cal) representa uma estratégia promissora de valorização, com potencial para transformar um problema ambiental em uma solução tecnológica de alto valor agregado.

A revisão bibliográfica realizada identificou duas rotas tecnológicas principais: a sinterização cerâmica convencional e a geopolimerização por ativação alcalina. A rota de geopolimerização destaca-se pela menor demanda energética e maior tolerância à variabilidade dos resíduos, embora requeira a combinação com outras fontes de aluminossilicatos.

Sendo assim, os principais desafios técnicos incluem o controle preciso da microestrutura porosa, a otimização das propriedades mecânicas e de separação, e a escalabilidade do processo. Com

isso, é possível evidenciar que um dos eixos mais promissores de uso dos resíduos da indústria de celulose envolve o desenvolvimento de membranas multifuncionais (filtrantes e adsorbtivas) para aplicação específica na remoção de poluentes emergentes. Reforça-se que, ao serem aplicadas em processos de tratamento de efluentes, essas membranas podem contribuir de forma significativa para a melhoria da qualidade da água, a redução da carga poluidora lançada no ambiente e o fortalecimento das práticas de saneamento ambiental sustentável.

REFERÊNCIAS

CALDEIRA, D. C. D.; et al. A case study on the treatment and recycling of the effluent generated from a thermo-mechanical pulp mill in Brazil after the installation of a new bleaching process. *Science of the Total Environment*, v. 763, 142996, 2021.

HAILE, A.; et al. Pulp and paper mill wastes: utilizations and prospects for high value-added biomaterials. *Bioresources and Bioprocessing*, v. 8, n. 35, p. 1-22, 2021.

IBA – INDÚSTRIA BRASILEIRA DE ÁRVORES. Relatório anual 2024. Brasília: IBA, 2024. Disponível em: <https://iba.org/relatorio2024.pdf>. Acesso em: 28 jul. 2025.

MARTINS, F. M.; et al. Mineral phases of green liquor dregs, slaker grits, lime mud and wood ash of a Kraft pulp and paper mill. *Journal of Hazardous Materials*, v. 147, n. 1-2, p. 610–617, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.01.057>.

MYMRIN, V.; et al. Efficient application of cellulose pulp and paper production wastes to produce sustainable construction materials. *Construction and Building Materials*, v. 263, 120604, 2020.

OLIVEIRA, C. P. de. Utilização de resíduos dregs da indústria de papel e celulose para a produção de ligantes álcali-ativados. 2023. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2023.

OLIVEIRA, Y. S. de. Uso dos resíduos do processo Kraft de celulose - dregs e grits – como adição mineral na produção de matrizes cimentícias. 2022. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2022.

RIBEIRO DOS SANTOS, V.; et al. Green liquor dregs and slaker grits residues characterization of a pulp and paper mill for future application on ceramic products. *Journal of Cleaner Production*, v. 240, 118220, 2019.

SUZANO S.A. Relatório de Sustentabilidade Suzano 2024. São Paulo: Suzano S.A., 2025. Publicado em 24 de março de 2025. Disponível em: <https://www.suzano.com.br/relatorios-de-sustentabilidade/relatorio-suzano-2024>. Acesso em: 28 jul. 2025.

VILARINHO, I. S.; et al. Review of recycling alternatives for paper pulp wastes. *Frontiers in Materials*, v. 9, 1006861, 2022.



DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DA DESTINAÇÃO INADEQUADA DE ESGOTO PARA DEJEÇÕES EM DUQUE DE CAXIAS (RJ): ESPACIALIZAÇÃO COM BASE NO CENSO DEMOGRÁFICO 2022 DO IBGE

Dorcas Abigail Nunes de Freitas¹; Gabriel Cardoso Santos²

¹Graduanda em Geografia (ICHPO/UFU), bolsista de Iniciação Científica (dorcas.freitas@ufu.br)

²Discente do Programa de Pós-graduação em Geografia (PPGEP). Bolsista pela FAPEMIG (ICHPO/UFU) (gabriel.santos3@ufu.br)

RESUMO

O presente trabalho tem como objetivo analisar a distribuição espacial da destinação inadequada de esgoto no município de Duque de Caxias, localizado na Baixada Fluminense (RJ), com base nos dados do Censo Demográfico de 2022 do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). A análise concentra-se nos Domicílios Particulares Permanentes Ocupados que apresentam formas inadequadas de destinação de esgoto para dejeções, considerando a localização dos bairros, favelas e comunidades urbanas em áreas classificadas como urbanas. A metodologia utilizada incluiu revisão bibliográfica, seleção e tratamento das variáveis, espacializando os dados através de ferramentas de geoprocessamento no *software QGIS*. O estudo buscou estabelecer a correlação entre a precariedade no acesso ao saneamento básico e os recortes socioespaciais. Os resultados revelam que os bairros com maior presença de favelas e moradias precárias concentram também os maiores índices de despejo inadequado. Foram utilizados exemplos por meio de *PrintScreens* do *Google Maps*, valas e rios contaminados localizados próximos a domicílios em diferentes bairros, e a apresentação de gráficos comparando o total de domicílios com as formas de destinação de esgoto para dejetos. Além disso, o trabalho reforça a necessidade de aprofundar aspectos como a renda que ainda não foram lançados pelo IBGE.

PALAVRAS-CHAVE: Duque de Caxias, esgoto, censo demográfico 2022.

INTRODUÇÃO

A ausência de saneamento básico adequado, especialmente no que se refere à destinação do esgoto, ainda é uma realidade em muitas cidades. De acordo com o Censo Demográfico de 2022 do IBGE, 62,5% da população brasileira vivia em domicílios com acesso à rede de coleta de esgoto, e 75,7% contavam com esgotamento por rede coletora ou fossa séptica. Em 3.505 municípios, menos da metade da população tinha acesso à coleta, e em 2.386, nem mesmo considerando fossas sépticas, a cobertura atingia metade dos moradores. Apesar disso, 97,8% da população possuía ao menos um banheiro de uso exclusivo.

Segundo dos Santos (2018, p. 242), no Brasil, a carência de serviços básicos atinge sobretudo as populações vulneráveis que vivem em favelas, periferias e áreas rurais. A ausência ou precariedade do saneamento compromete a saúde e a qualidade de vida dessas comunidades, além de provocar efeitos econômicos negativos.

Referente a isto, no início de 2025, o Índice de Progresso Social (IPS) divulgou um estudo, noticiado pelo portal de notícias G1, que apresentou indicadores críticos em áreas como saneamento, moradia, segurança, educação e liberdades individuais, aspectos determinantes para definir se uma cidade oferece melhor ou pior qualidade de vida para seus habitantes. A pesquisa aponta Duque de Caxias, apesar de ser a 4ª cidade mais rica do Rio de Janeiro, como a 2ª pior para se viver entre os municípios brasileiros com mais de 500 mil habitantes.

Outra colocação preocupante é o ranking de 2024 desenvolvido pelo Instituto Trata Brasil, que posiciona Duque de Caxias na 15ª posição entre os 20 piores municípios do país em saneamento

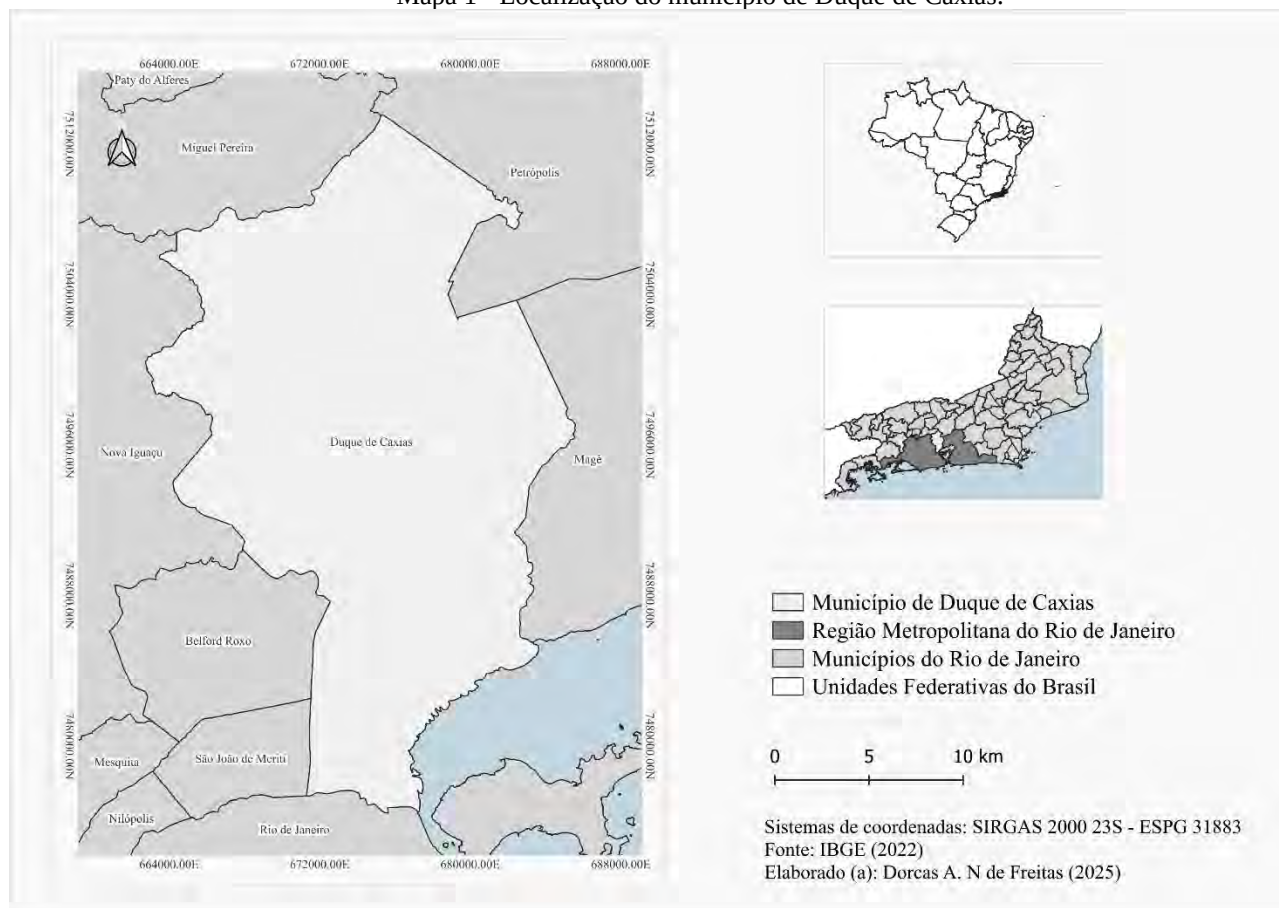
básico, sendo um dos cinco da Região Sudeste na lista. E uma das causas é que esses municípios investiram, em média, apenas R\$73,85 por habitante ao ano, um valor cerca de 68% abaixo da média nacional necessária para a universalização do serviço. Esse baixo investimento dificulta significativamente o avanço em direção de saneamento de qualidade.

Segundo noticiado pelo jornal regional *Baixada em Foco* (2025), um dos problemas mais graves enfrentados pelo município é a deficiência no saneamento básico. Há diversas áreas que ainda carecem de acesso adequado à água potável e à coleta e tratamento de esgoto, o que acarreta sérios impactos na saúde pública. Além disso, o despejo irregular de resíduos em córregos e rios intensifica a degradação ambiental e contribui para o agravamento das enchentes um fenômeno frequente na região, especialmente durante o período chuvoso.

Como citado por Ribeiro (2010), o sistema de esgotos sanitários compreende o conjunto de estruturas responsáveis pela coleta, transporte, afastamento, tratamento e disposição final das águas residuárias, de forma sanitária e ambientalmente adequada. Esse sistema tem como principal função evitar o contato dos dejetos humanos com a população, com as fontes de abastecimento de água, com alimentos e com vetores de doenças.

Segundo o Censo 2022 do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), o município de Duque de Caxias está situado na Região Metropolitana do Rio de Janeiro, na região geográfica da Baixada Fluminense, possui uma população total de 808.161 pessoas, uma área territorial de 467,319 km², e a cidade apresenta uma densidade demográfica de 1.729,36 habitantes por quilômetro quadrado (hab/km²).

Mapa 1 - Localização do município de Duque de Caxias.



O município de Duque de Caxias é a terceira cidade mais populosa do estado do Rio de Janeiro, ficando atrás apenas da capital e de São Gonçalo/RJ. O nome do município homenageia o patrono do

Exército brasileiro, Luís Alves de Lima e Silva, conhecido como Duque de Caxias ou "O Pacificador". E faz divisa com Petrópolis e Miguel Pereira (ao norte), Rio de Janeiro (ao sul), Baía de Guanabara e Magé (a leste) e São João de Meriti, Belford Roxo e Nova Iguaçu (a oeste). Está próxima da Serra dos Órgãos e cortada por diversos rios que delimitam seus distritos e vizinhos, como os rios Meriti, Iguaçu, Sarapuí e Saracuruna. Se destaca pelos hospitais municipais Dr. Moacyr Rodrigues do Carmo (na BR-040) e Adão Pereira Nunes (na BR-493), que são referências na Baixada Fluminense e em toda a Região Metropolitana. Na educação, o município abriga uma unidade do Colégio Pedro II, um campus da Universidade Estácio de Sá e um campus da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ) em Santa Cruz da Serra. Além da Refinaria de Duque de Caxias (REDUC) e o Polo Petroquímico da Braskem em Campos Elíseos (PREFEITURA MUNICIPAL DE DUQUE DE CAXIAS, 2025)

Apesar de ser uma cidade de grande influência regional e fornecedora de serviços básicos para a população local e municípios vizinhos, Duque de Caxias ainda enfrenta grave déficit de infraestrutura, como demonstrado pelos dados apresentados anteriormente. Atualmente, grande parte da Baixada Fluminense ainda carece de esgotamento sanitário com sistema separador. Na maioria dos municípios, o esgoto é descartado em redes de drenagem, fossas sépticas ou diretamente em corpos hídricos (BARBOSA, 2023, p.41).

De acordo com Aroucha et al. (2024), o acesso à água e ao saneamento de qualidade é fundamental para garantir dignidade de vida à população, sendo um dos focos do Objetivo de Desenvolvimento Sustentável (ODS) nº 6. Esse objetivo está em sintonia com o Plano Nacional de Saneamento Básico, a Política Nacional do Meio Ambiente e a Política Nacional de Recursos Hídricos.

Diante das classificações negativas do município em pesquisas sobre qualidade de vida, especialmente em relação aos serviços básicos, surge o interesse em investigar mais profundamente esses dados. A análise será direcionada especificamente ao saneamento básico, com foco nos tipos de destinação do esgoto para dejetos. Assim, o presente trabalho tem como objetivo analisar, com base nos dados do Censo Demográfico 2022 do IBGE, a distribuição espacial por bairros, área urbana, favelas e comunidades urbanas, os domicílios no município de Duque de Caxias com formas inadequadas de destinação do esgoto para dejetos.

METODOLOGIA

Para o desenvolvimento deste trabalho, foram adotados os seguintes procedimentos metodológicos:

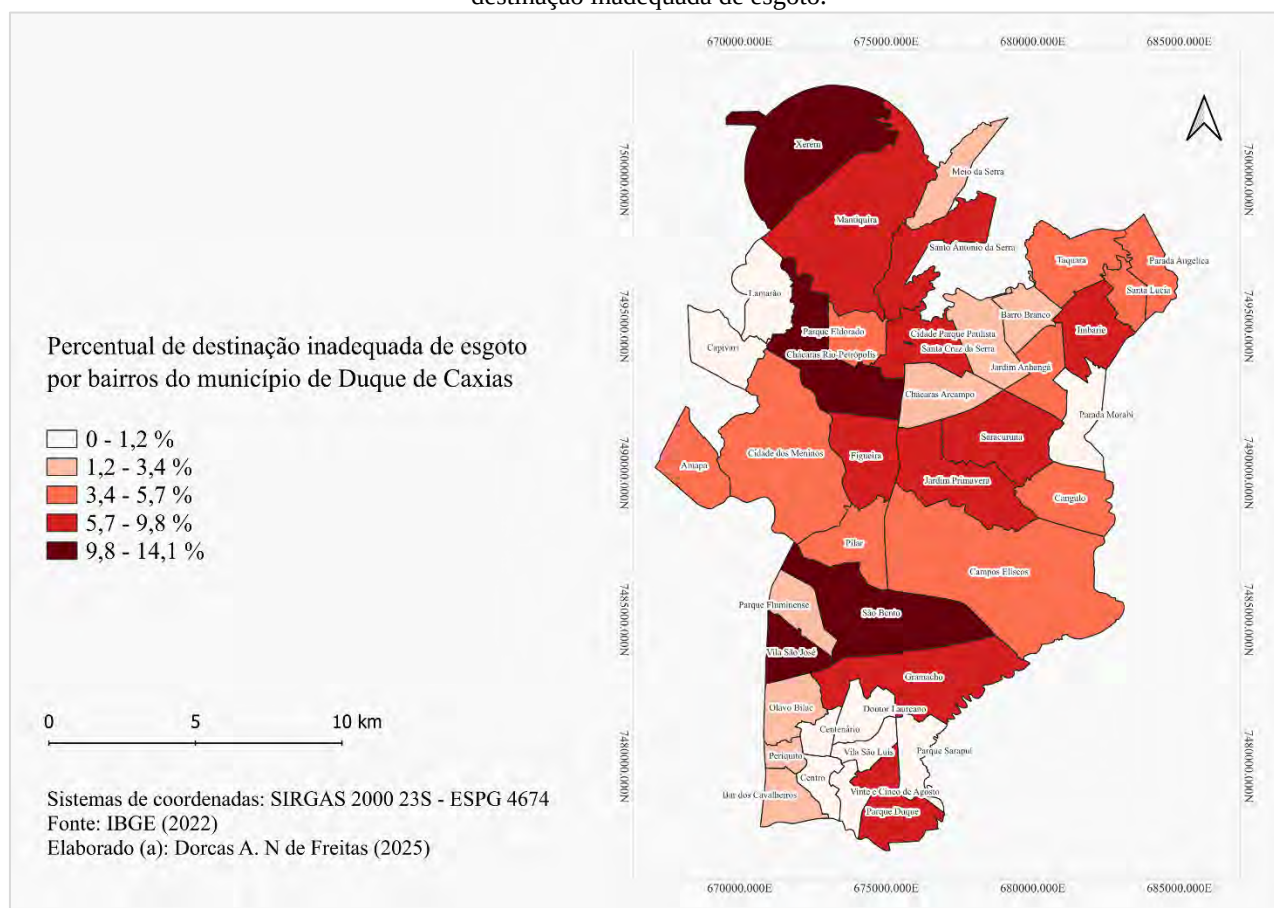
- I. Revisão bibliográfica sobre o tema em revistas e artigos científicos, bem como em livros e trabalhos científicos em geral, com a finalidade de dar suporte teórico e metodológico para a pesquisa;
- II. Levantamento de dados referente a base cartográfica do município estudado, selecionando variáveis presentes no dicionário de dados dos agregados por setor censitário do ano de 2022, elaborado pelo IBGE, o qual, apresenta as características dos domicílios identificadas por códigos numéricos e suas respectivas definições. A variáveis selecionadas foram: V00001- Domicílios particulares permanentes ocupados por bairro; V00311- Domicílios Particulares Permanentes Ocupados, Destinação do esgoto do banheiro ou sanitário ou buraco para dejetos é fossa séptica ou fossa filtro não ligada à rede; V00312 - Domicílios Particulares Permanentes Ocupados, Destinação do esgoto do banheiro ou sanitário ou buraco para dejetos é fossa rudimentar ou buraco; V00313 - Domicílios Particulares Permanentes Ocupados, Destinação do esgoto do banheiro ou sanitário ou buraco para dejetos em vala; V00314 - Domicílios Particulares Permanentes Ocupados, Destinação do esgoto do

- banheiro ou sanitário ou buraco para dejeções em rio, lago, córrego ou mar; V00315 - Domicílios Particulares Permanentes Ocupados, Destinação do esgoto do banheiro ou sanitário ou buraco para dejeções em outra forma;
- III. Tratamento dos dados, que consistiu na somatória das variáveis V00311, V00312, V00313, V00314, V00315 e calculando a porcentagem com base na variável V00001;
 - IV. Produção cartográfica por meio do software *Qgis*, utilizando arquivos *shapefile* para a espacialização das áreas urbanas e rurais do município, bem como a delimitação dos bairros, limite municipal, e estadual e em seguida a distribuição espacial das favelas e comunidades urbanas;
 - V. Interpretação dos dados obtidos, visando a análise espacial da porcentagem da destinação inadequada de esgoto por bairros e a configuração territorial do município, apresentando às áreas urbanas e rurais onde se concentram favelas e comunidades urbanas.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

No primeiro momento de análise, observa-se no (Mapa 2) a porcentagem de domicílios por bairro com destinação inadequada do esgoto, evidenciando desigualdades na infraestrutura sanitária entre as diferentes áreas do município.

Mapa 2 – Porcentagem de domicílios particulares permanentes ocupados por bairros em Duque de Caxias – RJ com destinação inadequada de esgoto.



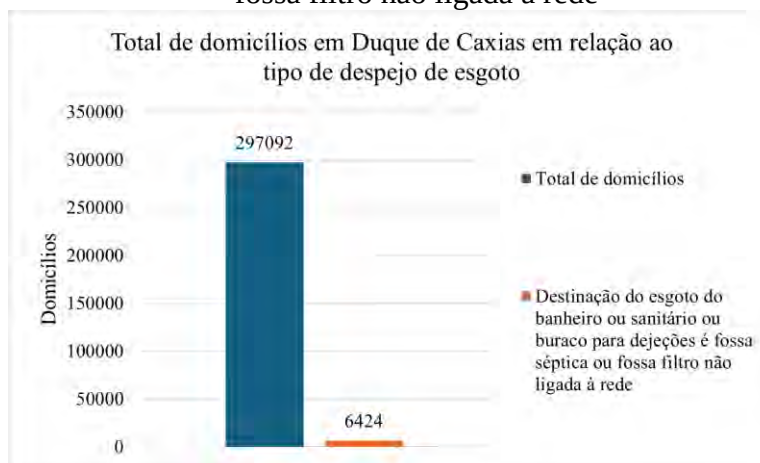
Na espacialização dos dados de domicílios particulares permanentes ocupados por bairros em Duque de Caxias com destinação inadequada de esgoto, a princípio, em análise preliminar foram identificados os bairros com maior concentração com o percentual entre 9,8% e 14,1%, que são

Xerém, São Bento, Vila São José e Chácara Rio-Petrópolis. Os que ficaram com 5,7% e 9,8% são Gramacho, Jardim Primavera, Saracuruna, Figueira, Imbariê, Santa Cruz da Serra, Santo Antônio da Serra, Parque Duque e Mantiqueira. Com 3,4% e 5,7% ficaram Campos Elísios, Pilar, Cangulo, Cidade dos Meninos, Amapá, Parque Eldorado, Jardim Anhangá, Taquara, Parada Angelica e Santa Lucia. Com 1,2% e 3,4% estão Meio da Serra, Barro Branco, Cidade Parque Paulista, Chácara Arcampo, Parque Fluminense, Olavo Bilac, Periquito e Bar dos Cavalheiros. Os bairros com menor porcentual foram Capivari, Lamarão, Doutor Laureano, Centenário, Centro, Vinte e Cinco de Agosto, Vila São Luís e Parque Sarapuí.

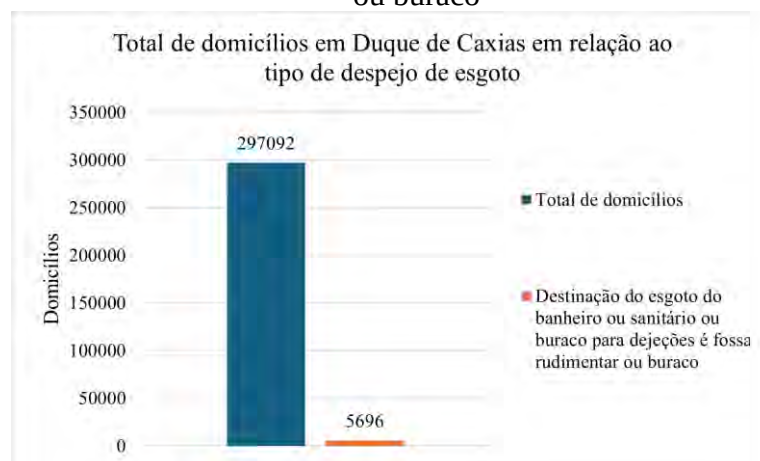
Dando continuidade à análise, os gráficos a seguir apresentam, de forma detalhada, a quantidade de domicílios com destinação inadequada de dejeções em Duque de Caxias. Após a apresentação espacial das porcentagens por bairros, é possível compreender com mais profundidade a gravidade da situação. Mesmo que, em termos percentuais, esses números pareçam baixos, sua ocorrência em um município de grande influência e abrangência de serviços e densamente povoado revela um cenário preocupante.

Figura 1 – Apresentação do total de domicílios em relação a quantidade de domicílios com despejo inadequado de dejetos em gráficos em colunas agrupadas.

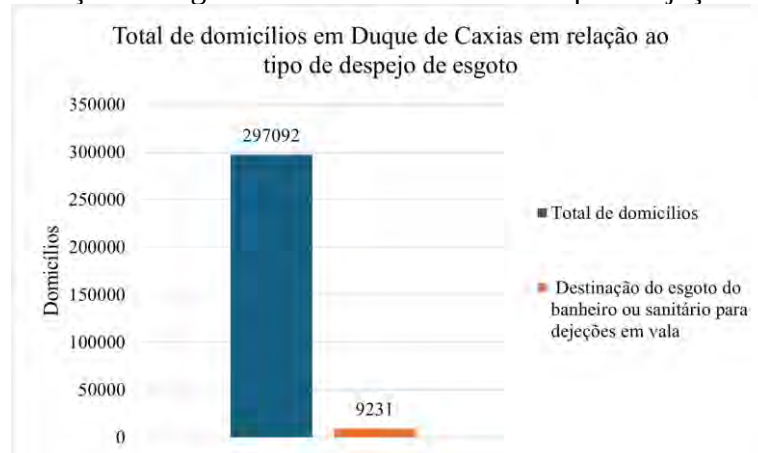
a) Destinação do esgoto do banheiro ou sanitário ou buraco para dejeções em fossa séptica ou fossa filtro não ligada a rede



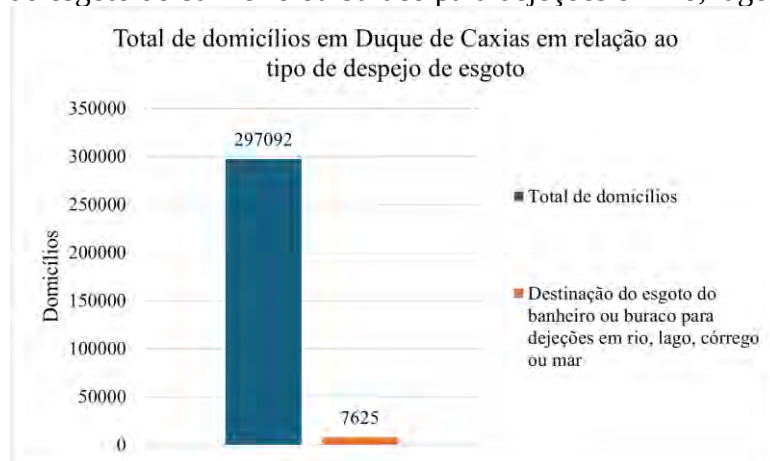
b) Destinação do esgoto do banheiro ou sanitário ou buraco para dejeções em fossa rudimentar ou buraco



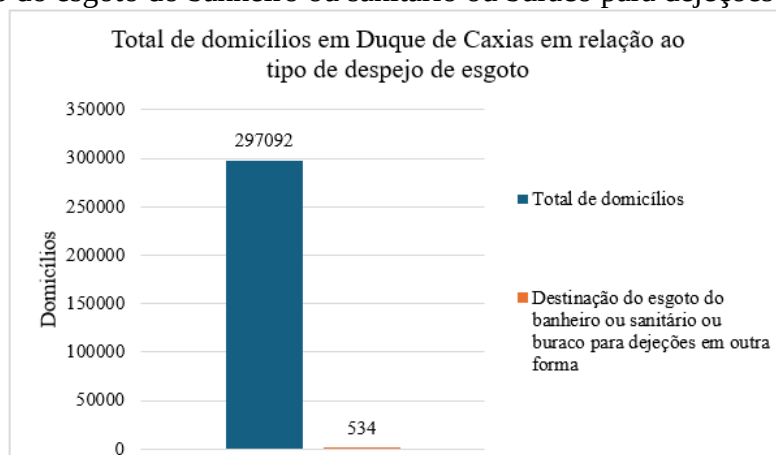
c) Destinação do esgoto do banheiro ou sanitário para dejeções em vala



d) Destinação do esgoto do banheiro ou buraco para dejeções em rio, lago, córrego ou mar



e) Destinação do esgoto do banheiro ou sanitário ou buraco para dejeções em outra forma



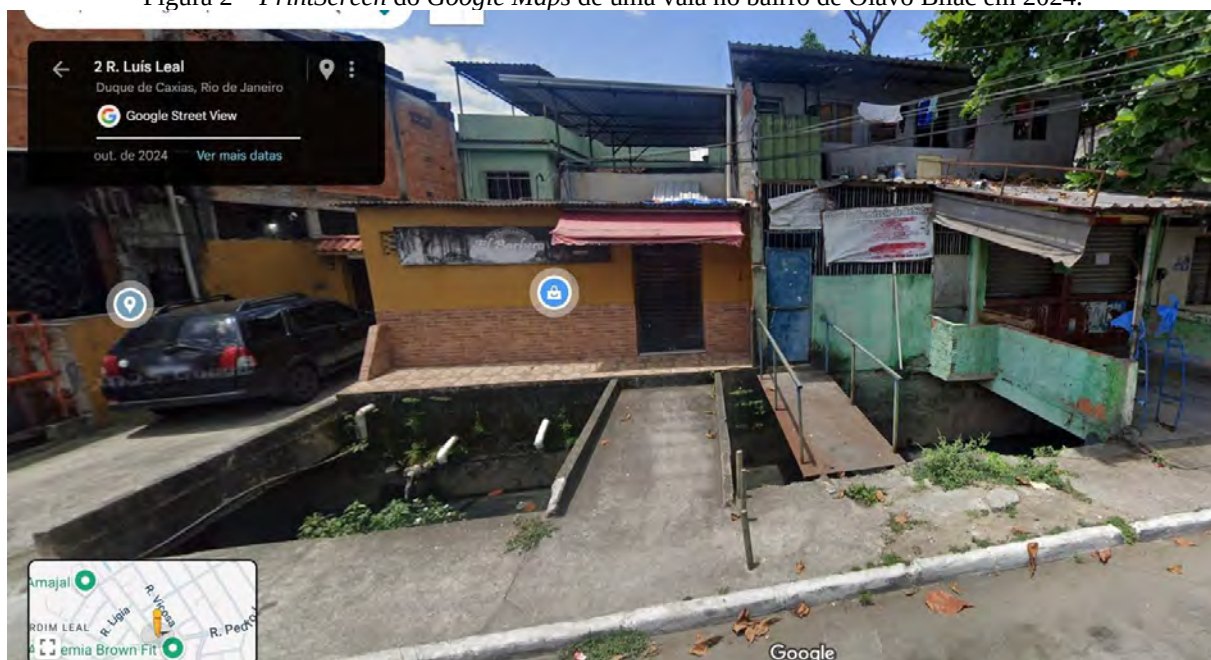
Fonte: IBGE (2022).
Autores (2025).

Os gráficos apresentados evidenciam o total de 297.092 domicílios no município de Duque de Caxias, que dentre esses, aproximadamente 10,4% o equivalente a cerca de 30 mil residências faz uso de formas inadequadas de destinação de esgoto para dejeções (fezes). Conforme demonstrado nos gráficos, 6.424 domicílios utilizam fossas sépticas ou fossas filtro não ligadas à rede de esgoto,

enquanto 5.696 destinam a fossas rudimentares ou buracos. O maior número é observado no despejo em valas, com 9.231 domicílios, seguido por 7.625 que direcionam os dejetos para rios, lagos, córregos ou o mar. E, 534 domicílios utilizam outra forma de destinação.

Um exemplo de destinação inadequada de esgoto é uma vala, popularmente conhecida como "valão", como na (Figura 2), que apresentada a existência de um curso d'água exposto, contaminado por esgoto e outros poluentes, caracterizando um tipo de despejo irregular no bairro Olavo Bilac. Essa situação compromete não apenas a saúde da população residente, mas também o equilíbrio ambiental da área. A presença de valões como esse revela a carência de infraestrutura sanitária adequada em regiões socialmente vulneráveis.

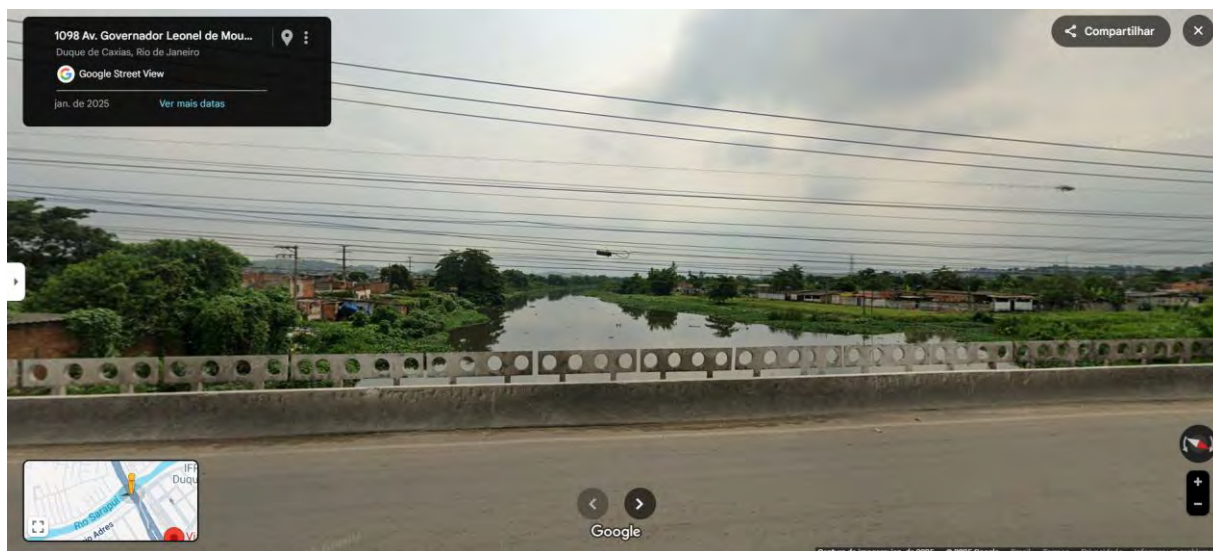
Figura 2 – PrintScreen do Google Maps de uma vala no bairro de Olavo Bilac em 2024.



Fonte: Google Maps (2025)

Outro exemplo são os domicílios localizados em áreas precárias nas proximidades do Rio Sarapuí, no bairro de Gramacho, onde se observa a presença de valas e cursos d'água poluídos por despejo inadequado de esgoto e resíduos sólidos. A imagem evidencia o convívio diário das famílias com ambientes insalubres, reflexo da ausência de infraestrutura básica. Essa proximidade entre moradia e fontes de contaminação representa sérios riscos à saúde pública, além de expressar as desigualdades socioambientais que afetam diretamente as populações vivem em condições de vulnerabilidade social.

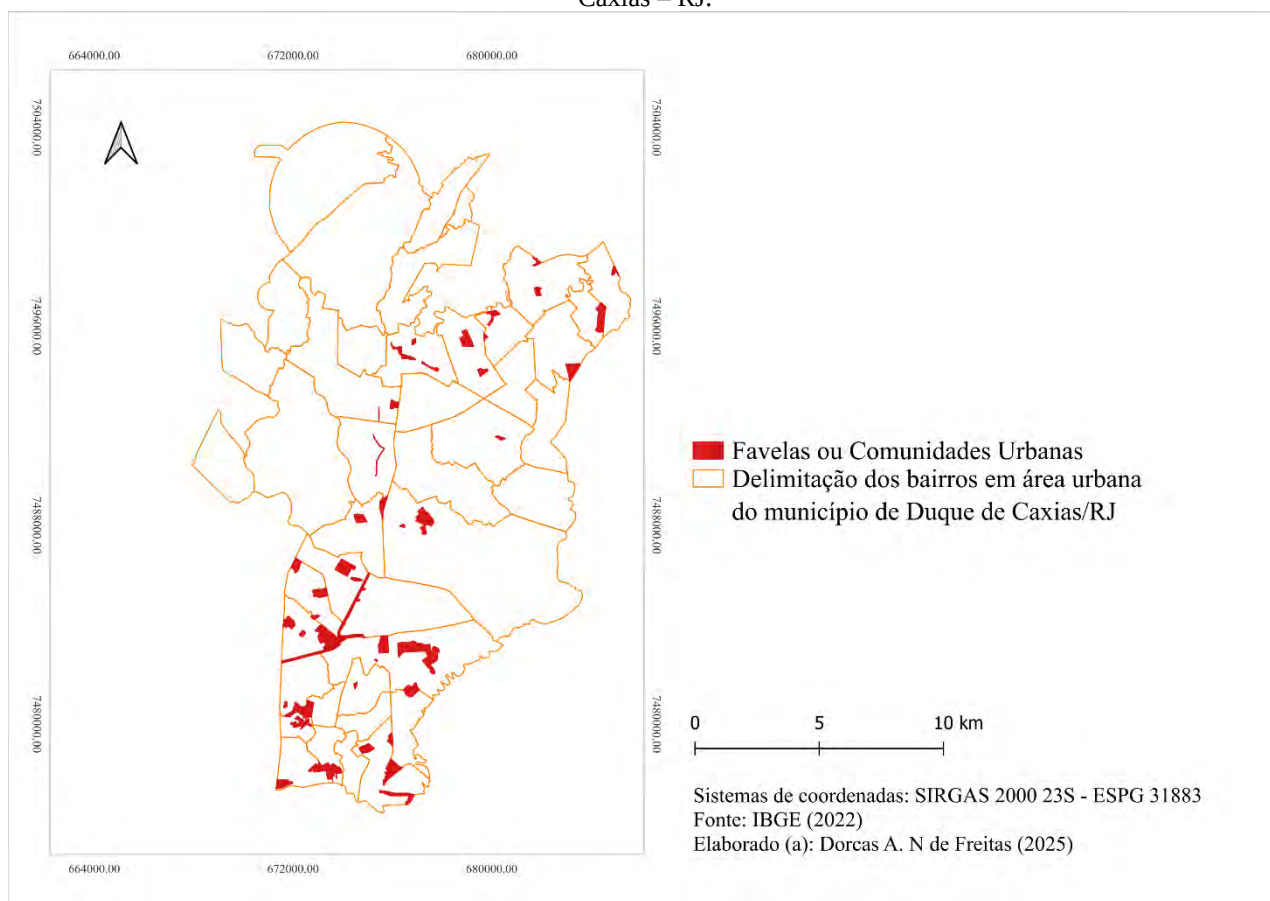
Figura 3 – PrintScreen do Google Maps de domicílios localizados próximos ao Rio Sarapuí, poluído, no bairro de Gramacho no ano de 2025.



Fonte: Google Maps (2025)

Nesse contexto, foi elaborada uma representação geográfica da área urbana do município de Duque de Caxias, destacando a localização das favelas ou comunidades urbanas, definidas pelo IBGE como habitações precárias, construídas majoritariamente em terrenos irregulares e sem planejamento (Mapa 3), as quais, estão concentradas nos bairros que apresentam os maiores percentuais de destinação inadequada de esgoto, conforme indicado no (Mapa 2).

Mapa 3 – Espacialização da área urbana com localização de favelas ou comunidades urbanas por bairros em Duque de Caxias – RJ.



Observa-se que as áreas em vermelho representam as favelas ou comunidades urbanas e que estão concentradas ao lado sul e sudeste do município. Os contornos laranja destacam os limites dos bairros de Duque de Caxias na área urbana. Os bairros com alta presença de favelas e comunidades urbanas como Periquito, Vila São Jose, Gramacho, Parque Sarapuí, São Bento também apresentam, em sua maioria, altos percentuais de destinação inadequada de esgoto para dejetos. Há uma relação clara entre a localização das favelas e os bairros com maior percentual, reforçando a ideia de que a precariedade habitacional está ligada à falta de saneamento básico. Mas, não sendo um fator determinante. Pois, outra evidência relevante é a renda, que se configura como um importante indicador da qualidade da infraestrutura dos domicílios, bem como dos bairros. Contudo, os dados referentes à renda do último censo demográfico ainda não foram lançados.

CONCLUSÕES

O objetivo deste trabalho consistiu em identificar espacialmente, por meio de ferramentas de geoprocessamento no *software QGIS* os domicílios por bairros em área urbana com maior percentual de despejo inadequado de esgoto para dejeções e seguindo para a classificação da localização desses domicílios.

A pesquisa adotou uma abordagem quantitativa fundamentada nos dados do Censo Demográfico de 2022 do IBGE, que identificam os domicílios particulares permanentes ocupados com formas de destinação de esgoto consideradas inadequadas. Além disso, foram utilizadas referências cartográficas que delimitam as favelas, comunidades urbanas e área urbana. Assim, as etapas metodológicas incluíram a filtragem geográfica do município, a integração dos dados estatísticos com a base cartográfica e a espacialização dos resultados.

Referente aos resultados na espacialização desses dados em relação aos aspectos das variáveis e recortes territoriais, é observado que os domicílios por bairros com maior destinação inadequada de esgoto para dejeções estão, em sua maioria, localizados em locais considerados irregulares de habitação, como favelas e comunidades urbanas. A concentração de esgoto inadequadamente descartado em bairros com favelas e moradias precárias reforça a necessidade de investimentos e políticas públicas que promovam o acesso ao saneamento básico.

Por fim, destaca-se a ausência de dados complementares, como os de renda, que limitam a análise. Sugere-se a continuidade do estudo com outras variáveis do Censo Demográfico de 2022 do IBGE, possibilitando uma investigação mais aprofundada das causas da precariedade no saneamento básico e sua relação com as condições socioeconômicas da população. Já que a infraestrutura inadequada de esgotamento de dejetos em grande parte dos bairros, revela não apenas a ineficiência dos serviços públicos, mas também o reflexo direto de um modelo socioeconômico excludente.

REFERÊNCIAS

AROUCA, Maria Clara; CARDOSO, Sandra Canton; STRAUCH, Julia Celia Mercedes. Estimativa dos bairros deficitários em saneamento básico na região metropolitana do Rio de Janeiro em 2020. *Revista Tamoios*, v. 20, n. 2, p. 146-168, 2024.

BRASIL. Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico e para a política federal de saneamento básico. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/11445.htm. Acesso em: 18 jul. 2025.

BASTOS, Valéria Pereira. Análise das peculiaridades do saneamento básico em Duque de Caxias: O caso de Campos Elíseos e. 2022. Tese de Doutorado. PUC-Rio.

BARBOSA, Karoline Francisco. A escassez de políticas habitacionais e as moradias com condições precárias de saneamento em Duque de Caxias (RJ). Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação)-Curso de Gestão Pública Para O Desenvolvimento Econômico e Social, Instituto de Pesquisa e Planejamento Urbano e Regional, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2023.

BAIXADA EM FOCO. Os principais problemas da cidade de Duque de Caxias. Jornal Baixada em Foco, 2025. Disponível em: <https://jornalbaixadaemfoco.com.br/os-principais-problemas-da-cidade-de-duque-de-caxias/>. Acesso em: 21 jul. 2025.

G1. Cidades com melhor qualidade de vida do país; veja ranking. G1 Rio de Janeiro, 29 maio 2025. Disponível em: <https://g1.globo.com/rj/rio-de-janeiro/noticia/2025/05/29/cidades-qualidade-de-vida-pais-pesquisa.ghtml>. Acesso em: 18 jul. 2025.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Censo 2022: Rede de esgoto alcança 62,5% da população, mas desigualdades regionais e por cor e raça persistem. Agência de Notícias IBGE, 23 maio 2024. Disponível em: <https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-noticias/2012-agencia-de-noticias/noticias/39237-censo-2022-rede-de-esgoto-alcanca-62-5-da-populacao-mas-desigualdades-regionais-e-por-cor-e-raca-persistem>. Acesso em: 19 jul. 2025.

PREFEITURA MUNICIPAL DE DUQUE DE CAXIAS. Conheça Duque de Caxias. Disponível em: <https://duquedecaxias.rj.gov.br/pagina/prefeitura/conheca-duque-de-caxias> . Acesso em: 18 jul. 2025.

RIBEIRO, Júlia Werneck; ROOKE, Juliana Maria Scoralick. Saneamento básico e sua relação com o meio ambiente e a saúde pública. Juiz de Fora, MG, v. 13, 2010.

TRATA BRASIL – Instituto Trata Brasil. Ranking do Saneamento 2024. Release – Ranking do Saneamento de 2024., 20 mar. 2024. Disponível em: <https://tratabrasil.org.br/wp-content/uploads/2024/04/Release-Ranking-do-Saneamento-de-2024-TRATA-BRASIL-GO-ASSOCIADOS-V2.pdf>. Acesso em: 18 jul. 2025.



DRENAGEM E URBANIZAÇÃO: USO DE GEOPROCESSAMENTO NA ANÁLISE DE IMPACTO DA CRESCENTE OCUPAÇÃO DA CABECEIRA DO CÓRREGO DO ÓLEO A MONTANTE DO ANEL VIÁRIO OESTE, EM UBERLÂNDIA

Pedro Aurélio de Sousa Barbosa¹, Marcio Augusto Reolon Schmidt², Márcio Ricardo Salla³

¹Mestrando do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil pela UFU (pedroaurelio.sb@gmail.com)

^{2,3}Professores da Faculdade de Engenharia Civil (FECIV/UFU) (marcio.schmidt@ufu.br, marcio.salla@ufu.br)

RESUMO

A urbanização é um fenômeno muitas vezes perceptível aos olhos. Algumas cidades brasileiras apresentam há algumas décadas um aumento expressivo de população e de área ocupada, visível no dia a dia das cidades. De maneira análoga, aumentam também os problemas oriundos dessa ocupação antrópica, que acontecem nas escalas sociais, econômicas e ambientais. Nesse sentido, o uso de SIG's (Sistemas de Informação Geográfica) se mostram como uma importante ferramenta para gerenciar o crescimento urbano sob todos os aspectos. Tendo em vista uma necessidade crescente de se conservar o meio ambiente em meio a elevados índices de crescimento urbano, este trabalho busca fazer uma análise sobre a ocupação de uma microbacia do Córrego do Óleo em Uberlândia/MG, com uso de geoprocessamento de imagens, e um vislumbre dos possíveis impactos na drenagem pluvial da área em estudo.

PALAVRAS-CHAVE: drenagem pluvial; SIG; Córrego do Óleo.

INTRODUÇÃO

Os efeitos da antropização são cada vez mais percebidos na natureza. As paisagens naturais vêm perdendo espaço, dando lugar aos grandes centros urbanos. Os processos industriais, a agricultura de larga escala e o modelo de vida do ser humano no século XXI são responsáveis por alterar de forma significativa a condição natural do planeta. A urbanização no Brasil é um processo ainda crescente, com destaque para o período posterior a 1950, quando grande parte da população brasileira ainda residia nas zonas rurais. (EDUCAÇÃO GLOBO, 2025)

Em Uberlândia/MG, o cenário não é diferente. A cidade, localizada em posição privilegiada no mapa brasileiro, tem se mostrado como um atrativo muito grande para captação de investimentos imobiliários e como uma boa opção de moradia àqueles que buscam melhores condições de vida. Dados recentemente divulgados pelo Censo de 2022 apresentado pelo IBGE mostram que a cidade apresentou o maior crescimento absoluto do estado de Minas Gerais, com um acréscimo de mais de 109 mil pessoas, representando um aumento de 18,08% se comparado a 2010. A cidade chegou a 713.232 habitantes, valor superior a 9 capitais brasileiras. (IBGE, 2023)

Sob a perspectiva geográfica, a análise do crescimento urbano da cidade permite identificar uma expansão multidirecional. Na zona sul, vem ganhando força o surgimento de loteamentos e empreendimentos de alto padrão, especialmente com a implantação de grandes condomínios verticais. Na zona leste, destaca-se os loteamentos do Bairro Novo Mundo, que dão sequência ao tradicional Bairro Santa Mônica e também a implantação dos loteamentos Centro Empresarial Leste I, II e III, que tem como proposta a diversificação do polo industrial da cidade. Destaca-se ainda a implantação de novos loteamentos e empreendimentos nos bairros Portal do Vale, Grand Ville e Granja Marileusa, que tem atraído um volume muito grande de pessoas. Na zona norte, possivelmente com o

crescimento menos expressivo, vale citar a constante consolidação do polo industrial da cidade. Por fim, a zona oeste vem apresentando um crescimento muito grande nas áreas recentemente expandidas do perímetro urbano com a consolidação de loteamentos voltados para programas de habitação popular, em especial os Bairros Pequís e Monte Hebron. Nos últimos 5 anos, ganhou grande notoriedade a implantação de diversos loteamentos no Bairro Fruta do Conde (nome extraoficial), que abrange as áreas também conhecidas como Mansour 2, Mansour 3 e Luizote 4, localizados na bacia do Córrego do Óleo, um importante corpo hídrico do município (PREFEITURA DE UBERLÂNDIA, 2025).

O fenômeno da urbanização traz consigo o surgimento de diversos problemas nas escalas sociais, econômicas e ambientais. A dificuldade das políticas públicas em acompanhar o crescimento urbano é evidenciada pela observação de problemas como desigualdade social, desemprego, violência, poluição, entre outros. Um problema ambiental de destaque ocasionado pela urbanização é o aumento das inundações. Embora as enchentes se tratem de efeitos naturais que independem da ação humana, seus efeitos podem ser agravados e sua condição elevada a classificação de “inundação” pela ocupação antrópica. O aumento da densidade de ocupação por edificações e obras de infraestrutura viária resulta em maiores áreas impermeáveis, e como consequência no incremento das velocidades e dos volumes de escoamento superficial e na redução de recarga do lençol freático (FEAM, 2006).

Considerando a necessidade de se debater as consequências da urbanização, e tendo em vista uma preocupação em se preservar a bacia já altamente ocupada do Córrego do Óleo, este trabalho visa analisar sob a ótica da drenagem pluvial os possíveis impactos da ocupação dos loteamentos do bairro extraoficialmente denominado Fruta do Conde, em Uberlândia/MG, localizado em uma das cabeceiras do Córrego do Óleo, a montante do Anel Viário Oeste.

METODOLOGIA

Uso de SIG na análise da urbanização e aplicação em modelos hidrológicos

O crescimento das cidades faz com que o planejamento futuro dos centros urbanos se torne um complexo desafio para as administrações públicas. Tendo em vista que a maior parte das decisões tomadas pelo planejamento e gestão urbana possui um componente espacial importante, o mapeamento das informações torna-se fundamental, pois permite uma maior cognição por parte do gestor urbano (FREITAS, 2013).

Ainda conforme Freitas (2013), os Sistemas de Informações Geográficas (SIG) têm tido utilização crescente pelas administrações municipais e demais atores envolvidos com o planejamento do território, no sentido de aprimorar o processo de tomada de decisões. Como exemplo, a Prefeitura de Uberlândia, por meio do sítio eletrônico da Secretaria Municipal de Planejamento Urbano traz que *“a necessidade crescente por informação georreferenciada é uma constante na atualidade, principalmente pelo poder público municipal. A criação de um banco de dados espacial único, que integre todas as informações existentes às bases cartográficas urbanas e ambientais é o propósito da Prefeitura Municipal de Uberlândia, na busca por uma gestão eficiente.”*

O surgimento e as amplas possibilidades de utilização dos mais variados *softwares* e *hardwares* fazem com que os usos dos SIG's se tornem cada vez mais disseminados. Ainda dentro do planejamento urbano, diversos programas que trabalham com modelagem hidráulica e hidrológica têm possibilitado que órgãos públicos e privados façam estudos voltados para o planejamento e gestão dos 4 pilares do saneamento descritos pela Lei Federal nº 11.445 (2007): abastecimento de água potável, esgotamento sanitário, drenagem e manejo de águas pluviais urbanas e limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos. Melo (2008), afirmava há 15 anos que a integração entre modelos hidrológicos e Sistemas de Informação Geográfica (SIG) era apresentada por muitos autores como forma viável de descrever os processos hidrológicos no estudo de bacias e microbacias hidrográficas.



Ainda nesse sentido, alguns estudos vêm sendo desenvolvidos abrangendo o crescimento urbano e a análise de ocupação das bacias hidrográficas, como por exemplo o trabalho desenvolvido por Pavanin (2014), que fez um diagnóstico localizado do uso e ocupação do solo na bacia do Córrego Guaribas, na zona oeste do Município de Uberlândia/MG.

Área de estudo

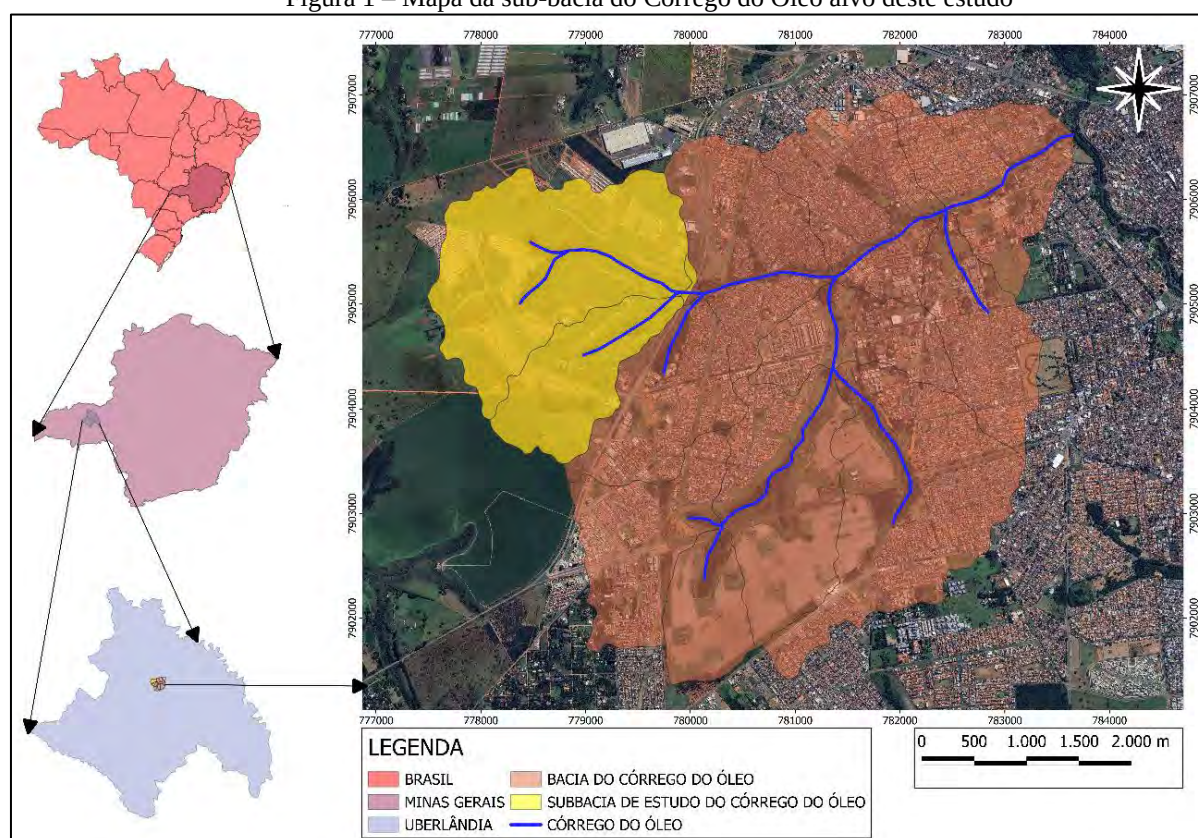
O município de Uberlândia se localiza na mesorregião no Triângulo Mineiro e Alto Paranaíba. Segundo dados do IBGE divulgados no Censo de 2022, o município possui uma área de 4.115,206 km² e uma população de 713.323 habitantes.

Do ponto de vista hidrográfico, o município de Uberlândia se encontra localizado sob as bacias dos Rios Araguari e Tijuco, ambos localizados na bacia do Rio Paranaíba. O Rio Uberabinha, um dos principais afluentes do Rio Araguari, possui grande importância para a cidade, tanto pela sua importância no abastecimento de água (2 dos 3 mananciais que abastecem a cidade se encontram na bacia) quanto pelo fato de que grande parte da mancha urbana se localiza na sua bacia, sendo seus córregos portanto os responsáveis por realizar a macrodrenagem da cidade.

O Córrego do Óleo, um dos principais afluentes do Rio Uberabinha, se localiza na porção oeste da cidade, sendo alguns dos bairros pertencentes a sua microbacia: Jardim Patrícia, Luizote de Freitas, Mansour, Jardim Europa, Chácaras Tubalina e Quartel, entre outros. Segundo Farias (2009), a bacia do Córrego do Óleo possui 23,375 km², o que corresponde a cerca de 10% da área ocupada pelo perímetro urbano. A ocupação da bacia do córrego trouxe diversos problemas ambientais para a região, que são alvo de estudos e trabalhos há décadas, como apresentado por Brandão (2002), Magalhães (2011) e Silva (2021).

Neste trabalho, serão avaliadas algumas condições da crescente urbanização que vem ocorrendo em uma sub-bacia específica do Córrego do Óleo, na região conhecida como “Bairro Fruta do Conde”, localizada a montante do Anel Viário Oeste, conforme descrito na Figura 1.

Figura 1 – Mapa da sub-bacia do Córrego do Óleo alvo deste estudo



Fonte: Autor (2023)

Para realizar a análise da ocupação da região e seus possíveis impactos relacionados a macrodrenagem, propõe-se ao longo deste trabalho o uso de geoprocessamento de imagens na análise das características locais, como estudo da bacia contribuinte, análise da microdrenagem que vem sendo implantada nos loteamentos, topografia local e a análise do índice NDVI da região, um parâmetro que utiliza como base a reflectância das imagens de satélite para classificar e diferenciar vegetações e solos expostos/antropizados. Para elaboração dos mapas temáticos apresentados neste artigo utilizou-se o QGIS, um software livre e de código aberto.

Análise da bacia contribuinte e rede de drenagem local

No site da Secretaria de Planejamento Urbano da Prefeitura de Uberlândia é possível identificar no mapa de loteamentos de dezembro de 2022 a existência de 16 loteamentos na região de estudo, descritos na Tabela 1 a seguir. Além destes, outros 2 loteamentos (Jequitibá I e II) se encontram em fase de implantação.

Tabela 1 – Loteamentos na área de estudo

LOTEAMENTOS	TOTAL DE LOTEAMENTOS	DATA DE APROVAÇÃO
Residencial Fruta do Conde/Mansour II – Áreas 1B1, 1B2, 1B3, 1D1, 1D3 e 1D4	6	09/11/2015
Luizote de Freitas IV- Áreas E1, E2, E3, E4 e E5	5	02/08/2018
Mansour III – A1, A2, A3 e B	4	20/09/2018
Jardins Mansour	1	08/04/2019
Jequitibá I e II	2	*sem informação

Fonte: Prefeitura Municipal de Uberlândia (2023)

Conforme mostra a Tabela 1, os loteamentos tiveram suas aprovações iniciadas em 2015 e com base em imagens obtidas pelo Google Earth, suas implantações iniciaram no ano de 2016. A Figura 2 a seguir ilustra a região em uma imagem no ano de 2015, antes da ocupação da área, e uma imagem atual, em 2023.

Figura 2 – Imagens antes da ocupação da região (06/2015) e atualmente (05/2023)



Fonte: Google Earth, modificado pelos autores (2023)

Pelas imagens de satélite do Google Earth em maio de 2023 é possível identificar que resta a implantação da Área E5 do Luizote IV e os loteamentos Jequitibá I e II. Estima-se ao final da implantação de todos os loteamentos da Tabela 1 uma área urbanizada de 286 hectares. Esse valor não inclui ainda as áreas verdes posicionadas nas adjacências das APP's, sendo referente apenas aos limites da urbanização, já com infraestrutura implantada ou a finalizar no caso das 3 áreas supracitadas (Figura 3).

Figura 3 – Demarcação das áreas urbanizadas

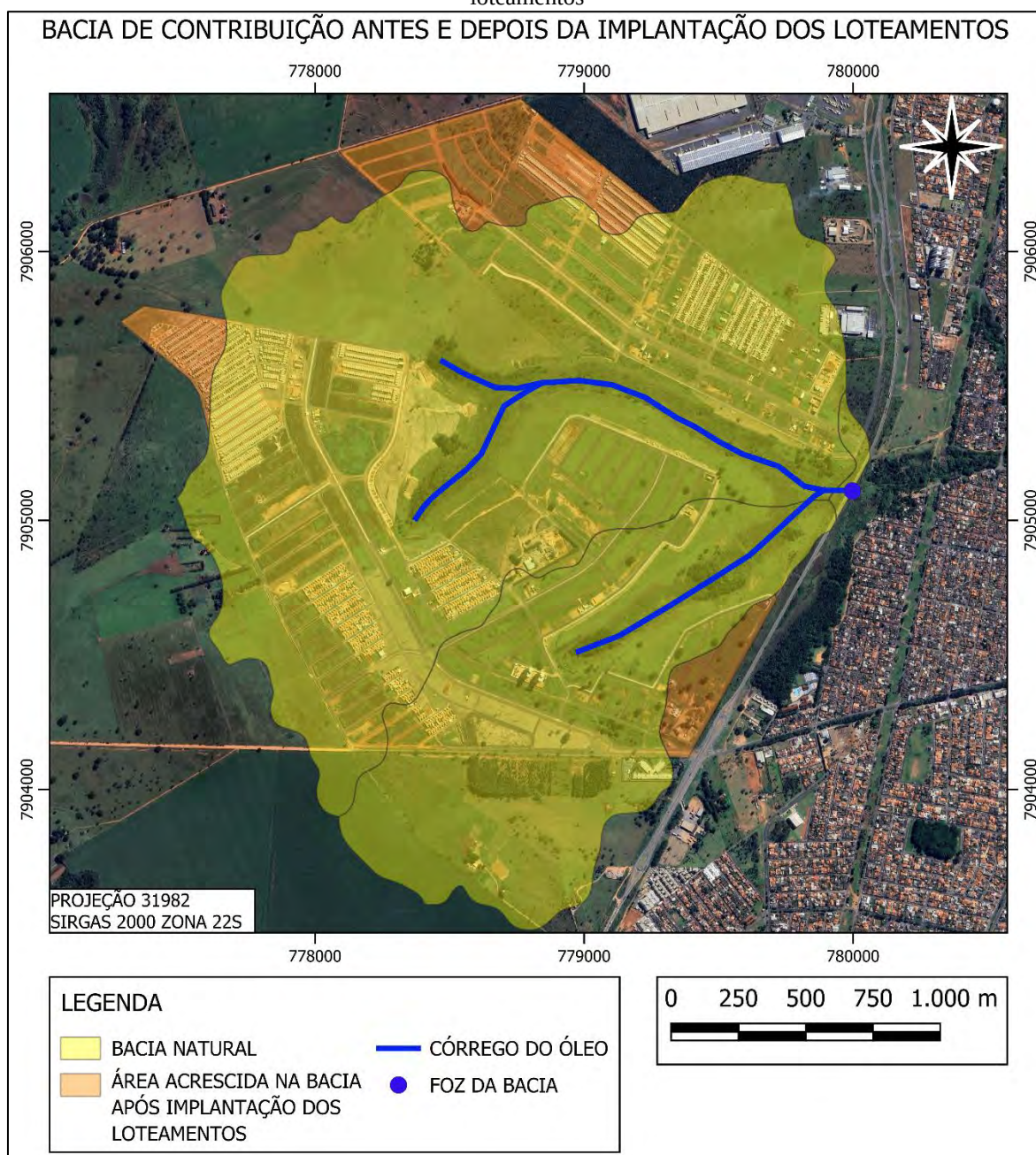


Fonte: Autor (2023)

Embora nem toda a área loteada contribua naturalmente para o Córrego do Óleo, a análise dos projetos de drenagem obtidos junto aos loteadores da região permite identificar que algumas áreas que naturalmente teriam suas águas direcionadas para outras vertentes foram direcionadas para a foz da sub-bacia do Córrego do Óleo localizada sob o anel viário. O mapa da Figura 4 a seguir permite identificar essa condição.



Figura 4 – Diferença entre a bacia que contribui para o Córrego do Óleo de forma natural e após implantação dos loteamentos



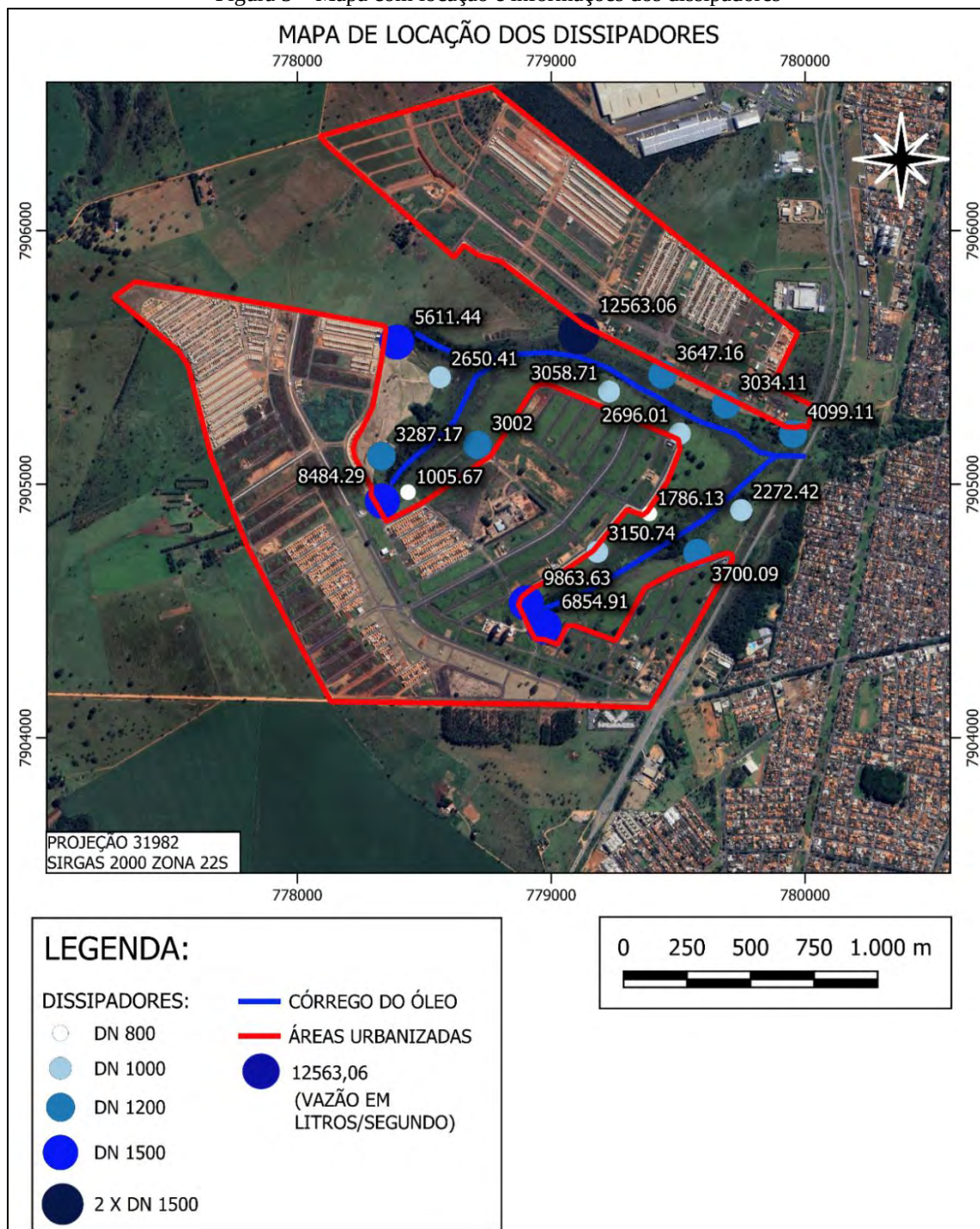
Fonte: Autor (2023)

A análise dos projetos de drenagem da região permite a identificação de 18 dissipadores de energia das redes de drenagem pluvial dos loteamentos. Destes, 2 apresentam rede com diâmetro de 800 mm, 5 com diâmetro de 1000 mm, 6 com diâmetro de 1200 e 5 com diâmetro de 1500 mm e 1 com rede dupla de diâmetro 1500.

Outro ponto de destaque da microdrenagem da região é que toda a área apresenta deságue direto sem nenhum tipo de retenção, o que com a crescente ocupação da bacia faz gerar vazões de pico cada vez mais intensas. Dessa forma, os eventos de enchente do córrego tendem a se tornar cada vez mais frequentes e graves e podem gerar problemas como erosões e inundações das áreas a jusante.

Com base nos dados retirados dos projetos de drenagem pluvial dos loteamentos e utilizados para dimensionamento dos dissipadores, calcula-se que todas as redes de drenagem somadas podem contribuir com cerca de 80 m³/s para o escoamento do córrego. Como existem poucas normas que versam sobre drenagem, esses valores são calculados por métodos experimentais e apresentam uma margem de segurança. De toda forma, é inegável que a ausência de qualquer retenção faz gerar um acréscimo expressivo de vazão no córrego. Na Figura 5 a seguir é possível identificar a localização dos dissipadores, seus diâmetros e suas respectivas vazões de projeto.

Figura 5 – Mapa com locação e informações dos dissipadores

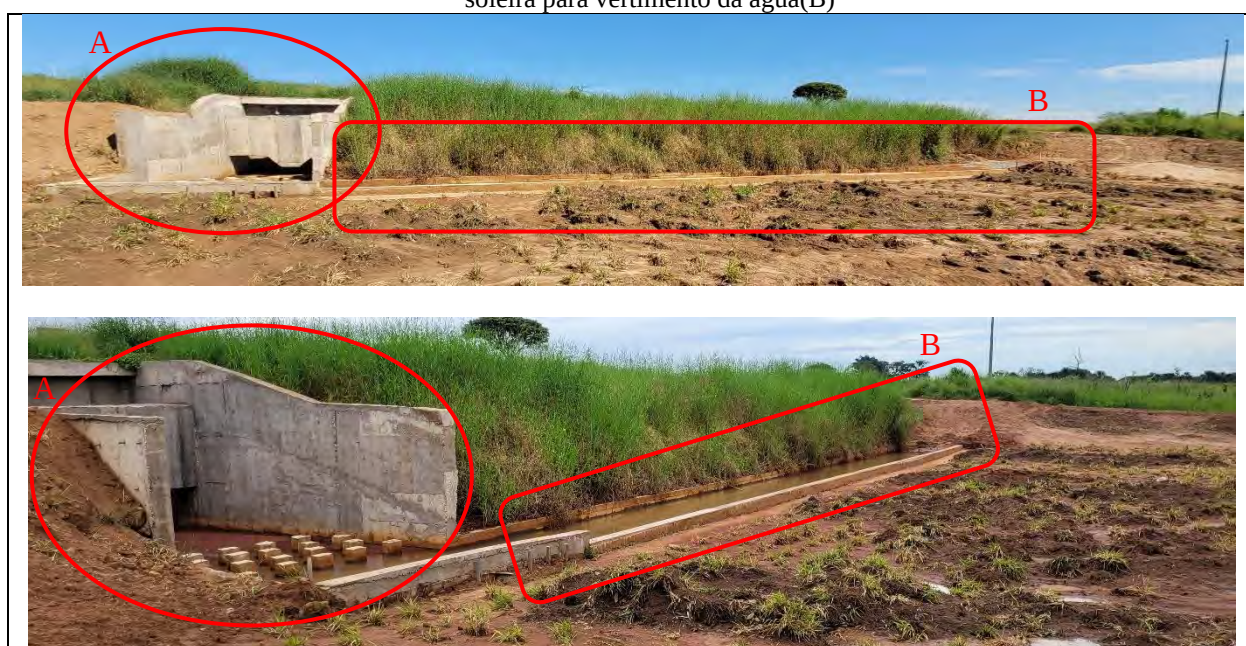


Fonte: Autor (2023)



A análise dos deságues das redes pluviais da região permite identificar que todos os dispositivos são compostos por pelo menos 2 formas de dissipação da energia da água pluvial. Em todos os dissipadores pluviais analisados identifica-se a existência de caixa com bloco de impacto, também denominado dissipador tipo *Bradley-Peterka*. Para os dissipadores menores, com redes de diâmetro 800 mm e de 1000 mm (2 deles) é feito ainda um tapete de enrocamento a jusante da caixa. Já para redes maiores, com diâmetros de 1000 mm (3), 1200 mm ou 1500 mm a caixa é conjugada à uma soleira, que trabalha com vertimento da água em uma lâmina pré-fixada (Figura 6). Considerando as grandes vazões desses dispositivos, a aplicação das soleiras se mostra como uma boa alternativa para dissipar a energia da água, uma vez que possibilita distribuir melhor a vazão superficial, preservando assim as condições da APP a jusante.

Figura 6 – Dissipador de soleira no loteamento Mansour 3, com demarcação da caixa de impacto (A) e do canal com soleira para vertimento da água(B)

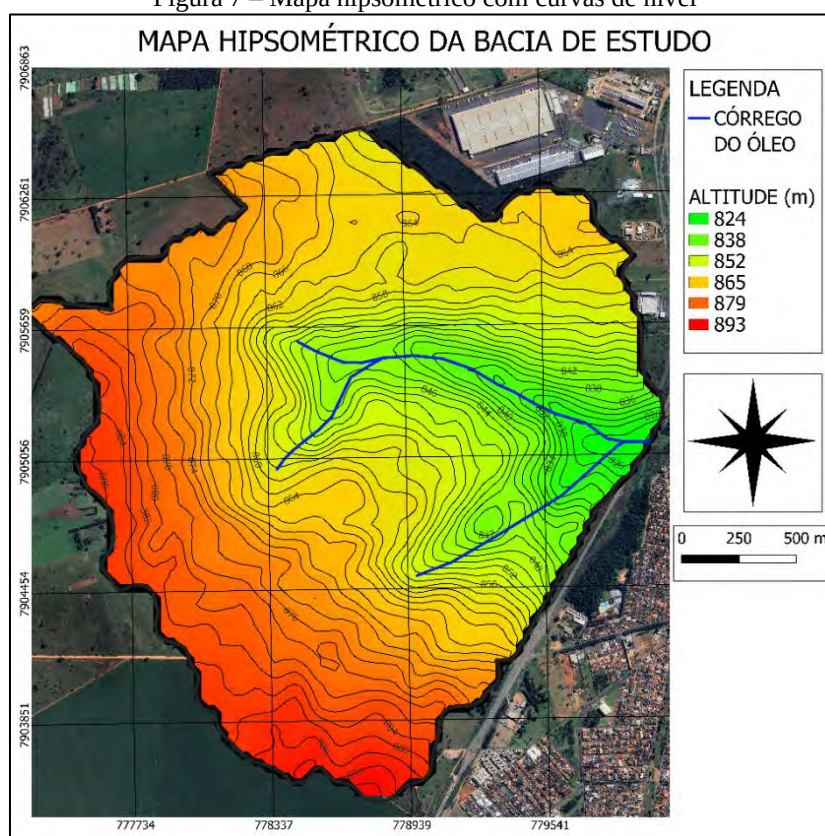


Fonte: Autor (2023)

Análise da topografia da bacia

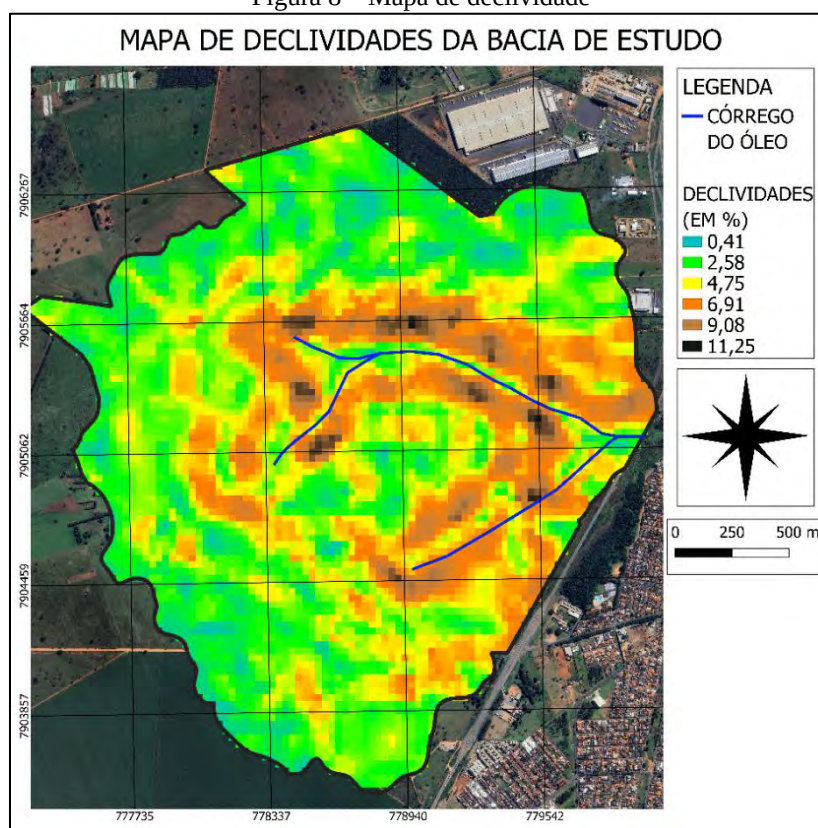
Para análise da topografia local, utilizou-se os dados obtidos pelo Modelo Digital de Elevação (MDE) fornecidos pelo Topodata, um projeto do Instituto de Pesquisas Espaciais (INPE) que apresenta um elaborado banco de dados geomorfométricos do Brasil. Os dados estão todos estruturados em quadrículas compatíveis com a articulação 1:250.000, portanto, em folhas de 1° de latitude por 1,5° de longitude (FOREST GIS, 2011). Ainda conforme descrito no site Forest Gis (2011), as folhas estão identificadas seguindo o prefixo de 6 letras LAHLON, em que LA é a latitude do canto superior esquerdo da quadrícula, H refere-se ao hemisfério desta posição (S, Sul, ou N, Norte) e LON sua longitude. Portanto, para a região em questão adotou-se o uso da folha 18S495, que descreve a folha a 18° graus de latitude no bordo esquerdo, hemisfério sul e 49,5° de longitude. Com o processamento dos dados no QGIS, foi possível obter a elaboração de dois mapas de interesse para a análise da topografia local: um apresentando o mapa hipsométrico com as curvas de nível da região de estudo (Figura 7) e outro com as declividades médias locais (Figura 8).

Figura 7 – Mapa hipsométrico com curvas de nível



Fonte: Autor (2023)

Figura 8 – Mapa de declividade



Fonte: Autor (2023)

2º Simpósio de Recursos Hídricos, Hidráulica e Saneamento
20 a 23 de agosto de 2025



A análise dos mapas permite a identificação de um desnível de cerca de 50 metros entre os pontos mais alto e mais baixo da bacia. Já a declividade também apresenta valores baixos. Considerando a classificação feita pela EMBRAPA (1979), exposta na Tabela 2 a seguir, a superfície da bacia de estudo possui declividades que variam entre plano, com valor mínimo de 0,41%, e ondulado, com valor máximo de 11,25%.

Tabela 2 – Classificação dos tipos de relevo por declividade

RELEVO	DECLIVIDADE (%)
Plano	0 – 3
Suave-ondulado	3 – 8
Ondulado	8 – 20
Forte-ondulado	20 – 45
Montanhoso	45 – 75
Forte-montanhoso	>75

Fonte: Embrapa (1979)

Outro ponto que pode ser destacado a respeito da Figura 8, que apresenta o mapa de declividades, é que a região da foz da sub-bacia possui um comportamento plano, o que propicia o surgimento de uma zona alagável do Córrego do Óleo imediatamente a montante da passagem do anel viário (Figura 9).

Figura 9 – Foto da baixada próxima ao anel viário



Fonte: Autor (2023)

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Análise temporal do índice NDVI

O Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) é um índice proposto por Rouse et al. (1973), que permite observar a variação da densidade de cobertura vegetal em uma área de interesse, ao longo de uma série temporal de mapas, possibilitando interpretar e avaliar as variações dessa vegetação e inferir a respeito da degradação ambiental local (Meneses; Almeida, 2012).

O valor do índice é dado pela razão entre a diferença e a soma das refletâncias do infravermelho próximo e do vermelho, respectivamente, como mostrado na Equação 1 (Fontana et al., 2015).

$$NDVI = \frac{IVP-V}{IVP+V} \quad (1)$$

Onde:

NDVI é o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada;

IVP é o valor da refletância na faixa do infravermelho próximo;

V é o valor da refletância na faixa do vermelho.

As imagens para elaboração dos mapas NDVI foram obtidas pelo satélite Landsat 8, que por meio do seu sensor OLI, possui a banda B5 para captação de infravermelho próximo e B4 para vermelho. Portanto, para o satélite Landsat 8 pode-se reescrever a Equação 1 na forma da Equação 2 a seguir:

$$NDVI = \frac{(Banda\ B5) - (Banda\ B4)}{(Banda\ B5) + (Banda\ B4)} \quad (2)$$

Embora tenha uso difundido na agricultura e seja utilizado mais comumente para representar a saúde de uma área vegetada ou plantações em geral, o índice NDVI pode também ser utilizado na verificação de áreas com solo exposto e vegetação esparsa, sendo para este trabalho adotada a classificação da Tabela 3 a seguir:

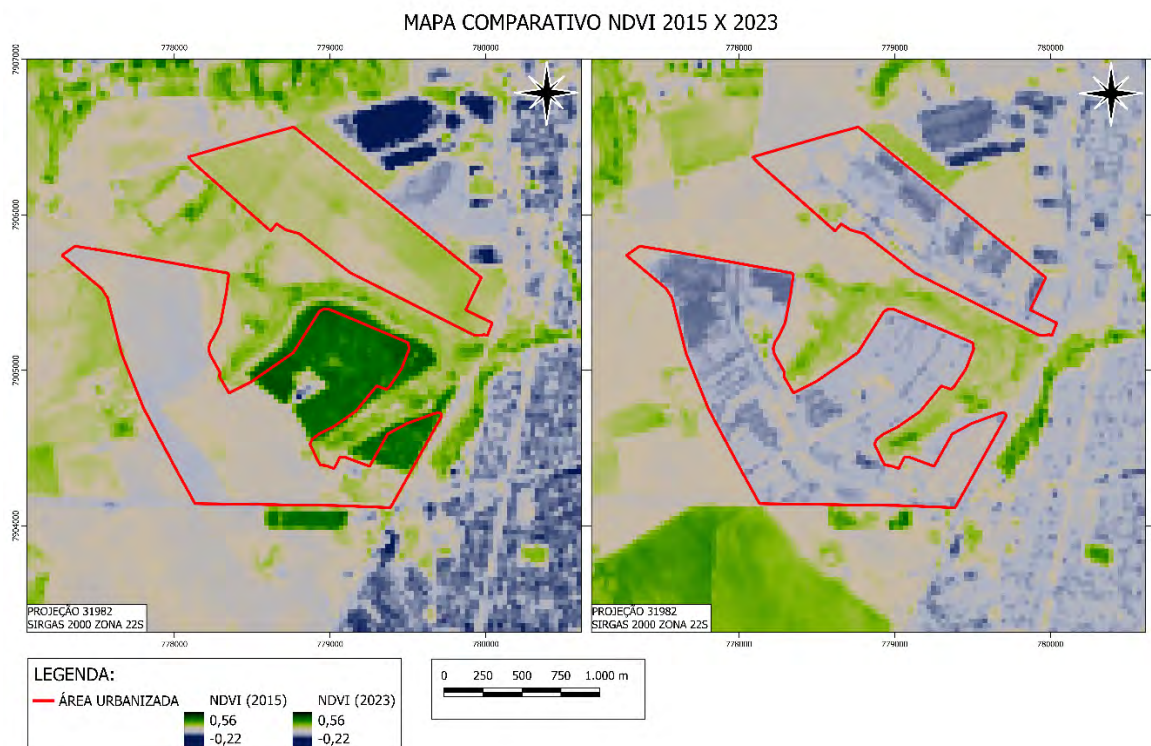
Tabela 3 – Valores de NDVI

CLASSE	VALORES DE NDVI
Vegetação morta ou área sem vegetação	-1 a 0
Solo exposto ou vegetação não saudável	0 a 0,33
Vegetação esparsa/pouco saudável	0,33 a 0,66
Vegetação mais densa/saudável	0,66 a 1

Fonte: Autor (2023)

Para ilustrar a ocupação a bacia, foram elaborados 2 mapas com o índice NDVI, mostrando a região da bacia antes da ocupação e atualmente. Com uso da calculadora raster do QGIS, utilizou-se a Equação 2 para as imagens obtidas nas datas de 19/07/2015 e 01/07/2023 e, representando uma defasagem de cerca de 8 anos. Como resultado, a Figura 10 a seguir permite observar os mapas com valores de NDVI para os dois períodos.

Figura 10 – Mapa NDVI para os dias 19/07/2015 e 01/07/2023



Fonte: Autor (2023)

Quanto aos mapas NDVI obtidos pelo QGIS, destaca-se que o método apresenta uma análise muito geral da bacia, uma vez que seu uso principal é para detectar a saúde de áreas vegetadas. Além disso, é sujeito a variação das próprias imagens obtidas por satélite e pode ser refinado. Contudo, a aplicação do método revela alguns pontos que podem ser destacados:

- para o Luizote IV (mancha de ocupação mais ao norte) identifica-se um tom esverdeado em 2015 e posteriormente um tom azulado em 2023, demonstrando assim sua densa ocupação/retirada de cobertura verde;
- para a região do Mansour 2 (parte da mancha de ocupação mais ao sul), identifica-se na comparação dos dois períodos a derrubada de uma vasta área de vegetação densa, representada em verde escuro, referente a uma área antes utilizada para extrativismo de madeira;
- para região do Mansour 3 (parte da mancha de ocupação mais ao sul), é possível identificar um tom azulado na região do Mansour 3 ainda em 2015. Essa região já possuía uma vegetação mais esparsa e solo levemente exposto, e em 2023 tomou um tom de azul mais escuro com sua ocupação;
- para toda mancha urbanizada no ano de 2023 praticamente não se identifica cores verdes (índices NDVI mais próximos a 1) no interior dos loteamentos, o que mostra a ausência de áreas verdes;
- por outro lado, a implantação das áreas verdes nas regiões adjacentes às APP's ajuda a criar uma faixa de proteção ainda maior dos corpos hídricos.

A sub-bacia estudada vem apresentando um desenvolvimento muito grande na última década. A análise dos mapas e dos tópicos apresentados permite a elaboração de importantes conclusões a respeito dos impactos da urbanização da região na drenagem local.

Como aspecto positivo, é possível destacar a presença de áreas verdes nas adjacências das APP's, o que faz surgir uma área de proteção ainda maior para os córregos. A utilização de dissipadores equipados com soleiras ajuda também a preservar as condições das nascentes de água. Por um lado, as baixas declividades registradas na bacia propiciam também escoamentos mais lentos, o que dificulta o surgimento de processos erosivos.

Por outro lado, como aspecto negativo, as baixas declividades contribuem também no surgimento de mais áreas alagáveis, devido a menor velocidade de escoamento das águas. Destaca-se ainda como principal aspecto negativo a ausência de retenção das águas pluviais. O deságue direto de todo volume gerado pelas áreas impermeabilizadas pode trazer grandes problemas futuros relacionados as grandes vazões de pico a serem geradas nos eventos chuvosos. Dessa forma, a ocupação cada vez mais intensa da cabeceira do Córrego do Óleo em questão é preocupante do ponto de vista da drenagem pluvial da região.

CONCLUSÕES

O crescimento urbano dificilmente consegue ser freado. Trata-se de uma tendência e necessidade da sociedade moderna. A urbanização impacta de forma direta na fauna e na flora, e o avanço das cidades sobre os corpos hídricos é preocupante e tema de diversas discussões. Embora seja impossível conciliar os conceitos de crescimento e preservação, que de forma resumida significa manter a natureza intocável, é necessário ter em mente os conceitos de conservação e sustentabilidade. Com o passar dos anos e o aprimoramento das tecnologias, as expansões urbanas passaram a contar com ferramentas capazes de auxiliar no planejamento e na gestão das cidades. Nesse sentido, o uso de geoprocessamento se mostra como uma ferramenta crucial para o desenvolvimento sustentável.

Em Uberlândia/MG, mais especificamente na cabeceira do Córrego do Óleo analisada por este estudo, foi possível identificar um maior planejamento e cuidado na ocupação urbana, exemplificada pela implantação de diversos loteamentos interligados estrategicamente. No que tange aos cuidados ambientais, destaca-se a utilização de áreas verdes nas adjacências das APP's e a utilização de deságues pluviais que buscam causar o menor impacto possível na APP. Contudo, considerando toda a extensão da bacia estudada, é preocupante o lançamento das águas pluviais sem nenhum tipo de retenção. Dessa forma, será necessário um acompanhamento cuidadoso do comportamento futuro do córrego na medida em que a bacia vivenciar o aumento das áreas impermeáveis.

Embora este trabalho tenha focado em grande parte na utilização de georreferenciamento para elaboração de mapas, sugere-se também como continuação dos trabalhos uma abordagem mais ampla da problemática apresentada. Portanto, fica como proposta a utilização de modelagem hidrológica na análise dos impactos da ocupação da região para a área a jusante, incluindo a análise da passagem do Córrego do Óleo sob o Anel Viário e também das demais passagens até o exutório do córrego no Rio Uberabinha. Outras possibilidades podem ser avaliadas, como estudo de outros índices além do NDVI e uma análise sobre a qualidade dos solos da região, que também impacta no surgimento de problemas relacionados a drenagem.

REFERÊNCIAS

BRANDÃO, Sélis Luiz; DO CARMO LIMA, Samuel. **Diagnóstico ambiental das Áreas de Preservação Permanente (APP), margem esquerda do rio Uberabinha, em Uberlândia (MG).** Caminhos de Geografia, v. 3, n. 7, p. 41-62, 2002.

BRASIL. Lei 11.445, de 05 de jan. de 2007. **Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico.** Brasília, DF, jan 2007.

BRASIL. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). **Topodata: banco de dados geomorfométricos do Brasil.** Variáveis geomorfométricas locais.

*2º Simpósio de Recursos Hídricos, Hidráulica e Saneamento
20 a 23 de agosto de 2025*

EDUCAÇÃO GLOBO. **Urbanização brasileira.** Disponível em: <http://educacao.globo.com/geografia/assunto/urbanizacao/urbanizacao-brasileira.html>. Acesso em: 24 jul. 2025.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos** (Rio de Janeiro, RJ). Súmula das 10. Reunião Técnica de Levantamento de Solos. Rio de Janeiro, 1979. 83p. (EMBRAPA-SNLCS. Micelânea, 1)

FARIAS, Elielza Maria Costa et al. **O Córrego do Óleo em Uberlândia-MG: Caracterização e condições de conservação ambiental.** Revista da Católica, Uberlândia, v. 1, n. 2, p. 105-118, 2009.

FEAM – FUNDAÇÃO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE. **Orientações básicas para drenagem urbana.** Belo Horizonte, FEAM, 2006

FONTANA, D. C., PINTO, D. G., JUNGES, A. H., & BREMM, C. (2015). **Inferências sobre o calendário agrícola a partir de perfis temporais de NDVI/MODIS.** Revista Bragantia, 73(3), 350-358.

FREITAS, Clarissa; GOMES, Viridiana Gabriel; BORGES, Marcos. **Planejamento urbano com uso de sistema de informação geográfica: o caso de Feira de Santana, BA.** Universitas: Arquitetura e Comunicação Social, v. 10, n. 1, 2013.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo Brasileiro de 2022.** Rio de Janeiro, IBGE, 2023

O MAPA ÍNDICE TOPODATA – **MDE NACIONAL.** Forest GIS, 2011. Disponível em: <<https://forest-gis.com/2011/08/mapa-indice-topodata.html/>>. Acesso em: 09 de jul. de 23.

MAGALHÃES, Camilla Silva; SILVA, Thaís Salgado. **Caracterização do estado de conservação ambiental do parque natural municipal do óleo, Uberlândia–MG.** Anais SNCMA, v. 2, 2011.

MELO, Heber de A. et al. **Modelos Hidrológicos e Sistemas de Informação Geográfica (SIG): Integração Possível.** IX Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, Salvador, p. 1-14, 2008.

MENESES, P. R., & ALMEIDA, T. (2012). **Introdução ao Processamento de Imagens de Sensoriamento Remoto (1a ed.).** Brasília, DF: Universidade de Brasília, 266 p.

PAVANIN, Erich Vectore et al. **Geoprocessamento aplicado ao diagnóstico de uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica do córrego Guaribas em Uberlândia–MG.** Revista de Engenharia Civil IMED, v. 3, n. 2, p. 24-38, 2016.

PREFEITURA DE UBERLÂNDIA. **MAPAS E BAIRROS, 2023.** Disponível em: <<https://www.uberlandia.mg.gov.br/prefeitura/secretarias/planejamento-urbano/mapas-e-bairros/>>. Acesso em: 24 de jul. de 25.

SILVA, Maria Eliete. **Análise qualitativa das faixas marginais de proteção do córrego do óleo, em Uberlândia/MG.** 2021.



ESTIMATIVA DE ÁREAS ATINGIDAS PELA ELEVAÇÃO DO NÍVEL DO MAR NA CIDADE DO RECIFE (PE)

Caio Arantes Marinzeck¹; Cláudia Pinheiro Silva²; Lanna Beatriz Ferreira Mateus³; Valdivino Vaz de Souza Júnior⁴; José Eduardo Alamy Filho⁵; Nágela Aparecida de Melo⁶

^{1,2,3,4}Graduandos em Engenharia Civil - UFU (caio.marinzeck@ufu.br, claudia.pinheiro@ufu.br, lanna.mateus@ufu.br, valdivinojunior@ufu.br)

^{5,6}Professores da Faculdade de Engenharia Civil - UFU (jose.alamy@ufu.br, nagela@ufu.br)

RESUMO

Este artigo mapeou zonas vulneráveis à elevação do nível do mar na cidade do Recife (PE), por meio de projeções climáticas, mapa planialtimétrico e carta náutica. As projeções basearam-se no relatório AR6 do *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC, 2023) e nos diagramas divulgados pela *National Aeronautics and Space Administration* (NASA, 2025). Um modelo numérico de terreno foi construído e acoplado a um modelo batimétrico digital. Dois cenários de inundação foram propostos: o cenário 1, baseado na elevação permanente do nível do mar e, o cenário 2, quando uma altura de maré severa é adicionada aos níveis do cenário 1. No cenário 1, os resultados apontam para maiores vulnerabilidades nas zonas ribeirinhas, manguezais e suas adjacências. No cenário 2, considerando o ano de 2100, as zonas potencialmente vulneráveis alastram-se para outras regiões estratégicas. Em todos os casos, agrupamentos urbanos contíguos aos manguezais e ao emaranhado de canais são os mais atingidos pelas inundações. As principais praias urbanas sofrem com a redução das faixas de areia. Os resultados evidenciaram necessidade de políticas públicas voltadas para a adaptação urbana e prevenção de desastres, diante de possíveis perdas de área urbana em decorrência do avanço do mar sobre a cidade do Recife.

PALAVRAS-CHAVE: mudanças climáticas, inundações, impactos socioambientais.

INTRODUÇÃO

Há décadas, a ideia de que as emissões de CO₂ poderiam alterar significativamente o clima global e elevar a temperatura do planeta era pouco difundida. No entanto, com o avanço da ciência climática, tornou-se evidente que as atividades antrópicas, especialmente a queima de combustíveis fósseis, o desmatamento e a industrialização, intensificaram o efeito estufa, levando a mudanças profundas no sistema terrestre. Entre os impactos mais críticos estão o derretimento acelerado das calotas polares, o recuo das geleiras e a expansão térmica dos oceanos, fenômenos que contribuem diretamente para o aumento do nível médio do mar (NMM).

Dados do *Climate Science Special Report* (CSSR, 2017) revelam que, desde 1900, em média, o NMM subiu aproximadamente 18 a 20 centímetros, com uma aceleração nas últimas décadas: cerca de 7 cm apenas entre 1993 e 2020. Essa elevação varia regionalmente devido a fatores como correntes oceânicas, subsidência costeira e influências geodinâmicas. Estimativas como essas baseiam-se em níveis de água que vêm sendo medidos há décadas. Registros históricos como esses permitem elaborar projeções futuras para elevação dos níveis de água do mar e de zonas estuarinas.

Notícias acerca da elevação do NMM, em decorrência de mudanças climáticas, vêm sendo recorrentemente publicadas por veículos de imprensa. Em geral, os prognósticos são alarmantes. O portal SUL AGORA (2025) cita um estudo publicado por Grandey et al. (2024), o qual destaca que o nível médio dos oceanos poderia subir até 1,90 m no horizonte de 75 anos, ao persistirem os cenários atuais de emissão de carbono e intensificação do degelo na Antártida. O portal



CLIMATEMPO (2024), citando estudos da Organização Meteorológica Mundial (OMN, 2024), destaca que, no ano de 2023, o litoral brasileiro foi um dos mais afetados pela elevação do nível do mar. Uma coluna do portal UOL (2025), baseada no mesmo estudo, chama a atenção de que cidades como Rio de Janeiro, Porto Alegre, Macapá e Recife podem ficar parcialmente submersas até o ano de 2100. Nota-se que a abrangência dos efeitos pode ser calamitosa em todo o litoral brasileiro, afetando não apenas cidades litorâneas, mas também cidades situadas em planícies relativamente próximas ao litoral. Além das inundações e a consequente necessidade de realocar parcelas consideráveis de população, a elevação permanente do NMM pode causar outros impactos como a redução da faixa de areia das praias, aceleração das erosões costeiras e a intrusão de água salina, aumentando os teores de sais nos aquíferos adjacentes ao litoral.

Em análise sucinta, cidades afetadas terão cenários futuros com sua área reduzida gradualmente. Os estudos de Kulp e Strauss (2019) revelam que, em termos globais, até 630 milhões de pessoas vivem em cotas altimétricas inferiores ao nível de inundação projetado para o ano de 2100. Informações como essa indicam que o crescimento contínuo do nível do mar se torna um desafio urgente para a formulação de políticas públicas voltadas para adaptação climática e também para planejamento urbano. Bower et al. (2024) destacam, por exemplo, que a realocação planejada da população deve ser encarada como uma estratégia real de adaptação às mudanças climáticas já em curso.

Segundo pesquisas divulgadas pela *National Aeronautics and Space Administration* (NASA, 2025), em cidades como Recife (PE), projeções indicam que o nível do mar tem potencial de subir de 10 a 20 cm até o ano de 2040. Isso pode causar inundações permanentes em zonas costeiras e ribeirinhas, uma vez que a cidade possui um emaranhado de rios, córregos e canais interligados e situados em cotas altimétricas baixas. Em cenários mais críticos, as populações residentes nessas áreas devem ser realocadas.

Diante desse contexto, o objetivo deste artigo é mapear áreas afetadas pelo aumento do nível do mar na cidade de Recife (PE). A pesquisa examinou as projeções de elevação do nível do mar para essa localidade, publicadas pela NASA (2025), com base nas estimativas da *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC, 2023), da Organização das Nações Unidas (ONU). Além de mapear o avanço do NMM ao longo dos anos, este artigo também faz uma estimativa de zonas com riscos de serem inundadas pelo aumento NMM associado com marés astronômicas críticas. Esses eventos podem produzir consequências diretas no dia a dia da população, como erosões costeiras e ribeirinhas, perda de infraestrutura, além de impactos econômicos e sociais, com destaque para a necessidade de realocação de população.

METODOLOGIA

A metodologia deste artigo é fundamentada em três etapas principais, sendo: a) a construção de um modelo numérico de terreno (MNT) acoplado ao modelo batimétrico digital na cidade do Recife; b) a obtenção de projeções de elevação do NMM no litoral do Recife; c) a determinação de elevações instantâneas críticas, decorrentes de marés astronômicas. Essas etapas estão detalhadas nos itens seguintes.

Construção do modelo numérico de terreno acoplado ao modelo batimétrico digital na cidade do Recife

A construção do modelo numérico de terreno necessita de informações a respeito do relevo e da topografia local. Esses dados foram obtidos por meio de arquivos públicos disponibilizados no portal da Prefeitura do Recife – Secretaria de Mobilidade e Controle Urbano (2025) e no sistema ESIG de Informações Geográficas do Recife (2025). Essas fontes incluem um mapa planimétrico e

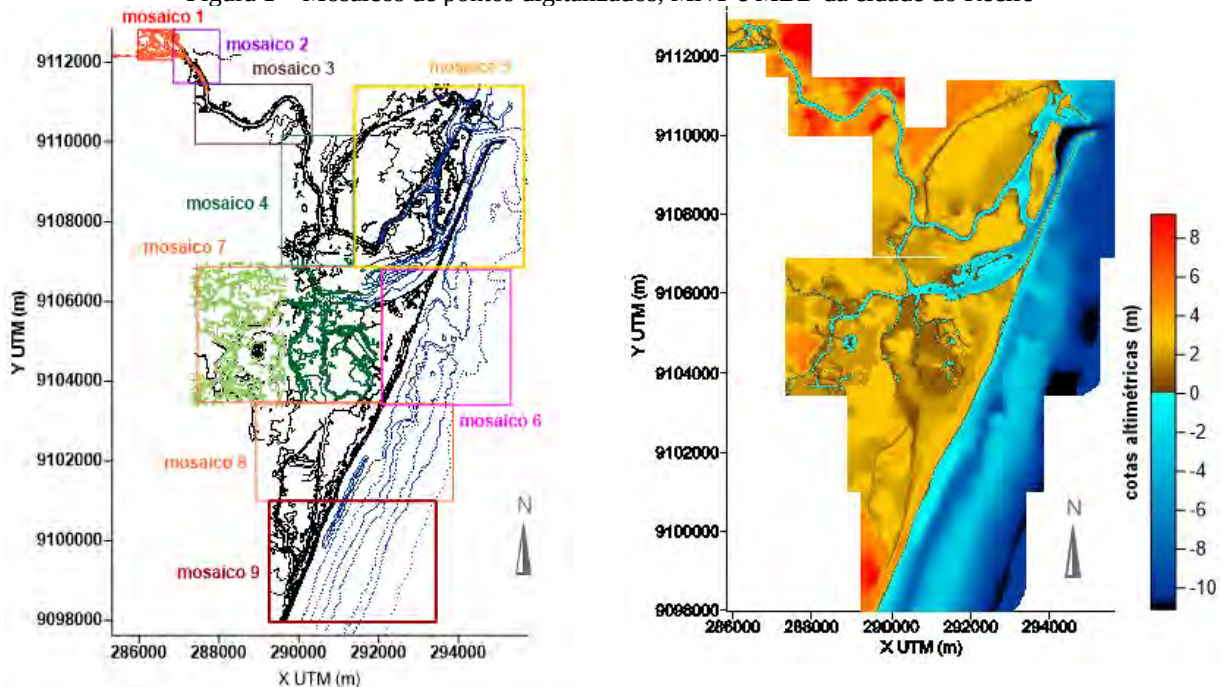


um mapa altimétrico detalhado, com curvas de nível em intervalos de 1 metro, garantindo precisão na representação da topografia local. Após a obtenção desses mapas, foi realizada a sobreposição dos mesmos, gerando assim um mapa planialtimétrico integrado. Esse processo permitiu a combinação das informações de altitude com as feições planimétricas (como vias, edificações e corpos de água), proporcionando uma visão mais completa do espaço urbano local. A confecção original desses mapas em coordenadas cartesianas, na projeção *Universal Transversa de Mercator* (UTM), simplificou o processo de mapeamento, facilitando a manipulação dos dados em *softwares* de desenho técnico e análise espacial.

Na sequência, com o mapa planialtimétrico pronto, foram acrescentadas, ao mesmo, curvas de nível do mar e do estuário do rio Capibaribe (na região portuária), até a cota altimétrica de -12 metros. A Marinha do Brasil (2025) disponibiliza uma série de cartas náuticas que mapeiam as profundidades do mar e de estuários em áreas jurisdicionais brasileiras. Nesse sentido, o presente trabalho utilizou a carta náutica do porto do Recife e suas proximidades. Utilizando o comando ALIGN do AutoCad, essa carta náutica teve sua escala ajustada para ser superposta ao mapa planialtimétrico da cidade. A junção desses mapas permitiu visualizar o relevo urbano, em conjunto com o relevo do fundo do mar.

Após essa etapa, foi realizada a digitalização minuciosa das curvas de nível e das curvas batimétricas, permitindo a extração das coordenadas (X, Y, Z) e seu armazenamento em planilhas estruturadas no Excel. No total, foram digitalizados 106804 pontos em terra (no mapa planialtimétrico) e 4745 pontos no mar, na zona portuária e no estuário do rio Capibaribe (na carta náutica). Os pontos foram digitalizados preferencialmente nas adjacências do litoral, dos estuários, dos rios e dos manguezais, paralelas ao alinhamento de canais, em áreas com cotas altimétricas inferiores a 5 m, correspondentes às zonas potencialmente inundáveis pela elevação do nível do mar. Para obtenção de resultados mais precisos, a área de abrangência dos pontos digitalizados foi dividida em 9 mosaicos – Figura 1(a).

Figura 1 – Mosaicos de pontos digitalizados, MNT e MBD da cidade do Recife



(a) Pontos digitalizados a partir das curvas de nível e da carta náutica. Fonte: autores.

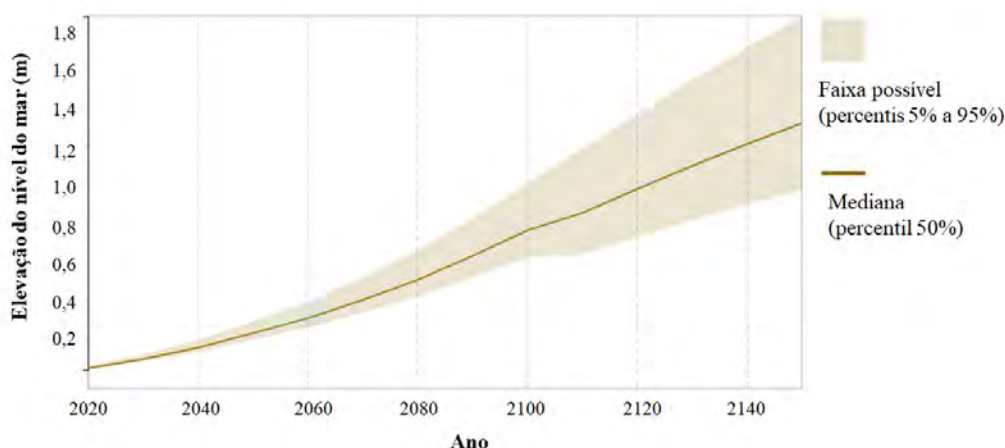
(b) MNT e MBD gerados para a cidade do Recife. Fonte: autores

O principal objetivo dessa divisão foi gerar MNT e MDB individuais mais detalhados, com nós espaçados de 3 em 3 m. Esses modelos foram gerados no programa *Surfer*, utilizando interpolação espacial pelo método de Kriging. Posteriormente, os MNT e MBD individuais foram agrupados, formando o modelo digital para as zonas potencialmente inundáveis da cidade do Recife – Figura 1(b). O agrupamento desses nove MNT e MBD individuais gerou uma malha com 6.407.573 nós. Essa modelagem em 3D possibilita uma análise topográfica mais precisa, essencial para estudos ambientais e de planejamento urbano.

Obtenção de projeções de elevação do NMM no litoral do Recife

O IPCC frequentemente apresenta relatórios com projeções sobre elevação do nível do mar em todo o mundo. Os principais fatores que impulsionam essa elevação são o derretimento demasiadamente rápido das geleiras e mantos de gelo na Antártida e na Groenlândia, em conjunto com a expansão térmica dos oceanos, sendo que ambos decorrem do aquecimento global. Nesse contexto, o 6º Relatório (AR6), de agosto de 2021, é a divulgação mais recente do IPCC. Com base no AR6, a NASA (2025) disponibiliza diagramas com projeções de elevação do NMM para diferentes cenários de temperatura global, de uso de combustíveis fósseis, de emissão de gases estufa e aerossóis. Nesse contexto, o presente artigo trabalhou com o cenário SSP5-8.5. Esse cenário de referência é considerado severo, com níveis altos de emissão de gases e nenhuma política climática adicional efetivamente aplicada ao longo dos anos. A Figura 2 ilustra as projeções de elevação do NMM com base no cenário SSP5-8.5. A condição inicial, correspondente ao nível zero, é relativa ao ano de 2020.

Figura 2 – Diagrama de projeção de elevação do nível médio do mar no litoral do Recife (PE), com base no cenário SSP5-8.5 do relatório AR6 do IPCC



Fonte: NASA (2025)

O diagrama pressupõe uma faixa viável, entre os percentis 5% e 95%, para levar em conta as incertezas dos prognósticos. No presente artigo, a linha mediana (percentil 50%) foi considerada como norteadora do cenário de elevação do NMM, aqui chamado de cenário 1.

Determinação de elevações instantâneas críticas

O Centro de Hidrografia da Marinha (CHM) recolhe dados sobre marés astronômicas em régua maregráficas instaladas em diversos pontos de interesse, normalmente situados em zonas portuárias. No caso deste trabalho, foram utilizados registros da estação maregráfica do Porto do Recife. Tais registros são apresentados na forma de tábuas de marés, disponibilizadas no site da Marinha do Brasil. Nesse caso, é conveniente descrever o significado de alguns níveis de referência:

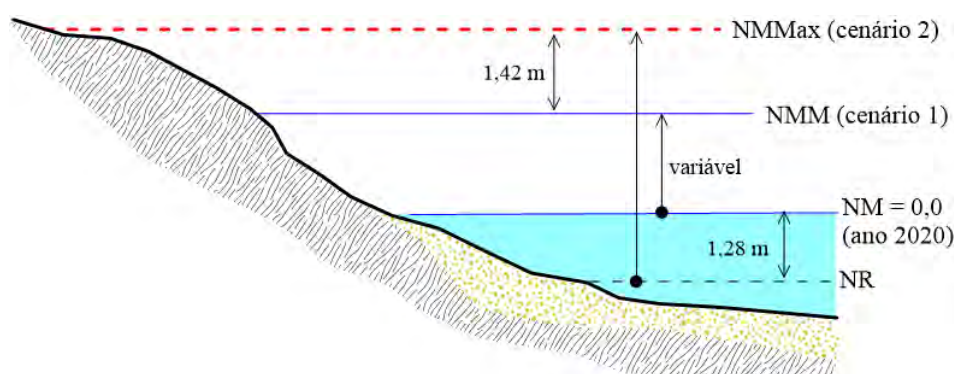


- Nível de redução (NR): corresponde ao nível zero, tomado como referência para construção de cartas náuticas. Na prática, trata-se de um nível tão baixo, que raramente é alcançado. As alturas de marés, indicadas nas tábuas, são medidas em relação a esse nível de referência.
- Nível médio (NM): média de longo período das alturas observadas acima do NR. Na prática, corresponde ao valor médio do nível do mar observado ano a ano. O NM da régua maregráfica do Porto do Recife é de 1,28 m acima do NR. No presente trabalho esse valor foi considerado como o nível zero, no ano de 2020, a partir do qual incidirão as elevações decorrentes dos prognósticos futuros.
- Alturas de marés (NA): valores apresentados nas tábuas de marés, medidos a partir do NR. As alturas de marés tendem a oscilar harmonicamente ao longo das horas do dia.

A maré astronômica alta é chamada de preamar. No âmbito do presente artigo, a apreciação de preamares severas é fundamental, pois, ao nível de água alterado pelas mudanças climáticas, devem ser adicionadas as elevações de maré astronômica. Isso estabelece cenários instantâneos onde as inundações são mais abrangentes (mais danosas). No presente trabalho, o cenário crítico foi obtido com alturas de maré, iguais a 2,70 m, registradas como as preamares máximas medidas nos anos de 2024 e 2025. A hipótese é de que essa amplitude de maré seja mantida no futuro, uma vez que isso depende basicamente das atrações gravitacionais da lua e do sol, aspectos não afetados pelo aquecimento global. Essa condição foi chamada de cenário 2 ou de cenário *maximorum*.

Levando em conta que o NM da régua maregráfica do Porto do Recife é de 1,28 m acima do NR, no cenário *maximorum*, o nível de água crítico instantâneo deve ser de: $2,70 - 1,28 = 1,42$ m acima do nível do cenário 1. A Figura 3 ilustra um esquema que salienta a diferença entre os cenários 1 e 2, tomados para um ano genérico entre 2020 (condição inicial) e 2150 (limite superior das previsões do AR6 do IPCC).

Figura 3 – Esquemas com cenários de elevação do nível do mar na região do Recife (PE): cenário 1 (NMM previsto nos estudos do IPCC, 2023 e NASA, 2025), cenário 2 (instantâneo crítico, com adição da preamar máxima dos anos de 2024 e 2025).



Fonte: autores

Com a imposição desses cenários, foi possível apontar as áreas susceptíveis de serem afetadas pelo aumento do nível do mar nos próximos 125 anos. A previsão de regiões de risco é importante ferramenta para auxiliar os gestores públicos na elaboração de estratégias de mitigação e adaptação.

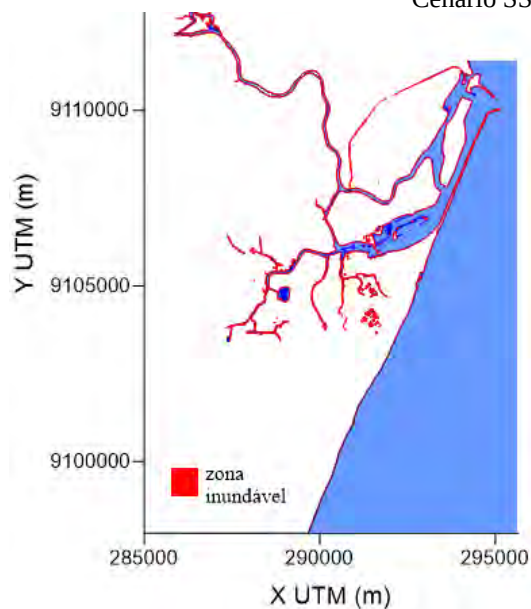
RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os resultados apresentados neste trabalho basearam-se em três recortes temporais, correspondentes aos prognósticos para os anos de 2050, 2100 e 2150.

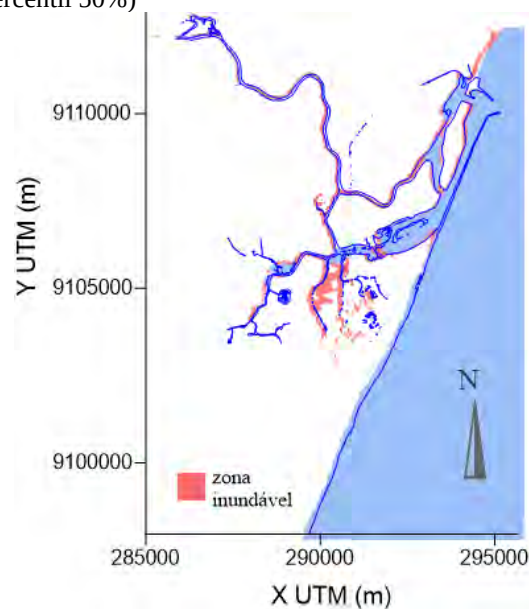


A Figura 4 ilustra zonas vulneráveis a inundações na cidade do Recife, projetadas para os anos de 2050, 2100 e 2150, considerando os mapeamentos do cenário 1 do presente trabalho e aqueles obtidos pelo *Climate Central*.

Figura 4 – Mapas gerais de zonas potencialmente afetadas pela elevação do NMM cidade do Recife.
Cenário SSP5-8.5 (percentil 50%)

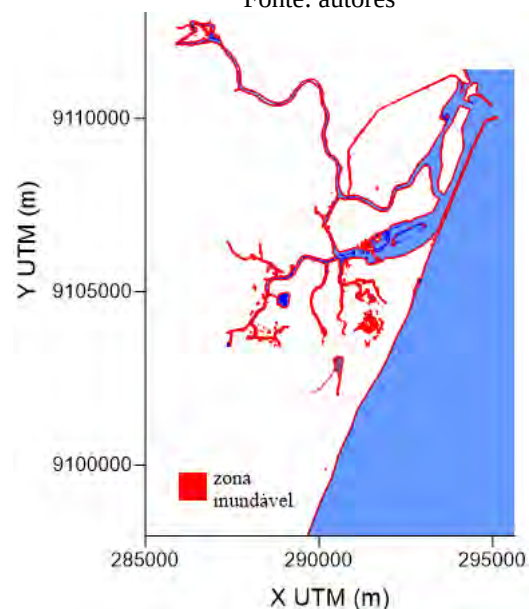


(a) Ano: 2050; elevação: +0,23 m
Fonte: autores

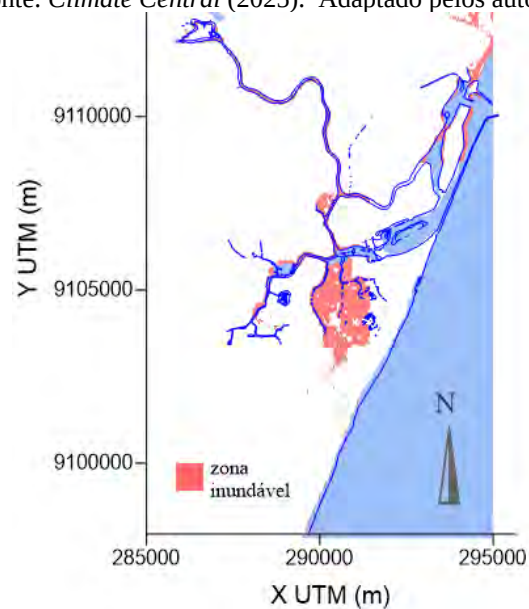


(b) Ano: 2050

Fonte: *Climate Central* (2025). Adaptado pelos autores.

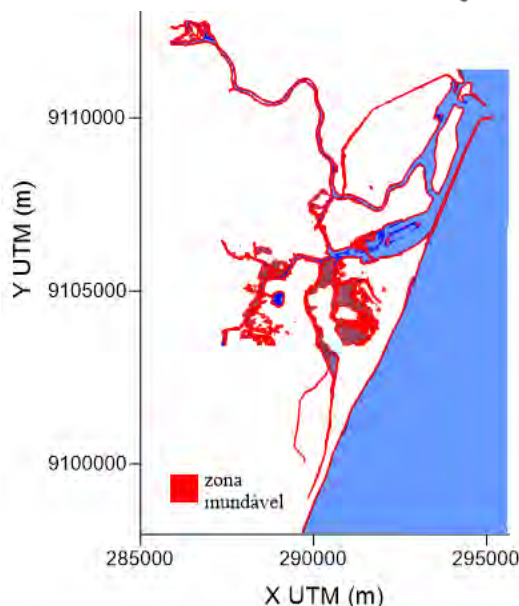


(c) Ano: 2100; elevação: +0,77 m
Fonte: autores

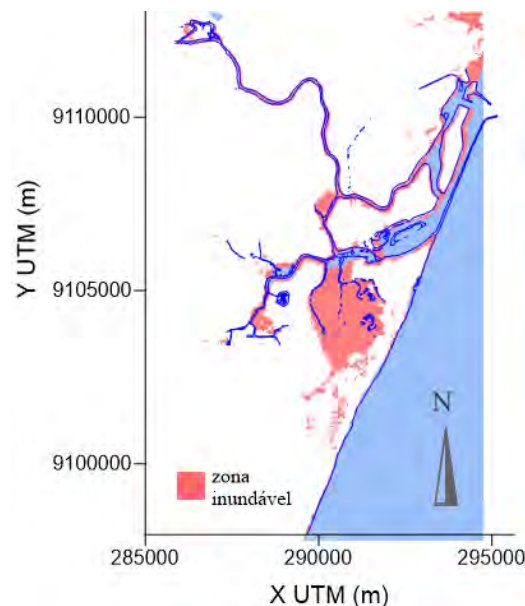


(d) Ano: 2100

Fonte: *Climate Central* (2025). Adaptado pelos autores



(e) Ano: 2150; elevação: +1,32 m
Fonte: autores



(f) Ano: 2150
Fonte: *Climate Central* (2025). Adaptado pelos autores.

Os mapas construídos no presente trabalho são comparados com aqueles divulgados pelo *Climate Central* (2025), conforme pode ser observado na Figura 4. Essa instituição apresenta o mapeamento de zonas litorâneas susceptíveis de serem afetadas pela elevação do nível do mar em todo o planeta. Esses mapas baseiam-se nas previsões do AR6 do IPCC e em dados de elevação do terreno do CoastalDEM®v3.0 da própria *Climate Central*. Esse modelo geral de terreno de zonas costeiras foi publicado por Kulp e Strauss (2018) e aprimorado em Kulp e Strauss (2024). Ao confrontar os resultados desse estudo com os dos *Climate Central* (Figura 4), notam-se padrões semelhantes. As zonas mais afetadas não se localizam exatamente na linha costeira, mas nas margens do emaranhado de rios e córregos represados pelo mar. Isso indica que os prejuízos da elevação do NMM vão muito além da redução da faixa de areia das praias, mas afetam extensas zonas ribeirinhas, sinalizando para necessidade de remoção da população residente nesses setores. Na praia de Boa Viagem, os recuos médios, previstos para a faixa de areia, vão de 5 m a 21 m entre 2050 e 2150. O Parque dos Manguezais, situado no centro dos mapas, nas proximidades das coordenadas (X=290000 m, Y=9105000 m) é notoriamente a zona mais atingida. Trata-se de uma reserva natural urbana, portanto, sem ocupação populacional.

Numa impressão visual, as estimativas do *Climate Central* são mais pessimistas do que aquelas sinalizadas no presente artigo (Figura 4). Uma vez que a fonte de dados de NMM é a mesma (relatório AR6 do IPCC), a diferença primordial reside na precisão dos modelos de terreno (MNT e MBD). Os modelos usados pelo *Climate Central* são globais, com precisão vertical mais grosseira do que aquele construído no presente trabalho, o qual fundamentou-se em curvas de nível locais, com incrementos verticais de 1 em 1 m. Isso sugere que os resultados aqui apresentados devem ser mais precisos. Tal afirmação pode ser confirmada pelas inundações adjacentes a córregos e canais secundários, que foram bem capturadas no presente trabalho, porém timidamente indicadas pelo *Climate Central*.

O estabelecimento de equivalências da área inundada e do volume de água sobre a superfície do terreno são interessantes para entendimento da extensão dos danos causados pela elevação do NMM. Nesse sentido, o Quadro 1 traz um comparativo entre áreas inundadas no Recife em relação à área da Baía da Guanabara (RJ) e à área de campos de futebol. No mesmo Quadro, são feitas equivalências em termos de volume de inundação, relacionando-os com o volume do reservatório de Itaipu e o volume padrão de piscinas olímpicas. Esses dados representam áreas e volume incrementais em relação à situação inicial, tomada como o ano de 2020.



Quadro 1 – Equivalências entre áreas e volumes inundados pela elevação do NMM na cidade do Recife.

Ano	Área inundada (km ²)	Equivalências de área		Vol. inundado (hm ³)	Equivalências de volume	
		Baía da Guanabara	campos de futebol		res. Itaipu (no nível máximo normal)	piscinas olímpicas
2050	0,89	0,22 %	122 campos	8,28	0,03 %	3311 piscinas
2100	2,38	0,58 %	326 campos	28,30	0,10 %	11319 piscinas
2150	6,12	1,48 %	838 campos	50,12	0,17 %	20049 piscinas

Fonte: autores.

Os resultados revelam taxas de inundação crescentes a cada intervalo de 50 anos. Para as áreas inundadas, as taxas previstas variam de 0,03 km²/ano (entre 2050 e 2100) para 0,075 km²/ano (entre 2100 e 2150). Na prática, as inundações afetam áreas correspondentes de 4 a 10 campos de futebol, por ano. O mesmo comportamento é verificado para os volumes inundados. Nesse caso, as taxas previstas variam de 0,40 hm³/ano para 0,44 hm³/ano, sugerindo que a subida do NMM produz volumes submersos compatíveis com 160 a 176 piscinas olímpicas, por ano.

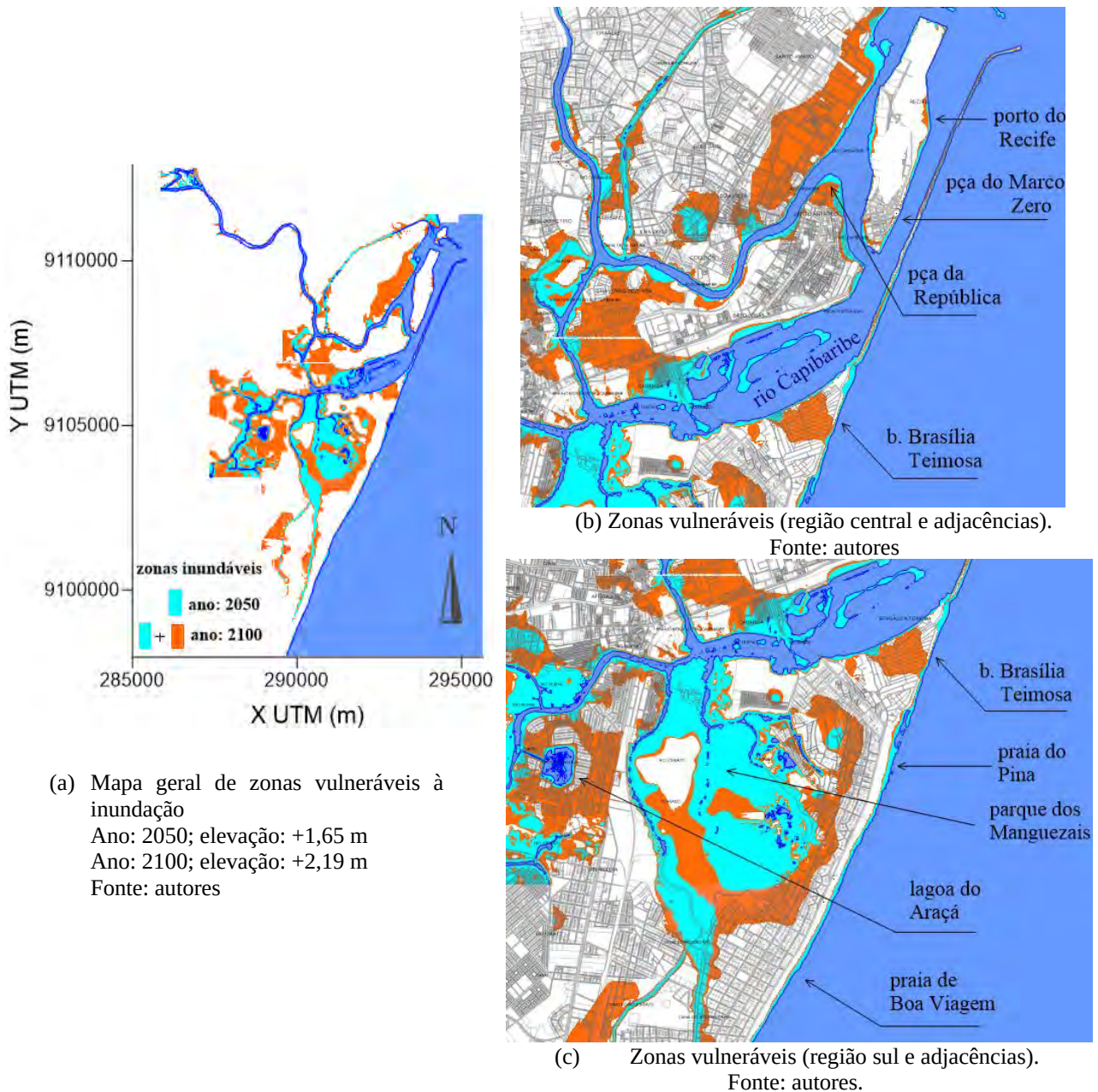
Evidentemente, quando marés altas são adicionadas à elevação do NMM, os cenários previstos são agravados. Nesse sentido, a Figura 5(a) ilustra as áreas afetadas pelas inundações, considerando o cenário 2 (*maximorum*). Nessa conjuntura, as zonas vulneráveis são temporariamente inundadas, durante os momentos em que a preamar crítica vigora. O acréscimo dessa maré ao NMM do mar tem potencial de inundar 7,62 km² e 17,25 km², nos anos de 2050 e 2100, respectivamente. Essas configurações são aproximadamente 8 vezes maiores do que aquelas previstas para o cenário 1. De uma forma geral, as previsões para 2050 afetam predominantemente zonas ribeirinhas, mas os prognósticos para 2100 são mais alarmantes, uma vez que as inundações se alastram para zonas com ocupação urbana mais intensa.

A Figura 5(b) ilustra parte da zona urbana situada nas adjacências da foz do rio Capibaribe. Trata-se de uma região estratégica, histórica e cultural, por abranger o porto do Recife, o centro histórico e administrativo. As projeções para 2100 apontam que parte do porto e zona central, como a praça do Marco Zero, são potencialmente vulneráveis à inundação. Ainda nessa projeção, também sofrerá com inundações a praça da República, que abrange a sede do governo estadual (palácio do Campo das Princesas) e o teatro Santa Isabel. Extensas áreas dos bairros Santo Amaro, Cabanga e Ilha Joana Bezerra também podem ser afetadas.

A Figura 5(c) destaca zonas vulneráveis ao sul da foz do rio Capibaribe. As inundações, que até 2050 atingem preferencialmente o parque dos Manguezais e demais zonas de mangue ribeirinhas, são potencialmente disseminadas, em 2100, para áreas adjacentes mais urbanizadas. Nesse contexto, o bairro Brasília Teimosa e a vizinhança da lagoa do Araçá são altamente vulneráveis. As inundações afetam as praias do Pina e de Boa Viagem, porém, basicamente reduzindo suas faixas de areia, sem avançar para as vias de tráfego contíguas.



Figura 5 – Previsão de zonas afetadas pela elevação do nível do mar, na cidade do Recife, conforme o cenário 2.



Por fim, as projeções para o cenário 2 correspondem a situações instantâneas, diferente do cenário 1 que trata de inundações permanentes. Todavia, a recorrência de marés elevadas, como as que foram descritas no cenário 2, também inviabilizaria a ocupação e permanência dos atuais usos dos solos nas áreas sujeitas a essa inundação.

CONCLUSÕES

As previsões de elevação no NMM indicam que zonas ribeirinhas são mais intensamente vulneráveis a inundações do que as faixas litorâneas. No cenário 1, que considera apenas a elevação permanente do NMM, as previsões do presente artigo sugerem padrões de inundação similares às aquelas divulgadas pelo *site Climate Central* (2025). Destaca-se que esse tipo de previsão depende da acurácia do modelo numérico de terreno (MNT). Como o modelo construído neste trabalho



baseou-se em curvas de nível e carta náutica locais, supõe-se que as previsões sejam mais verossímeis do que aquelas do *Climate Central*, baseada em um MNT global.

A adição de marés acentua sensivelmente as áreas com risco de inundação. O cenário 2 (*maximorum*) foi estabelecido acrescentando, às previsões de aumento do NMM, as alturas de marés máximas verificadas nos anos de 2025 e 2024. Nesse caso, os resultados revelam considerável alastramento de áreas inundadas, cerca de 8 vezes maiores do que aquelas detectadas no cenário 1. As situações mais alarmantes ocorrem para o ano de 2100, quando regiões de interesse estratégico, histórico, cultural e turístico são potencialmente atingidas. Em todos os cenários, o estudo aponta para extrema vulnerabilidade dos agrupamentos urbanos situados nas imediações de zonas de mangue.

As soluções para esse problema não são triviais, haja vista que deve envolver uma abordagem integrada que associe infraestruturas de proteção costeira, restauração de ecossistemas naturais (como manguezais) e um rigoroso planejamento urbano adaptativo. Nesse caso, remoções planejadas de população podem ser necessárias.

Todavia, vale ressaltar também que evolução do aquecimento global e a consequente elevação do nível do mar são incertas, pois dependem de atitudes tomadas em nível mundial. Desta forma, torna-se ainda mais importante a conciliação das decisões e estratégias locais com o monitoramento das questões globais relativas ao assunto.

REFERÊNCIAS

- BOWER, E. R.; EPIFANTSEVA, S.; SCHMITTER, S.; WONG-PARODI, G. KULP, S.; FIELD C.B. **Planned relocation may reduce communities' future exposure to coastal inundation but effect varies with emission scenario and geography**. Communications Earth & Environment, p.1-7. 2024. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s43247-024-01854-1>. Acesso em: 08 abr. 2025.
- CLIMATE CENTRAL. **Coastal risk screening tool**. 2025. Disponível em: <https://coastal.climatecentral.org/map>. Acesso em: 02 jun. 2025.
- CLIMATE SCIENCE SPECIAL REPORT (CSSR). 2017. Disponível em: <https://science2017.globalchange.gov/chapter/1/>. Acesso em: 08 abr. 2025.
- CLIMATEMPO. **Litoral do BR foi o mais afetado por aumento do nível dos mares**. 2024. Disponível em: <https://www.climatempo.com.br/noticia/2024/06/11/litoral-do-br-foi-o-mais-afetado-por-aumento-do-nivel-dos-mares-5375>. Acesso em: 20 mai. 2025.
- GRANDEY, B.S.; DAUWELS, J.; KOH, Z.Y.; HORTON, B.P.; CHEW, L.Y. **Fusion of probabilistic projections of sea-level rise**. AGU Advancing Earth and Space Sciences. Special Collection: Regional Sea Level Change and Society, p.1-11. 2024. Disponível em: <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1029/2024EF005295>. Acesso em: 04 abr. 2025.
- INFORMAÇÕES GEOGRÁFICAS DO RECIFE (ESIG). **Informações Geográficas do Recife**. 2025. Disponível em: <https://esigportal2.recife.pe.gov.br>. Acesso em: 04 abr. 2025.
- INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **Relatório de Síntese AR6**. 2023. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/report/ar6/syr/longer-report>. Acesso em: 02 jun. 2025.
- KULP, S.A.; STRAUSS, B.H. **CoastalDEM: um modelo digital global de elevação costeira aprimorado a partir do SRTM usando uma rede neural**. Sensoriamento Remoto do Ambiente. vol. 206, p. 231-239. 2018. Disponível em:



<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0034425717306016?via%3Dihub>. Acesso em 08 abr. 2025.

KULP, S.A.; STRAUSS, B.H. **New elevation data triple estimates of global vulnerability to sea-level rise and coastal flooding**. Nature Communications, p.1-12. 2019. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41467-019-12808-z>. Acesso em: 03 jun. 2025.

KULP, S.A.; STRAUSS, B.H. **CoastalIDEM v3.0: improving fully global coastal elevation predictions through a convolutional neural network and multi-source DEM fusion**. Climate Central Scientific Report, p. 1-30. 2024. Disponível em: https://24975331.fs1.hubspotusercontent-eu1.net/hubfs/24975331/CoastalIDEM_3___Scientific_White_Paper.pdf. Acesso em: 08 abr. 2025.

MARINHA DO BRASIL. **Cartas Náuticas**. 2025. Disponível em: <https://www.marinha.mil.br>chm>dados-do-segnav-cartas-nauticas>. Acesso em: 04 abr. 2025.

NATIONAL AERONAUTICS AND SPACE ADMINISTRATION (NASA). **IPCC AR6 Sea Level Projection Tool – NASA Sea Level Change Portal**. 2025. Disponível em: https://sealevel.nasa.gov/ipcc-ar6-sea-level-projection-tool?more_overlay_open=true. Acesso em: 08 abr. 2025.

ORGANIZAÇÃO METEOROLÓGICA MUNDIAL (OMN). **Indicadores de mudanças climáticas atingiram níveis recordes em 2023**. OMN Comunicado de Imprensa. 2024. Disponível em: <https://wmo.int/news/media-centre/climate-change-indicators-reached-record-levels-2023-wmo>. Acesso em: 20 mai. 2025.

PREFEITURA DO RECIFE – SECRETARIA DE MOBILIDADE E CONTROLE URBANO. **Mapa Virtual do Recife**. 2025. Disponível em: <https://www.recife.pe.gov.br/ESIG/documentos/InformacaoManualArquivos.htm>. Acesso em 04 abr. 2025.

SUL AGORA. **Aumento do nível do mar pode ‘engolir’ cidades da região, aponta estudo**. 2025. Disponível em: <https://sulagora.com.br/geral/aumento-do-nivel-do-mar-pode-engolir-cidades-da-regiao-aponta-estudo-20806>. Acesso em: 20 mai. 2025.

UNIVERSO ON LINE (UOL). **Rio, Porto Alegre e Recife podem ficar parcialmente submersas até 2100**. 2025. Disponível em: <https://noticias.uol.com.br/cotidiano/ultimas-noticias/2025/04/09/aumento-nivel-do-mar-2100.htm>. Acesso em: 27 abr. 2025.

ESTUDO DA CAPACIDADE AUTODEPURADORA DE CURSOS DE ÁGUA SOB USO SANITÁRIO EM MUNICÍPIOS SITUADOS NO BAIXO CURSO DO RIO PARANAÍBA, TRIÂNGULO MINEIRO

Pedro Eduardo Mota Curcino Vasconcelos¹; Adrielle Karoline do Nascimento Silva²; Marcio Ricardo Salla³

^{1,2}Graduandos em Engenharia Civil (FECIV/UFU), bolsistas de Iniciação Científica (pedro.vasconcelos@ufu.br, adrielle.nascimento@ufu.br)

³Professor da Faculdade de Engenharia Civil (FECIV/UFU) (marcio.salla@ufu.br)

RESUMO

Este estudo avaliou a capacidade autodepuradora de cursos de água utilizados no saneamento básico dos municípios localizados no baixo curso do rio Paranaíba, região do Triângulo Mineiro. Foram analisados os corpos receptores de dez municípios pertencentes ao Consórcio Público Intermunicipal de Desenvolvimento Sustentável do Triângulo Mineiro e Alto Paranaíba (CIDES), com o objetivo de entender como respondem ao lançamento de efluentes urbanos. A metodologia envolveu a projeção populacional até o ano de 2043, estimativas de geração de esgoto, levantamento de dados dos Planos Municipais de Saneamento Básico e modelagem da qualidade da água por meio do software QUAL-UFMG, baseado no modelo de Streeter-Phelps. A modelagem considerou a interação entre os parâmetros oxigênio dissolvido (OD) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO). Os resultados evidenciaram que parte significativa dos rios analisados não mantém os padrões de qualidade exigidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005. O estudo demonstrou a importância do uso de modelos matemáticos no apoio à gestão ambiental e ao planejamento sanitário, sobretudo em municípios de pequeno porte. Conclui-se que a metodologia aplicada pode ser replicada em outras regiões e contribui para estratégias sustentáveis de preservação dos recursos hídricos.

PALAVRAS-CHAVE: Autodepuração; Qualidade de água; Saneamento básico.

INTRODUÇÃO

O saneamento básico no Brasil ainda apresenta desigualdades, particularmente em municípios pequenos, como os do Triângulo Mineiro (MG). Segundo dados do Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico (SNISA), a média brasileira de coleta de esgoto é de 56% (sendo tratados 52,2% do total coletado), com a região sudeste apresentando 80,9%.

O Consórcio Público Intermunicipal de Desenvolvimento Sustentável do Triângulo Mineiro e Alto Paranaíba (CIDES), entre outras diversas atribuições, foi criado com o intuito de promover a gestão compartilhada dos serviços de saneamento, fomentar soluções técnicas adequadas e apoiar os municípios na elaboração e implementação dos seus Planos Municipais de Saneamento Básico (PMSB). Tem-se como missão principal a promoção de políticas públicas em organização associada aos consorciados visando o progresso regional sustentável.

Acerca dos planos municipais elaborados pelo consórcio, um de seus principais focos de análise é a disposição e caracterização do sistema de tratamento de esgoto dos municípios associados, sendo de suma importância para o entendimento e avaliação da capacidade de autodepuração dos cursos de água locais, os quais estão sujeitos aos dejetos orgânicos produzidos pela área urbana do município.

“Dentro de uma visão mais específica, tem-se que, como parte integrante do fenômeno de autodepuração, os compostos orgânicos são convertidos em compostos inertes e não prejudiciais do ponto de vista ecológico.” (VON SPERLING, 1996, v.1, p.93). Ou seja, entende-se como autodepuração um processo natural de recuperação dos corpos hídricos após o recebimento de poluentes, sendo fundamental para a sustentabilidade ambiental.

O comportamento dos parâmetros de qualidade da água, como a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e o oxigênio dissolvido (OD), é determinante para avaliar a extensão e o grau de comprometimento ambiental de cada trecho de rio, bem como a sua capacidade de sustentar a vida aquática. Visando avaliar os diversos impactos causados pelos efluentes despejados surgiram modelos matemáticos capazes de representar, de maneira prática, os vários processos físicos, químicos e biológicos que atuam no sistema, mesmo quando esses apresentam alta complexidade e difícil solução analítica.

A história dessas técnicas iniciou-se em 1925 com o modelo de Streeter Phelps, o qual estudou o Rio Ohio, localizado nos Estados Unidos. Sendo assim, este promoveu a construção de vários outros modelos como QUAL2E (CHAPRA, 1997) e QUAL2K (CHAPRA; PELLETIER, 2006), que, por sua vez, auxiliaram na formação do chamado QUAL-UFMG, desenvolvido em planilhas de Excel por Von Sperling (2007) na Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG).

Segundo Von Sperling (2007), o modelo possibilita a simulação do comportamento de diferentes indicadores e parâmetros de qualidade da água, incluindo a demanda bioquímica de oxigênio (DBO), o oxigênio dissolvido (OD), o nitrogênio total e suas frações, o fósforo total e suas frações, além dos coliformes termotolerantes. De acordo com Ide *et al.* (2009) e Guedes (2009), avalia-se que esta ferramenta apresentou boa calibração de dados e resultados satisfatórios, superando até mesmo outros modelos qualitativamente. Além disso, destaca-se sua aplicabilidade tanto em cenários reais quanto em situações extremas.

Diante desse contexto, a presente pesquisa adquire especial relevância para os municípios do CIDES ao analisar a dinâmica de autodepuração dos cursos d'água locais. Portanto, os resultados poderão orientar ações de monitoramento, controle de lançamentos e restabelecimento ambiental, contribuindo diretamente para a melhoria das condições sanitárias, da qualidade de vida das populações e da sustentabilidade hídrica da região do Baixo Paranaíba.

METODOLOGIA

A metodologia deste estudo foi dividida em três etapas: caracterização dos sistemas sanitários municipais com base em dados oficiais e geoespaciais; projeção do cenário sanitário para 2043, estimando vazões e concentrações de esgoto; e aplicação do modelo QUAL-UFMG para simular a variação de OD e DBO nos cursos d'água a partir das características físicas e químicas locais. Portanto, segue-se a explicação mais detalhada acerca desses processos.

Caracterização dos municípios

Sendo assim, iniciou-se a pesquisa com a seleção arbitrária de dez municípios integrantes do consórcio CIDES, sendo eles: Araguari, Prata, Monte Alegre de Minas, Santa Vitória, Nova Ponte, Centralina, Indianópolis, Gurinhatã, Cascalho Rico e Douradoquara. Com isso, visou-se a compreensão do sistema sanitário da área urbana de cada local mencionado.

Dado o número expressivo de localidades envolvidas e a extensão territorial entre elas, não foi possível realizar coletas de campo para levantamento primário de dados. Assim, optou-se por conduzir uma investigação documental criteriosa, buscando alcançar a melhor representação do cenário sanitário local possível. Ademais, destaca-se que o foco do estudo está no núcleo urbano de cada município, sendo excluídos os povoados, assentamentos e distritos.

Para início da caracterização, buscou-se avaliar se os municípios possuíam planos setoriais em conformidade com a Lei Federal nº 11.445/2007. Em seguida, foram analisados os PMSB, que compilaram diagnósticos completos sobre a realidade sanitária de cada local. Sendo assim, avalia-se o fato de que, das cidades analisadas nesta pesquisa, somente Douradoquara, segundo o SNISA (2020), não apresenta plano municipal de saneamento básico declarado.

Para complementar o entendimento sobre a configuração espacial dos municípios e dos cursos d'água



envolvidos, utilizou-se da plataforma chamada Infraestrutura de Dados Espaciais do Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos de Minas Gerais (IDE-SISEMA), a qual permite a visualização e análise geoespacial do território mineiro por meio de dados integrados provenientes de instituições como o IGAM, IEF e FEAM.

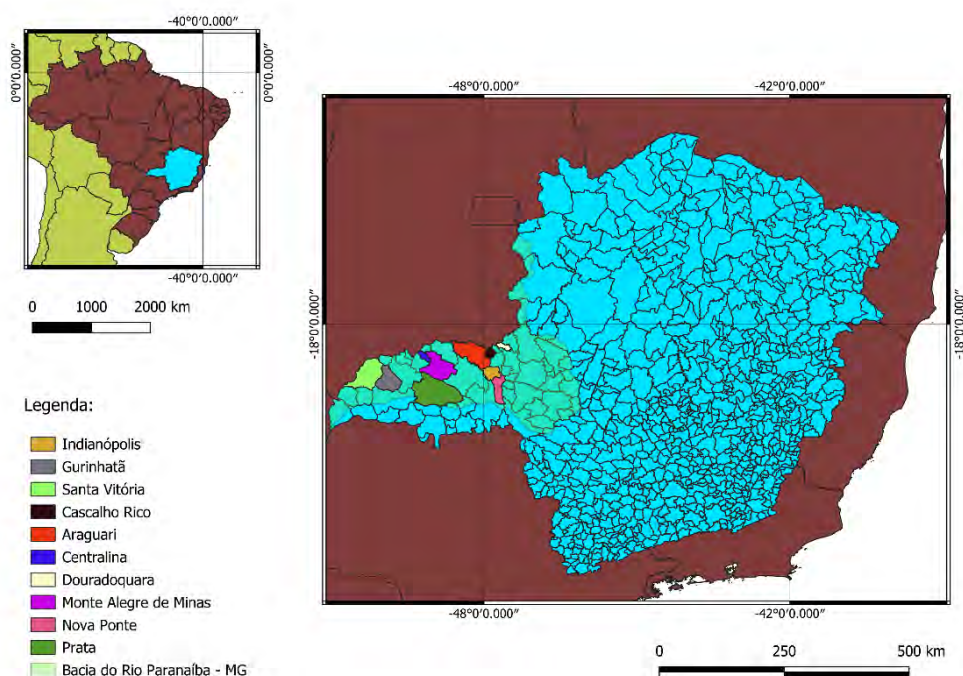
A partir disso, analisou-se também os tipos de sistemas de tratamento de água existentes em cada município, com base em dados disponibilizados pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2017). Estas informações são de suma importância para maior compreensão acerca da qualidade e capacidade do sistema sanitário local.

Já em relação ao tipo de efluente despejado nos corpos de água, procedeu-se à classificação conforme os níveis de tratamento descritos também pelo IBGE, sendo eles: efluente bruto, preliminar, primário, secundário e terciário. Em alguns casos, como nos municípios de Indianópolis, Gurinhatã e Douradoquara, não foi possível determinar com exatidão o tipo de resíduo, uma vez que não foi informado esse dado pelo órgão. O detalhamento das informações coletadas nesta fase é crucial para assegurar a fidelidade e a robustez da análise, uma vez que a modelagem da autodepuração depende diretamente das características dos sistemas de esgotamento sanitário de cada município.

Por fim, para caracterizar os corpos receptores em termos legais e ambientais, foi realizada sua classificação com base nas Resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 357/2005 e nº 430/2011. A Resolução CONAMA 357 (BRASIL, 2005) estabelece as diretrizes para o enquadramento dos corpos hídricos em classes de uso (de 1 a 4 para águas doces), definindo os padrões de qualidade exigidos para cada uma e os limites de substâncias permitidas em efluentes. Já a Resolução nº 430 (BRASIL, 2011) complementa a anterior ao tratar do lançamento de efluentes em corpos receptores, estabelecendo parâmetros de controle e condições para autorizações.

Logo, com base no uso das águas e na classificação proposta pela CONAMA 357 (BRASIL, 2005), chegou-se na conclusão que todos os cursos analisados neste estudo pertencem à classe 2 (dois). Após toda análise e caracterização dos sistemas sanitários municipais, visando uma melhor interpretação por parte do leitor, construiu-se um mapa de localização indicando os dez municípios foco do presente estudo, destacando a bacia do Rio Paranaíba.

Figura 1 – Mapa de localização dos municípios estudados.



Fonte: Autores.



Projeção populacional e cenários futuros

Considerando a tendência de crescimento populacional e os consequentes impactos sobre os cursos d'água, este estudo projetou o cenário sanitário para o ano de 2043. A projeção populacional foi realizada com base em dados censitários do IBGE, aplicando-se quatro métodos: projeção aritmética, geométrica, taxa decrescente de crescimento e crescimento logístico, conforme descrito por Sobrinho e Tsutiya (2011). A escolha do modelo mais adequado considerou o comportamento histórico e as particularidades locais.

A partir da população estimada, foram calculadas as vazões de esgoto geradas em cada município, considerando que o volume de esgoto produzido é proporcional ao volume de água consumido, de acordo com o conceito de coeficiente de retorno. Neste estudo, adotou-se o valor de 0,8 (ou 80%), o qual representa a fração da água consumida que retorna ao sistema como esgoto.

“A fração da água fornecida que adentra a rede de coleta na forma de esgoto é denominada coeficiente de retorno (R : vazão de esgotos/vazão de água). Os valores típicos de R variam de 60% a 100%, sendo que um valor usualmente adotado tem sido o de 80% ($R=0,8$).” (VON SPERLING, 1996, p.55).

Para estimar a vazão de água consumida por habitante, adotou-se o valor de 200 litros por habitante por dia ($L/hab \cdot dia$), o qual é compatível com a realidade de municípios de pequeno e médio porte, segundo tabela proposta por Von Sperling (1996). A partir desses parâmetros, foram calculadas as vazões média diária, máxima e mínima.

Para isso, utilizaram-se os coeficientes recomendados pela NBR 9649/1986, sendo: $k_1 = 1,2$ (coeficiente de máxima vazão diária), $k_2 = 1,5$ (coeficiente de máxima vazão horária) e $k_3 = 0,5$ (coeficiente de mínima vazão horária). Com isso, ressalta-se o fato de que a vazão média diária será a referência nas etapas seguintes para a modelagem com o QUAL-UFGM.

Em seguida, foi possível calcular a concentração de DBO do esgoto gerado, expressa em miligramas por litro (mg/L), a partir da equação exposta por Von Sperling (1996). Logo, essa concentração é obtida por meio da relação entre a carga per capita de DBO (em $mg/hab \cdot dia$) e a vazão per capita de esgoto (em $L/hab \cdot dia$).

A carga orgânica per capita foi considerada como $54 g/hab \cdot dia$, equivalente a $54.000 mg/hab \cdot dia$, conforme sugerido por Von Sperling (1996) para situações sem dados amostrais. A vazão per capita de esgoto foi estimada em $160 L/hab \cdot dia$, considerando o consumo médio de $200 L/hab \cdot dia$ e um coeficiente de retorno de 0,8. Assim, a concentração de DBO do esgoto bruto resultou em $337,5 mg/L$, valor adotado de forma uniforme para todos os municípios.

Modelagem da qualidade da água

O modelo QUAL-UFGM descreve, em sua forma mais simples, a variação longitudinal da qualidade da água a partir da interação entre dois processos principais: a depleção do OD em função da decomposição da matéria orgânica (DBO) e a reaeração natural do corpo hídrico, responsável pela reposição de oxigênio. Portanto, para a modelagem da qualidade da água, avaliam-se os dados de entrada necessários, os quais seguem expostos e explicados no decorrer desta seção.

Dados de entrada para a modelagem de autodepuração

A vazão $Q_{7,10}$, que representa a vazão mínima medida de sete dias consecutivos com recorrência de dez anos, foi obtida por meio da plataforma IDE-SISEMA. Esse parâmetro é fundamental para estimar o pior cenário de diluição do poluente no corpo hídrico, sendo amplamente adotado como base para análise de impacto de lançamentos de efluentes, como é o caso desta pesquisa.

A vazão captada a montante do lançamento, essencial para representar interferências humanas no regime hídrico antes do ponto de descarga, pôde ser identificada apenas no município de Indianópolis, no córrego Lava Pés. No entanto, como o valor exato de vazão não estava disponível,



optou-se por estimá-la a partir da média dos valores de captação por poços profundos da região, resultando em um valor adotado de $0,003 \text{ m}^3/\text{s}$.

A concentração de DBO_5 à montante do rio, a qual foi assumida como 2 mg/L para todos os cursos d'água analisados. Esse valor está de acordo com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005, o que também enquadra os corpos hídricos na classificação de Von Sperling (1996) como rios limpos.

Já a concentração de oxigênio dissolvido (OD) à montante, adotou-se o valor de 6 mg/L , respeitando o disposto na resolução mencionada, a qual exige mínimo de 5 mg/L para corpos hídricos de classe 2, assegurando a proteção da fauna aquática e usos múltiplos da água.

A vazão média de esgoto, já descrita na seção anterior, foi utilizada como base para simular o lançamento contínuo de efluentes nos cursos d'água. Esse valor expressa a carga orgânica potencial introduzida no sistema hídrico diariamente.

Em relação à concentração de DBO_5 do esgoto lançado, esta foi obtida a partir de valores de eficiência tabelados com base no sistema de tratamento de efluentes de cada município, propostos por Von Sperling (1996).

No caso da concentração de oxigênio dissolvido do esgoto lançado, os valores adotados variaram de acordo com o tipo de sistema de tratamento. Já a concentração de saturação de oxigênio (OD_{sat}) foi calculada com base na temperatura média adotada (20°C), resultando em $9,02 \text{ mg/L}$.

Dados de entrada hidrogeométricos

Outros componentes importantes na modelagem da qualidade de água são os aspectos físicos do corpo hídrico. Nesse estudo, adotou-se uma abordagem metodológica baseada em análise geoespacial, dados secundários confiáveis e fórmulas hidrodinâmicas clássicas para estimar os parâmetros necessários.

Como, por exemplo, as altitudes nos pontos de lançamentos dos esgotos, os quais foram obtidos a partir das informações presentes nos PMSB, que indicam com razoável precisão a localização destes pontos. A partir da localização definida, a altitude correspondente foi extraída por meio da plataforma IDE-SISEMA.

O comprimento dos trechos dos rios simulados foi determinado utilizando o software QGIS. No mesmo processo, foi possível gerar os perfis longitudinais de elevação. Essas informações foram fundamentais para a determinação da declividade média do trecho, calculada como a média das razões entre as diferenças de altitude e dos comprimentos de trechos do rio.

A largura dos corpos hídricos foi medida por meio de imagens de satélite utilizando o software Google Earth. Para cada trecho analisado, buscou-se medir a largura transversal em pontos representativos, adotando um valor constante ao longo do trecho modelado, conforme a uniformidade observada nas imagens. Essa simplificação é comum em modelagens regionais, onde a ausência de batimetria detalhada impõe a adoção de estimativas por sensoriamento remoto.

As estimativas de velocidade da água, área transversal e profundidade dos cursos d'água, tanto à montante quanto à jusante do lançamento, foram realizadas com base na fórmula de Manning, aplicada a condutos livres. Essas variáveis físicas impactam diretamente os processos de mistura, transporte e reaeração, sendo determinantes para a precisão da curva de autodepuração gerada.

Para complementar a modelagem hidrodinâmica e bioquímica dos cursos de água, foram definidos os coeficientes cinéticos fundamentais para estimar o comportamento da curva de OD e DBO ao longo do trecho do rio. O coeficiente de desoxigenação (K_1) representa a taxa com que a matéria orgânica solúvel presente no esgoto é consumida por processos biológicos aeróbios, gerando a depleção do oxigênio dissolvido no corpo d'água. Seus valores foram adotados com base em uma tabela referenciada por Fair et al. (1973) e Arceivala (1981), conforme compilação apresentada por Von Sperling (2007).

Já os coeficientes de sedimentação (K_s) e de decomposição (K_d) foram definidos com base em

outra tabela proposta por Von Sperling (2007), que leva em consideração dois fatores principais: a profundidade da seção do rio e o tipo de efluente lançado.

Por fim, o coeficiente de reaeração (K_2) corresponde à taxa com que o oxigênio atmosférico é transferido para o corpo d'água, reposicionando o OD consumido no processo de decomposição. Encontraram-se dificuldades na obtenção deste parâmetro visto que sua calibração é mais bem determinada a partir do ajuste entre o OD simulado e o medido em campo. Além do fato de que, segundo Queiroz, F. M. de. (2015), equações utilizadas em condições de pequena profundidade de água muitas vezes resultam em superestimativa do K_2 , que é o caso deste estudo, visto o cenário crítico da $Q_{7,10}$. Portanto, fez-se um amplo estudo da literatura visando obter modelagens e perfis de OD simulados finais os mais próximos da realidade possível.

Dentre a leitura realizada, avaliaram-se as clássicas equações da literatura, como as propostas por Ribeiro (2001), Owens et al. (1976), Melching e Flores (1999), Krenkel e Orlob (1962), e Moog e Jirka (1999). Além disso, estudaram-se artigos propostos a partir de pesquisas em campo realizadas por outros autores, como é o caso do Rio Pomba, em Minas Gerais (MATOS et al., 2011), Ribeirão Concórdia, em Santa Catarina (SOARES; PINHEIRO; ZUCCO, 2012), Rio Corumbataí, em São Paulo (UNESP, s.d.), e os Rios Vacacaí Mirim, do Rio Grande do Sul, e o Rio Turvo, também em Minas Gerais (ROSA, 2019).

No entanto, alguns dos métodos citados entraram em conflito com a aplicabilidade da pesquisa pois utilizam de variáveis como a profundidade dos cursos hídricos para o cálculo do coeficiente natural, fator este que foi necessário estimar; além disso, existem procedimentos que se ajustam melhor apenas na análise de corpos grandes, como é o caso do Rio Araguari. Estudos baseados em locais distantes a Minas Gerais também foram desconsiderados, visto a diferença de aspectos físicos, como a temperatura.

Equacionamento da modelagem da qualidade de água

A partir da explicação do modelo QUAL-UFMG e a apresentação dos dados de entrada utilizados em sua programação, faz-se a exposição das equações que explicam a simulação. O modelo considera que o escoamento ocorre de forma constante no tempo, com completa homogeneização das substâncias na seção transversal e com variações predominantes apenas ao longo do comprimento do rio, ou seja, em uma única direção.

$$OD(t) = DO_s - \left(\frac{(d * DBO_0)}{(K_2 - K_d)} \right) * ((e^{(-K_d * t)}) - (e^{(-K_2 * t)})) + \left(OD_0 - DO_s + \frac{(K_d * DBO_0)}{(K_2 - K_d)} \right) * e^{(-K_2 * t)}. \quad (1)$$



Na qual: $OD(t)$: oxigênio dissolvido no tempo (mg/L); DBO_0 : demanda bioquímica de oxigênio inicial (mg/L); OD_0 : OD inicial (mg/L); OD_s : OD na saturação (mg/L); K_d : coeficiente de desoxigenação (dia^{-1}); K_2 : coeficiente de reaeração (dia^{-1}); t : tempo de percurso (dia^{-1}).

Nesta fórmula, avalia-se o comportamento do OD ao longo do curso de água, permitindo certas análises, como de pontos críticos de menor concentração. Já a curva de DBO é explicada pela seguinte equação.

$$DBO(t) = DBO_0 * e^{(-K_d * t)} \quad (2)$$

a qual: $DBO(t)$: oxigênio dissolvido no tempo (mg/L); DBO_0 : demanda bioquímica de oxigênio inicial (mg/L); K_d : coeficiente de desoxigenação (dia^{-1}); t : tempo de percurso (dias).

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Dados de entrada

A sistematização criteriosa dos parâmetros descritos na seção anterior foi fundamental para garantir a representatividade e a precisão da modelagem da qualidade da água nos cursos analisados. Portanto, fez-se a tabulação dos principais dados utilizados na modelagem da qualidade de água dos cursos estudados, sendo apresentados na Tabela 1. Logo, ressalta-se o fato de que o município de Indianópolis apresenta dois corpos receptores, segundo seu PMSB.

Tabela 1: Dados de entrada para o modelo.

Municípios	Q7,10 (m ³ /s)	Vazão média de esgoto (m ³ /s)	DBO5 esgoto (mg/L)	OD esgoto (mg/L)	Velocidade à jusante (m/s)	Córregos de deságue
Araguari	0,096	0,388	16,875	1	0,385	Córrego do Brejo
Prata	0,109	0,059	33,75	1	0,241	Córrego do Prata
Monte Alegre de Minas	0,136	0,048	33,75	1	0,285	Ribeirão Monte Alegre
Santa Vitória	0,171	0,043	33,75	1	0,285	Córrego do Cachimbo
Nova Ponte	53,324	0,034	67,5	1	0,105	Rio Araguari
Centralina	0,121	0,019	67,5	1	0,335	Córrego da Lagoa
Indianópolis	0,053	0,017	337,5	2	0,311	Córrego Lava Pés
Indianópolis	0,069	0,017	337,5	2	0,423	Córrego Manoel Velho
Gurinhata	0,527	0,009	67,5	1	0,519	Ribeirão São Jerônimo
Cascalho Rico	0,21	0,007	337,5	2	0,402	Rio das Pedras
Douradoquara	0,015	0,003	337,5	2	0,193	Córrego Patinho

Fonte: Autores.

Modelagem da capacidade autodepuradora dos corpos hídricos receptores

Os resultados da modelagem computacional foram expressos por meio de perfis longitudinais, nos quais se observa o comportamento das variáveis oxigênio dissolvido e demanda bioquímica de oxigênio ao longo do trecho do curso d'água simulado. O eixo horizontal representa a distância em quilômetros a partir da zona de mistura entre a carga poluente da ETE e do corpo hídrico receptor, enquanto os eixos verticais indicam as concentrações de OD e DBO em cada trecho, em mg/L.

Neste estudo, avaliou-se com boa capacidade de autodepuração cursos de água que apresentaram concentrações mínimas de OD de 5 mg/L e máximas de 6 mg/L, além de máximas de



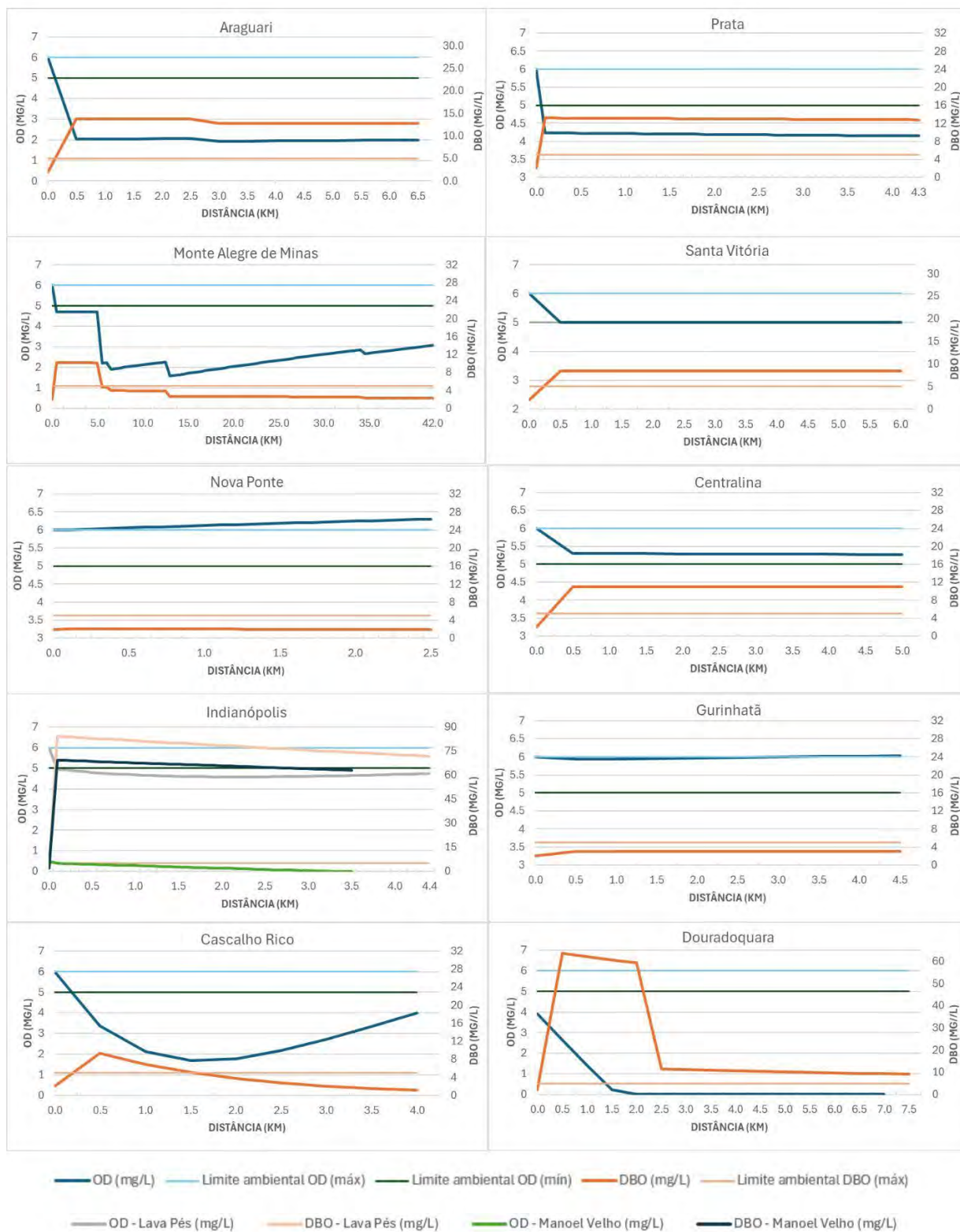
DBO de 5 mg/L, segundo os limites propostos por CONAMA 357 (BRASIL, 2005) para rios de classe 2. Sendo assim, para os que reprovaram nesta análise, realizou-se modelagens em cursos próximos, a fim de obter os valores indicados, e com isso, um novo destino para os efluentes municipais, de forma a garantir a sustentabilidade e a qualidade sanitária local.

Logo, são apresentados os gráficos longitudinais de OD e DBO por distância, modelados por meio do QUAL-UFMG.



II Simpósio de Recursos Hídricos, Hidráulica e Saneamento

Figura 2 – Gráficos de OD e DBO por comprimento de curso de água.



Fonte: Autores.

2º Simpósio de Recursos Hídricos, Hidráulica e Saneamento
20 a 23 de agosto de 2025



Araguari

Para o município de Araguari, nota-se que a curva de oxigênio dissolvido decresce bruscamente na metade do primeiro quilômetro após o lançamento de efluente, de 6 até 2 mg/L, continuando neste valor ao decorrer do comprimento, além de um nível de DBO também fora do limite ambiental (acima de 13 mg/L). Portanto, o córrego do Brejo se apresenta desfavorável como atual corpo receptor.

Sendo assim, após nova modelagem, indica-se o Ribeirão Jordão como um destino favorável, visto sua vazão $Q_{7,10}$ de 2,86 m³/s, o que resultou na melhora tanto da concentração de OD, a alocando entre os 5 e 6 mg/L requeridos pela resolução vigente, quanto da DBO, a qual apresentou valores entre 3,5 e 4 mg/L.

Prata

O município de Prata também demonstrou um corpo receptor falho no quesito de capacidade autodepuradora, já que também apresentou diminuição da concentração de OD nos primeiros cem metros, mantendo em 4 mg/L durante o restante do curso; além do péssimo nível de DBO, o qual se manteve em média 13 mg/L.

Logo, recomenda-se, o ribeirão São José, no qual o próprio Córrego do Prata desagua, como possível novo rumo para os dejetos sanitários, pois avaliou-se crescimento na curva de OD, mantendo-se entre 5 e 6 mg/L durante todo o percurso, além da melhora da DBO avaliada, que assim como em Araguari, mostrou valores entre 3,5 e 4 mg/L.

Monte Alegre de Minas

O comportamento gráfico da curva OD de Monte Alegre de Minas se destacou pelo fato de que, apesar de apresentar concentrações abaixo de 5 mg/L, demonstra tendência de crescimento ao decorrer do comprimento do corpo receptor. Porém foi descartado sua utilização visto que essa recuperação demandaria uma grande distância em quilômetros, apesar da concentração de DBO estar conforme a lei vigente.

Sendo assim, avalia-se o Rio Babilônia como um ótimo destino aos efluentes do município, visto seu maior porte e vazão $Q_{7,10}$ de valor 2,64 m³/s. Fatores estes que proporcionaram grande melhora na concentração de ambos os parâmetros, com a curva de OD permanecendo próximo ao melhor nível possível (de 6mg/L) e a de DBO em valores de 2,6 mg/L, durante todo o curso.

Santa Vitória

Após a modelagem do corpo receptor do município de Santa Vitória, nota-se que este apresenta comportamento favorável quanto à concentração de OD. O resultado expôs uma baixa na concentração inicialmente, como já era esperado, de um pouco abaixo de 5 mg/L, e uma ascensão após três quilômetros; se enquadrando no limite permitido pela lei vigente.

Porém, os valores de DBO se apresentaram contrários ao limite imposto pela resolução vigente, sendo superiores a 8 mg/L. Logo, uma nova modelagem indicou o Ribeirão da Invernada como um possível novo destino para os efluentes urbanos, visto o ajuste na concentração de DBO, expondo valores entre 3,5 e 4 mg/L e na de OD, a qual não ultrapassou o limite inferior em nenhuma parte do percurso.

Nova Ponte

O estudo acerca do município de Nova Ponte chama atenção pois necessita uma interpretação mais aberta sobre os procedimentos da autodepuração. O gráfico gerado na modelagem apresentou



concentrações de OD superiores à 6 mg/L, o que se entende ser impossível, já que este é o valor à montante do lançamento de esgoto, porém, esta exposição pode ser entendida como a leitura da superioridade em tamanho e, por sua vez, da capacidade de autodepuração, que o Rio Araguari demonstra em comparação com a quantidade de efluente despejado pela rede urbana.

Por essa mesma razão, avaliou-se um bom comportamento nas concentrações de DBO, com valores máximos de 2,03 mg/L e um rebaixamento contínuo durante o decorrer do curso de água.

Centralina

Centralina também apresentou resultados positivos quanto a sua capacidade autodepuradora em relação às concentrações de OD, visto que se respeitou o intervalo imposto durando todo o comprimento avaliado. Porém, em relação à DBO, esta resultou em valores superiores ao dobro permitindo, ou seja, ultrapassando 10 mg/L.

Portanto, após a realização de novas modelagens, indicou-se como um corpo receptor com boa capacidade de autodepuração o chamado Rio Piedade, com grande porte e vazão crítica de 6,13 m³/s. Com isso, o perfil de OD demonstrou valores de concentração próximos ao máximo permitido durante todo o curso, e o de DBO abaixo de 2,3 mg/L e leve rebaixamento no sentido do escoamento.

Indianópolis

O estudo do sistema de Indianópolis, como referido, levou à análise de dois corpos receptores, sendo que, após a modelagem, notou-se que o córrego Lava Pés apresentou níveis de concentração de OD coerentes com o comportamento esperado, tendo seu rebaixamento logo após o lançamento do efluente, mas com sua elevação no sentido do escoamento. Porém, com valores de DBO muito superiores ao esperado (acima de 80 mg/L).

Já o córrego Manoel Velho expôs um falho comportamento em relação ao OD, ocorrendo o decréscimo de sua concentração durante todo o percurso. Além da DBO também com níveis bem acima do esperado, ultrapassando 60 mg/L.

Logo, indica-se, pelo motivo explicado na subseção de Nova Ponte, o Rio Araguari como novo destino dos efluentes urbanos para ambos os cursos de água analisados.

Gurinhata

A modelagem referente ao corpo receptor de Gurinhata apresentou uma ótima concentração de OD durante todo o comprimento estudado, permanecendo próximo ao limite máximo indicado; além de um bom comportamento referente à DBO, com valores imediatamente superiores a 3 mg/L. Isso se deve à relação entre a quantidade de água disponível, mesmo na vazão crítica, e a de vazão média de esgoto gerado pela malha urbana local; sendo a primeira maior em relação à segunda.

Cascalho Rico

Os resultados da modelagem para o município de Cascalho Rico demonstraram-se semelhantes aos da cidade de Monte Alegre de Minas, visto que a curva de OD apresentou tendência de melhora mesmo abaixo do limite ambiental, porém foi descartado seu uso por conta da distância necessária para tal recuperação. Apesar disso, os teores de DBO mostraram-se de acordo com a lei vigente.

Com isso, simulou-se outro curso de água visando um melhor resultado. Sendo assim, após a realização de um novo estudo, conclui-se que o córrego da Limeira, pertencente à represa Emborcação, é capaz de suprir a carga de esgoto gerada pela rede urbana. Afirmação esta pautada na análise dos perfis de OD, o qual se manteve no intervalo determinado, e de DBO, que alcançou concentração máxima de 4,6 nos primeiros 200 metros e forte decréscimo no sentido de escoamento.

Douradoquara

Por fim, a simulação para o município de Douradoquara determinou que o corpo receptor atual é incapaz de se recuperar naturalmente após o lançamento de efluentes. Fato este comprovado pelo péssimo resultado de ambos os perfis modelados, com o OD apresentando forte decréscimo após os primeiros cem metros e a DBO com valores superiores a 60 mg/L nos dois quilômetros iniciais, demonstrando uma queda para um teor médio de 10 mg/L no restante do percurso.

Com isso, após os devidos estudos, impôs-se como recomendação o Rio Dourados para encaminhamento dos dejetos, o qual resultou em concentrações de OD próximas ao limite superior permitido durante todo o percurso, e de DBO menores que 2,3 mg/L. Esse tipo de comportamento é justificado pela grande vazão, mesmo no período crítico, demonstrado pelo corpo de água escolhido.

CONCLUSÕES

O presente estudo possibilitou uma análise abrangente e técnica da capacidade autodepuradora dos cursos de água que recebem os efluentes urbanos dos municípios do baixo curso do rio Paranaíba, integrantes do consórcio CIDES. Através da utilização do modelo QUAL-UFMG, foi possível simular o comportamento dos principais parâmetros de qualidade da água – oxigênio dissolvido (OD) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO) – e, com isso, avaliar a aptidão dos corpos hídricos para assimilarem cargas orgânicas lançadas por sistemas de esgotamento sanitário.

A metodologia adotada, que combinou projeção populacional, estimativas de geração de esgoto, análise documental, dados geoespaciais e coeficientes cinéticos ajustados, demonstrou-se eficaz mesmo diante da ausência de campanhas de campo. A aplicação criteriosa dos dados de entrada possibilitou a geração de curvas representativas do processo de autodepuração, evidenciando trechos críticos e apontando alternativas viáveis para o redirecionamento dos efluentes.

Dentre corpos receptores avaliados, identificou-se que parte significativa deles não apresenta capacidade autodepuradora suficiente para manter os padrões de qualidade exigidos pela legislação ambiental vigente. Em contrapartida, cursos de maior porte ou com características físicas mais favoráveis demonstraram bom desempenho, destacando-se como opções estratégicas para o planejamento sanitário regional.

Os resultados obtidos reforçam a importância do uso de modelos matemáticos como ferramenta de apoio à tomada de decisão, contribuindo para o planejamento de políticas públicas de saneamento com base em evidências técnicas. Além disso, o estudo fornece subsídios práticos para que os municípios do consórcio CIDES possam reavaliar seus pontos de lançamento de esgoto, promover ajustes em seus sistemas de tratamento e mitigar os impactos ambientais sobre os recursos hídricos locais.

Por fim, conclui-se que a abordagem adotada pode ser replicada em outras regiões com contextos similares, servindo como base para uma gestão mais sustentável e integrada dos recursos hídricos, especialmente em áreas de pequeno e médio porte que carecem de infraestrutura avançada e monitoramento contínuo.

REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 9649:1986 – Projeto de redes coletoras de esgoto sanitário – Procedimento. Rio de Janeiro: ABNT, 30 nov. 1986. 7 p

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, n. 53, p. 58–63, 18 mar. 2005.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. *Resolução* CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357/2005. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, n. 92, p. 89, 16 maio 2011.

BRASIL. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. Portal do IBGE. Rio de Janeiro: IBGE, [s.d.]. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br>. Acesso em: 4 jul. 2025.

BRASIL. Lei Federal nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico e para a política federal de saneamento. Disponível em: www.planalto.gov.br. Acesso em: 04 jul. 2025.

BRASIL. Ministério das Cidades. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SINISA. Disponível em: <https://www.gov.br/cidades/pt-br/aceso-a-informacao/acoes-e-programas/saneamento/sinisa>. Acesso em: 4 jul. 2025.

CIDES – CONSÓRCIO PÚBLICO INTERMUNICIPAL DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL DO TRIÂNGULO MINEIRO E ALTO PARANAÍBA. *Portal institucional*. Disponível em: <https://cides.com.br/>. Acesso em: 04 jul. 2025.

GONÇALVES, Ricardo Franci; SILVA, Giovana Martinelli da. Vazões de esgoto: estudo aplicado à engenharia ambiental. [S.l.]: Universidade Federal do Espírito Santo, Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, [s.d.]. Apresentação em slides.

MATOS, Antonio Teixeira de et al. Coeficiente de reaeração em três trechos do Rio Pomba (MG), obtidos nos períodos chuvoso e seco. *Engenharia na Agricultura*, Viçosa – MG, v. 19, n. 4, p. 361–369, jul./ago. 2011.

MINAS GERAIS. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável. IDE-Sisema: Infraestrutura de Dados Espaciais do SISEMA. Belo Horizonte: SISEMA, [s.d.]. Disponível em: <https://geoportal.sisema.mg.gov.br>. Acesso em: 4 jul. 2025.

QUEIROZ, Flávia Martins de; MATOS, Antonio Teixeira de; SPERLING, Marcos von. Estimativa do coeficiente de reaeração da água em canal raso de fundo deslizante. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, v. 20, n. 1, p. 79–88, jan./mar. 2015.

ROSA, Nathália Cristina Martins. Estimativa dos coeficientes de desoxigenação e reaeração em trechos do Rio Itabirito – MG. 2019. 92 f. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Ouro Preto, Escola de Minas, Ouro Preto, 2019.

SALES, R. J. M.; ARAÚJO, J. A. F.; SANTOS, S. H.; GOMES, V. U.; PARENTE, P. A. B. Aplicação do modelo de Streeter-Phelps para avaliar o comportamento da DBO, déficit de OD, e OD em rios sujeitos ao lançamento de fontes pontuais e difusas. In: SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE, 12., 2014, Aracaju.

SOARES, Pétrick Anderson; PINHEIRO, Adilson; ZUCCO, Evelyn. Análise dos coeficientes de reaeração e cinéticos empregados na simulação de qualidade de água em rios. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, Porto Alegre, v. 17, n. 3, p. 163–173, jul./set. 2012.

TSUTIYA, Milton Tomoyuki; ALEM SOBRINHO, Pedro. **Coleta e transporte de esgoto sanitário**. 3. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2011.

TUCCI, C. E. M. Hidrologia: ciência e aplicação. 4. ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 2001.

VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 1996.

VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 2007. (Série Tratamento de Esgoto, v. 1).



FERRAMENTA COMPUTACIONAL DE SUPORTE À FISCALIZAÇÃO DE OBRAS DE SISTEMAS DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO EM LOTEAMENTOS.

Renato Marinho Lima¹; Marcio Ricardo Salla²

¹Mestrando em Engenharia Civil (PPGEC/FECIV/UFU), (renatomarinho@ufu.br)

²Professor da Faculdade de Engenharia Civil (FECIV/UFU) (marcio.salla@ufu.br)

RESUMO

Com o crescimento contínuo dos grandes centros urbanos, torna-se cada vez mais evidente a necessidade de execução de obras de saneamento básico para atender à crescente demanda populacional. Consequentemente, também intensifica-se a necessidade de uma fiscalização eficiente dessas obras. Neste contexto, o presente trabalho apresenta o desenvolvimento de uma ferramenta computacional de uso livre, denominada SIFIO – SES, voltada ao suporte da fiscalização de obras relacionadas ao sistema de esgotamento sanitário em loteamentos. A ferramenta foi desenvolvida em linguagem de programação Visual Basic, por meio da gravação de macros, e possui interface gráfica no Microsoft Excel. A metodologia da pesquisa contempla a descrição detalhada de cada componente da ferramenta, com o intuito de facilitar sua utilização pelos usuários. Os resultados incluem a aplicação prática da SIFIO – SES na fiscalização de uma obra hipotética de esgotamento sanitário em loteamento. A estrutura da ferramenta é organizada em abas que seguem os procedimentos típicos de fiscalização de obras públicas, sendo a principal delas a aba “Medições”, onde podem ser inseridos dados sobre as etapas de execução, precificação dos serviços, cronogramas, cálculos de atrasos e a evolução da obra, com apoio de representações gráficas.

PALAVRAS-CHAVE: ferramenta computacional, fiscalização de obras, sistema de esgotamento sanitário.

INTRODUÇÃO

Com o desenvolvimento acelerado dos grandes centros urbanos, a demanda por obras de saneamento básico tem aumentado significativamente ao longo dos anos, dado o papel essencial do saneamento na promoção da saúde pública. Diante desse cenário, foram criadas diversas estratégias, exigências e métodos com o objetivo de atender às necessidades impostas pelo crescimento populacional.

Historicamente, o Brasil apresentou um quadro de ineficiência no setor. Até meados do século XX, predominava a ausência de tratamento adequado dos esgotos, carência de fiscalização e de operação técnica qualificada, bem como a ausência de padrões uniformes nos serviços de água e esgoto em diversas cidades (TUROLLA, 2002). A partir da década de 1960, houve uma mudança de paradigma, impulsionada pela adesão do governo brasileiro à Carta de *Punta del Este*, assinada em 1961 pelos países das Américas. Esse documento estabelecia como meta o atendimento de 70% da população urbana e 50% da população rural com serviços de água e esgoto (HIPERNOTÍCIAS, 2023). Nas décadas seguintes, o país avançou com a criação de políticas como o Plano Nacional de Saneamento (PLANASA), que tinha como objetivo, até 1980, atingir 80% de cobertura urbana com abastecimento de água e 50% com coleta de esgoto (TUROLLA, 2002). Apesar dos progressos, os desafios permanecem. Dados recentes do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS,

2022) indicam que apenas 84,9% da população brasileira tem acesso à água tratada e apenas 56% contam com serviços adequados de esgotamento sanitário.

Nesse contexto, as políticas públicas continuam a buscar a ampliação da cobertura e da qualidade dos serviços de saneamento. Uma das atividades fundamentais para alcançar esse objetivo é a fiscalização das obras, essencial para garantir que as execuções ocorram conforme as diretrizes técnicas e legais estabelecidas. A ausência de fiscalização adequada pode acarretar falhas estruturais, ineficiências operacionais e impactos ambientais negativos (SILVA, 2016). A fiscalização, portanto, é um dos pilares da boa governança e da aplicação eficiente dos recursos públicos, exigindo mecanismos robustos de natureza técnica, jurídica e financeira para controle e acompanhamento. Toda obra, por menor que seja, exige fiscalização criteriosa, desde o cumprimento dos projetos e normas até a conformidade com as especificações técnicas. No entanto, a alta demanda por fiscalização e a complexidade inerente a cada obra dificultam o trabalho dos fiscais, tanto em campo quanto na gestão das informações. Apesar dos avanços institucionais, ainda persistem obstáculos que comprometem a efetividade da fiscalização.

Cada obra passa por diversas etapas, do planejamento à vistoria final, e todas devem ser devidamente registradas e monitoradas. Além da fiscalização em campo, é fundamental uma gestão eficiente das informações levantadas, garantindo o histórico das execuções, alterações, atrasos, métodos construtivos e eventuais vícios. No entanto, essa gestão exige tempo e estrutura e, muitas vezes, não pode ser realizada com a devida atenção por parte dos fiscais. Assim, torna-se necessário desenvolver soluções que auxiliem e otimizem esse gerenciamento. Embora existam ferramentas voltadas ao acompanhamento e à gestão de obras em geral, não foram encontradas na literatura soluções específicas de suporte à fiscalização de obras de sistemas de esgotamento sanitário em loteamentos. Dessa forma, este trabalho justifica-se por apresentar uma ferramenta com potencial de aprimorar esse processo, contribuindo para o controle técnico das obras e para o fortalecimento do saneamento básico no país. Diante disso, o objetivo principal deste artigo é desenvolver uma ferramenta computacional de uso livre, baseada em planilha Excel, voltada ao suporte da fiscalização de obras de esgotamento sanitário em loteamentos, que possa ser utilizada por órgãos públicos e empresas privadas do setor.

METODOLOGIA

A presente pesquisa adotou uma abordagem de desenvolvimento e validação de uma ferramenta computacional, denominada SIFIO-SES, cujo processo metodológico visou a sistematização do suporte à fiscalização de obras de sistemas de esgotamento sanitário em loteamentos. O rigor técnico foi assegurado através da aplicação de etapas bem definidas de análise, concepção, implementação e validação, conforme detalhado nas subseções a seguir.

Levantamento e Análise de Requisitos

A fase inicial consistiu no levantamento exaustivo e na análise dos requisitos funcionais e não funcionais que a ferramenta deveria atender. Este processo envolveu:

- **Revisão bibliográfica:** Estudo aprofundado de normas técnicas (como a NBR 9061), manuais de fiscalização de obras públicas e documentos de referência sobre saneamento básico no Brasil (a exemplo dos dados do SNIS e políticas como o PLANASA). O objetivo foi identificar os procedimentos técnicos e administrativos mandatórios e as melhores práticas de fiscalização aplicáveis a sistemas de esgotamento sanitário em loteamentos.
- **Identificação de lacunas:** A partir da revisão da literatura, constatou-se a ausência de ferramentas computacionais específicas que integrassem os diversos aspectos da fiscalização de obras de SES em um único ambiente, o que justificou o desenvolvimento da SIFIO-SES.
- **Definição das funcionalidades essenciais:** Com base nas diretrizes identificadas, foram mapeadas as funcionalidades que a ferramenta deveria oferecer para otimizar o trabalho dos

fiscais. Priorizou-se a automação de cálculos repetitivos, a organização de informações críticas e a geração de relatórios de acompanhamento, visando aprimorar a eficiência e a transparência do processo de fiscalização.

Concepção e Design da Arquitetura da Ferramenta

Nesta etapa, foi definida a arquitetura da SIFIO-SES e o design de sua interface, priorizando a usabilidade e a acessibilidade para os usuários.

- **Escolha da Plataforma:** A seleção do Microsoft Excel como plataforma base, em conjunto com a programação em VBA (Visual Basic for Applications), foi estratégica. Tal escolha fundamentou-se na vasta familiaridade dos profissionais da área de engenharia e fiscalização com o ambiente Excel, minimizando a curva de aprendizado e facilitando a disseminação da ferramenta. Embora reconhecidas as limitações de escalabilidade para projetos de grande porte, o Excel/VBA foi considerado ideal para o escopo inicial focado em loteamentos, devido à sua flexibilidade e baixo custo de implantação.
- **Estruturação Modular:** A ferramenta foi concebida com uma estrutura modular, organizada em abas que correspondem diretamente aos procedimentos típicos do ciclo de vida da fiscalização de obras públicas. Os módulos planejados incluíram: Ordem de Serviço, Diário de Obra, Funcionários, Segurança do Trabalho, Projeto x Planilha, Solicitação de Alteração de Projeto, Notificações, Aditivo, Reajuste, Paralisação e Reinício, Recebimento de Obra, Checklist e Termos de Recebimento. Essa organização visa replicar o fluxo de trabalho dos fiscais, promovendo uma navegação intuitiva.
- **Design da Interface:** A interface gráfica foi desenhada para ser clara e funcional. Uma tela inicial contendo botões de navegação direcional foi implementada para facilitar o acesso rápido às seções específicas da ferramenta (conforme ilustrado na Figura 1). Além disso, o layout das planilhas em cada aba foi pensado para otimizar o preenchimento e a visualização dos dados.

Figura 1 – Tela inicial da ferramenta computacional SIFIO - SES.



Fonte: Autores

Desenvolvimento e Implementação

A fase de implementação envolveu a codificação das funcionalidades e a construção das planilhas eletrônicas, com foco na automação dos processos e na integridade dos dados. A estrutura das tabelas pode ser observada conforme a Figura 2

Figura 2 – Estrutura das tabelas da ferramenta.

(a) Área de preenchimento de dados referentes aos PVs.

PV	COTAS DO TERRENO	COTAS DE FUNDO	DIÂMETRO (mm)	PROF. DO CORTE (m)	PREÇO UNIT. (R\$)	EVOLUÇÃO DE OBRA: (%) EM R\$
				CALCULAR	P.O	CONCLUIR
						% DE PVS % TOTAL
1						
2						
3						
4						
5						
6						
7						
8						
9						
10						
11						
12						
13						

(b) Tela de preenchimento de dados e cálculos referente aos trechos de rede de esgoto.

TRECHO	COMPRIMENTO (m)	DIÂMETRO DA REDE (mm)	INCLINAÇÃO (m/m)	PROF. MÉDIA (m)	LARGURA DO FUNDO DA VALA (m)	LARGURA DO TOPO DA VALA (m)	VOLUME DO CORTE (m³)
ANTERIOR						calcular	CALCULAR
1							
2							
3							
4							
5							
6							
7							
8							
9							
10							
11							
12							
13							

(c) Tela de precificação de execução do trecho de esgoto.

TRECHO	PREÇO UNIT. (R\$/m³)	(R\$/m)	PREÇO POR TRECHO (R\$)	EVOLUÇÃO DE OBRA
ANTERIOR	P.O		ESC. E ATERRO REDE TOTAL	CONCLUIR
			ESC. E ATERRO REDE TOTAL	% DO TRECHO % TOTAL
1				
2				
3				
4				
5				
6				
7				
8				
9				
10				
11				
12				
13				

(d) Tela da planilha Ligações Domiciliares.

LIGAÇÃO	COMPRIMENTO (m)	DIÂMETRO (mm)	INCLINAÇÃO (m/m)	PROF. MÉDIA (m)	LARGURA DO FUNDO DA VALA (m)	LARGURA DO TOPO DA VALA (m)	VOLUME DO CORTE (m³)
ANTERIOR							CALCULAR
1							
2							
3							
4							
5							
6							
7							
8							
9							
10							
11							
12							
13							

(e) Tela da planilha Estação elevatória de esgoto.

COMPONENTES	QUANTIDADE (unidade)	UNIDADE	DIÂMETRO DA REDE (mm)	ESCAVAÇÃO (m³)	ATERRO (m³)	PREÇO UNIT. (R\$)	PREÇO TOTAL	EVOLUÇÃO DE OBRA (%)
ANTERIOR						P.O	CALCULAR	CONCLUIR
								% DOS COMPONENTES % TOTAL
1								
2								
3								
4								
5								
6								
7								
8								
9								
10								

Fonte: Autores

- **Programação em VBA:** As funcionalidades de automação foram desenvolvidas por meio da gravação e codificação de macros em VBA. Isso incluiu a criação de rotinas para:
 - o **Navegação entre abas:** Botões de comando foram programados para permitir transições rápidas e eficientes entre os diferentes módulos da ferramenta.
 - o **Cálculos automatizados:** Fórmulas complexas e repetitivas foram encapsuladas em macros para serem executadas com um clique, reduzindo a chance de erros manuais e agilizando a análise. Exemplos incluem os cálculos de profundidade de corte (Equação 1), evolução da obra (Equações 2 e 2.1), atraso do cronograma (Equação 3), inclinação de trechos (Equação 4), profundidade média e volume de escavação (Equações 5, 6 e 7), precificação de serviços (Equações 8, 8.1, 8.2, 9 e 10) e a evolução da obra (Equações 11 e 11.1).

Para automação dos cálculos, as seguintes equações foram implementadas via macro:

$$PCpv = CT - CF \quad (1)$$

Na Equação (1), $PCpv$ é a profundidade de corte do PV em metros, CT é a cota de terreno em torno do PV e CF é a cota de fundo do PV, ambas em metros.

Na Equação (6), LTV é a largura do topo da vala em metros, Pmc é a profundidade média do corte em metros e LF é a largura do fundo da vala em metros. A largura da vala escavada vai depender da largura da concha que é usada para escavar a terra. Com a largura do fundo da vala definida, é possível determinar a largura superior, com a inclinação necessária para a formação do talude. Essa inclinação é fundamental para garantir a estabilidade das paredes da escavação e prevenir desabamentos, em conformidade com a recomendação da NBR 9061 (ABNT, 1984). De acordo com essa norma, valas com profundidade superior a 1,25 metros devem ter suas paredes executadas com cortes inclinados, com ângulo mínimo de 45° .

$$Vc = \frac{LTV + LF}{2} \times Pmc \times ct \quad (7)$$

Na Equação (7), Vc é o volume de corte em metros cúbicos, LTV é a largura do topo da vala em metros, LF é a largura do fundo da vala em metros, Pmc é a profundidade média do corte em metros e ct é o comprimento do trecho em metros. Para o cálculo da precificação da execução do trecho de esgoto, inicialmente foram inseridos os preços unitários referentes à escavação e ao aterro da vala, bem como o preço unitário para a execução da rede, com base nas informações contidas na planilha orçamentária.

$$PEA = PuEA \times Vc \quad (8)$$

Na Equação (8), PEA é o preço de escavação e aterro do trecho em reais, $PuEA$ é o preço unitário de escavação e aterro em reais e Vc é o volume de corte em metros cúbicos.

$$PR = PuR \times ct \quad (8.1)$$

Na Equação (8.1), PR é o preço de rede do trecho em reais, PuR é o preço unitário da rede em reais e ct é o comprimento do trecho em metros.

$$Ptt = PEA + PR \quad (8.2)$$

Na Equação (8.2), Ptt é o preço do trecho em reais, PEA é o preço de escavação e aterro do trecho em reais e PR é o preço de rede do trecho em reais.

$$Pt = \sum_f^i Ptt \quad (9)$$

Na Equação (9), Pt é o preço total em reais, $\sum_f^i Ptt$ é a somatória dos preços dos trechos em reais.

$$Ptc = pu \times q \quad (10)$$

Na Equação (10), Ptc é o preço total dos componentes em reais, pu é o preço unitário em reais e q é a quantidade em unidades.

$$PE = \left(\frac{pi}{vto} \right) \times 100 \quad (11)$$

Na Equação (11), PE é o percentual executado em porcentagem, pi é o preço do item em reais e vto é o valor total do orçamento da obra em reais.

$$pe = 100 - PE \quad (11.1)$$

Na Equação (11.1), pe é o percentual a executar e PE é o percentual executado, ambos em porcentagem.

- **Criação das Planilhas de Medições:** A aba "Medições" foi desenvolvida como o núcleo de controle físico-financeiro da obra. Dentro dela, foram criadas tabelas eletrônicas específicas para os principais componentes de um sistema de esgotamento sanitário, como: PVs de Esgoto, Trecho de Rede de Esgoto, Ligações Domiciliares, Estação Elevatória de Esgoto, Gráfico de Evolução do Esgoto e Planilha Orçamentária. Para cada uma, foram inseridos campos para registro de informações de projeto e cálculo de dados de execução.
- **Integração de Dados Orçamentários:** Os preços unitários dos serviços foram obtidos a partir da consulta a sistemas oficiais de referência (SINAPI, SETOP, SEINFRA e SBC), garantindo a aderência a valores de mercado e a transparência na precificação dos serviços da obra. Esses dados foram integrados para subsidiar os cálculos de custo e evolução da obra.

Testes e Validação da Ferramenta

A validação da SIFIO-SES foi realizada para verificar sua funcionalidade e eficácia na simulação de cenários reais de fiscalização.

- **Simulação Controlada:** Uma simulação de acompanhamento de obra foi conduzida utilizando-se dados hipotéticos de um loteamento convencional. Esta simulação permitiu testar a operabilidade da ferramenta em cenários controlados, validando a correção dos cálculos automatizados (ex: percentuais de evolução da obra, atrasos) e a adequação da estrutura para o registro das informações (conforme demonstrado nas Figuras 4, 5 e 6).
- **Verificação de Conformidade:** Durante a simulação, foram verificados se os resultados gerados pela ferramenta estavam em conformidade com as expectativas técnicas e os procedimentos de fiscalização, garantindo que as informações apresentadas fossem precisas e úteis para a tomada de decisão.
- **Identificação de Limitações:** A simulação também permitiu identificar potenciais limitações da ferramenta, como a necessidade de validação em campo com dados reais e a consideração de sua escalabilidade para obras de maior porte, o que aponta para futuras direções de pesquisa.
- **Detalhes das abas (PVs, Trecho de Esgoto, etc.):** Podem ser brevemente mencionados em "Desenvolvimento e Implementação" como exemplos de como as tabelas foram estruturadas e o tipo de cálculo que foi automatizado, mas os detalhes operacionais excessivos podem ser realocados para a seção de "Resultados e Discussões" (onde você mostra o que foi obtido com a ferramenta) ou mesmo um apêndice, se necessário.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Apresentação da obra e alimentação dos dados de entrada

Foi realizada uma simulação de acompanhamento de uma obra hipotética de um loteamento convencional, com dados hipotéticos. Nesta simulação, a ferramenta SIFIO-SES foi aplicada nas seguintes planilhas correspondentes ao sistema de esgotamento sanitário: PVs de Esgoto, Trecho de Rede de Esgoto e Ligações Domiciliares. Para o preenchimento dos dados de entrada, utilizou-se o projeto do sistema de esgotamento sanitário do loteamento hipotético, que é composto por 22 poços de visita (PVs). Entre cada PV, há um trecho de rede de esgoto. Nesse loteamento, estão previstos 24 trechos de rede de esgoto a serem executados. Distribuídas entre esses trechos, encontram-se as

ligações domiciliares de esgoto, totalizando 99 ligações. A Figura 4 apresenta os dados de entrada referentes aos PVs, trechos de rede de esgoto e algumas ligações domiciliares.

Figura 4 – Janelas com os dados de entrada inseridos na ferramenta SIFIO-SES

(a) Janela da aba “PVs de Esgoto” preenchida com dados referente aos PVs de esgoto do loteamento.

	PV	COTAS DO TERRENO	COTAS DE FUNDO	DIÂMETRO (mm)	PROF. DO CORTE (m)	PREÇO UNIT. (R\$)
					CALCULAR	P.O
1	PV 01	872	870,5	800	1,5	721,71
2	PV 02	870,515	869,015	800	1,5	721,71
3	PV 03	868,766	867,266	800	1,5	721,71
4	PV 04	866,739	865,239	800	1,5	721,71
5	PV 05	863,945	862,445	800	1,5	721,71
6	PV 06	862,222	860,572	800	1,65	721,71
7	PV 07	860,533	858,883	800	1,65	721,71
8	PV 08	859,718	858,218	800	1,5	721,71
9	PV 09	870,777	869,277	800	1,5	721,71
10	PV 10	869,182	867,682	800	1,5	721,71

(b) Janela da aba “Trecho de Rede de Esgoto” preenchida com dados do loteamento.

TRECHO	COMPRIMENTO (m)	DIÂMETRO DA REDE (mm)	INCLINAÇÃO (m/m)	PROF. MÉDIA (m)	LARGURA DO FUNDO DA VALA (m)	LARGURA DO TOPO DA VALA (m)	VOLUME DO CORTE (m³)	PREÇO UNIT. (R\$/m³)	(R\$/m)	PREÇO POR TRECHO (R\$)		
ANTERIOR						calcular	CALCULAR	P.O		ESC. E ATERRO	REDE	TOTAL
1	PV 01 ao PV 02	82,61	150	0,0180	1,5	0,8	3,8	285,00	11,67	7,6	3326,00	628 3953,84
2	PV 02 ao PV 03	82,61	150	0,0212	1,5	0,8	3,8	285,00	11,67	7,6	3326,00	628 3953,84
3	PV 03 ao PV 04	82,61	150	0,0245	1,5	0,8	3,8	285,00	11,67	7,6	3326,00	628 3953,84
4	PV 04 ao PV 05	82,61	150	0,0338	1,5	0,8	3,8	285,00	11,67	7,6	3326,00	628 3953,84
5	PV 05 ao PV 06	65,05	150	0,0288	1,575	0,8	3,95	243,33	11,67	7,6	2839,63	494 3334,01
6	PV 01 ao PV 09	63,5	150	0,0193	0,75	0,8	2,3	73,82	11,67	7,6	861,46	483 1344,06
7	PV 09 ao PV 10	79,14	150	0,0202	1,5	0,8	3,8	273,03	11,67	7,6	3186,30	601 3787,76
8	PV 10 ao PV 11	79,14	150	0,0212	1,5	0,8	3,8	273,03	11,67	7,6	3186,30	601 3787,76
9	PV 11 ao PV 12	79,14	150	0,0255	1,5	0,8	3,8	273,03	11,67	7,6	3186,30	601 3787,76
10	PV 12 ao PV 06	79,14	150	0,0432	1,575	0,8	3,95	296,03	11,67	7,6	3454,71	601 4056,17
11	PV 06 ao PV 07	65,05	150	0,0260	1,65	0,8	4,1	262,96	11,67	7,6	3068,80	494 3563,18
12	PV 09 ao PV 13	63,5	150	0,0214	1,5	0,8	3,8	219,08	11,67	7,6	2556,61	483 3039,21
13	PV 013 ao PV 14	75,64	150	0,0221	1,5	0,8	3,8	260,96	11,67	7,6	3045,38	575 3620,24
14	PV 014 ao PV 015	75,64	150	0,0217	1,5	0,8	3,8	260,96	11,67	7,6	3045,38	575 3620,24
15	PV 015 ao PV 16	75,64	150	0,0277	1,5	0,8	3,8	260,96	11,67	7,6	3045,38	575 3620,24
16	PV 016 ao PV 07	75,64	150	0,0479	1,575	0,8	3,95	282,94	11,67	7,6	3301,92	575 3876,78
17	PV 07 ao PV 08	65,05	150	0,0102	1,575	0,8	3,95	243,33	11,67	7,6	2839,63	494 3334,01
18	PV 13 ao PV 17	64	150	0,0250	1,575	0,8	3,95	239,40	11,67	7,6	2793,80	486 3280,20
19	PV 17 ao PV 18	91	150	0,0204	1,65	0,8	4,1	367,87	11,67	7,6	4293,01	692 4984,61
20	PV 18 ao PV 19	98,78	150	0,0244	1,575	0,8	3,95	369,50	11,67	7,6	4312,05	751 5062,78
21	PV 19 ao PV 08	98,78	150	0,0388	1,575	0,8	3,95	369,50	11,67	7,6	4312,05	751 5062,78
22	PV 17 ao PV 20	76,6	150	0,0278	1,65	0,8	4,1	309,66	11,67	7,6	3613,68	582 4195,84
23	PV 18 ao PV 21	76,6	150	0,0191	1,65	0,8	4,1	309,66	11,67	7,6	3613,68	582 4195,84
24	PV 08 à PV 22	79	200	0,0100	1,5	0,8	3,8	272,55	11,67	7,6	3180,66	600 3781,06
25	PV 22 à EEE	75	200	0,0200	1,5	0,8	3,8	258,75	11,67		3019,61	0 3019,61

(c) Janela da aba “Ligações Domiciliares” preenchida com dados do loteamento.

LIGAÇÃO	COMPRIMENTO (m)	DIÂMETRO (mm)	INCLINAÇÃO (m/m)	PROF. MÉDIA (m)	LARGURA DO FUNDO DA VALA (m)	LARGURA DO TOPO DA VALA (m)	VOLUME DO CORTE (m³)	PREÇO UNIT. (R\$/m³)	(R\$/m)	PREÇO POR TRECHO (R\$)		
ANTERIOR							CALCULAR	P.O		ESC. E ATERRO	REDE	TOTAL
1	PV 05 ao PV 06	4	100	0,08	1,20	0,80	0,80	3,84	11,67	7,33	44,81	29,32 74,13
2		4	100	0,08	1,20	0,80	0,80	3,84	11,67	7,33	44,81	29,32 74,13
3		4	100	0,08	1,20	0,80	0,80	3,84	11,67	7,33	44,81	29,32 74,13
4		4	100	0,08	1,20	0,80	0,80	3,84	11,67	7,33	44,81	29,32 74,13
5	PV 04 ao PV 05	4	100	0,08	1,20	0,80	0,80	3,84	11,67	7,33	44,81	29,32 74,13
6		4	100	0,08	1,20	0,80	0,80	3,84	11,67	7,33	44,81	29,32 74,13
7		4	100	0,08	1,20	0,80	0,80	3,84	11,67	7,33	44,81	29,32 74,13
8		4	100	0,08	1,20	0,80	0,80	3,84	11,67	7,33	44,81	29,32 74,13
9	PV 03 ao PV 04	4	100	0,08	1,20	0,80	0,80	3,84	11,67	7,33	44,81	29,32 74,13
10		4	100	0,08	1,20	0,80	0,80	3,84	11,67	7,33	44,81	29,32 74,13
11		4	100	0,08	1,20	0,80	0,80	3,84	11,67	7,33	44,81	29,32 74,13
12		4	100	0,08	1,20	0,80	0,80	3,84	11,67	7,33	44,81	29,32 74,13
13	PV 02 ao PV 03	4	100	0,08	1,20	0,80	0,80	3,84	11,67	7,33	44,81	29,32 74,13
14		4	100	0,08	1,20	0,80	0,80	3,84	11,67	7,33	44,81	29,32 74,13
15		4	100	0,08	1,20	0,80	0,80	3,84	11,67	7,33	44,81	29,32 74,13
16		4	100	0,08	1,20	0,80	0,80	3,84	11,67	7,33	44,81	29,32 74,13
17	PV 01 ao PV 02	4	100	0,08	1,20	0,80	0,80	3,84	11,67	7,33	44,81	29,32 74,13
18		4	100	0,08	1,20	0,80	0,80	3,84	11,67	7,33	44,81	29,32 74,13
19		4	100	0,08	1,20	0,80	0,80	3,84	11,67	7,33	44,81	29,32 74,13
20		4	100	0,08	1,20	0,80	0,80	3,84	11,67	7,33	44,81	29,32 74,13
21	PV 01 ao PV 02	4	100	0,08	1,20	0,80	0,80	3,84	11,67	7,33	44,81	29,32 74,13
22		4	100	0,08	1,20	0,80	0,80	3,84	11,67	7,33	44,81	29,32 74,13
23		4	100	0,08	1,20	0,80	0,80	3,84	11,67	7,33	44,81	29,32 74,13
24		4	100	0,08	1,20	0,80	0,80	3,84	11,67	7,33	44,81	29,32 74,13
25	PV 01 ao PV 02	4	100	0,08	1,20	0,80	0,80	3,84	11,67	7,33	44,81	29,32 74,13
26		4	100	0,08	1,20	0,80	0,80	3,84	11,67	7,33	44,81	29,32 74,13

Fonte: Autores

Cronograma e evolução de obra desenvolvidos na ferramenta SIFIO-SES



II Simpósio de Recursos Hídricos, Hidráulica e Saneamento

Na Figura 5, são demonstrados os dados da evolução da obra e do cronograma em relação aos serviços executados. Na Figura 6, são apresentados os gráficos de evolução das obras dos serviços executados.

Figura 5 – Dados da evolução e cronograma da obra em relação aos serviços executados no sistema de esgotamento sanitário do loteamento.

(d) Evolução da obra e cronograma de execução dos PVs.

PV	PREÇO UNIT. (R\$)	EVOLUÇÃO DE OBRA: (%) EM R\$		SAIR	CRONOGRAMA					
		P.O	CONCLUIR		PRÓXIMO				ATRASSO	
			% DE PVS	% TOTAL	PREVISÃO DE INÍCIO	PREVISÃO DE CONCLUSÃO	INÍCIO	CONCLUSÃO	ATRASSO NO INÍCIO	ATRASSO NA CONCLUSÃO
1	PV 01	721,71	4,55	0,35	01/09/2024	01/09/2024	01/09/2024	01/09/2024	0	0
2	PV 02	721,71	4,55	0,35	01/09/2024	01/09/2024	01/09/2024	01/09/2024	0	0
3	PV 03	721,71	4,55	0,35	01/09/2024	01/09/2024	01/09/2024	01/09/2024	0	0
4	PV 04	721,71	4,55	0,35	01/09/2024	01/09/2024	01/09/2024	01/09/2024	0	0
5	PV 05	721,71	4,55	0,35	01/09/2024	01/09/2024	01/09/2024	02/09/2024	0	1
6	PV 06	721,71	4,55	0,35	02/09/2024	02/09/2024	02/09/2024	02/09/2024	0	0
7	PV 07	721,71	4,55	0,35	02/09/2024	02/09/2024	02/09/2024	02/09/2024	0	0
8	PV 08	721,71	4,55	0,35	02/09/2024	02/09/2024	02/09/2024	02/09/2024	0	0
9	PV 09	721,71	4,55	0,35	02/09/2024	02/09/2024	02/09/2024	02/09/2024	0	0
10	PV 10	721,71	4,55	0,35	02/09/2024	02/09/2024	03/09/2024	03/09/2024	1	1
11	PV 11	721,71	4,55	0,35	03/09/2024	03/09/2024	03/09/2024	03/09/2024	0	0
12	PV 12	721,71	4,55	0,35	03/09/2024	03/09/2024	03/09/2024	03/09/2024	0	0
13	PV 13	721,71	4,55	0,35	03/09/2024	03/09/2024	03/09/2024	03/09/2024	0	0
14	PV 14	721,71	4,55	0,35	03/09/2024	03/09/2024	03/09/2024	04/09/2024	0	1
15	PV 15	721,71	4,55	0,35	03/09/2024	03/09/2024	04/09/2024	04/09/2024	1	1
16	PV 16	721,71	4,55	0,35	04/09/2024	04/09/2024	04/09/2024	04/09/2024	0	0
17	PV 17	721,71	4,55	0,35	04/09/2024	04/09/2024	04/09/2024	04/09/2024	0	0
18	PV 18	721,71	4,55	0,35	04/09/2024	04/09/2024	04/09/2024	05/09/2024	0	1
19	PV 19	721,71	4,55	0,35	04/09/2024	04/09/2024	05/09/2024	05/09/2024	1	1
20	PV 20	721,71	4,55	0,35	04/09/2024	04/09/2024	05/09/2024	05/09/2024	1	1
21	PV 21	721,71	4,55	0,35	04/09/2024	04/09/2024	05/09/2024	05/09/2024	1	1
22	PV 22	721,71	4,55	0,35	04/09/2024	04/09/2024	05/09/2024	05/09/2024	1	1

(e) Evolução da obra e cronograma de execução dos trechos de redes de esgoto.

TRECHO	COMPRIMENTO (m)	VOLUME DO CORTE (m³)	PREÇO POR TRECHO (R\$)			EVOLUÇÃO DE OBRA	SAIR	CRONOGRAMA					
			ESCAVAÇÃO E ATERRO	REDE	TOTAL	CONCLUIR		PREVISÃO DE INÍCIO	PREVISÃO DE CONCLUSÃO	INÍCIO	CONCLUSÃO	ATRASSO	PRÓXIMO
						% DO TRECHO	% TOTAL					ATRASSO NO INÍCIO	ATRASSO NA CONCLUSÃO
1	PV 01 ao PV 02	82,61	285,00	3326,00	628 3953,84	4,20	1,90	05/09/2024	05/09/2024	06/09/2024	06/09/2024	1	1
2	PV 02 ao PV 03	82,61	285,00	3326,00	628 3953,84	4,20	1,90	05/09/2024	05/09/2024	06/09/2024	06/09/2024	1	1
3	PV 03 ao PV 04	82,61	285,00	3326,00	628 3953,84	4,20	1,90	06/09/2024	06/09/2024	07/09/2024	07/09/2024	1	1
4	PV 04 ao PV 05	82,61	285,00	3326,00	628 3953,84	4,20	1,90	06/09/2024	06/09/2024	07/09/2024	07/09/2024	1	1
5	PV 05 ao PV 06	65,05	243,33	2839,63	494 3334,01	3,54	1,61	07/09/2024	07/09/2024	08/09/2024	08/09/2024	1	1
6	PV 06 ao PV 07	65,05	243,33	2839,63	494 3334,01	3,54	1,61	07/09/2024	07/09/2024	08/09/2024	08/09/2024	1	1
7	PV 07 ao PV 08	65,05	243,33	2839,63	494 3334,01	3,54	1,61	07/09/2024	07/09/2024	08/09/2024	08/09/2024	1	1
8	PV 08 ao PV 09	65,05	243,33	2839,63	494 3334,01	3,54	1,61	07/09/2024	07/09/2024	08/09/2024	08/09/2024	1	1
9	PV 09 ao PV 10	65,05	243,33	2839,63	494 3334,01	3,54	1,61	07/09/2024	07/09/2024	08/09/2024	08/09/2024	1	1
10	PV 10 ao PV 11	65,05	243,33	2839,63	494 3334,01	3,54	1,61	07/09/2024	07/09/2024	08/09/2024	08/09/2024	1	1
11	PV 11 ao PV 12	65,05	243,33	2839,63	494 3334,01	3,54	1,61	07/09/2024	07/09/2024	08/09/2024	08/09/2024	1	1
12	PV 12 ao PV 13	65,05	243,33	2839,63	494 3334,01	3,54	1,61	07/09/2024	07/09/2024	08/09/2024	08/09/2024	1	1
13	PV 13 ao PV 14	65,05	243,33	2839,63	494 3334,01	3,54	1,61	07/09/2024	07/09/2024	08/09/2024	08/09/2024	1	1
14	PV 14 ao PV 15	65,05	243,33	2839,63	494 3334,01	3,54	1,61	07/09/2024	07/09/2024	08/09/2024	08/09/2024	1	1
15	PV 15 ao PV 16	65,05	243,33	2839,63	494 3334,01	3,54	1,61	07/09/2024	07/09/2024	08/09/2024	08/09/2024	1	1
16	PV 16 ao PV 17	65,05	243,33	2839,63	494 3334,01	3,54	1,61	07/09/2024	07/09/2024	08/09/2024	08/09/2024	1	1
17	PV 17 ao PV 18	65,05	243,33	2839,63	494 3334,01	3,54	1,61	07/09/2024	07/09/2024	08/09/2024	08/09/2024	1	1
18	PV 18 ao PV 19	65,05	243,33	2839,63	494 3334,01	3,54	1,61	07/09/2024	07/09/2024	08/09/2024	08/09/2024	1	1
19	PV 19 ao PV 20	65,05	243,33	2839,63	494 3334,01	3,54	1,61	07/09/2024	07/09/2024	08/09/2024	08/09/2024	1	1
20	PV 20 ao PV 21	65,05	243,33	2839,63	494 3334,01	3,54	1,61	07/09/2024	07/09/2024	08/09/2024	08/09/2024	1	1
21	PV 21 ao PV 22	65,05	243,33	2839,63	494 3334,01	3,54	1,61	07/09/2024	07/09/2024	08/09/2024	08/09/2024	1	1
22	PV 22 à EEE	75	258,75	3019,61	0 3019,61	3,21	1,45	16/09/2024	16/09/2024	18/09/2024	18/09/2024	2	2

(f) Evolução da obra e cronograma de execução das ligações domiciliares.

LIGAÇÃO	COMPRIMENTO (m)	DIÂMETRO (mm)	VOLUME DO CORTE (m³)	PREÇO POR TRECHO (R\$)			EVOLUÇÃO DE OBRA (%)	SAIR	CRONOGRAMA					
				ESCAVAÇÃO E ATERRO	REDE	TOTAL	CONCLUIR		PREVISÃO DE INÍCIO	PREVISÃO DE CONCLUSÃO	INÍCIO	CONCLUSÃO	ATRASSO	PRÓXIMO
							% DAS LIGAÇÕES	% TOTAL					ATRASSO NO INÍCIO	ATRASSO NA CONCLUSÃO
1	PV 05 ao PV 06	4	100	3,84	44,81	29,32	74,13	0,35	0,04	17/09/2024	17/09/2024	19/09/2024	2	2
2		4	100	3,84	44,81	29,32	74,13	0,35	0,04	17/09/2024	17/09/2024	19/09/2024	2	2
3		4	100	3,84	44,81	29,32	74,13	0,35	0,04	17/09/2024	17/09/2024	19/09/2024	2	2
4		4	100	3,84	44,81	29,32	74,13	0,35	0,04	17/09/2024	17/09/2024	19/09/2024	2	2
5		4	100	3,84	44,81	29,32	74,13	0,35	0,04	17/09/2024	17/09/2024	19/09/2024	2	2
6		4	100	3,84	44,81	29,32	74,13	0,35	0,04	17/09/2024	17/09/2024	19/09/2024	2	2
7		4	100	3,84	44,81	29,32	74,13	0,35	0,04	17/09/2024	17/09/2024	19/09/2024	2	2
8		4	100	3,84	44,81	29,32	74,13	0,35	0,04	17/09/2024	17/09/2024	19/09/2024	2	2
9		4	100	3,84	44,81	29,32	74,13	0,35	0,04	17/09/2024	17/09/2024	19/09/2024	2	2
10		4	100	3,84	44,81	29,32	74,13	0,35	0,04	17/09/2024	17/09/2024	19/09/2024	2	2
11		4	100	3,84	44,81	29,32	74,13	0,35	0,04	17/09/2024	17/09/2024	19/09/2024	2	2
12		4	100	3,84	44,81	29,32	74,13	0,35	0,04	17/09/2024	17/09/2024	19/09/2024	2	2
13		4	100	3,84	44,81	29,32	74,13	0,35	0,04	17/09/2024	17/09/2024	19/09/2024	2	2
14		4	100	3,84	44,81	29,32	74,13	0,35	0,04	17/09/2024	17/09/2024	19/09/2024	2	2
15		4	100	3,84	44,81	29,32	74,13	0,35	0,04	17/09/2024	17/09/2024	19/09/2024	2	2
16		4	100	3,84	44,81	29,32	74,13	0,35	0,04	17/09/2024	17/09/2024	19/09/2024	2	2
17		4	100	3,84	44,81	29,32	74,13	0,35	0,04	17/09/2024	17/09/2024	19/09/2024	2	2
18		4	100	3,84	44,81	29,32	74,13	0,35	0,04	17/09/2024	17/09/2024	19/09/2024	2	2
19		4	100	3,84	44,81	29,32	74,13	0,35	0,04	17/09/2024	17/09/2024	19/09/2024	2	2
20		4	100	3,84	44,81	29,32	74,13	0,35	0,04	17/09/2024	17/09/2024	19/09/2024	2	2
21		4	100	3,84	44,81	29,32	74,13	0,35	0,04	17/09/2024	17/09/2024	19/09/2024	2	2
22		4	100	3,84	44,81	29,32	74,13	0,35	0,04	17/09/2024	17/09/2024	19/09/2024	2	2
23		4	100	3,84	44,81	29,32	74,13	0,35	0,04	17/09/2024	17/09/2024	19/09/2024	2	2
24		4	100	3,84	44,81	29,32	74,13	0,35	0,04	17/09/2024	17/09/2024	19/09/2024	2	2
25		4	100	3,84	44,81	29,32	74,13	0,35	0,04	17/09/2024	17/09/2024	19/09/2024	2	2
26		4	100	3,84	44,81	29,32	74,13	0,35	0,04	17/09/2024	17/09/2024	19/09/2024	2	2

Fonte: Autores

Figura 6 – Gráficos da evolução das obras dos serviços executados no sistema de esgotamento sanitário do loteamento.

(g) Evolução da obra após a conclusão dos PVs.



(h) Evolução da obra após a execução dos trechos de redes de esgoto.



(i) Evolução da obra após a conclusão das ligações domiciliares



Fonte: Autores

A aplicação da ferramenta computacional SIFIO-SES revelou uma série de aspectos relevantes para discussão. A partir da simulação de uma obra hipotética, foi possível verificar a funcionalidade, a estrutura e os potenciais benefícios da ferramenta no contexto da gestão e controle técnico de obras sanitárias.

A estrutura modular da ferramenta, organizada em abas que refletem os procedimentos administrativos e técnicos da fiscalização, permitiu uma abordagem intuitiva. A aba de "Medições" se destacou como eixo central do sistema, permitindo o registro detalhado de dados físicos, financeiros e temporais da obra. A aplicação prática demonstrou que a ferramenta é eficaz na sistematização dos dados, automatizando cálculos de evolução física, precificação dos serviços, controle de cronograma e análise de atrasos. O uso de macros em VBA proporcionou agilidade na execução de tarefas repetitivas, como a navegação entre abas e a realização de cálculos. Por outro lado, vale considerar que o uso de VBA, embora eficiente, pode apresentar limitações de segurança e portabilidade caso a ferramenta seja compartilhada entre diferentes plataformas ou sistemas operacionais.

A simulação em uma obra hipotética permitiu testar as funcionalidades da ferramenta, contudo, não substitui a validação em obras reais. Em campo, a obra está sujeita a interferências externas, condições imprevistas e variações técnicas que podem impactar o desempenho da ferramenta. Outro aspecto relevante diz respeito à escalabilidade da ferramenta. Embora tenha sido desenvolvida para fiscalização de obras em loteamentos, sua estrutura é passível de adaptação para obras de maior porte. A escolha do Excel como plataforma base tem vantagens, especialmente por ser amplamente utilizado por profissionais da área, mas também impõe limitações. A gestão de



dados em grandes obras pode demandar o uso de bancos de dados mais robustos, além de interfaces mais amigáveis para dispositivos móveis e integração com sistemas de gestão eletrônica de documentos. A migração futura para uma plataforma web pode ampliar o alcance e a segurança da ferramenta.

Por fim, destaca-se que o uso efetivo da ferramenta requer capacitação mínima dos usuários, o que pode ser suprido com a criação de manuais, tutoriais e treinamentos. O perfil do usuário final deve ser considerado em futuras melhorias, buscando tornar a ferramenta mais acessível a diferentes perfis profissionais envolvidos na fiscalização de obras públicas. Assim, os resultados obtidos demonstram que a SIFIO-SES é uma solução viável e promissora, com potencial de ampliar a eficiência da fiscalização de obras de esgotamento sanitário em loteamentos, contribuindo com os princípios da sustentabilidade, governança pública e saúde ambiental.

CONCLUSÕES

Por meio da pesquisa, constatou-se a ausência de ferramentas específicas voltadas ao suporte da fiscalização de obras de esgotamento sanitário em loteamentos. A ferramenta desenvolvida no Excel e denominada SIFIO-SES demonstrou ser eficaz no acompanhamento técnico, orçamentário e cronológico das etapas construtivas, ao promover automatização e organização de dados essenciais à gestão. Sua aplicação pode ser replicada por órgãos públicos e empresas privadas. A aplicação prática evidenciou a contribuição significativa da ferramenta para a fiscalização de obras sanitárias. Além disso, o estudo está alinhado com o Objetivo de Desenvolvimento Sustentável (ODS) nº 6 da ONU, que visa assegurar a disponibilidade e a gestão sustentável da água potável e do saneamento para todos. A pesquisa abre espaço para futuras melhorias, como a ampliação da ferramenta para outros tipos de obras ou a integração com bancos de dados institucionais, temas que podem ser abordados em trabalhos futuros. Assim, o trabalho oferece uma solução concreta para fortalecer a eficiência da infraestrutura urbana, alinhando-se aos princípios da sustentabilidade, da governança e da saúde pública.

REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9061: Segurança de escavação a céu aberto**. Rio de Janeiro, 1984.

HIPERNOTÍCIAS. **Retrospectiva histórica do saneamento no Brasil**. Cuiabá, 11 out. 2023. Disponível em: <https://www.hnt.com.br/artigos/retrospectiva-historica-do-saneamento-no-brasil/55273>. Acesso em: 18 abril de 2025.

SILVA, Vinícius Arcanjo da. **Avaliação da sustentabilidade ambiental dos sistemas de abastecimento de água e esgotamento sanitário de Uberaba - MG**. 2016. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2016.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO (SNIS). 2022. Disponível em: <https://www.gov.br/cidades/pt-br/acesso-a-informacao/acoes-e-programas/saneamento/snis/painel>. Acesso em: 31/08/2024.

TUROLLA, Frederico A. **Política de saneamento básico: Avanços recentes e opções futuras de políticas públicas**. Brasília: Ed. IPEA, 29 p. 2002.



FITORREMEDIAÇÃO DA *SALVINIA* SPP. NA REMOÇÃO DE CÁDMIO EM EFLUENTE SINTÉTICO

Luiz Otávio Pereira Silva¹; Rafaela Trindade Manhoso²; Maria Lyda Bolanos Rojas³; Roseli Mendonça Dias⁴

^{1,2}Graduandos em Engenharia Ambiental e Sanitária (ICIAG/UFU), (luiz.otavio@ufu.br, rafaelat.manhoso@gmail.com)

^{3,4}Professores da Faculdade de Engenharia Civil (FECIV/UFU), (marialyda@ufu.br, rmdias@ufu.br)

RESUMO

A fitorremediação tem se destacado como uma técnica eficaz e de baixo custo para a descontaminação de efluentes com metais pesados. O objetivo deste estudo foi avaliar a tolerância da macrófita aquática *Salvinia* spp. e quantificar a remoção de cádmio (Cd) em efluente. O experimento foi conduzido em casa de vegetação, em triplicata, durante 14 dias. As análises de pH e das concentrações de cádmio foram realizadas em laboratório. As concentrações médias iniciais de Cd foram $2,20 \pm 0,06$ mg/L e $9,92 \pm 0,08$ mg/L. Com 7 dias de experimento, as unidades experimentais apresentaram alta remoção de Cd do efluente sintético. A Unidade Experimental $9,92 \pm 0,08$ mg/L de Cd apresentou clorose e necrose nas folhas das macrófitas aquáticas, indicando menor tolerância quando expostas à alta concentração de Cd. A *Salvinia* spp. demonstrou potencial para fitorremediação, mas estudos adicionais são necessários para determinar a concentração máxima de tolerância ao Cd e o manejo das plantas contaminadas, visando a sustentabilidade ambiental.

PALAVRAS-CHAVE: fitorremediação, *Salvinia* spp., cádmio.

INTRODUÇÃO

O crescimento populacional em conjunto com a expansão do uso e ocupação da terra tem impactado significativamente a qualidade dos mananciais hídricos superficiais através das atividades agrícola e industrial desenvolvidas pelo homem (ZANINI et al., 2010), levando ao aumento da quantidade de efluentes gerados.

A atividade industrial pode gerar efluentes com maior potencial poluidor se comparado com as águas residuárias domésticas (GIORDANO, 2005).

Os metais pesados presentes nos efluentes lançados em corpo receptor, como, por exemplo, chumbo, cádmio, cobre, cromo e zinco, encontrados com maior frequência, são, provavelmente, os mais perigosos para o homem e outros animais que utilizam essa água contaminada (BRUZZI et al., 2019).

A contaminação da água por metais pesados, devido ao seu alto potencial de toxicidade a todos os seres vivos e ao ambiente, é um dos maiores problemas ambientais no mundo, e preocupa governantes e população. Eles têm sua origem no intemperismo, atividades de mineração e metalurgia, resíduos sólidos urbanos, agricultura, em atividades industriais tais como galvanoplastia, fabricação de tintas, produção de pigmentos, indústria têxtil, entre outras (BRUZZI et al., 2019).

Os metais pesados são substâncias tóxicas, que permanecem no ambiente, são de difícil biodegradação e podem entrar na cadeia alimentar através das plantas e se acumular no corpo humano (BORGES et al., 2023).

Para remoção de metais pesados do meio aquático, no geral, são realizadas pesquisas e utilizadas técnicas que resultam em custos elevados e/ou requerem práticas complexas (BRUZZI et al., 2019). Pesquisar tecnologias que minimizem ou eliminem a toxicidade dos metais a um custo menor, é uma necessidade para evitar riscos à saúde humana e ao meio ambiente (BORGES et al., 2023).

Pesquisas com seres vivos, microrganismos ou plantas têm sido utilizadas, com o objetivo de remediar áreas contaminadas. A fitorremediação, é uma alternativa que tem se mostrado eficaz na descontaminação de efluentes contendo metais pesados, apresentando como vantagens o baixo custo de investimento e operação, e sua aplicabilidade *in situ* (BORGES et al., 2023).

Nesse contexto, o presente estudo teve como objetivo avaliar a tolerância da macrófita aquática *Salvinia* spp. e quantificar a remoção de cádmio (Cd) presente em efluente sintético.

METODOLOGIA

Foram coletadas macrófitas aquáticas *Salvinia* spp. de um lago localizado no Parque Municipal Gávea no município de Uberlândia – MG, no mês de abril de 2025, e transportadas para uma casa de vegetação localizada no *Campus* Glória da Universidade Federal de Uberlândia, onde o experimento foi realizado.

As macrófitas aquáticas ficaram na casa de vegetação, para adaptação, por um período de sete dias, expostas à temperatura e iluminação local. Por causa da evapotranspiração, a água dos recipientes onde estavam as macrófitas aquáticas foi repostada com água purificada por osmose reversa durante o período de adaptação.

A *Salvinia* spp. (Figura 1) foi selecionada para este trabalho por ser encontrada no município de Uberlândia e ser utilizada em estudos de fitorremediação de metais pesados em efluentes contendo Cd.

Figura 1 – Macrófita aquática *Salvinia* spp.



Fonte: Autores

O efluente sintético foi preparado com água purificada por osmose reversa, 0,2 g/L de $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, 0,001 g/L de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, 0,001 g/L de $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, 0,250 g/L de NaCl e 0,5 g/L de NaHCO_3 , composição adaptada de Dermou et al. (2005), e concentrações de 3 mg/L e 10 mg/L de Cd, para simular um efluente industrial real. Utilizou-se como fonte de cádmio o nitrato de cádmio ($\text{Cd}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ PA teor min 99% da marca Êxodo Científica.

O experimento foi realizado na casa de vegetação, em triplicata, usando recipientes plásticos de 1,5 L como unidades experimentais. Em cada unidade experimental foi adicionado 1,0 L de efluente sintético e colocadas as macrófitas aquáticas, as quais foram lavadas em água corrente e água purificada por osmose reversa, selecionadas e pesadas. No total foram 12 unidades experimentais com 18,1 g de macrófitas aquáticas cada.



As unidades experimentais foram 0 mg/L de Cd, 3 mg/L de Cd, 10 mg/L de Cd e o Branco (água purificada por osmose reversa). O experimento teve duração de 14 dias e as amostras de cada unidade experimental foram coletadas nos dias 0, 2, 7 e 14.

A tolerância da macrófita aquática *Salvinia* spp. foi avaliada através de observação visual e mediante registro fotográfico. As amostras coletadas, nos tempos de contato definidos, foram filtradas em membrana de 0,45 µm. Para todas as amostras foram realizadas análises de pH e Cd, determinadas, respectivamente, em medidor de pH da marca Hanna, modelo HI 2221, e espectrofotômetro de absorção atômica em chama da marca Shimadzu, modelo AA 7000 (APHA, 2017).

RESULTADOS E DISCUSSÕES

O desempenho das macrófitas aquáticas *Salvinia* spp., os valores de pH e as concentrações de cádmio (Cd) foram avaliados nas unidades experimentais durante um tempo de contato de 14 dias. As concentrações médias de Cd das unidades experimentais foram 0,00 mg/L, $2,20 \pm 0,06$ mg/L e $9,92 \pm 0,08$ mg/L.

Os valores de pH das unidades experimentais estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 - pH nas unidades experimentais durante 14 dias de tempo de contato

Unidade experimental	0 (dias)	2 (dias)	7 (dias)	14 (dias)
Branco	$7,40 \pm 0,12$	$7,22 \pm 0,26$	$6,47 \pm 0,17$	$4,59 \pm 0,14$
0,00 mg/L de Cd	$9,26 \pm 0,05$	$8,93 \pm 0,05$	$8,97 \pm 0,04$	$9,24 \pm 0,01$
$2,20 \pm 0,06$ mg/L Cd	$9,30 \pm 0,01$	$8,96 \pm 0,01$	$9,13 \pm 0,02$	$9,35 \pm 0,03$
$9,92 \pm 0,08$ mg/L Cd	$9,22 \pm 0,01$	$8,87 \pm 0,05$	$9,11 \pm 0,04$	$9,29 \pm 0,08$

Fonte: Autores

O pH faz referência à concentração de íons H^+ ou OH^- na substância ou solução em questão, sendo que uma maior concentração do cátion designa uma maior acidez, enquanto a maior concentração do ânion diz respeito a uma maior alcalinidade (JUNIOR, et al., 2007). A variação de pH influencia o equilíbrio de compostos químicos (VON SPERLING, 2017).

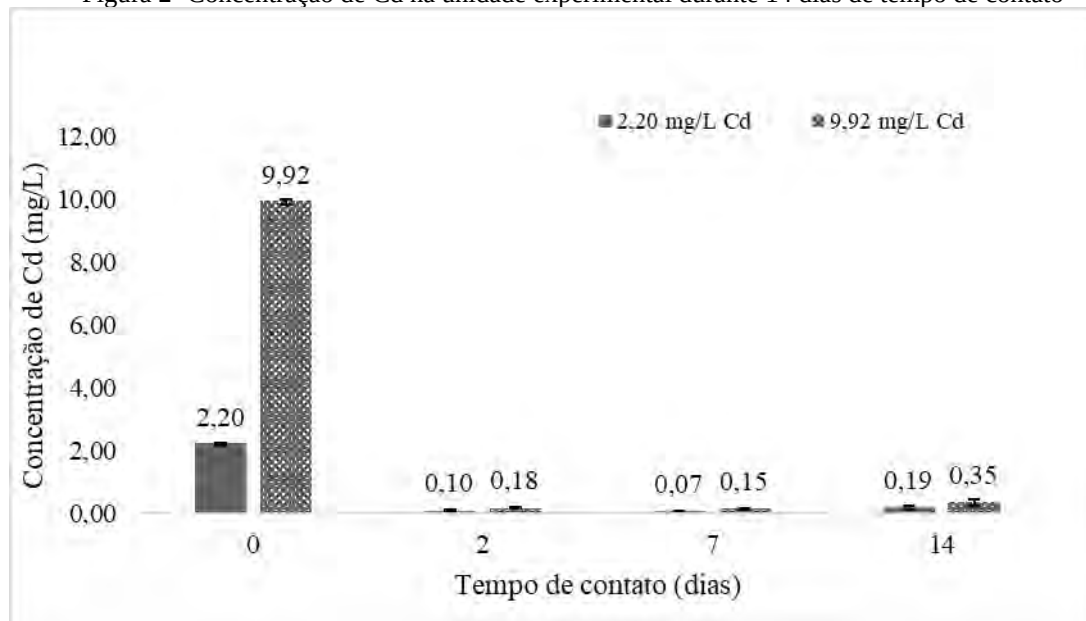
Observou-se pela Tabela 1, que a Unidade Experimental Branco apresentou uma diminuição do valor do pH mais significativa quando comparada às outras unidades experimentais, ao final do experimento. O aumento ou diminuição do pH da água pode estar relacionado com a fotossíntese. Com a liberação de CO_2 ocorre a diminuição do pH da água (CAVALCANTE e SÁ, 2010).

As macrófitas aquáticas removem o metal pesado do efluente, porém, a eficiência dessa remoção pode ser afetada pelo pH do meio. O estudo de Mustafa e Hayder (2021) observou alterações no pH das amostras de efluentes e pôde atribuir esses resultados à absorção de contaminantes pela macrófita aquática *Salvinia molesta*.

As concentrações de Cd das unidades experimentais $2,20 \pm 0,06$ mg/L de Cd e $9,92 \pm 0,08$ mg/L de Cd, para os tempos de contato de 0, 2, 7 e 14 dias, são apresentadas na Figura 2.

Nota-se que a maior remoção das concentrações iniciais de Cd ocorreu com 7 dias de experimento, sendo $0,07 \pm 0,03$ mg/L para a Unidade Experimental $2,20 \pm 0,06$ mg/L de Cd e $0,15 \pm 0,02$ mg/L para a Unidade Experimental $9,92 \pm 0,08$ mg/L de Cd.

Figura 2- Concentração de Cd na unidade experimental durante 14 dias de tempo de contato



Fonte: Autores

A Resolução CONAMA N° 430 (BRASIL, 2011) estabelece os padrões de lançamento de efluente em corpo receptor e para o Cd a concentração é de 0,2 mg/L. Com 7 dias de experimento, as concentrações finais de Cd das unidades experimentais mostraram-se dentro do padrão de lançamento estabelecido pela resolução supracitada.

Observou-se ao final do experimento, que a tolerância da *Salvinia* spp. na Unidade Experimental 2,20 mg/L de Cd foi maior quando comparada à Unidade Experimental 9,92 mg/L de Cd, a qual apresentou clorose e necrose nas folhas das macrófitas aquáticas.

Wolff et al. (2012) realizaram testes com a *Salvinia auriculata* em exposição ao Cd, durante 10 dias, e notaram áreas necrosadas e com intensidade de pigmentação proporcional à concentração do metal em solução. Segundo Oliveira et al. (2001) quando as plantas são expostas a níveis tóxicos de Cd por cinco ou mais dias, o resultado, quase sempre, interfere sobre o crescimento das plantas. E tal exposição resulta na morte das plantas, como também observaram em seu estudo.

CONCLUSÕES

Neste estudo a capacidade da macrófita aquática *Salvinia* spp. foi avaliada na remoção do metal pesado cádmio de águas contaminadas. Com 7 dias de experimento, as unidades experimentais apresentaram alta remoção de Cd do efluente sintético.

A macrófita aquática *Salvinia* spp. apresentou sensibilidade quando exposta à concentração de $9,92 \pm 0,08$ mg/L de Cd, no entanto, experimentos com outras concentrações deverão ser realizados para determinar a concentração de tolerância máxima da macrófita aquática na fitorremediação do cádmio.

Estudos relacionados à retenção do metal pesado pela macrófita aquática devem ser realizados, visando o descarte correto ou a reutilização da macrófita aquática contaminada, a sustentabilidade e preservação do meio ambiente e o atendimento aos padrões de lançamento de efluentes em corpos receptores definidos pelos órgãos ambientais.

REFERÊNCIAS

- APHA. **American Public Health Association. Standard methods for examination of water and wastewater.** 23rd. Washington, D.C.: American Public Health Association, 2017.
- BRASIL. Resolução CONAMA nº430 de 13 de maio de 2011. **Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA.** Diário Oficial da União: seção II, n.92, 16 maio. 2011.
- BORGES, R. C.; MAHLER, C. F.; LOREDO FILHO, M. A.; BERNARDINO, C. A. R. Uso de macrófitas para remediação de ambientes aquáticos contaminados. **Revista Foco**, v. 16, n. 11, 2023.
- BRUZZI, S. C. F.; NETO, J. C. L.; FRANCO, E. S.; CAMARGO, J. A.; ROSA, C. S. Phytoremediation potential of *Salvinia* sp. in the removal of lead in synthetic effluent. **Vértices**, v. 21, n. 3, p. 452-462, 2019.
- CAVALCANTE, D. H.; SÁ, M. V. C. Efeito da fotossíntese na alcalinidade da água de cultivo da tilápia do Nilo. **Revista Ciência Agronômica**, v. 41, n. 1, p. 67-72, 2010.
- DERMOU, E.; VELISSAIU, A.; XENOS, D.; VAYENA, D. V. Biological chromium (VI) reduction using a trickling filter. **Journal of Hazardous Materials**, v. B126, p. 78–85, 2005.
- GIORDANO, G. **Tratamento e controle de efluentes industriais.** 2005, 81 f.; Departamento de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 2005.
- JUNIOR, A. M. L.; SOARES, D. Z.; GUIMARÃES, A. A.; BIANCHI, J. L.; REZENDE, L. D.; OLIVEIRA, G. M. Sistema de tratamento alternativo de efluentes utilizando macrófitas aquáticas: Um estudo de caso de tratamento de efluentes frigoríficos por *Pistia Stratiotes* e *Ecichhornia crassipes*. **Caminhos da Geografia**, v. 6, n. 23, p. 8-19. 2007.
- MUSTAFA, H. M.; HAYDER, G. Performance of *Salvinia molesta* plants in tertiary treatment of domestic wastewater. **Heliyon**, v. 7, n. 1, e06040, 2021.
- OLIVEIRA, J. A.; CAMBRAIA, J.; CANO, M. A.; JORDÃO, C. P. Absorção e acúmulo de cádmio e seus efeitos sobre o crescimento relativo de planta de aguapé e de *Salvinia*. **Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal**, v. 13, n. 3, p. 329-341, 2001.
- VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 4. ed. Belo Horizonte: DESA: Ed. UFMG, 2017.
- WOLFF, G.; PEREIRA, G. C.; CASTRO, E. M.; LOUZADA, J.; COELHO, F. F. The use of *Salvinia auriculata* as a bioindicator in aquatic ecosystems: biomass and structure dependent on the cadmium concentration. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, n. 1, p. 71-77. 2012.
- ZANINI, H. L. H. T.; AMARAL, L. A.; ZANINI, J. R.; TAVARES, L. H. S. Caracterização da água da microbacia do córrego Rico avaliada pelo índice de qualidade de água e de estado trófico. **Engenharia Agrícola**, v. 30, n. 4, 2010.



FUNCIONALIZAÇÃO DE MAGNETITA COM ÁCIDO OLEICO COM VISTA À REMOÇÃO DE MICROPLÁSTICOS

Kariny Lorrany Ferreira Silva¹; Elvis Ñahui Martinez²; Francisco Javier Cuba Teran³; Renata Medici Frayne Cuba⁴

¹ Mestranda em Engenharia Ambiental e Sanitária (PPGEAS/UFG), bolsista de Mestrado (karinysilva@discente.ufg.br)

² Mestrando em Engenharia Ambiental e Sanitária (PPGEAS/UFG), bolsista de Mestrado (elvis.nahui@discente.ufg.br)

^{3,4} Professores da Escola de Engenharia Civil e Ambiental (EECA/UFG) (paco@ufg.br, renatafrayne@ufg.br)

RESUMO

A crescente preocupação com a presença de microplásticos em ambientes aquáticos tem impulsionado a busca por materiais inovadores para sua remoção. Neste estudo, nanopartículas de magnetita (Fe_3O_4) foram sintetizadas pelo método de coprecipitação e funcionalizadas com ácido oleico ($\text{Fe}_3\text{O}_4\text{-AO}$) visando aumentar a hidrofobicidade e a seletividade para microplásticos. As análises de FTIR confirmaram a incorporação dos grupos carboxílicos do ácido oleico, evidenciada pelo aparecimento de bandas características em 1711, 1406 e 1524 cm^{-1} . Os resultados de DRX demonstraram que a funcionalização manteve a estrutura espinela inversa da magnetita (JCPDS nº 19-0629), com aumento no tamanho médio dos cristalitos de 9,83 nm (Fe_3O_4) para 24,11 nm ($\text{Fe}_3\text{O}_4\text{-AO}$), indicando reorganização estrutural induzida pelo ácido oleico (Guardia et al., 2010). O ponto de carga zero apresentou deslocamento de pH 5,2 para pH 3,2, confirmando o aumento da carga negativa na superfície (Buhani et al., 2023). A interação entre partículas funcionalizadas e microplásticos de PVC mostrou-se eficiente, atribuída a interações hidrofóbicas e eletrostáticas (Shi et al., 2021). Os resultados sugerem que a funcionalização com ácido oleico é uma estratégia promissora para potencializar a aplicação de Fe_3O_4 na remoção seletiva de microplásticos em sistemas aquosos.

PALAVRAS-CHAVE: Magnetita funcionalizada, ácido oleico, microplástico

INTRODUÇÃO

A contaminação ambiental por microplásticos tem se intensificado nas últimas décadas, tornando-se uma preocupação global devido à sua persistência, pequeno tamanho, facilidade de transporte e potencial de bioacumulação nos organismos vivos. Os microplásticos, definidos como partículas plásticas com dimensões inferiores a 5 mm, são amplamente encontrados em ambientes aquáticos e terrestres, sendo de difícil remoção por métodos convencionais de tratamento de água (Li et al., 2023). Nesse contexto, novas tecnologias têm sido desenvolvidas para promover a remoção eficiente dessas partículas, entre elas o uso de nanomateriais magnéticos, como a magnetita (Fe_3O_4).

A magnetita é uma nanopartícula de óxido de ferro com excelentes propriedades magnéticas, elevada área superficial e boa biocompatibilidade. Essas características a tornam promissora para aplicações em adsorção e separação magnética. No entanto, a Fe_3O_4 possui baixa estabilidade coloidal em meio aquoso, o que compromete seu desempenho. Uma estratégia amplamente estudada para superar essa limitação é a funcionalização de sua superfície com agentes orgânicos, como o ácido oleico (Zhang et al., 2006; Masuku et al., 2021).

A funcionalização com ácido oleico promove a formação de uma camada hidrofóbica ao redor das nanopartículas de magnetita, aumentando sua estabilidade e conferindo seletividade para a adsorção de compostos apolares, como os microplásticos. Zhang et al. (2006) demonstraram, por



meio de técnicas como FTIR e XPS, que o ácido oleico se liga à superfície da magnetita por quimissorção, formando uma monocamada estável. Essa modificação não apenas melhora a dispersão das nanopartículas em soluções, como também favorece a interação com contaminantes orgânicos hidrofóbicos, como os polímeros plásticos presentes em microplásticos.

Estudos mais recentes, como o de Masuku et al. (2021), reforçam essa abordagem, ao mostrarem que a funcionalização de Fe_3O_4 com ácido oleico elevou significativamente sua capacidade de adsorção de compostos orgânicos voláteis, como o benzeno. Embora a aplicação direta dessa estratégia para microplásticos ainda seja limitada na literatura, os mecanismos de interação hidrofóbica entre a superfície modificada e os polímeros sugerem grande potencial de remoção seletiva (Oliveira et al., 2023).

Diante disso, O objetivo do presente estudo é funcionalizar nanopartículas de magnetita com ácido oleico, visando sua aplicação na remoção de microplásticos em meio líquido. A proposta inclui a síntese das nanopartículas, a caracterização físico-química antes e após a funcionalização, e a análise da eficiência do material na remoção de microplásticos, contribuindo para o desenvolvimento de novas tecnologias de remediação ambiental.

METODOLOGIA

Reagentes e Soluções

Os reagentes utilizados no presente estudo foram cloreto férrico hexahidratado ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), cloreto ferroso tetra hidratado ($\text{FeCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$), hidróxido de sódio (NaOH) e ácido clorídrico (HCL), todos com grau analítico. As soluções foram preparadas com água destilada e quando possível armazenadas sob refrigeração.

Síntese e funcionalização das nanopartículas de magnetita

As nanopartículas de magnetita (Fe_3O_4) foram sintetizadas por coprecipitação, conforme Ba-Abbad et al. (2022), com adaptações. Soluções de $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ (0.3 M) e $\text{FeCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ (0,1 M) foram misturadas, mantidas sob agitação e foi aquecida temperatura de 35 °C. Em seguida, solução de NaOH (4 M) foi adicionada gota a gota, utilizando uma bomba peristáltica, até que o pH atingisse 12, formando um precipitado preto característico da magnetita. A suspensão foi mantida a 65 °C por 2 horas. O precipitado foi filtrado em papel filtro qualitativo, lavado com água destilada até pH da água de lavagem se tornar neutro e seco a temperatura 70 °C por 24 horas.

Para a funcionalização da magnetita durante a síntese, após a formação do precipitado de cor preta, foram adicionados 2,1 mL de ácido oleico. A mistura foi mantida a 65 °C por 2 horas. As partículas foram lavadas com água destilada até atingirem pH neutro, filtradas a vácuo e secas a 70 °C por 24 horas.



Figura 1. (A) Soluções de Fe^{+2} , Fe^{+3} e NaOH , (B) Formação de precipitado de magnetita, (C) Filtração do precipitado de magnetita. (D) Amostra de nanopartículas de magnetita funcionalizado ($\text{Fe}_3\text{O}_4\text{-AO}$).



Fonte: Autores, 2025

Caracterização de magnetita funcionalizada e não funcionalizada

As amostras de magnetita funcionalizada e não funcionalizada foram caracterizadas quanto às propriedades físico-químicas. A Espectroscopia no Infravermelho com Transformada de Fourier (FTIR) foi utilizada para identificar grupos funcionais e verificar a interação entre a superfície da magnetita e o ácido oleico. Foram preparadas pastilhas de brometo de potássio (KBr) e as leituras realizadas no intervalo de 4000 cm^{-1} a 400 cm^{-1} e 62 números de scan equipamento utilizado foi Burke Vertex 70.

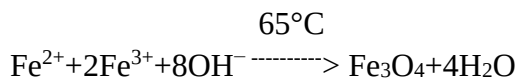
A estrutura cristalina e a morfologia foram avaliadas por Difração de Raios X (DRX) em um difratômetro Bruker D8 Discover, permitindo determinar o diâmetro médio dos cristais, a pureza das fases e possíveis alterações estruturais decorrentes da funcionalização. Ainda, foi determinado o ponto de carga zero (PCZ) segundo método dos “11 pontos” apresentada por Buhani et al. (2023). Esse método consiste em dispersar amostras de 1 g em 50 mL de solução de KCl $0,1\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$, com o pH ajustado de 2 a 11. Após agitação em incubadora orbital (150 rpm, 24 h, em temperatura ambiente), os valores de pH final foram medidos. O PCZ foi obtido graficamente pelo ponto em que ΔpH (pH final – pH inicial) é igual a zero.



RESULTADOS E DISCUSSÕES

Obtenção da magnetita

A reação química entre os reagentes para a produção de partículas de Fe_3O_4 pode ser expressa pela seguinte reação:



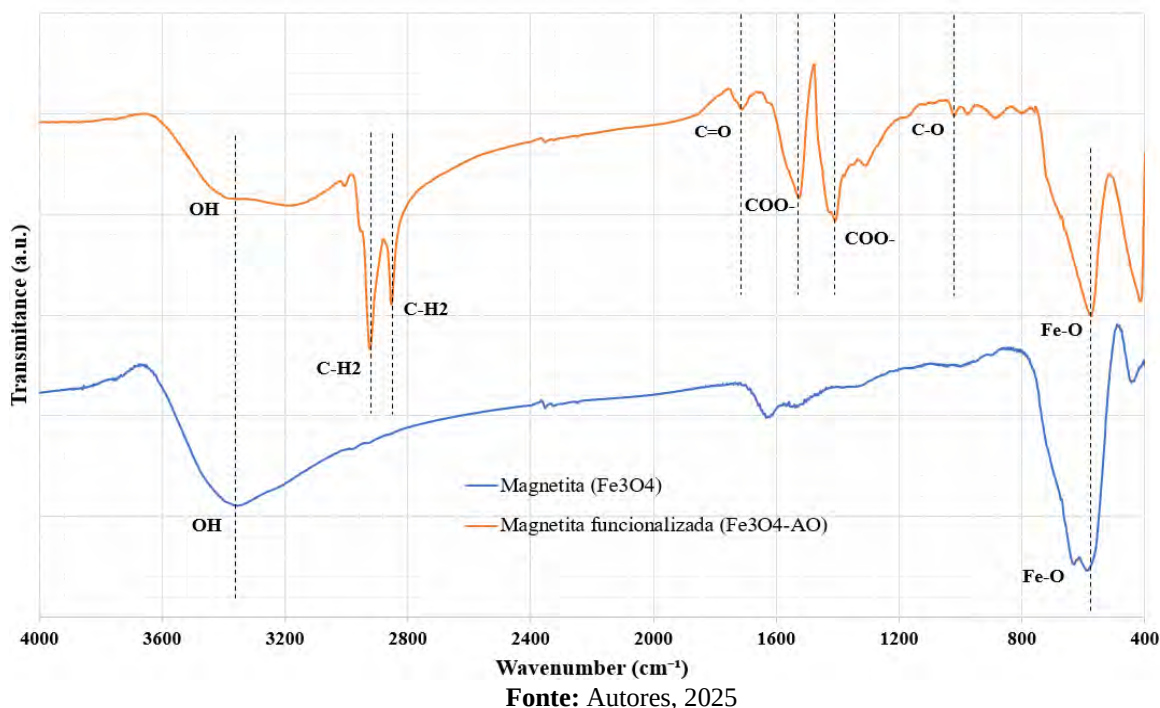
Com base nas concentrações molares e volumes utilizados na síntese, estimou-se teoricamente uma massa de 2,32 g de Fe_3O_4 puro, considerando-se a estequiometria da reação. Experimentalmente, obteve-se 3,4 g do composto funcionalizado ($\text{Fe}_3\text{O}_4 + \text{AO}$). O aumento de massa de 2,315 g (magnetita pura) para 3,4 g (magnetita funcionalizada) se deve à adsorção de ácido oleico na superfície das nanopartículas. Esse fenômeno é relatado por Zhang et al. (2009) e Liu et al. (2004), que identificaram ganhos de massa de 15–35% devido à formação de uma monocamada ou bicamada de ácido oleico, confirmada por análises Análise Termogravimétrica -TGA e FTIR.

Caracterização da magnetita

Espectroscopia de Infravermelho com Transformada de Fourier (FTIR)

A Figura 2 apresenta os espectros FTIR obtidos para as partículas de magnetita (Fe_3O_4) antes e após a funcionalização com ácido oleico ($\text{Fe}_3\text{O}_4\text{-AO}$). A análise realizada evidenciou alterações nos picos de absorção, como redução de intensidade, desaparecimento e deslocamento de bandas, indicando modificações nas ligações químicas e na estrutura das partículas (Helendra et al., 2025).

Figura 2. Espectros FTIR das partículas de magnetita (Fe_3O_4) e partículas de magnetita funcionalizada com ácido oleico ($\text{Fe}_3\text{O}_4\text{-AO}$)



Fonte: Autores, 2025

Os espectros FTIR confirmam a presença da banda característica do grupo Fe–O em torno de 584 cm^{-1} em ambas as amostras, indicando a preservação da estrutura cristalina da magnetita nos sítios octaédricos e tetraédricos (Aragón et al., 2025). As bandas entre $3150\text{--}3450\text{ cm}^{-1}$, associadas às

vibrações dos grupos O–H, também estão presentes nas duas amostras, mas com menor intensidade na amostra $\text{Fe}_3\text{O}_4\text{-AO}$. Essa redução sugere a substituição de moléculas de água pelo ácido oleico hidrofóbico, indicando um aumento da hidrofobicidade após a funcionalização (Aragón et al., 2025; Helendra et al., 2025; Makhosazana et al., 2021).

Na amostra $\text{Fe}_3\text{O}_4\text{-AO}$, observa-se um pico em 1711 cm^{-1} , devido ao alongamento C=O; os picos em 1406 e 1524 cm^{-1} são atribuídos aos modos simétrico e assimétrico do íon carboxilato (COO^-), além do pico em 1051 cm^{-1} , relacionado às vibrações C–O dos grupos carbonila (Makhosazana et al., 2021). Também apresenta picos adicionais em 2853 cm^{-1} e 2922 cm^{-1} , atribuídos às vibrações de alongamento assimétrico e simétrico dos grupos CH_2 do ácido oleico, evidenciando o recobrimento da superfície (Helendra et al., 2025).

Difração de raios X (DRX)

A análise por difração de raios X (DRX) foi fundamental para avaliar a estrutura cristalina e estimar o tamanho dos cristalitos das amostras de magnetita pura (Fe_3O_4) e funcionalizada com ácido oleico ($\text{Fe}_3\text{O}_4\text{-AO}$), conforme ilustrado na Figura 3. Ambas as amostras exibiram picos intensos de difração posicionados em torno de $2\theta = 30,36^\circ, 35,50^\circ, 43,41^\circ, 53,57^\circ, 57,32^\circ$ e $62,92^\circ$ para a Fe_3O_4 , e em torno de $30,16^\circ, 35,48^\circ, 43,15^\circ, 53,47^\circ, 57,00^\circ$ e $62,61^\circ$ para a $\text{Fe}_3\text{O}_4\text{-AO}$. Esses picos são atribuídos aos planos cristalográficos (220), (311), (400), (422), (511) e (440), característicos da estrutura espinela inversa da magnetita, de acordo com o padrão JCPDS nº 19–0629 (MASUKU et al., 2022; ANTARNUSA et al., 2022).

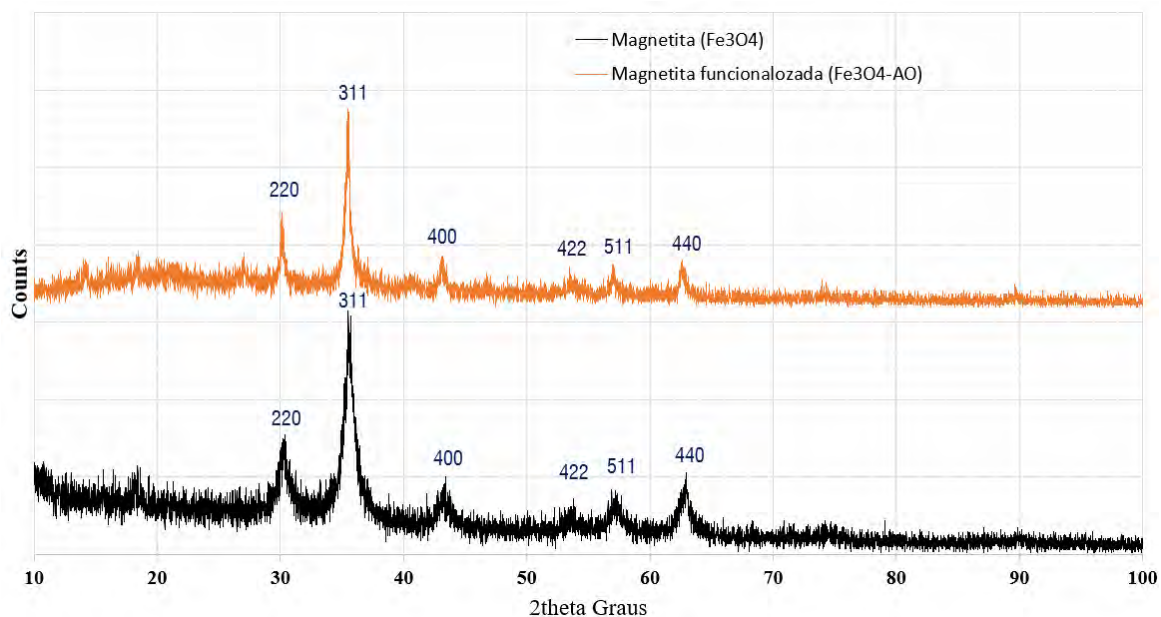
O pico mais intenso em ambas as amostras foi o referente ao plano (311), próximo a $2\theta \approx 35,5^\circ$, o que indica a orientação cristalográfica predominante na estrutura cúbica da magnetita (CORNELL; SCHWERTMANN, 2003). A ausência de picos adicionais no intervalo de 10° a 100° em 2θ reforça a alta pureza e cristalinidade das amostras, sem formação de fases secundárias como maghemita ($\gamma\text{-Fe}_2\text{O}_3$) ou hematita ($\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$), o que evidencia a eficácia do método de síntese adotado (HELENDRA et al., 2025; MASUKU et al., 2022).

O tamanho médio dos cristalitos foi calculado pela equação de Scherrer, com base no pico (311). Para a amostra de Fe_3O_4 , o valor de FWHM (Full Width at Half Maximum) foi de 0,01551, resultando em um tamanho médio de cristalito de 9,83 nm. Já para a $\text{Fe}_3\text{O}_4\text{-AO}$, o FWHM foi de 0,0063, indicando um crescimento no tamanho médio para 24,11 nm. Esse aumento sugere que o ácido oleico pode atuar como agente estabilizante, reduzindo a aglomeração e promovendo a reorganização ou crescimento mais ordenado dos cristalitos durante a funcionalização (GUARDIA et al., 2010).

A largura de pico FWHM está inversamente relacionada ao tamanho dos cristalitos: quanto menor o valor de FWHM, maior a dimensão dos domínios coerentes de difração. Portanto, o estreitamento dos picos na amostra funcionalizada é compatível com o aumento do tamanho médio de cristalito e com a melhora na ordenação estrutural (PATTERSON, 1939; CULLITY; STOCK, 2001). Tais resultados corroboram a eficiência da funcionalização com ácido oleico na modulação da morfologia e da estabilidade das nanopartículas de magnetita.



Figura 3. Padrão de DRX das partículas de magnetita (Fe_3O_4) e de magnetita funcionalizada com ácido oleico ($\text{Fe}_3\text{O}_4\text{-AO}$)



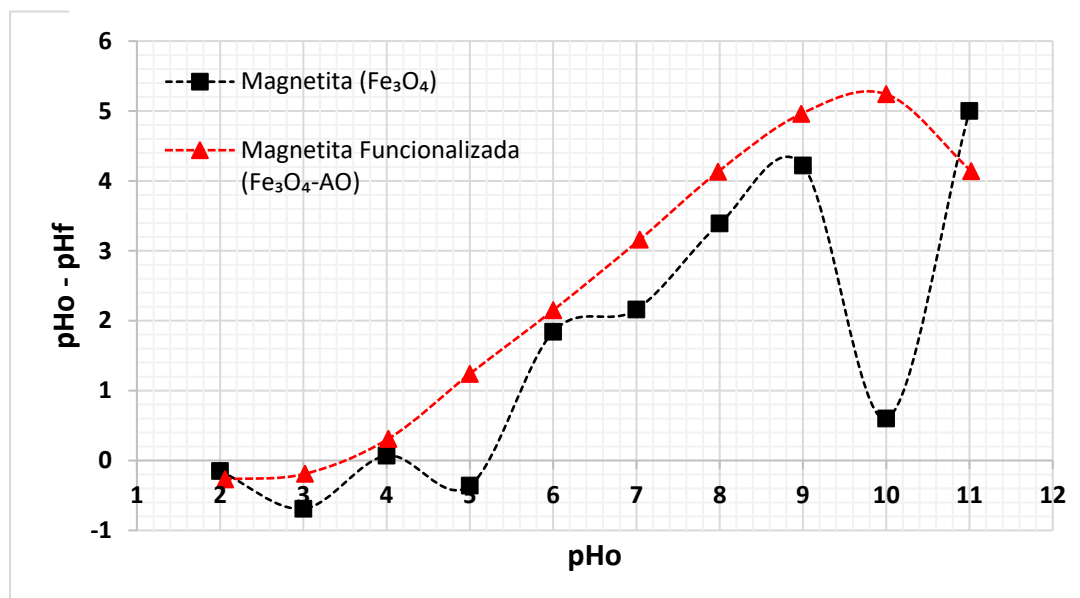
Fonte: Autores, 2025

Ponto de carga zero

A Figura 4 apresenta os resultados do ponto de carga zero (PCZ) das nanopartículas de Magnetita não funcionalizadas Fe_3O_4 e funcionalizadas com ácido oleico ($\text{Fe}_3\text{O}_4\text{-AO}$). Observa-se que o PCZ da amostra não funcionalizada é aproximadamente em pH 5,2, enquanto a funcionalização promove um deslocamento para pH 3,2 com aumento gradual da carga negativa em pHs mais alcalinos (Buhani et al., 2023).

Esse deslocamento está associado à introdução de grupos carboxílicos do ácido oleico, que aumentam a densidade de carga negativa na superfície, promovendo maior hidrofobicidade e afinidade por prótons (Gkogkou et al., 2021; Nguyen et al., 2021). A modificação do PCZ confirma a eficácia da funcionalização, favorecendo futuras aplicações em processos de adsorção eletrostática de micropoluentes (Aragón et al., 2025).

Figura 4. Curvas dos valores de PZC das partículas de magnetita (Fe_3O_4) e de magnetita funcionalizada com ácido oleico ($\text{Fe}_3\text{O}_4\text{-AO}$)



Fonte: Autores, 2025

Com base nos resultados obtidos, observa-se que a funcionalização da magnetita com ácido oleico ($\text{Fe}_3\text{O}_4\text{-AO}$) aumentou sua hidrofobicidade, o que favorece interações com poluentes apolares, como os microplásticos. Essa modificação superficial, promovida pelas longas cadeias alquílicas do ácido oleico, resulta na formação de uma camada hidrofóbica sobre a superfície da nanopartícula, reduzindo a afinidade com o meio aquoso e aumentando a afinidade com compostos orgânicos apolares (LIANG et al., 2014; SHI et al., 2021).

Nas Figuras 5 e 6, evidencia-se a interação entre 0,5 g de microplástico de policloreto de vinila (PVC) e 0,5 g de magnetita pura ou funcionalizada, dispersos em 50 mL de água destilada. A aplicação de um ímã de neodímio permitiu a separação rápida das partículas, indicando forte interação entre a $\text{Fe}_3\text{O}_4\text{-AO}$ e o PVC. Resultados semelhantes são relatados por Shi et al. (2021), que demonstraram que nanopartículas magnéticas modificadas com surfactantes apresentam maior eficiência na remoção de microplásticos, devido à combinação de interações hidrofóbicas e magnéticas.

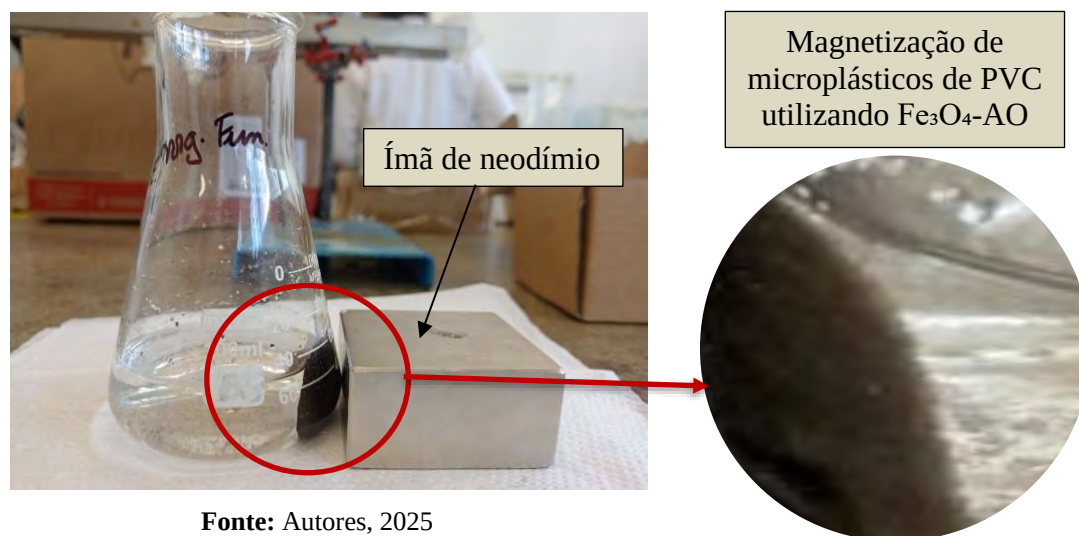
Além disso, Liang et al. (2014) demonstraram que nanopartículas de Fe_3O_4 revestidas com ácido oleico exibem estabilidade coloidal e forte interação com hidrocarbonetos, reforçando o potencial de aplicação dessas partículas na remoção seletiva de contaminantes apolares.



Figura 5. visualização da interação do MP com a magnetita



Figura 6. visualização da interação do MP com a magnetita funcionalizada (Fe_3O_4 -AO)



CONCLUSÕES

A funcionalização da magnetita (Fe_3O_4) com ácido oleico promoveu alterações nas propriedades físico-químicas do material, como aumento da hidrofobicidade, deslocamento do ponto de carga zero e presença de grupos carboxílicos na superfície. As análises de FTIR e DRX confirmaram a preservação da estrutura cristalina e a incorporação dos grupos funcionais do ácido oleico, além do aumento no tamanho dos cristalitos.

Portanto, essas modificações contribuíram para uma maior eficiência na remoção de microplásticos, de acordo com os resultados de interação entre microplásticos e magnetita, sendo essa eficiência atribuída a interações hidrofóbicas e eletrostáticas entre a superfície funcionalizada e as partículas poliméricas. A funcionalização com ácido oleico demonstra ser uma estratégia eficaz para potencializar a aplicação de nanopartículas de magnetita na adsorção de micropoluentes, como microplásticos.

REFERÊNCIAS

- ANTARNUSA, Ganesha *et al.* Utilization of co-precipitation method on synthesis of Fe₃O₄/PEG with different concentrations of PEG for biosensor applications. **Materialia**, v. 25, p. 101525, 1 set. 2022.
- ARAGÓN, Daniel *et al.* Advanced green capture of microplastics from different water matrices by surface-modified magnetic nanoparticles. **Separation and Purification Technology**, v. 354, p. 128813, 19 fev. 2025.
- BA-ABBAD, Muneer M. *et al.* Optimizing and control of effective synthesise parameters for Fe₃O₄ nanoparticles using response surface methodology. **Chemical Papers**, v. 76, n. 10, p. 6359–6370, 1 out. 2022.
- BUHANI *et al.* Modification of Non-Activated Carbon from Rubber Fruit Shells with 3-(Aminopropyl)-Triethoxysilane and Its Adsorption Study on Coomassie Brilliant Blue and Methylene Blue in Solution. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 234, n. 9, p. 1–13, 1 set. 2023a.
- BUHANI *et al.* Modification of Non-Activated Carbon from Rubber Fruit Shells with 3-(Aminopropyl)-Triethoxysilane and Its Adsorption Study on Coomassie Brilliant Blue and Methylene Blue in Solution. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 234, n. 9, p. 1–13, 1 set. 2023b.
- CORNELL, R. M.; SCHWERTMANN, U. The Iron Oxides: Structure, Properties, Reactions, Occurrences and Uses. 2. ed. Weinheim: Wiley-VCH, 2003.
- CULLITY, B. D.; STOCK, S. R. Elements of X-ray Diffraction. 3. ed. New Jersey: Prentice Hall, 2001.
- GKOGKOU, Despoina *et al.* Highly efficient removal of crude oil and dissolved hydrocarbons from water using superhydrophobic cotton filters. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, n. 5, p. 106170, 1 out. 2021.
- HELENDRA *et al.* Synthesis of varied oleic acid-coated Fe₃O₄ nanoparticles using the co-precipitation technique for biosensor applications. **Sensors International**, v. 6, p. 100295, 2025.
- LONAPPAN, Linson *et al.* Development of biochar-based green functional materials using organic acids for environmental applications. **Journal of Cleaner Production**, v. 244, p. 118841, jan. 2020.
- LI, R.; ZHOU, Q.; ZHANG, L.; ZHENG, Y.; LI, W. Occurrence and removal of microplastics in wastewater treatment plants: A global overview. **Journal of Hazardous Materials**, v. 456, 2023.
- LIANG, J.; LI, H.; YAN, J.; HOU, W. Demulsification of oleic-acid-coated magnetite nanoparticles for cyclohexane-in-water nanoemulsions. **Energy & Fuels**, v. 28, n. 9, p. 6172–6178, 2014.
- LIU, C.; ZOU, B.; RONDINONE, A. J.; ZHANG, Z. J. Preparation and characterization of magnetite nanoparticles coated by oleic acid. **Journal of Magnetism and Magnetic Materials, Amsterdam**, v. 268, n. 1–2, p. 33–39, 2004.



MAKHOSAZANA, Masuku; LINDA, Ouma; AGNES, Pholosi. Microwave assisted synthesis of oleic acid modified magnetite nanoparticles for benzene adsorption. **Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management**, v. 15, p. 100429, 1 maio 2021.

MASUKU, Makhosazana *et al.* Optimization studies of BTX removal by magnetite coated oleic acid obtained from microwave-assisted synthesis using response surface methodology. **Scientific Reports**, v. 12, n. 1, p. 18609, 3 nov. 2022.

NGUYEN, Minh Dang *et al.* Fe₃O₄ Nanoparticles: Structures, Synthesis, Magnetic Properties, Surface Functionalization, and Emerging Applications. **Applied Sciences**, v. 11, n. 23, p. 11301, jan. 2021.

OLIVEIRA, L. M. de; NASCIMENTO, A. P.; FREITAS, L. F. Synthesis of magnetite coated oleic acid: sequestration of toluene and xylene from aqueous solution. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 234, 2023.

SHI, X.; ZHANG, X.; GAO, W.; ZHANG, Y.; HE, D. et al. Magnetic nano-Fe₃O₄ for removal of microplastics from water: hydrophobic interaction and recyclability. **Science of the Total Environment**, v. 794, p. 148703, 2021.

ZHANG, Y.; ZHANG, M.; ZHANG, D. Oleic acid coating on the monodisperse magnetite nanoparticles. **Applied Surface Science**, v. 253, n. 5, p. 2611–2617, 2006.

ZHANG, Y.; ZHANG, L.; GUO, Z. Oleic acid coated magnetite nanoparticles: synthesis, characterization and magnetic properties. **Materials Letters, Amsterdam**, v. 63, n. 7, p. 661–663, 2009.

LIMITES MÁXIMOS DE VELOCIDADE EM SISTEMAS DE DRENAGEM URBANA: REVISÃO DE ABORDAGENS E ESTUDO DE CASO EM SANTA LUZIA/MG

Rodrigo Vitor de Souza Rosa¹; Marcio Ricardo Salla²

¹Mestrando em Engenharia Civil (FECIV/UFU) (Rodrigovitor@ufu.br)

²Professor da Faculdade de Engenharia Civil (FECIV/UFU) (marcio.salla@ufu.br)

RESUMO

O delineamento adequado de projetos de drenagem urbana depende diretamente de parâmetros técnicos bem definidos, entre os quais se destacam os limites máximos de velocidade do escoamento. A literatura técnica apresenta valores variados para esse parâmetro, o que pode gerar incertezas e variações nos resultados dos projetos. Destaca-se ainda a ausência de uma norma da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) específica e unificada para redes de drenagem pluvial, ao contrário do que ocorre com sistemas de esgotamento sanitário, nos quais há valores máximos preconizados de forma mais clara para velocidades máximas. Diante disso, este trabalho realiza uma revisão bibliográfica das principais referências técnicas utilizadas na área, com o objetivo de consolidar os diferentes limites máximos de velocidade adotados e discutir sua aplicabilidade. Adicionalmente, apresenta-se um estudo de caso no município de Santa Luzia/MG, onde os limites de velocidade foram determinantes para o dimensionamento do sistema de drenagem, permitindo uma análise prática da relevância desse parâmetro nos projetos de infraestrutura urbana.

PALAVRAS-CHAVE: drenagem urbana, velocidade de escoamento, critérios de projeto.

INTRODUÇÃO

A adequada definição dos parâmetros hidráulicos em projetos de drenagem urbana é fundamental para assegurar a eficiência do escoamento das águas pluviais. Dentre esses parâmetros, a velocidade mínima e máxima do escoamento desempenha papel essencial. A velocidade mínima visa garantir que o fluxo tenha energia suficiente para transportar sedimentos e evitar o acúmulo de sólidos nas tubulações, o que poderia comprometer a capacidade de escoamento e aumentar a necessidade de manutenção. Segundo Azevedo Neto et al. (1998), recomenda-se uma velocidade mínima de 0,75 m/s para assegurar o arraste adequado de partículas sólidas em sistemas de drenagem urbana. Em contrapartida, velocidades excessivas de escoamento, foco central desse estudo, podem ocasionar danos significativos, como erosão abrasiva e desgaste acelerado.

Apesar da relevância do parâmetro velocidade no dimensionamento de condutos, não há, atualmente, uma norma técnica da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) que estabeleça limites máximos específicos para sistemas de drenagem urbana. Essa lacuna normativa torna-se evidente ao se observar a NBR 9649:1986, Projeto de redes coletoras de esgoto sanitário - Procedimento, que trata do projeto de redes coletoras de esgoto sanitário e estabelece que a velocidade final do escoamento não deve ultrapassar 5 m/s.

Diante dessa lacuna normativa, os projetistas recorrem a diferentes manuais técnicos e referências institucionais, que por vezes apresentam valores discrepantes. Adicionalmente, a

diversidade de valores pode evidenciar a ausência de um critério unificado, gerando incertezas na prática projetual. Tal cenário pode levar tanto ao superdimensionamento quanto ao aumento dos custos.

Nesse contexto, o presente estudo tem por objetivo consolidar as diferentes abordagens encontradas na literatura técnica sobre limites máximos de velocidade em sistemas de drenagem urbana. Adicionalmente, apresenta-se um estudo de caso referente a um projeto de drenagem no município de Santa Luzia/MG, elaborado sob responsabilidade técnica do engenheiro Rodrigo Vitor de Souza Rosa, conforme ART nº MG20210315440. Neste projeto, a acentuada declividade do terreno tornou os limites de velocidade um fator preponderante no delineamento da solução adotada, influenciando diretamente a escolha do tipo de sistema, o posicionamento dos tubos de queda e o material das tubulações.

Complementarmente, o artigo detalha os procedimentos de cálculo adotados no dimensionamento hidrológico do sistema de drenagem. São apresentadas as equações utilizadas para o cálculo do tempo de concentração, intensidade pluviométrica, tempo de retorno, coeficiente de escoamento superficial (runoff) e a fórmula empregada na estimativa da vazão de projeto. A divulgação desses parâmetros e métodos busca contribuir com a comunidade técnica, promovendo a troca de experiências e a ampliação do conhecimento aplicado, especialmente em contextos de topografia acentuada.

METODOLOGIA

A metodologia deste estudo está estruturada em duas etapas principais. Na primeira etapa, foi realizada uma pesquisa qualitativa em diversas fontes bibliográficas técnicas e normativas, incluindo manuais consagrados da engenharia hidráulica, publicações acadêmicas, normas nacionais e internacionais, e documentos técnicos de referência, com o objetivo de identificar os diferentes limites de velocidade adotados para o dimensionamento de tubulações pluviais em áreas urbanas. Na segunda etapa, aplicou-se a análise dos limites de velocidade identificados a um caso prático de projeto de drenagem urbana no município de Santa Luzia/MG, caracterizado por trechos com alta declividade, aproximadamente 18%.

Parâmetros Gerais Utilizados no Cálculo Do Projeto.

A área de drenagem analisada corresponde a uma bacia com aproximadamente 146.000 m² (14,6 ha), com um comprimento principal de 660 metros e um desnível topográfico de 82 metros entre o ponto mais alto e seu exutório (Latitude: -19.78494765638501, Longitude: -43.94218157865451). A obtenção desses dados foi possível por meio da análise das curvas de nível disponibilizadas para o município.

Para a estimativa das vazões de projeto, adotou-se o método racional, amplamente aplicado para estimar a vazão máxima em pequenas bacias hidrográficas, com área inferior a 2 km². Essa abordagem parte do pressuposto de que a duração da chuva de projeto é igual ao tempo de concentração, o que é válido para bacias pequenas sujeitas a eventos convectivos intensos e de curta duração. O método também utiliza um único coeficiente de escoamento, definido conforme as características da bacia, e não leva em conta o volume total da cheia nem a variação temporal das vazões. (TUCCI, 2008). O tempo de retorno (Tr) escolhido foi de 10 anos, compatível com diretrizes para projetos de microdrenagem em áreas urbanas com maior sensibilidade a danos

(SÃO PAULO, 2021). O tempo de concentração foi estimado em 6,5 min utilizando a equação 1, de Kirpich, conforme se segue:

$$T_c = 57 \left(\frac{L^3}{\Delta H} \right)^{0,385} \quad (1)$$

Onde: T_c = Tempo de concentração (min), L = Comprimento do percurso da água (km), ΔH = Desnível (km)

O coeficiente de escoamento superficial adotado foi de 0,45, com base em dados do Handbook of Applied Hydrology (Chow, 1964), compatível com áreas suburbanas com baixa a média impermeabilização. A intensidade pluviométrica foi calculada com base na equação de chuva do município de Belo Horizonte, aplicada ao município de Santa Luzia/MG por sua proximidade geográfica, resultando em uma intensidade de 116,33 mm/h, apresentado na Equação 2.

$$i = \frac{1447,9 \times Tr^{0,1}}{(t+20)^{0,84}} \quad (2)$$

Onde: i = Intensidade Pluviométrica (mm/h), Tr = Tempo de Retorno (anos), t = tempo de concentração (min)

A partir desses parâmetros, obteve-se uma vazão máxima de projeto estimada em 2,06 m³/s, valor utilizado para dimensionamento da nova rede de drenagem pluvial, conforme equação 3.

$$Q_{\text{máx}} = 0,278 \times C \times I \times A = 0,27 \times 0,45 \times 116,33 \times 0,146 = 2,06 \text{ m}^3/\text{s} \quad (3)$$

Onde: C = Coeficiente “Runoff”, I = Intensidade da chuva (mm/h), A = Área de contribuição (km²), Q = Vazão da bacia (m³/s)

Para a definição dos materiais da rede, considerou-se a elevada declividade média de 18% da área estudada, a qual resulta em altas velocidades de escoamento. Nessas condições, o uso de tubulações em concreto armado (classes PA1 a PA4) poderia tornar o sistema vulnerável à abrasão. Assim, optou-se pelo uso de tubulações em Polietileno de Alta Densidade (PEAD), material com elevada resistência à abrasão e adequado a velocidades superiores a 8 m/s, desde que associadas a dispositivos complementares, como caixas decantadoras e dissipadores de energia (KANAFLEX, 2023). Também foram levadas em conta as declividades propostas para implantação do projeto, nos trechos com 2,5%, 3,5% e 4,5%.

As simulações hidráulicas foram conduzidas no software SisCCoH, variando-se parâmetros como material da tubulação (concreto e PEAD), coeficiente de rugosidade de Manning e declividade dos trechos. Para as tubulações de concreto, utilizou-se $n = 0,013$; para o PEAD, $n = 0,010$, conforme especificações técnicas e normas setoriais. O diâmetro nominal adotado foi de 800 mm (DN800), em conformidade com a padronização existente da rede local (Tabela 1).

Simulação	Inclinação	Material / Diâmetro	Profundidade (m)	Manning	Condição de Projeto
I	18%	Concreto DN800mm	0.35	0.013	Vazão de projeto
II	18%	Concreto DN800mm	0.6	0.013	Y/D = 0.75
III	2.50%	PEAD DN 800mm	0.6	0.01	Vazão de projeto

IV	3.50%	PEAD DN 800mm	0.5	0.01	Vazão de projeto
V	4.50%	PEAD DN 800mm	0.5	0.01	Vazão de projeto
VI	18%	PEAD DN 800mm	0.3	0.01	Vazão de projeto

Tabela 1 – Parâmetros de entrada para simulação no Software SisCCoH.

Adicionalmente, considerando o escopo do estudo e as funcionalidades do software, foi adotada como premissa uma condição próxima ao escoamento permanente e uniforme, no qual a velocidade média permanece constante ao longo do trecho. Essa hipótese permite representar uma condição idealizada, compatível com a lógica de simulação do programa, embora reconheça-se que, na prática, o escoamento em sistemas urbanos muitas vezes apresenta remansos, ressaltos e variações nas seções (AZEVEDO NETO et al., 1998). Ainda, as análises foram conduzidas sob o regime de escoamento em condutos livres, regime predominante em redes de drenagem urbana. Nesses condutos, a superfície livre da água mantém contato direto com a atmosfera, sendo operados sob pressão atmosférica em pelo menos um ponto da seção transversal (AZEVEDO NETO et al., 1998).

RESULTADOS E DISCUSSÕES

i) Primeira etapa – Revisão Bibliográfica

No âmbito nacional, os dados para velocidades máximas apontam para uma predominância de recomendações situadas entre 4,0 m/s e 5,0 m/s para tubos de concreto, conforme observado em manuais técnicos de autores clássicos (como Azevedo Netto, Porto e Tucci) e diretrizes municipais (como São Paulo, Curitiba e Goiânia). Por outro lado, algumas referências apresentam posturas mais conservadoras, como Wilken (1978), com limite de 3,5 m/s, e o Decreto Municipal nº 15.371/2006 de Porto Alegre, que recomenda até 4,0 m/s. Em contraponto, destaca-se a Instrução Técnica da SUDECAP (2022), de Belo Horizonte, que permite velocidades de até 7,5 m/s, refletindo uma possibilidade quanto a uma adequação às características locais de forte declividade deste município (Tabela 2).

Fonte / Referência - Nacionais	Velocidade Máxima Recomendada
Alcântara apud Azevedo Netto (1969)	4,00 m/s
Wilken (1978)	3,50 m/s
Manual de Hidráulica – Azevedo Netto et al.(1998)	5,0 m/s
Porto (1999)	4,0 a 6,0 m/s
Cirilo (2003)	4,50 m/s
Tucci et al. (2008)	5,00 m/s
SUDECAP (2022)	7,5 m/s
Manual de Drenagem de Rodovias – DNIT	4,5 m/s
Prefeitura Municipal de Goiânia	5,0 m/s
Prefeitura de Curitiba – Plano Drenagem	5,0 m/s
Manual de Drenagem de São Paulo	5,0 m/s
Prefeitura de Porto Alegre	4,0 m/s
Prefeitura de Indaiatuba	5,0 m/s (tubos de concreto); 7,0 m/s (PEAD)
Prefeitura de Uberlândia	5 m/s, com tolerância de até 6 m/s justificado
Kanaflex (2023) – fabricante	5–6 m/s (concreto); 8 m/s (metal); ≥8 m/s (PEAD)

Tabela 2 – Consolidação de algumas velocidades máximas no Brasil

Entre as referências internacionais, também se observa uma ampla faixa de valores admissíveis. Em países como os Estados Unidos, os limites oscilam entre 3,0 m/s, conforme diretrizes conservadoras (como USACE e WSDOT), e até 9,0 m/s, conforme observado no município de Arlington (WA). Regiões como Índia, Reino Unido e Hong Kong adotam parâmetros mais restritivos, com velocidades entre 3,0 m/s e 4,0 m/s. Por outro lado, a cidade da Colômbia, Medellín, chega a permitir valores de até 10 m/s, especialmente quando utilizados materiais plásticos de alta resistência. A média geral dos valores internacionais situa-se próxima de 5,0 m/s, o que coincide com a tendência observada no Brasil. Quanto ao uso de materiais plásticos, como o PEAD e o PVC, referências como o Manual da Kanaflex (2023), a norma da Prefeitura de Indaiatuba (2020) e os dados da cidade de Medellín (Colômbia) indicam que esses materiais suportam velocidades superiores a 7,0 m/s, podendo ultrapassar 8,0 m/s (Tabela 3).

Fonte / Referência - Internacionais	Velocidade Máxima Recomendada
Hong Kong	4,00 m/s
Índia	3,0 m/s
Australia (Townsville)	4,0 m/s
USA (WSDOT)	3,0 m/s..
USA (Portland OR)	4,57 m/s
USA (Iowa, SUDAS)	4,57 m/s
USA (USACE/Veterans Guidelines)	3,0 m/s
Arlington (Washington)	9 m/s (Tubos de concreto)
Canada (Ontario)	6 m/s
UK (Southwark)	3,0 m/s
Colombia (Medellín)	5.0 m/s para concreto e 10 m/s para PVC

Tabela 3 – Consolidação de algumas velocidades máximas internacionais

A análise dos dados compilados evidencia uma significativa variabilidade nos limites de velocidade máxima recomendada para escoamento em sistemas de drenagem, tanto em fontes nacionais quanto internacionais. Essa abordagem comparativa contribui para avaliar a coerência dos parâmetros nacionais, identificar boas práticas e fundamentar tecnicamente a adoção de critérios mais contextualizados e eficientes. Complementarmente, essa variação reflete a inexistência de um padrão técnico unificado, o que reforça a importância de se considerar um conjunto ampliado de referências na etapa de concepção dos projetos. A comparação entre os limites estabelecidos por diferentes autores e instituições permite avaliar o grau de conservadorismo de determinadas diretrizes, bem como identificar referências mais recentes e condizentes com os avanços tecnológicos, especialmente no uso de materiais como o Polietileno de Alta Densidade (PEAD).

Outro aspecto relevante que pode reforçar a possibilidade de flexibilização dos limites de velocidade em sistemas de drenagem é o conjunto de investigações de campo relatadas por Tsutiya e Kanashiro (1985). Além dos ensaios laboratoriais, os autores citam estudos desenvolvidos por Garcias et al., que analisaram o desempenho de coletores de concreto conduzindo águas pluviais, alguns deles recebendo, de forma irregular, lançamentos contínuos de águas residuárias, e operando sob altas velocidades ao longo de períodos prolongados. Ainda de acordo com os autores, no caso do coletor de Cianorte, por exemplo, que está em funcionamento há mais de 14 anos com

velocidades variando entre 7 e 8 m/s, não foram observados indícios significativos de erosão. Situação semelhante foi verificada no coletor de Paranavaí, que opera com velocidades próximas de 12 m/s, e nos coletores de Nova Esperança, os quais, mesmo submetidos a regime pressurizado por mais de duas décadas, não apresentaram sinais de desgaste por abrasão. Em nenhuma dessas estruturas foram constatadas rupturas nos tubos ou falhas nas obras civis associadas, o que sugere que, sob determinadas condições de projeto, é tecnicamente viável operar coletores com velocidades superiores aos limites tradicionalmente recomendados.

Adicionalmente, ao que tudo indica, não há uma relação linear e direta entre o aumento da velocidade do escoamento, a presença de sólidos e o grau de abrasão nas tubulações. Nesse sentido, conforme apontado por Tsutiya e Kanashiro (1985), experimentos conduzidos por Lysne et al., citados pelos autores, avaliaram o efeito da velocidade na erosão de tubos de PVC e concreto, submetidos a concentrações médias de areia variando entre 0,8% e 1,6%. Os ensaios foram realizados com velocidades de 2,5 m/s, 4,5 m/s e 5,5 m/s, e os resultados revelaram uma tendência de redução da erosão com o aumento da velocidade, independentemente do material analisado. Tal comportamento foi atribuído ao acréscimo da turbulência no escoamento, o que promove a suspensão das partículas sólidas, reduzindo seu deslocamento ao longo do fundo da tubulação e, conseqüentemente, o contato abrasivo com a superfície interna. Esses achados indicam que a velocidade, isoladamente, não pode ser considerada um parâmetro determinante para a abrasividade, devendo ser avaliada em conjunto com a natureza dos sólidos, o regime de escoamento e as características do conduto.

i) Segunda etapa – Estudo de Caso – Santa Luzia/MG

Nesse cenário de variabilidade quanto aos limites de velocidade admissíveis, o estudo de caso desenvolvido no município de Santa Luzia/MG, região metropolitana de Belo Horizonte, se mostra particularmente relevante. A topografia acentuada da área, associada à ausência de diretrizes normativas claras, exigiu a análise criteriosa de diferentes alternativas de material e traçado para o sistema de drenagem. Quanto aos resultados obtidos, conforme indicado na Simulação I, demonstraram que, hipoteticamente, ao se adotar tubulações de concreto seguindo a declividade natural média do terreno (18%) e considerando a vazão de projeto, as velocidades de escoamento atingiriam 10,51 m/s (Tabela 4).

Simulação	Área Molhada (m²)	Número de Froude	Relação Y/D	Vazão (m³/s)	Manning	Velocidade (m/s)
I	0.211	6.504	0.4375	2.2229	0.013	10.51
II	0.404	5.287	0.75	5.1159	0.013	12.65
III	0.404	2.561	0.75	2.4785	0.01	6.12
IV	0.330	3.398	0.625	2.2977	0.01	6.95
V	0.330	3.853	0.625	2.6054	0.01	7.88
VI	0.172	8.583	0.375	0.8	0.01	12.67

Tabela 4 – Resultados das simulações do Software SisCCoH.

Ressalta-se que as acentuadas declividades da área em estudo, apesar de representarem um desafio do ponto de vista construtivo e de durabilidade dos materiais, não comprometem a

capacidade hidráulica do sistema para o atendimento das vazões de projeto. Isso se deve ao fato de que a maior inclinação do terreno favorece o escoamento, resultando em maiores velocidades e, consequentemente, em maior capacidade volumétrica de condução das águas pluviais. No exemplo citado, considerando uma relação Y/D de 0,75, a tubulação de concreto seria capaz de escoar uma vazão de até $5,11 \text{ m}^3/\text{s}$, conforme indicado na simulação II, mais que o dobro da vazão estimada para a bacia, calculada em $2,06 \text{ m}^3/\text{s}$. No entanto, nesse cenário a velocidade de escoamento atingiria $12,513 \text{ m/s}$.

Considerando as dificuldades técnicas associadas à adoção de tubulações de concreto em trechos com elevadas declividades, optou-se pela utilização de tubos em Polietileno de Alta Densidade (PEAD), material menos suscetível a processos de abrasão em escoamentos de alta velocidade. Apesar de manuais de fabricantes, como o da Kanaflex, indicarem que o PEAD não apresenta limitação crítica para velocidades superiores a 8 m/s , não foram identificadas, na literatura técnica nacional e internacional tampouco em normativos da ABNT, referências explícitas quanto a um limite de segurança padronizado para essa aplicação.

Adicionalmente, observa-se que o coeficiente de rugosidade de Manning para tubos de PEAD ($n = 0,010$) é inferior ao do concreto ($n = 0,013$), o que tende a aumentar ainda mais as velocidades de escoamento. Diante desse cenário, aliado à ausência de critérios normativos claros quanto aos limites de velocidade para esse tipo de material, optou-se por uma solução combinada: a adoção de declividades mais suaves, variando entre 2,5% e 4,5% (Simulações III, IV e V), associada à implantação de poços de queda com alturas entre 3 e 4 metros. Esses dispositivos permitem a dissipação da energia do escoamento ao final de cada trecho, viabilizando a divisão da declividade total do terreno em segmentos menores. Com isso, foi possível limitar as velocidades máximas nos trechos entre os poços a valores próximos com aqueles recomendados pelas bibliografias existentes para tubos PEAD.

Os resultados das simulações apresentaram velocidades máximas de $7,88 \text{ m/s}$ para uma inclinação de 4,5%, $6,95 \text{ m/s}$ para 3,5% e $6,12 \text{ m/s}$ para 2,5%. Esses valores, segundo o manual técnico da Kanaflex, não representam uma limitação para tubulações em PEAD. No cenário simulado VI, foi considerada a declividade média natural do terreno (18%), a adoção de tubulação em PEAD e a ausência de poços de queda, solução mais eficiente do ponto de vista econômico e de execução. Nessa configuração, obteve-se uma velocidade máxima de $12,674 \text{ m/s}$ para a vazão de projeto de $2,06 \text{ m}^3/\text{s}$.

A partir dos resultados obtidos, verifica-se que a presença de altas declividades, e, consequentemente, de elevadas velocidades de escoamento, impõe desafios significativos ao projetista, influenciando diretamente tanto as soluções técnicas quanto a viabilidade econômica da implantação do sistema de drenagem. No estudo de caso do município de Santa Luzia/MG, a necessidade de atender aos limites de velocidade tradicionalmente recomendados em manuais técnicos levou à adoção de tubulações em PEAD, à inclusão de diversos poços de visita e à realização de escavações profundas, medidas que aumentam os custos e a complexidade da obra.

Os cenários simulados supracitados demonstram que, embora soluções como as das simulações I e VI (com declividade de 18%) representem alternativas mais econômicas e de fácil execução, elas acarretam velocidades superiores a 10 m/s , levantando preocupações quanto à durabilidade dos materiais, especialmente em função da abrasão interna.

A Simulação II, realizada próxima à condição de escoamento em seção plena, apresentou velocidade de $12,65 \text{ m/s}$, evidenciando a elevada capacidade hidráulica da rede para conduzir vazões maiores em trechos com declividades acentuadas. Já os cenários com declividades

suavizadas e uso de PEAD (Simulações III, IV e V) indicaram velocidades entre 6,12 e 7,88 m/s, dentro dos limites adotados por algumas referências atuais, como a SUDECAP (2022), a Prefeitura de Indaiatuba (2020) e o Manual da Kanaflex (2023).

Além disso, considera-se que a incorporação de poços de queda possibilitou a adoção de declividades menores nos trechos intermediários, contribuindo para a redução das velocidades entre segmentos e favorecendo o controle da energia do escoamento, sem comprometer a capacidade de transporte da rede. No entanto, é importante destacar que esses dispositivos tendem a encarecer e a dificultar a execução das obras. Nesse sentido, Tsutiya e Kanashiro (1985) observam que, em coletores implantados em terrenos com grande declividade, a adoção de velocidades máximas mais elevadas pode representar uma alternativa economicamente vantajosa. Logo, percebe-se que essa abordagem, ao admitir maiores velocidades, possibilitaria a redução do diâmetro das tubulações e a simplificação do sistema de drenagem, minimizando a necessidade de elementos complementares como poços de visita, tubos de queda, dissipadores de energia e degraus hidráulicos.

CONCLUSÕES

Este estudo abordou a complexa questão dos limites máximos de velocidade em sistemas de drenagem urbana, um tema de relevância crítica para o dimensionamento hidráulico e a durabilidade das infraestruturas. A revisão bibliográfica revelou uma ausência de padronização normativa unificada, com valores de referência que oscilam significativamente entre manuais técnicos, diretrizes municipais e normas internacionais. Essa heterogeneidade, que varia de 3,5 m/s a mais de 8 m/s, dependendo do material e do contexto, sublinha a necessidade premente de critérios mais unificados e adaptados às realidades contemporâneas da engenharia civil.

Os resultados da análise comparativa, tanto em âmbito nacional quanto internacional, evidenciaram que, embora haja uma predominância de recomendações entre 4,0 m/s e 5,0 m/s para tubos de concreto, existem exceções notáveis, como a Instrução Técnica da SUDECAP (2022) em Belo Horizonte, que permite velocidades de até 7,5 m/s, e casos internacionais que chegam a 9,0 m/s ou até 10 m/s para materiais plásticos de alta resistência. Essa disparidade não apenas reflete a possibilidade de influência de aspectos locais, como a topografia acentuada, mas também aponta para a evolução dos materiais, como o Polietileno de Alta Densidade (PEAD) e o PVC, que demonstram maior tolerância a regimes de escoamento de alta energia.

O estudo de caso no município de Santa Luzia/MG serviu como um exemplo prático dos desafios impostos por terrenos com elevada declividade. As simulações hidráulicas demonstraram que, em inclinações de 18%, o uso de tubulações de concreto resultaria em velocidades superiores a 10 m/s, excedendo os limites convencionalmente aceitos e comprometendo a vida útil do sistema devido à abrasão. A solução adotada, que combinou a utilização de tubos em PEAD com a implantação de poços de queda para suavizar as declividades e dissipar a energia, embora eficaz para manter as velocidades dentro de faixas mais seguras (6,12 a 7,88 m/s), implicou em um aumento na complexidade e nos custos da obra. Este cenário reforça a ideia de que a definição de limites de velocidade não pode ser desvinculada das condições específicas de cada projeto e da viabilidade técnica e econômica das soluções.

Adicionalmente, a pesquisa bibliográfica abordou o fenômeno da abrasão, destacando que a relação entre velocidade de escoamento, presença de sólidos e desgaste das tubulações pode ser não linear. Estudos citados por Tsutiya e Kanashiro (1985) sugerem que, em certas condições, o

aumento da velocidade pode até reduzir a abrasão devido à maior turbulência e suspensão das partículas sólidas. Observações de campo em coletores operando com altas velocidades por longos períodos sem danos significativos reforçam a tese de que os limites tradicionalmente impostos podem ser excessivamente conservadores, especialmente com o advento de materiais mais resistentes.

Com base nas evidências levantadas, conclui-se que a definição de limites máximos de velocidade em sistemas de drenagem urbana deve ser encarada de forma contextualizada e técnica, levando em conta as particularidades de cada projeto. A experiência prática analisada, somada à literatura técnica, demonstra que é possível operar com velocidades superiores às tradicionalmente adotadas, desde que haja criteriosa seleção de materiais. Nesse cenário, reforça-se a necessidade de atualização das normativas nacionais, com diretrizes mais flexíveis e compatíveis com os avanços tecnológicos e com a diversidade de realidades locais enfrentadas pelos projetos de drenagem urbana.

REFERÊNCIAS

ARLINGTON. **Design and Construction Standards Manual – Stormwater**. Arlington, WA, 2019. Disponível em: <https://www.arlingtonwa.gov>. Acesso em: 12 jul. 2025.

AZEVEDO NETTO, M. F. de; FERNANDEZ, R.; ARAÚJO, A. E.; ITO, Y. **Manual de hidráulica**. 8. ed. São Paulo: Edgard Blücher, 1998.

CHOW, Ven Te. **Handbook of applied hydrology: a compendium of water-resources technology**. New York: McGraw-Hill, 1964.

BELO HORIZONTE. **Instrução técnica para elaboração de estudos e projetos de drenagem: Capítulo 4 – Sistema de drenagem pluvial: microdrenagem e controles regionais**. Belo Horizonte: Prefeitura de Belo Horizonte, 2022.

Disponível em: https://prefeitura.pbh.gov.br/sites/default/files/estrutura-de-governo/obras-e-infraestrutura/Cap%C3%ADtulo4_Microdrenagem%20e%20Controles%20Regionais_0.pdf. Acesso em: 12 jul. 2025.

CURITIBA. **Plano Diretor de Drenagem Urbana de Curitiba: Volume IV – Manual de Drenagem**. Curitiba: IPPUC, 2018. Disponível em:

<https://mid.curitiba.pr.gov.br/2018/00238310.pdf>. Acesso em: 12 jul. 2025.

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

Disponível em: <https://www.abder.org.br>. Acesso em: 12 jul. 2025.

HONG KONG. GEOTECHNICAL ENGINEERING OFFICE. GEO Technical Guidance Note No. 43 (TGN 43): **Guidelines on hydraulic design of U-shaped and half-round channels on slopes**. Hong Kong: Government of the Hong Kong Special Administrative Region, 2018. Disponível em: https://www.cedd.gov.hk/filemanager/eng/content_427/TGN43.pdf. Acesso em: 12 jul. 2025.

FILHO, Frederico Carlos Martins de Menezes; COSTA, Alfredo Ribeiro da. Sistemática de cálculo para o dimensionamento de galerias de águas pluviais: uma abordagem alternativa.

Revista Eletrônica de Engenharia Civil – REEC, Goiânia, v. 1, n. 4, p. 12–22, 2012. Disponível em: <http://revistas.ufg.br/index.php/reec/index>. Acesso em: 12/06/2025.

INDAIATUBA. **Circular nº 01 de 21 de maio de 2019 – Drenagem. Indaiatuba: Prefeitura Municipal de Indaiatuba, 2019.** Disponível em: <https://www.indaiatuba.sp.gov.br/download/50039>. Acesso em: 12 jul. 2025.

INDIA. MINISTRY OF HOUSING AND URBAN AFFAIRS. **Manual on Storm Water Drainage Systems: Volume I – Part A: Engineering Design. 1. ed. New Delhi: Central Public Health and Environmental Engineering Organization (CPHEEO), 2019.** Disponível em: [https://mohua.gov.in/upload/uploadfiles/files/Volume%20I%20Engineering\(3\).pdf](https://mohua.gov.in/upload/uploadfiles/files/Volume%20I%20Engineering(3).pdf). Acesso em: 12 jul. 2025.

IOWA. STATEWIDE URBAN DESIGN AND SPECIFICATIONS (SUDAS). **Design Manual – Chapter 1: General Provisions. 2D: Storm Sewer Design – General Information for Storm Sewer Design. [S. l.]: SUDAS.** Disponível em: <https://www.iowasudas.org/wp-content/uploads/sites/15/2020/03/2D-1.pdf>. Acesso em: 12 jul. 2025.

KANAFLEX. **Manual técnico KNTS Drain: tubo PEAD corrugado com paredes estruturadas.** São Paulo: Kanaflex, [2023]. Disponível em: <http://www.kanaflex.com.br/documentos/MANUAL%20KNTS%20DRAIN.pdf>. Acesso em: 15 jul. 2025

ONTARIO. MINISTRY OF ENVIRONMENT, CONSERVATION AND PARKS. **Design criteria for sanitary sewers, storm sewers and forcemains for alterations authorized under an Environmental Compliance Approval.** v.2.0, 31 maio 2023. Disponível em: <https://www.waterloo.ca/en/government/resources/Documents/Development-applications/Design-criteria.pdf>. Acesso em: 12 jul. 2025.

PORTLAND. BUREAU OF ENVIRONMENTAL SERVICES. **Sewer and Drainage Facilities Design Manual. Portland, OR: City of Portland,** mar. 2020. Disponível em: <https://www.portland.gov/sites/default/files/2022/city-of-portland-environmental-services-sewer-and-drainage-facilities-design-manual-2020.pdf>. Acesso em: 12 jul. 2025.

PORTO ALEGRE. **Plano Diretor de Drenagem Urbana: Manual de Drenagem Urbana – Volume VI.** Porto Alegre: Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2005. Disponível em: https://lproweb.procempa.com.br/pmpa/prefpoa/dep/usu_doc/manual_de_drenagem_ultima_versao.pdf. Acesso em: 12 jul. 2025.

ROUND ROCK. **Stormwater Design Criteria Manual. Round Rock, TX, 2020.** Disponível em: <https://www.roundrocktexas.gov>. Acesso em: 12 jul. 2025.

SÃO PAULO. **Manual de drenagem e manejo de águas pluviais: aspectos tecnológicos – diretrizes para projetos. Volume III.** São Paulo: Prefeitura de São Paulo; Fundação Centro Tecnológico de Hidráulica, 2021. Disponível em: https://drive.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/desenvolvimento_urbano/arquivos/manual-drenagem_v3.pdf. Acesso em: 12 jul. 2025.

SOUTHWARK COUNCIL. DS.503 – **Highway Drainage. Draft A. Southwark: Southwark Council**, 22 ago. 2022. Disponível em: https://www.southwark.gov.uk/sites/default/files/2024-10/ds_503_highway_drainage.pdf. Acesso em: 12 jul. 2025.

TSUTIYA, M. T.; KANASHIRO, M. Y. **Análise crítica dos critérios de velocidade máxima de escoamento em coletores de esgoto sanitário**. *Revista DAE*, São Paulo, v. 45, n. 140, p. 73–87, março de 1985. Disponível em: https://revistadae.com.br/artigos/artigo_edicao_140_n_1208.pdf. Acesso em: 12 jul. 2025.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. 4. ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 2008.

TOWNSVILLE. **Townsville City Plan Version 2016/01 – SC6.4.4.4 Stormwater drainage design. Townsville City Council**, 12 dez. 2016. Disponível em: https://tccplanningscheme.z8.web.core.windows.net/2016_01/SC6.4.4.4%20Stormwater%20drainage%20design.pdf. Acesso em: 12 jul. 2025.

UBERLÂNDIA. **Loteamentos – Secretaria Municipal de Infraestrutura**. Uberlândia: Prefeitura Municipal, [s. d.]. <https://www.uberlandia.mg.gov.br/prefeitura/secretarias/infraestrutura/loteamentos/>. Acesso em: 12 jul. 2025.

SISCCOH – **System for Calculations of Hydraulic Components**. Versão 1.0. Viçosa, MG: Universidade Federal de Viçosa, 2007. Disponível em: <https://www.sisbahia.ufv.br/sisbahia/programas/siscoh/>. Acesso em: 14 jul. 2025.

WASHINGTON STATE DEPARTMENT OF TRANSPORTATION (WSDOT). **Hydraulics Manual: M 23-03.11**. Olympia, WA: WSDOT, abr. 2025. Disponível em: <https://www.wsdot.wa.gov/publications/manuals/fulltext/M23-03/HydraulicsManual.pdf>. Acesso em: 12 jul. 2025.

MODELAGEM DE UM ÍNDICE MULTICRITÉRIO DE SANEAMENTO COM AHP: ESTUDO DE CASO EM UBERLÂNDIA (MG)

Maria Lígia Chuerubim¹

¹Professora da Faculdade de Engenharia Civil (FECIV/UFU) (marialigia@ufu.br)

RESUMO

Este estudo propõe um modelo para avaliação do saneamento básico em Uberlândia (MG), utilizando a técnica *Analytic Hierarchy Process* (AHP). Foram definidos quatro critérios (água, esgoto, drenagem urbana e resíduos sólidos) e nove subcritérios baseados em dados do SNIS (BRASIL, 2023) e do PMSB (UBERLÂNDIA, 2021). Aplicou-se o método AHP para atribuição de pesos aos subcritérios, seguido da normalização dos dados e cálculo de um Índice Composto de Saneamento (ICS). O modelo foi aplicado em duas escalas espaciais: municipal e por bairros, utilizando dados reais e simulados, permitindo a mensuração da qualidade do saneamento e a classificação dos bairros segundo faixas de desempenho. Os resultados mostraram que bairros centrais como o Santa Mônica e o Centro possuem desempenho satisfatório, enquanto bairros periféricos como o Patrimônio e o Presidente Roosevelt apresentam baixos índices e maior prioridade de intervenção. O modelo demonstrou robustez estatística ($R^2 = 1,00$; $p < 0,0001$), coerência conceitual e potencial de replicabilidade para outras escalas territoriais. Além disso, as análises geoespaciais permitiram associar a distribuição do ICS com fatores geomorfológicos e históricos urbanos. A proposta oferece subsídios técnicos para políticas públicas mais equitativas no campo do saneamento, integrando múltiplos indicadores de forma transparente e replicável.

PALAVRAS-CHAVE: Saneamento Básico; AHP; Indicadores Urbanos.

INTRODUÇÃO

O saneamento básico é um direito fundamental e uma condição essencial para a promoção da saúde pública, qualidade de vida e sustentabilidade urbana. No Brasil, sua gestão ainda enfrenta desafios estruturais, financeiros e territoriais, com desigualdades acentuadas entre regiões e bairros. O Plano Municipal de Saneamento Básico (PMSB) de Uberlândia identificou importantes disparidades intraurbanas, especialmente no que tange ao acesso à rede de esgoto, a cobertura de drenagem pluvial e as perdas na distribuição de água (UBERLÂNDIA, 2021).

A literatura nacional evidencia a necessidade de modelos integrados e sensíveis ao contexto local. Faria et al. (2022) apontam fragilidades na elaboração dos Planos Municipais de Saneamento Básico (PMSB) e dos Planos Diretores de Drenagem Urbana (PDDU) em pequenos municípios mineiros. Melo et al. (2018) utilizaram métodos multicritério e Entropia para avaliar o abastecimento de água no Rio Grande do Norte (RN). Araújo et al. (2025) mostram que os planos municipais impactam positivamente os indicadores de esgotamento sanitário, mas não o de abastecimento, ressaltando a importância de sua implementação efetiva. Oliveira e Ervilha (2019) criaram o Índice de Acesso e Qualidade do Saneamento Básico (IAQSB), que revelou desigualdades regionais associadas à renda e urbanização. No cenário internacional, WHO e UNICEF (2021) destacam lacunas nos serviços de água, saneamento e higiene, propondo um sistema global de monitoramento. Ogato et al. (2020) aplicam uma abordagem multicritério para priorização do saneamento urbano em Adama (Etiópia), considerando critérios técnicos, ambientais e sociais. A técnica *Analytic Hierarchy Process* (AHP), proposta por Saaty (1980), tem sido amplamente utilizada para atribuição de pesos em modelos decisórios multicritério.

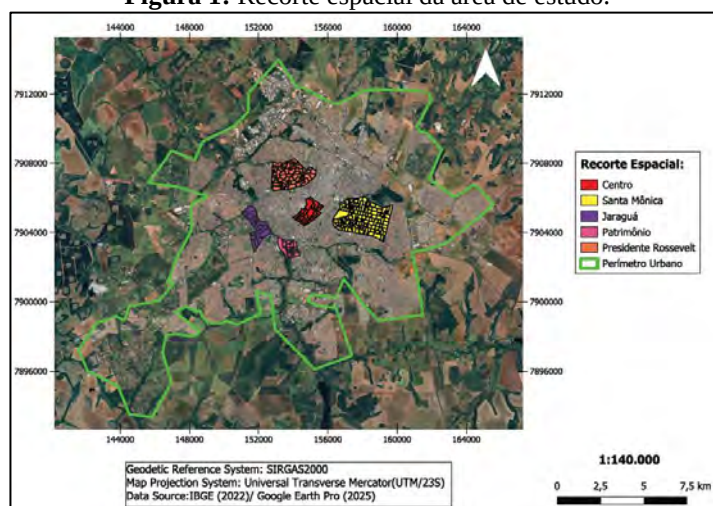
Neste contexto, o presente trabalho propõe um modelo de Índice Composto de Saneamento (ICS) para Uberlândia (MG), Brasil, com base em dados reais e simulados, estruturado por meio da técnica AHP. A proposta visa sintetizar múltiplos indicadores técnicos e operacionais em um único índice, de forma a subsidiar decisões públicas, identificar áreas prioritárias e promover maior equidade territorial no acesso aos serviços de saneamento.

METODOLOGIA

Etapa 1: Seleção e Estruturação Hierárquica dos Indicadores

A etapa preliminar deste estudo consistiu na identificação, seleção e organização dos indicadores de saneamento básico relevantes para o cálculo do ICS para o município de Uberlândia (MG), Brasil, e para 5 bairros representativos de diferentes regiões da cidade: Centro (Região Central), Santa Mônica (Zona Leste), Jaraguá (Zona Oeste), Patrimônio (Zona Sul) e Presidente Roosevelt (Zona Norte), como ilustra a Figura 1:

Figura 1: Recorte espacial da área de estudo.



Esta etapa visou construir uma base conceitual e empírica para aplicação do método AHP, com seleção e ponderação de indicadores. A partir da revisão bibliográfica e documental, com base na Lei nº 11.445/2007, foram definidos os quatro componentes do saneamento básico e nove subcritérios, conforme a Tabela 1.

Tabela 1: Critérios e subcritérios utilizados para avaliação do saneamento básico em Uberlândia (MG).

Critério	Subcritérios (Indicadores)	Unidade de medida
Abastecimento de água	Cobertura de água tratada	%
	Índice de perdas na distribuição	%
Esgotamento sanitário	Cobertura da rede de esgoto	%
	Percentual de esgoto tratado	%
Drenagem urbana	Frequência de alagamentos	Nº de eventos/ano
	Área urbana com infraestrutura de drenagem	% da área urbanizada
Resíduos sólidos	Cobertura da coleta domiciliar	%
	Proporção de resíduos reciclados	%
	Percentual de destinação final adequada dos resíduos	%

Fonte: Elaborado pelos autores (2025), com base em SNIS (BRASIL, 2023), PMSB (UBERLÂNDIA, 2021) e IBGE (2022) e relatórios do SAE (2022).

A Tabela 2 apresenta os valores dos indicadores para Uberlândia, especificando se os dados são reais ou simulados e suas respectivas fontes. Os dados reais foram obtidos diretamente das bases oficiais, enquanto os simulados foram estimados a partir de documentos técnicos, diante da indisponibilidade de informações desagregadas por bairro. Essa distinção é essencial para garantir a transparência e a reprodutibilidade do modelo.

Tabela 2: Valores dos indicadores utilizados no processo de modelagem.

Indicadores	Valor (%)	Origem	Fonte
Cobertura da rede de água (CRA)	99,4	Real	SNIS (2022)
Perdas na distribuição de água (PDA)	34,5	Real	SNIS (2022)
Cobertura da rede de esgoto (CRE)	98,5	Real	SNIS (2022)
Percentual de esgoto tratado (PET)	84,2	Real	SNIS (2022)
Frequência de alagamentos (FA)	3 eventos/ano	Simulado	PMSB Uberlândia (2021)
Área urbana com drenagem (AUD)	46,1	Simulado	PMSB Uberlândia (2021)
Cobertura da coleta de resíduos (CCR)	99,5	Real	SNIS (2022)
Proporção de recicláveis (PR)	2,3	Real	SNIS (2022)
Destinação adequada dos resíduos (DAR)	90,0	Real	PMSB Uberlândia (2021)

Etapa 2: Atribuição de Pesos por meio da aplicação da técnica AHP (Saaty, 1980):

a) Construção da Matriz AHP (A) pelo método de comparação par a par:

Para cada par de subcritérios i e j , atribui-se um valor $a_{i,j}$, segundo a escala de Saaty (1980):

Tabela 3: Escala de Saaty (1980).

Intensidade	Interpretação
1	Igual importância
3	Moderadamente mais importante
5	Fortemente mais importante
7	Muito fortemente mais importante
9	Extremamente mais importante
2, 4, 6, 8	Valores intermediários
$1/a_{i,j}$	Para a comparação inversa

A matriz $A = [a_{i,j}]$ é recíproca, onde $a_{j,i} = \frac{1}{a_{i,j}}$ para todo $i \neq j$ (simetria recíproca); e $a_{i,i} = 1$.

Sendo A a matriz AHP quadrada de comparações par a par dos indicadores; $a_{i,j}$ é o valor da matriz AHP que representa a importância relativa do indicador i em relação ao indicador j ; $a_{j,i}$ é o valor da matriz AHP que representa a importância relativa do indicador j em relação ao indicador i ; e $a_{i,i}$ compreende a comparação de um indicador (i) com ele mesmo — sempre igual a 1.

b) Cálculo dos Pesos Normalizados:

A abordagem utilizada para o cálculo dos pesos AHP foi a média dos valores normalizados por linha, também conhecida como método aproximado.

(i) Soma de cada coluna da matriz A : $\sum_{j=1}^n a_{i,j}$ (1)

(ii) Normalização da matriz A : $\hat{a}_{i,j} = \frac{a_{i,j}}{\sum_{j=1}^n a_{i,j}}$ (2)



iii) Cálculo do vetor de pesos: $w_i = \frac{\sum_{j=1}^n \hat{a}_{i,j}}{n}$ (3)

Onde: n corresponde ao número total de indicadores comparados na matriz AHP.

c) Verificação da Consistência:

(i) Cálculo do Índice de Consistência: $CI = \frac{\lambda_{m\acute{a}x} - n}{n - 1}$ (4)

Onde: CI – é o Índice de Consistência; $\lambda_{m\acute{a}x}$ é o maior autovalor da matriz de comparação, obtido pela multiplicação da matriz de comparação pelos pesos normalizados.

(ii) Cálculo do Índice de Razão de Consistência (*Consistency Ratio*):

$$CR = \frac{CI}{RI}, \text{ com } CR < 0,10 \text{ sendo aceitável.} \quad (5)$$

Onde: CR mede a coerência dos julgamentos da matriz AHP em relação a julgamentos aleatórios; e RI corresponde ao Índice Aleatório (*Random Index*) valor médio do CI esperado de uma matriz aleatória de mesma ordem n , obtido empiricamente por Saaty (1980).

Etapa 3: Normalização dos indicadores

Transformação dos valores reais para intervalo entre 0 e 1 (JAIN et al, 2000):

$$x_i = \frac{X_i - X_{min}}{X_{m\acute{a}x} - X_{min}} \quad (6)$$

Onde: x_i corresponde ao valor normalizado do indicador i , variando de 0 a 1; X_i é o valor original (observado) do indicador i para uma unidade (bairro, setor); X_{min} é o valor mínimo possível ou observado para esse indicador; e $X_{m\acute{a}x}$ é o valor máximo possível ou observado para esse indicador.

Ressalta-se que de acordo com a escala espacial de análise (cidade, bairros ou setores censitários), os valores normalizados x_i mudam porque: cada bairro tem valores reais distintos para cada um dos indicadores. A normalização transforma esses valores reais numa escala comum de 0 a 1, que será ponderada pelos pesos.

Tabela 4: Normalização dos indicadores (subcritérios) para a cidade de Uberlândia.

Indicadores	Valor Original	x_i (normalizado)
CRA	99,4	0,98000
PDA (menor é melhor)	34,5	0,42500
CRE	98,5	0,96250
PET	84,2	0,73500
FA (menor é melhor)	3	0,70000
AUD	46,1	0,32625
CCR	99,5	0,98330
PR	2,3	0,11500
DAR	90,0	0,83300

Etapa 4: Cálculo do Índice Composto (ICS): $ICS = \sum (w_i \times x_i)$ (7)

Onde: w_i é o peso do subcritério i obtido utilizando a técnica AHP (Equação 3) no intervalo de 0 a 1.



Tabela 5: Pesos dos subcritérios calculados com AHP.

Subcritério	Peso AHP
CRA	0,14
PDA	0,10
CRE	0,13
PET	0,15
FA	0,07
AUD	0,12
CCR	0,08
PR	0,06
DAR	0,15

A Tabela 5 mostra que todos os pesos AHP (w_i) são positivos, indicando que maiores valores normalizados elevam o ICS. No entanto, para indicadores com normalização decrescente, o efeito é inverso em relação ao valor real. O PET teve o maior peso (0,15) e a PR o menor (0,06). Como mostra a Tabela 6, os pesos permanecem fixos em todas as escalas, enquanto os valores normalizados (x_i) variam conforme as condições locais.

Tabela 6: Interpretação da contribuição dos indicadores na construção do ICS.

Indicador	Interpretação no modelo
CRA e CRE	Altos pesos (0,14 e 0,13), forte influência positiva
PET e DAR	Maiores pesos (0,15), essenciais no ICS
PDA	Valor negativo indiretamente (via normalização decrescente)
FA	Penalizam o índice quando frequentes
AUD	Valor intermediário, melhora ICS quando mais presente
PR	Baixo peso e baixa normalização → contribuição quase nula

O modelo proposto para o cálculo do ICS é o mesmo para diferentes escalas espaciais (cidade, bairros ou setores censitários), mas o resultado final (ICS) muda porque os valores x_i são diferentes entre bairros e entre setores. O valor de normalizado de cada indicador x_i varia conforme o desempenho real do indicador para a cidade, bairro ou setor censitário.

Etapa 5: Classificação Proposta no processo de modelagem do ICS

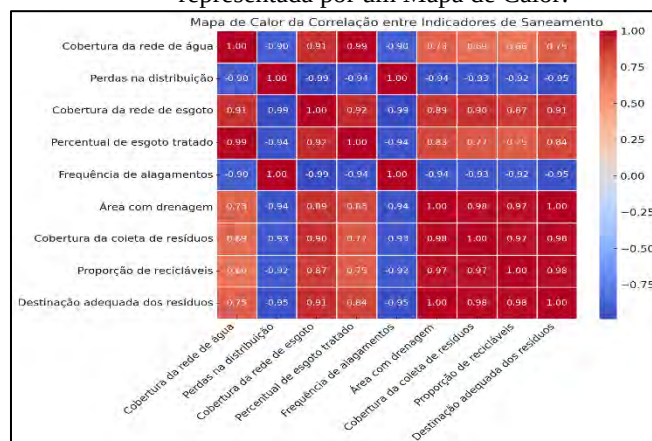
Tabela 7: Classificação do ICS.

Limiares para o ICS	Classificação
0,90 – 1,00	Excelente
0,80 – 0,89	Muito Boa
0,70 – 0,79	Boa
0,60 – 0,69	Regular
0,50 – 0,59	Ruim
≤0,49	Péssima

RESULTADOS E DISCUSSÕES

A Figura 2 apresenta a matriz de correlação de Person ilustrada por um mapa de calor, obtida em função da correlação entre cada um dos 9 indicadores utilizados no processo de modelagem do ICS:

Figura 2: Matriz entre as correlações dos indicadores utilizados na modelagem do ICS, representada por um Mapa de Calor.



A Figura 2 mostra os sinais dos indicadores no modelo de regressão do ICS, com correlações entre -1 e +1. A regressão apresentou ajuste perfeito ($R^2 = 1,00$; $p < 0,001$), refletindo a robustez matemática do modelo, embora influenciada pela amostra simulada. Segundo a Tabela 8, coeficientes β positivos aumentam o ICS, como ocorre com CRA, CRE e PET, enquanto coeficientes negativos, como PDA e FA, reduzem seu valor.

Tabela 8: Análise dos valores estimados na regressão linear.

Indicador	Coeficiente (β)	Sinal	Interpretação
CRA	+0,00338	Positivo	Contribui positivamente para o ICS
PDA	-0,00452	Negativo	Quanto maior a perda, menor o ICS
CRE	+0,00156	Positivo	Aumenta levemente o ICS
PET	+0,00220	Positivo	Contribuição relevante e positiva
FA	-0,00085	Negativo	Impacto negativo moderado
AUD	+0,00156	Positivo	Contribuição leve positiva
CCR	+0,00165	Positivo	Contribuição positiva
PR	+0,00022	Positivo	Contribuição quase nula (compatível com baixo peso AHP)
DAR	+0,00201	Positivo	Forte contribuição positiva

Onde: o Coeficiente (β) corresponde ao valor estimado na regressão indicando a força e direção da influência sobre o ICS.

A Tabela 9 compara os pesos AHP com os coeficientes da regressão, contrastando importância conceitual e impacto empírico. Indicadores como PDA e FA, com pesos moderados e coeficientes negativos, atuam de forma penalizadora no modelo. Já os indicadores CRA, CRE e PET apresentam coerência entre alto peso AHP e contribuição positiva, sendo PET o indicador mais relevante estatística e conceitualmente.

Tabela 9: Diferenças entre pesos AHP e coeficientes da regressão.

Característica	AHP (modelo conceitual)	Regressão linear (modelo estatístico)
Origem	Comparação par a par (especialistas)	Ajustado com base em dados observados (dados reais ou simulados)
Tipo de influência	Importância relativa (ponderação)	Efeito estatístico real sobre o índice ICS
Unidade	Sem unidade (valores entre 0 e 1)	Pode ser positivo ou negativo; reflete variação
Dependente de variabilidade	Não	Sim: depende da distribuição dos dados

Indicadores como PDA, CRE, PET e FA apresentam alta variabilidade entre bairros, o que aumenta sua relevância estatística no modelo. Já o CRA, apesar do alto peso AHP, tem baixa variabilidade e menor influência prática. Assim, indicadores com maior dispersão, como PDA, AUD e PET, são mais eficazes para diferenciar os bairros. O ICS municipal de Uberlândia, calculado pela Equação 7, é 0,714, classificado como “Bom”. As Tabelas 10 e 11 ilustram a aplicação do modelo a cinco bairros, evidenciando sua robustez e capacidade de comparação espacial.

Tabela 10: Dados simulados na escala espacial bairro.

Bairro	CRA	PDA	CRE	PET	FA	AUD	CCR	PR	DAR
Centro	99,0	30	98	85	2	60	99,5	4,0	92
Santa Mônica	99,5	25	99	90	1	65	99,8	5,0	95
Jaraguá	98,0	40	95	75	4	45	98,0	3,0	85
Patrimônio	97,0	50	90	70	6	40	97,0	2,0	82
Presidente Roosevelt	96,0	45	92	65	5	50	98,5	3,5	87

O ranking de prioridade de intervenção (Tabela 11) aponta prioridade alta nos bairros Patrimônio e Presidente Roosevelt, moderada no Jaraguá e baixa no Centro. O bairro Santa Mônica, segundo os dados simulados, não requer intervenção. A tabela também sugere medidas específicas com base nos valores e classificação do ICS.

Tabela 11: Resultados ICS por bairro.

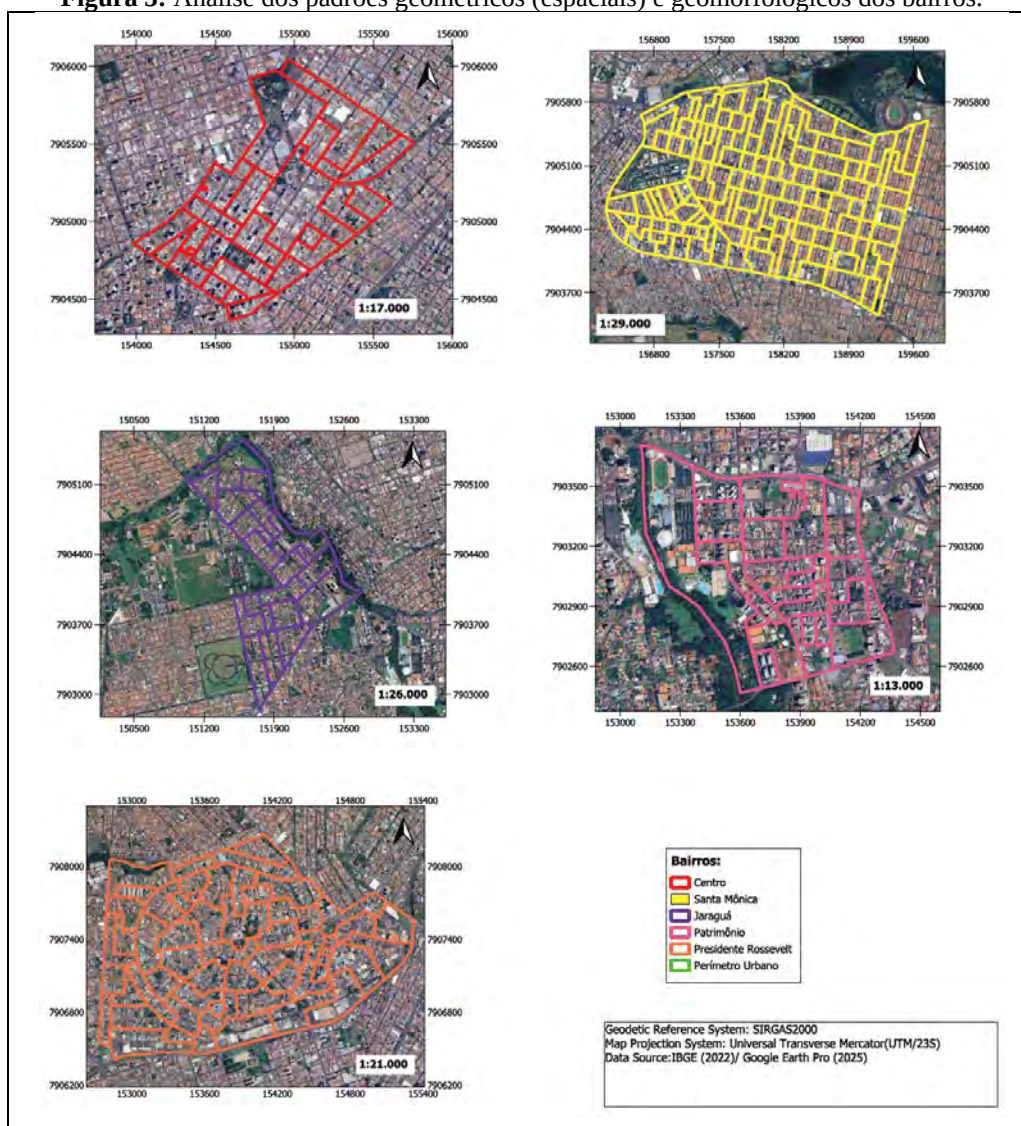
Bairro	ICS	Classificação	Prioridade de Intervenção	Exemplos de Medidas de Intervenção
Centro	0,758	Bom	Baixa	Manutenção preventiva na rede de água e esgoto; fortalecer ações de reciclagem e educação ambiental.
Santa Mônica	0,810	Muito Bom	Nenhuma/Referência	Monitoramento contínuo de desempenho; Compartilhamento de boas práticas com bairros críticos
Jaraguá	0,641	Regular	Moderada	Reforçar drenagem urbana e reduzir alagamentos; ampliar o tratamento de esgoto e coleta seletiva
Patrimônio	0,597	Ruim	Alta	Reduzir perdas de água e modernizar redes; investir em drenagem e ampliação da área atendida; intensificar destinação adequada dos resíduos
Presidente Roosevelt	0,556	Ruim	Alta	Expansão da infraestrutura de esgoto; aumentar a proporção de recicláveis; Controle de alagamentos e limpeza de galerias pluviais

A comparação entre os padrões geométricos (espaciais) e geomorfológicos permite realizar algumas observações preliminares entre os 5 bairros analisados, conforme ilustra a Figura 3.

Os bairros com menor ICS (Patrimônio, Roosevelt) coincidem com: regiões de relevo acidentado; menor densidade de drenagem e áreas historicamente. Os bairros centrais e planejados (Centro, Santa Mônica) apresentam: infraestrutura consolidada; topografia suave e maiores distâncias a estações de tratamento.



Figura 3: Análise dos padrões geométricos (espaciais) e geomorfológicos dos bairros.



CONCLUSÕES

O presente estudo apresentou uma metodologia estruturada para a proposição e aplicação de um ICS no município de Uberlândia (MG), utilizando a técnica AHP como ferramenta de ponderação multicritério. A definição dos subcritérios considerou os quatro componentes definidos pela Lei nº 11.445/2007: abastecimento de água, esgotamento sanitário, manejo de resíduos sólidos e drenagem urbana. Foram atribuídos pesos aos subcritérios com base em julgamentos técnicos e, posteriormente, os dados foram normalizados para o cálculo do ICS por bairro.

Os resultados indicaram que os bairros centrais, como Santa Mônica e Centro, apresentaram os melhores índices, refletindo maior cobertura de serviços e menor frequência de falhas. Em contrapartida, bairros como Patrimônio e Presidente Roosevelt revelaram deficiências importantes, especialmente em aspectos como drenagem, perdas de água e tratamento de esgoto, indicando necessidade urgente de intervenção.

O modelo mostrou-se conceitualmente coerente e estatisticamente robusto, com alto grau de explicação da variabilidade ($R^2 = 1,00$). Além de servir como ferramenta de diagnóstico, o ICS permite priorizar áreas para políticas públicas, promovendo maior equidade territorial. A metodologia proposta é original, inovadora e pode ser replicável para outros municípios, podendo ser atualizada periodicamente conforme novos dados forem disponibilizados.

REFERÊNCIAS

- ARAÚJO, J. M.; SILVEIRA, S. F. R.; FERREIRA, M. A. M. Impacto das políticas e planos municipais sobre os indicadores de acesso ao saneamento básico. *Ciência & Saúde Coletiva*, v. 30, n. 1, p. 1–10, 2025. DOI: 10.1590/1413-81232025301.07122023.
- BRASIL. Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. *Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico e para a política federal de saneamento básico*. Atualizada pela Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, p. 1, 08 jan. 2007.
- BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS. Diagnóstico Temático Serviços de Água e Esgoto Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Visão Geral ano de referência 2022. Brasília, DF: SNSA, 2023. 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. Acesso em: 17 jul. 2025.
- FARIA, M. T. S.; PEREIRA, L. M. S.; DIAS, A. P.; GOMES, U. A. F.; MOURA, P. Panorama dos Planos Municipais de Saneamento Básico e Planos Diretores de Drenagem Urbana em municípios de pequeno porte de Minas Gerais. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 27, n. 1, jan/fev 2022, p. 185–193. DOI: 10.1590/S1413-415220200357.
- IBGE (2022). Pesquisa Nacional de Saneamento Básico – 2021. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=2101734>. Acesso: julho/2025.
- JAIN, A. K.; DUIN, R. P. W.; MAO, J. Statistical pattern recognition: a review. *IEEE Transactions on Pattern Analysis and Machine Intelligence*, v. 22, n. 1, p.4–27, 2000. DOI: 10.1109/34.824819.
- MELO, F. L. N. B.; SILVA, M. P.; SILVA, R. R.; AIRES, R. F. F. Apoio ao processo de avaliação do serviço de abastecimento de água no Rio Grande do Norte: uma abordagem multicritério. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, v. 23, n. 4, p. 675–686, jul./ago. 2018. DOI: 10.1590/S1413-41522018158835.
- OGATO, G. S.; BANTIDER, A.; ABEBA, K.; GENELETTI, D. Geographic information system (GIS)-based multicriteria analysis of flooding hazard and risk in Ambo Town and its watershed, West Shoa Zone, Oromia Regional State, Ethiopia. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, v. 27, p. 1–18, 2020. DOI: 10.1016/j.ejrh.2019.100659.
- OLIVEIRA, J. B.; ERVILHA, G. T. Serviços de saneamento básico em Minas Gerais e seus determinantes locais, demográficos e socioeconômicos. *Revista Brasileira de Estudos Regionais e Urbanos*, v. 13, n. 2, p. 243–267, 2019. Disponível em: <http://www.revistaaber.org.br>. Acesso em: 17 jul. 2025.
- SAATY, T. L. *The analytic hierarchy process: planning, priority setting, resource allocation*. New York: McGraw-Hill, 1980.
- SAE (2022). *Relatório técnico-operacional: dados do abastecimento e esgotamento sanitário de Uberlândia*. Uberlândia: SAE, 2022.



UBERLÂNDIA (2021). *Plano Municipal de Saneamento Básico – PMSB*: diagnóstico técnico-participativo do saneamento básico. Uberlândia: Prefeitura Municipal de Uberlândia, 120 p.

WHO; UNICEF. Progress on household drinking water, sanitation and hygiene 2000–2020: Five years into the SDG era. Geneva: World Health Organization (WHO) and the United Nations Children’s Fund (UNICEF). Joint Monitoring Programme (JMP), 2021. Disponível em: <https://www.who.int/publications/i/item/9789240030848>. Acesso em: 10 jul. 2025.

Maria Lígia Chuerubim (marialigia@ufu.br)

Universidade Federal de Uberlândia, Faculdade de Engenharia Civil, Av. João Naves de Ávila, 2121, Santa Mônica, Uberlândia, MG, Brasil)



MODELAGEM MENSURAÇÃO DE ATIVOS DE INFRAESTRUTURA EM SANEAMENTO: PROPOSTA METODOLÓGICA COM SIG E ENGENHARIA PARA CONTABILIDADE PÚBLICA.

Bruno Bueno da Silva¹; Lucas Fonseca de Oliveira²; Plínio Santos Scheucher³; João Paulo Tufi Abrantes⁴

¹Doutorando em Ciências Contábeis (FACIC/UFU), Mestre em Ciências Contábeis (FACIC/UFU), Bacharel em Direito (FADIR/UFU), Bacharel em Ciências Contábeis (FACIC/UFU) (brunobs3@yahoo.com.br)

²Bacharel em Engenharia Civil (FECIV/UFU) (lucasfonseca94@outlook.com)

³Mestrando em Engenharia Civil (FECIV/UFU), Bacharel em Engenharia Civil (FECIV/UFU) (scheucher.eng@gmail.com)

⁴Graduando em Ciências Contábeis (FACIC/UFU) (joaoptabrant@gmail.com)

RESUMO

A contabilidade pública vem passando por uma série de mudanças nos últimos anos, uma delas foi a valorização do contexto patrimonial cujo aspecto era suprimido pelo caráter orçamentário na administração pública. No ambiente dos serviços de saneamento básico, as mudanças tornaram-se ainda mais latentes com o Novo Marco Legal do Saneamento de 2020 e com as novas exigências contábeis patrimoniais da Secretaria do Tesouro Nacional. Este trabalho tem o objetivo de propor um artifício prático e eficiente para a mensuração de parte dos ativos de infraestrutura desse segmento, representado pelo conjunto de redes subterrâneas. Como método, utilizou-se o cadastro técnico aliado aos instrumentos de engenharia e dos Sistemas de Informações Geográficas (SIGs). Como resultado, constatou-se ser possível a mensuração das redes de água, esgoto e drenagem com o uso dessas ferramentas, permitindo o atendimento à legislação aplicável, mesmo para os menores prestadores municipais.

PALAVRAS-CHAVE: Contabilidade Pública, Ativos de Infraestrutura, Sistemas de Informação Geográfica.

INTRODUÇÃO

Dados no portal do Instituto Trata Brasil (2023) demonstram que, segundo informações coletadas pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento, os investimentos em saneamento básico no Brasil alcançaram números superiores a R\$ 17,3 bilhões só no ano de 2021. Entretanto, não são detalhados como foram realizados esses investimentos, inferindo-se que, diante deste montante, parte dos recursos tem sido alocada em ativos de infraestrutura. Paralelamente, devido a exigências de órgãos internacionais, existe um esforço em harmonizar a contabilidade das entidades públicas, de maneira a produzir informações que auxiliem no processo de gestão e, consequentemente, na tomada de decisões nesse setor (CHRISTIAENS et al., 2014).

Nesse contexto, observa-se que uma classe especial de ativos de infraestrutura e com elevado valor patrimonial, porém de difícil mensuração, provém de serviços de saneamento, tais como: redes e tubulações, representando os ativos de infraestrutura invisíveis, haja vista que sua maioria se encontra soterrada (EHALAIYE; REDMAYNE; LASWAD, 2020). Esses ativos, quando pertencentes a entidades de direito público de prestação de serviços de saneamento apresentam um baixo índice de reconhecimento e controle entre as entidades, devido ao contexto orçamentário historicamente mais valorizado na administração pública (CABELLO; BILANCIERI; AZEVEDO, 2019). Diante do exposto, surge o questionamento de como mensurar de forma prática e eficientes esses ativos, a fim de produzir informações contábeis que atendam à nova realidade imposta ao setor público. Uma das possibilidades consiste no uso de informações geradas por sistemas de geoprocessamento, que muitas das vezes estão disponibilizadas de forma gratuita para o uso dessas

entidades (ARAGÃO; ALVES, 2023). Ademais, deve-se ressaltar que a Lei nº 14.026/2020 (Novo Marco do Saneamento) trouxe novidades e prazos a serem cumpridos nesse âmbito, transferindo às Agências Reguladoras uma maior competência e rigor na avaliação dos prestadores de serviço de saneamento. O Novo Marco exige, ainda que indiretamente, maior maturidade contábil dos prestadores públicos de saneamento que, não só precisarão comprovar sua viabilidade técnico-financeira e qualidade na prestação de serviços, como deverão desenvolver processos internos até então pouco presentes no setor público.

Dessa forma, este estudo objetiva fornecer alternativa viável, tanto do ponto de vista de prazos quanto de custos, de metodologia para a mensuração e reconhecimento no meio público dos ativos de infraestrutura de saneamento (novos e em uso) a partir de metodologias que mesclam conceitos de engenharia, contabilidade e sistemas de informações geográficas. Tal metodologia objetiva abordar os desafios encontrados nas entidades de direito público.

METODOLOGIA

Para a confecção deste trabalho foi necessária uma observação participante durante o período de 4 meses em uma entidade prestadora de serviços de saneamento no interior de Minas Gerais, em que o instrumento aqui proposto foi aplicado. A observação participante consiste em um método único de coleta de dados, em que o observador se encontra em posição favorável que permite investigações exploratórias por conta da aproximação com os fatos e os indivíduos envolvidos (MÓNICO et al., 2017).

Em complemento aos dados coletados por meio da observação, os envolvidos foram entrevistados em uma estratégia de clarificar alguns aspectos de caráter técnico (CORREIA, 2009). Ao final, os dados obtidos por meio da observação, bem como a complementação extraída das entrevistas, foram triangulados de forma a produzir um entendimento único em relação ao tema estudado para a confecção deste trabalho (YIN, 1994).

Os ativos considerados no estudo são compostos por estruturas lineares e seus acessórios especializados de saneamento, que contemplam: i) adutoras e subadutoras; ii) redes (tubulações) de distribuição de água; iii) singularidades instaladas nas redes de distribuição de água; iv) emissários e interceptores de esgoto; v) redes (tubulações), coletores e coletores-tronco de esgoto; vi) poços de visita de esgoto; vii) redes (tubulações) ou galerias de águas pluviais; viii) poços de visita de águas pluviais; ix) caixas de Passagem de águas pluviais e x) bocas de lobo.

Os ativos acima descritos, em regra, representam a maior parte dos ativos de infraestrutura de um ente prestador de serviços de saneamento, tanto em contagem individual quanto em valor monetário e foram sistematicamente cadastrados pela entidade observada em uma base de dados SIG, que, para além do mero cadastro com posicionamento geográfico, permite incorporar ao banco de dados características relevantes para a sua avaliação patrimonial e posterior depreciação, tais como: diâmetro de tubulações, materiais constituintes, custo de execução, idade, vida útil, entre outros. Dessa forma, o ente conseguiu estruturar a informação da maior parte de seus ativos lineares imobilizados na prestação de serviços de saneamento, que se constituem em milhares de itens com características heterogêneas, porém agrupáveis e classificáveis, o que permitiu o tratamento em massa desses dados e a valoração e depreciação de cada item em atendimento aos princípios da contabilidade pública.

Por outro lado, a metodologia descrita no estudo não se aplica à avaliação dos ativos imóveis e de estruturas especiais de saneamento, tidas como aquelas que não possam ser padronizadas a partir de orçamentos de engenharia por composições unitárias de custo, tais como: i) dissipadores; ii) estações de Tratamento de Água e Esgoto; iii) estações Elevatórias de Água e Esgoto; iv) peças e equipamentos eletromecânicos; v) pavimentação; vi) blocos de ancoragem, pipe-racks, travessias especiais e afins; vii) reservatórios e tanques; viii) demais estruturas não contempladas anteriormente.

Essas estruturas, por sua vez, necessitariam de tratamento individual com levantamento dos seus custos para sua mensuração.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Para elaboração das discussões, salienta-se que a literatura correlata ao tema é esparsa e quase inexistente, exceto pelos pronunciamentos do CPC, utilizados subsidiariamente para entidades públicas, por portarias e regulamentos oficiais, como o MCASP. Tais dispositivos tratam dos Ativos Imobilizados e impõem seu reconhecimento apenas quando: a) for provável que futuros benefícios econômicos associados ao item fluirão para a entidade; e b) o custo do item puder ser mensurado confiavelmente (MCASP, 2021). Quanto ao item (a), é evidente que os ativos objetos deste estudo possuem a capacidade de gerar benefícios econômicos futuros, uma vez que são utilizados para proporcionar serviços públicos à população, da qual o ente, em regra, recebe tarifa para sua prestação. Ainda que assim não o fosse, a própria prestação de serviços públicos (a título gratuito) já tornaria esses ativos passíveis de reconhecimento, visto ser a prestação de serviços à população a atividade fim do setor público. No que tange ao item (b), o custo do item pode e deve ser mensurado por meio da elaboração de orçamentos estimativos para a sua execução ou de execução de ativo com mesmo potencial de prestação de serviços conforme o conceito de custo de reposição (MCASP, 2021). Por se tratar, eventualmente, de ativos existentes e em uso, será necessário realizar o cálculo de eventual depreciação acumulada durante os anos, estimando-se o tempo em que esse ativo já se encontra instalado.

Além disso, este mesmo dispositivo dispõe que a aquisição de tal ativo imobilizado, embora não aumentando diretamente os futuros benefícios econômicos de qualquer item específico já existente do ativo imobilizado, pode ser necessária para que a entidade obtenha os benefícios econômicos futuros dos seus outros ativos. Esses itens do ativo imobilizado qualificam-se para o reconhecimento como ativo, pois permitem à entidade obter benefícios econômicos futuros dos ativos relacionados acima dos benefícios que obteria caso não tivesse adquirido esses itens (MCASP, 2021).

Dessa forma, os ativos descritos e abrangidos por este estudo não só se enquadram perfeitamente entre aqueles passíveis de mensuração e reconhecimento contábil e patrimonial, como também, a partir do uso da metodologia proposta, possuem boa relação custo-benefício de reconhecimento, uma vez que são de factível mensuração e elevado valor patrimonial.

Nesse sentido, a mensuração inicial de um ativo imobilizado deverá ser feita pelo custo quando se tratar de itens novos (MCASP, 2021). De acordo com essa normativa, compõem o custo: i) o preço de aquisição, inclusive impostos não recuperáveis; ii) os custos diretamente atribuíveis para colocar o ativo em operação; e iii) a estimativa inicial dos custos de desmontagem e remoção, além de restauração do local.

Diante dessas disposições, depreende-se que, no âmbito de um ente público prestador de serviços de saneamento, os ativos objetos desse caso devem ser reconhecidos no momento de sua implantação, incorporando ao seu valor de custo: i) o valor dos materiais empregados; ii) o valor da mão de obra empregada em sua instalação; e iii) o valor de demais serviços necessários à sua colocação em funcionamento, tais como: escavações, compactações mecânicas ou manuais, custos de substituição de solo, mobilizações e desmobilizações, entre outros cabíveis.

É válido ressaltar que é comum no setor de saneamento a não remoção de estruturas antigas em desuso, deixando-as abandonadas no subsolo, de forma que os custos de eventual remoção não devem ser incorporados ao custo do ativo.

Após reconhecimento inicial, um item do ativo imobilizado deve ser apresentado ao custo, menos qualquer depreciação e perda por redução ao valor recuperável acumuladas, que devem ser atribuídas ao ativo periodicamente (CPC, 2009). Por sua vez, o MCASP (2021) estabelece para os ativos de infraestrutura que, para os casos de reconhecimento inicial e para ajustes ou reclassificações

em atendimento às novas práticas contábeis, não havendo nenhuma evidência disponível para determinar o valor de mercado devido a sua natureza especializada, o valor justo pode ser estimado usando-se o custo de reposição depreciado.

Isso ocorre com os ativos de infraestrutura de saneamento já em uso, cuja obtenção do valor justo, do custo original ou do valor de mercado é praticamente impossível, uma vez que são, em sua maioria, ativos com décadas de uso e que inexistem mercados ativos para esses bens fora do ente público local, que, em regra, detém exclusividade da prestação de serviços de saneamento. Diante do exposto, os ativos de infraestrutura podem ser mensurados conforme regra geral do MCASP (2021) descrita no Quadro 1.

Quadro 1 – Metodologia aplicada a cada classe de ativo.

Ativo	Regra Geral MCASP	Exceções
Imobilizado de infraestrutura antigo e em uso	Custo histórico (original) deduzido da depreciação acumulada	Custo de reposição deduzido da depreciação acumulada
Imobilizado de infraestrutura novo executado diretamente pelo ente	Custo	Custo de reposição
Imobilizado de infraestrutura novo executado mediante contratação	Custo	Custo de reposição
Imobilizado de infraestrutura recebido a título gratuito	Valor Justo	Custo de Reposição

Fonte: Adaptado do MCASP (2021).

Do Quadro 1, depreende-se que os ativos de infraestrutura de saneamento lineares (redes de água, esgoto e drenagem), objetos deste estudo, segundo o normativo aplicável, devem ser avaliados conforme Equação (1) e, quando da impossibilidade de obtenção do custo histórico do ativo, subsidiariamente, conforme Equação (2). Situação que, embora configure-se como exceção, tende a ser a mais frequentemente encontrada nas entidades públicas em razão da inexistência de registros de custo histórico.

$$\text{Valor de reconhecimento} = \text{Custo histórico} - \text{Depreciação acumulada} \quad (1)$$

$$\text{Valor de reconhecimento} = \text{Custo de reposição} - \text{Depreciação acumulada} \quad (2)$$

Autores como Piccini, Bezerra Filho e Marques (2022), embora não tenham abordado especificamente o tema relacionado aos ativos de infraestrutura das entidades de saneamento, constataram que existe uma certa evolução em âmbito brasileiro em relação à evidenciação patrimonial contábil no setor público, o que mesmo necessitando de melhoria em alguns critérios já demonstra uma certa preocupação da administração pública com o tema.

Com isso, a atividade contábil tem sido enxergada com outros olhos, no sentido de ser capaz de fornecer informações, que além de auxiliarem no processo de decisão por conta dos gestores, também servem como instrumento de controle social e transparência diante da população usuária dos serviços (SASSO; RAMOS; VARELA, 2023). Isso permitirá que a informação contábil no setor público efetivamente possa ser usada no controle do patrimônio e, conseqüentemente, na melhor alocação dos recursos pela administração (MNIF; GAFSI, 2020). Só assim será possível a superação das práticas arraigadas em velhas legislações que ensejam mudanças na contabilidade pública (SOARES; SCARPIN, 2010).

O fluxo de mensuração tradicional para os ativos mencionados no campo de aplicação é dado conforme Figura 1.

Figura 1 – Fluxograma do processo de obtenção do valor de reposição



Fonte: Autores (2024)

A elaboração de composições unitárias de custo dos serviços, como atividade de engenharia, é, segundo o Conselho Regional de Engenharia e Arquitetura, atividade privativa de engenheiros civis. Conforme a publicação Sistema Nacional de Pesquisa de Custos e Índices da Construção Civil – Manual de Metodologias e Conceitos da Caixa Econômica Federal do Brasil, uma composição unitária é a descrição e quantificação de cada insumo e composição auxiliar empregados para se executar uma unidade de serviço. Trata-se do estabelecimento das quantidades e valores de materiais, mão de obra e maquinário empregados para a execução de uma unidade de determinado serviço.

Aplicado à avaliação dos ativos de infraestrutura de saneamento, cabe ao profissional responsável pela avaliação ou ao gestor da unidade de patrimônio e/ou cadastro levantar a relação de todas as composições unitárias necessárias a partir de cadastro técnico do ente com ativos avaliados. Em regra, a elaboração das composições de custo, embora numerosas, não representa a principal dificuldade das entidades, pois é esperado que estas tenham em seu corpo técnico profissionais da engenharia habilitados para tanto e com conhecimento específico da área.

Dessa forma, a maior dificuldade da metodologia está em identificar os quantitativos e características de cada ativo de saneamento. Para ativos novos, as especificações podem ser obtidas em projetos e notas fiscais pagas pela execução destes, não constituindo qualquer dificuldade para sua mensuração. O mesmo não ocorre para ativos já em uso, que, em regra, não possuem quaisquer indícios de projetos ou pagamentos pela sua constituição, seja pela idade avançada, seja por terem sido executados por terceiros ou mesmo por mão de obra própria. Para a mensuração desses ativos em uso recomenda-se que a entidade utilize um cadastro em sistemas de informações geográficas.

O cadastro em sistemas de informações geográficas é metodologia amplamente utilizada no saneamento por diversas Companhias e Concessionárias prestadoras de serviço de Saneamento (ARAGÃO; ALVES, 2023) e possui incorporado a cada item de ativo uma tabela de atributos com todas as informações disponíveis sobre cada parte constituinte do cadastro, sendo possível obter de maneira quase instantânea, desde que exista uma política sistemática de lançamento e atualização cadastral na entidade, uma planilha de trechos de rede, singularidades e afins com características essenciais à sua mensuração, tais como: dimensões e extensões das tubulações, profundidade da instalação, materiais empregados, idade, etc.. Cumpre salientar, entretanto, que o SIG não se trata de um software, mas de um sistema computacional que coleta, armazena, processa, analisa e apresenta dados georreferenciados. A Figura 2 ilustra um exemplo de tabela de informações gerada pelo cadastro nos sistemas de informações geográficas em diversos trechos de redes coletoras de esgoto da entidade observada, visualizada a partir do software aberto QGIS.

Figura 2 – Exemplo de tabela de informações geradas por sistema de informações geográficas
2º Simpósio de Recursos Hídricos, Hidráulica e Saneamento
20 a 23 de agosto de 2025



Fonte: Elaborado pelos autores por meio do uso de sistema de informação geográfica (2024)

Destaca-se ainda que o método proposto é adotado pelas entidades por meio de uso de softwares de domínio público e código aberto que se utilizam da metodologia SIG, e que, além de possuírem alta versatilidade e capacidade de manipulação e tratamento dos dados, não oneram as entidades, gerando economia ao erário público (ARAGÃO; ALVES, 2023). Por outro lado, a ausência do cadastro técnico compatível com o SIG pode ser contornada com procedimentos de conversão das bases cadastrais em outros sistemas, sendo que o tratamento de dados pode ser necessário para a adequada obtenção das informações desejadas sobre os ativos. Finalizada essa etapa é possível extrair uma planilha de informações em que cada linha corresponde a um elemento do ativo (usualmente trecho de tubulação ou peça), com suas características fundamentais à mensuração.

Para os ativos de infraestrutura de saneamento inexistente normativa própria quanto à depreciação, no entanto, é aconselhável considerar, no caso da inexistência de indícios de depreciação diferenciada, a depreciação linear em função do tempo de uso sob condições normais de operação. Quanto ao valor residual e à vida útil, como é frequente do setor do saneamento o simples abandono de estruturas enterradas em desuso, o valor residual tecnicamente é nulo e a vida útil média de ativos de infraestrutura adotada habitualmente no setor é de 50 anos. O Quadro 2 resume as principais práticas contábeis relacionadas à depreciação de ativos de infraestrutura de saneamento.

Quadro 2 – Parâmetros propostos para depreciação.

Item	Parâmetro sugerido
Vida útil estimada dos ativos	50 anos
Método de depreciação	Linear pelo tempo
Valor residual	Zero, sendo arbitrado o valor referente a uma parcela de depreciação anual (1/50) como valor em residual de uso para as estruturas em operação com idade superior à vida útil estimada
Momento de reconhecimento	Ao fechamento das demonstrações contábeis, anualmente

Fonte: Autores (2024)

Por conseguinte, para ativos antigos já em operação, a depreciação acumulada será a resultante dos somatórios das depreciações anuais e, quando do reconhecimento inicial, deverá ser calculado sua depreciação acumulada ao longo dos anos de seu uso (MCASP, 2021). Para tanto, a fim de obter a idade estimada dos ativos, faculta-se o uso do cadastro técnico associado a históricos de execução de infraestrutura, imagens de satélites e do próprio SIG.

Ainda que os sistemas cadastrais das entidades possuam facilidade quanto à obtenção de informações com precisão, podem existir algumas situações em que informações sobre determinado ativo estejam ausentes no cadastro técnico. Cabe nesse momento ao profissional responsável pela mensuração, com o uso dos princípios contábeis, em especial o balanço entre o princípio da neutralidade e o da prudência, a utilização do arbítrio e julgamento profissional para estimar a informação desejada a partir de fundamentações em conhecimentos e na experiência própria e de demais servidores.

Para a identificação de informações necessárias à obtenção da depreciação, pode ser necessário arbítrio de informações relacionadas à idade dos ativos. Para tanto é possível que sejam arbitradas suas idades estimadas a partir das seguintes fontes de informações: i) informações de projetos aprovados e/ou informações de cadastro; ii) informações obtidas junto à Secretaria de planejamento urbano competente e/ou outros órgãos/entidades quanto à data da execução do parcelamento solo; iii) informações obtidas junto a órgãos oficiais como IBGE quanto à data de execução da urbanização de determinada área; iv) informações obtidas em estudos e/ou trabalhos técnicos que evidenciam a data da ocupação urbana de determinada área; v) informações a partir do histórico de imagens de satélite, fotografias aéreas e outros. Quando do arbítrio da idade do ativo, o profissional responsável pelo julgamento deverá utilizar-se do Princípio da Neutralidade, buscando valorar o ativo o mais fidedignamente possível e, em caso de dúvidas, valer-se da Prudência e utilizar-se da data mais antiga, a fim de evitar a sobrevalorização de ativos da entidade. O Quadro 3 resume os principais pontos de arbítrio e a recomendação proposta.

Quadro 3 – Recomendações de propostas de arbítrio

Ponto de incerteza	Recomendação de arbítrio
Material	Adotar material usualmente utilizado pela entidade, ou em caso de dúvidas, o mais barato.
Diâmetro	Adotar diâmetro usualmente utilizado para a situação em análise. Em caso de mais de um diâmetro possível, adotar o menor.
Profundidade da rede de esgoto e drenagem	Adotar profundidade necessária ou a mais adequada. Em caso de dúvidas, utilizar a menor profundidade admissível tecnicamente.
Profundidade da rede de água	Adotar a profundidade mínima conforme normas técnicas.
Inexistência de preços referenciais para o material avaliado	Adotar material similar disponível de menor valor.
Idade estimada do ativo quando em divergência ou incerteza nas fontes de consulta	Adotar idade mais antiga.
Existência de renovação ou restauração de ativo	Arbitrar inexistência de histórico de renovação e considerar a idade do ativo como a idade da execução da infraestrutura urbana local.

Fonte: Autores (2024)

Do resultado da aplicação da metodologia com o cruzamento dos dados extraídos do sistema de informação geográfica e as composições unitárias, a entidade obterá uma planilha contendo cada item do ativo com as informações necessárias à obtenção do custo de reposição. A depreciação acumulada, por sua vez, será facilmente mensurada em função da idade estimada do ativo. Essa planilha permitirá, inclusive, a realização da depreciação anual dos ativos, adequada à composição dos custos operacionais e à correta elaboração do balanço patrimonial. Apesar de alguns prestadores de serviços possuírem sistemas próprios que possam fazer o tratamento contábil diretamente em seus sistemas de informações geográficas, os prestadores sem essa facilidade poderão realizar todo

procedimento por meio de softwares livres e obter planilha de cálculo similar à da Figura 3, em que os ativos podem ser agrupados por categorias e características similares para fins de registro contábil.

Figura 3 – Exemplo de planilha

Item	Ativo	Material	Diâmetro (mm)	Profundidade (m)	Idade (anos)	Qtde (m)	Custo reposição unit	Custo reposição total	Depreciação acumulada	Valor Reconhecimento
1	Rede de água	PVC	50	1	5	997	R\$ 153,00	R\$ 152.541,00	R\$ 15.254,10	R\$ 137.286,90
2	Rede de água	PVC	50	1	10	2915	R\$ 153,00	R\$ 445.995,00	R\$ 89.199,00	R\$ 356.796,00
3	Rede de água	PVC	50	1	15	2667	R\$ 153,00	R\$ 408.051,00	R\$ 122.415,80	R\$ 285.635,20
4	Rede de água	PVC	50	1	20	5532	R\$ 153,00	R\$ 846.396,00	R\$ 338.558,40	R\$ 507.837,60
5	Rede de água	PVC	75	1	5	1309	R\$ 178,00	R\$ 233.002,00	R\$ 23.300,20	R\$ 209.701,80
6	Rede de água	PVC	75	1	10	6852	R\$ 178,00	R\$ 1.219.656,00	R\$ 243.931,20	R\$ 975.724,80
7	Rede de água	PVC	75	1	15	8955	R\$ 178,00	R\$ 1.590.430,00	R\$ 477.125,00	R\$ 1.113.305,00
8	Rede de água	PVC	75	1	20	1868	R\$ 178,00	R\$ 332.504,00	R\$ 133.001,60	R\$ 199.502,40
9	Rede de Esgoto	MBV	200	1	5	2581	R\$ 315,00	R\$ 814.515,00	R\$ 84.451,50	R\$ 730.063,50
10	Rede de Esgoto	MBV	200	1	10	8380	R\$ 315,00	R\$ 2.633.400,00	R\$ 526.680,00	R\$ 2.106.720,00
11	Rede de Esgoto	MBV	200	1	15	9132	R\$ 315,00	R\$ 2.876.580,00	R\$ 862.874,00	R\$ 2.013.606,00
12	Rede de Esgoto	MBV	200	1	20	5599	R\$ 315,00	R\$ 1.763.685,00	R\$ 705.474,00	R\$ 1.058.211,00
13	Rede de Esgoto	MBV	200	1	25	2353	R\$ 315,00	R\$ 741.195,00	R\$ 370.597,50	R\$ 370.597,50
14	Rede de Esgoto	PVC	200	1	5	4475	R\$ 335,00	R\$ 1.498.455,00	R\$ 149.845,50	R\$ 1.348.609,50
15	Rede de Esgoto	PVC	200	1	10	9196	R\$ 335,00	R\$ 3.080.660,00	R\$ 616.132,00	R\$ 2.464.528,00
16	Rede de Esgoto	PVC	200	1	15	1078	R\$ 335,00	R\$ 361.130,00	R\$ 108.339,00	R\$ 252.791,00
17	Rede de Esgoto	PVC	200	1	20	5851	R\$ 335,00	R\$ 1.960.085,00	R\$ 784.034,00	R\$ 1.176.051,00
18	Rede de Esgoto	PVC	200	1	25	5337	R\$ 335,00	R\$ 1.787.895,00	R\$ 893.947,50	R\$ 893.947,50
19	Rede de Esgoto	MBV	200	2	5	777	R\$ 425,00	R\$ 330.225,00	R\$ 33.022,50	R\$ 297.202,50
20	Rede de Esgoto	MBV	200	2	10	2322	R\$ 425,00	R\$ 986.850,00	R\$ 197.370,00	R\$ 789.480,00
21	Rede de Esgoto	MBV	200	2	15	9574	R\$ 425,00	R\$ 4.068.950,00	R\$ 1.220.685,00	R\$ 2.848.265,00
22	Rede de Esgoto	MBV	200	2	20	8044	R\$ 425,00	R\$ 3.418.700,00	R\$ 1.367.480,00	R\$ 2.051.220,00
23	Rede de Esgoto	MBV	200	2	25	75	R\$ 425,00	R\$ 31.875,00	R\$ 15.937,50	R\$ 15.937,50
24	Rede de Esgoto	PVC	200	2	5	3908	R\$ 445,00	R\$ 1.738.170,00	R\$ 379.817,00	R\$ 1.358.353,00
25	Rede de Esgoto	PVC	200	2	10	211	R\$ 445,00	R\$ 93.895,00	R\$ 18.779,00	R\$ 75.116,00
26	Rede de Esgoto	PVC	200	2	15	7211	R\$ 445,00	R\$ 3.208.895,00	R\$ 962.668,50	R\$ 2.246.226,50
27	Rede de Esgoto	PVC	200	2	20	8447	R\$ 445,00	R\$ 3.758.915,00	R\$ 1.503.566,00	R\$ 2.255.349,00
28	Rede de Esgoto	PVC	200	2	25	4121	R\$ 445,00	R\$ 1.833.845,00	R\$ 916.922,50	R\$ 916.922,50
29	Rede de Esgoto	MBV	200	3	5	8648	R\$ 652,00	R\$ 5.638.496,00	R\$ 569.849,60	R\$ 5.068.646,40
30	Rede de Esgoto	MBV	200	3	10	5029	R\$ 652,00	R\$ 3.278.908,00	R\$ 655.781,60	R\$ 2.623.126,40
31	Rede de Esgoto	MBV	200	3	15	9471	R\$ 652,00	R\$ 6.175.082,00	R\$ 1.852.527,60	R\$ 4.322.554,40
32	Rede de Esgoto	MBV	200	3	20	9510	R\$ 652,00	R\$ 6.200.520,00	R\$ 2.480.208,00	R\$ 3.720.312,00
33	Rede de Esgoto	MBV	200	3	25	4129	R\$ 652,00	R\$ 2.692.108,00	R\$ 1.346.054,00	R\$ 1.346.054,00
34	Rede de Esgoto	PVC	200	3	5	2517	R\$ 670,00	R\$ 1.686.390,00	R\$ 168.639,00	R\$ 1.517.751,00
35	Rede de Esgoto	PVC	200	3	10	9216	R\$ 670,00	R\$ 6.174.720,00	R\$ 1.234.944,00	R\$ 4.939.776,00
36	Rede de Esgoto	PVC	200	3	15	5249	R\$ 670,00	R\$ 3.516.830,00	R\$ 1.055.049,00	R\$ 2.461.781,00
37	Rede de Esgoto	PVC	200	3	20	4867	R\$ 670,00	R\$ 3.260.890,00	R\$ 1.304.356,00	R\$ 1.956.534,00
38	Rede de Esgoto	PVC	200	3	25	2316	R\$ 670,00	R\$ 1.551.720,00	R\$ 775.860,00	R\$ 775.860,00
39	PV Esgoto	Concreto	-	1	10	6980	R\$ 1.210,00	R\$ 8.386.500,00	R\$ 1.657.700,00	R\$ 6.638.800,00
40	PV Esgoto	Concreto	-	2	10	6952	R\$ 1.680,00	R\$ 11.679.360,00	R\$ 2.335.872,00	R\$ 9.343.488,00
41	PV Esgoto	Concreto	-	3	10	1861	R\$ 1.625,00	R\$ 3.025.425,00	R\$ 716.485,00	R\$ 2.308.940,00
Total							R\$ 105.972.454,00	R\$ 29.102.837,60	R\$ 76.869.616,40	

Fonte: Autores (2024)

CONCLUSÕES

A Portaria Secretaria do Tesouro Nacional nº 548/2015 instituiu o Plano de Implantação dos Procedimentos Contábeis Patrimoniais, que atribuiu prazos para a mensuração, reconhecimento e tratamento contábil adequado a diversas classes de ativo, entre eles os ativos de infraestrutura de saneamento. Os prazos, embora dilatados, geraram desconforto e preocupação aos dirigentes e servidores de entidades públicas, que muitas vezes não possuem grau elevado de maturidade no tratamento dos seus ativos, sendo o maior enfoque orçamentário. Soma-se a isso às disposições do Novo Marco Legal do Saneamento que passa cobrar, ainda que indiretamente, maior grau de maturidade contábil dos prestadores públicos. Assim, mediante a metodologia proposta neste trabalho, entidades públicas prestadoras de serviço de saneamento dos mais diversos portes, com um nível aceitável de esforço e trabalho, podem se adequar às exigências e aos prazos impostos e se prepararem para as futuras exigências impostas pelo Novo Marco.

A execução de diversas atividades pode, em regra, ser executada concomitantemente de forma a acelerar os resultados: a elaboração de composições unitárias de custo por parte dos profissionais de engenharia pode ser realizada paralelamente à preparação do cadastro técnico com sua adequação ao sistema de informação geográfica. Por outro lado, o arbítrio de informações ausentes em cadastro deve ser realizado em comum acordo entre o profissional de engenharia e o responsável pela área contábil, visto ser fundamental explicitá-los como premissas da avaliação.

Destaca-se, por fim, que a metodologia descrita neste estudo pode também ser empregada para outras finalidades e à benefício do saneamento, como, por exemplo, na seleção de ativos com mais idade (consequentemente mais depreciados) ou com materiais obsoletos para fins de elaboração de programas de substituição de ativos e na apuração dos custos e da viabilidade de novos empreendimentos e/ou investimentos.

Dessa forma, o tratamento contábil dos ativos de infraestrutura de saneamento não passa apenas a ser possível, como também possui boa relação custo-benefício e permite melhor transparência do setor público, viabilizando a *accountability* vertical e a tomada de decisões tempestivas e assertivas por parte dos dirigentes, além do atendimento à legislação aplicável.

Como limitação, este estudo não oferece uma forma de mensuração das redes cujo cadastro não seja possível, o que demandaria um trabalho de identificação desses ativos por outras ferramentas que

não sejam necessariamente os de sistema de informação geográfica. Sugere-se estudos futuros explorando os métodos de mensuração que estão sendo utilizados pelas entidades de saneamento seriam capazes de proporcionar uma visão geral de como o assunto tem sido tratado diante das mudanças contábeis do setor público dos últimos anos.

REFERÊNCIAS

ARAGÃO, H. G.; ALVES, V. P. Implantação de geotecnologias livres e gratuitas em uma empresa de saneamento básico. **Revista Foco**, v. 16, n. 2, p. 1-7, 2023. DOI: <https://doi.org/10.54751/revistafoco.v16n3-019>.

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. Brasília, DF: Congresso Nacional, 2020.

BRASIL. **Plano de Implantação dos Procedimentos Contábeis Patrimoniais (PIPCP)**. Brasília, DF: Secretaria do Tesouro Nacional (STN), 2015.

BRASIL. Secretaria do Tesouro Nacional. Portaria STN n. 1.131, de 4 de novembro de 2021. Aprova a Parte Geral e as Partes II Procedimentos Contábeis Patrimoniais, III Procedimentos Contábeis Específicos, IV - Plano de Contas Aplicado ao Setor Público e V Demonstrações Contábeis Aplicadas ao Setor Público da 9ª edição do Manual de Contabilidade Aplicada ao Setor Público (MCASP). **Diário Oficial da União**, Brasília, 8 nov. 2021b. Disponível em: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=422581>. Acesso em: 2 nov. 2023.

CABELLO, O. G.; BILANCIERI, M. V.; AZEVEDO, R. R. de. Conformidade inicial das normas de contabilidade aplicadas ao setor público no Brasil. **Revista Mineira de Contabilidade**, v. 20, n. 3, p. 5–17, 2019. DOI: <https://doi.org/10.21714/2446-9114RMC2019v20n3t01>.

CHRISTIAENS, J.; VANHEE, C.; MANES-ROSSI, F.; AVERSANO, N.; VAN CAUWENBERGE, P. The effect of IPSAS on reforming governmental financial reporting: an international comparison. **International Review of Administrative Sciences**, v. 81, n. 1, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1177/0020852314546580>

COMITÊ DE PRONUNCIAMENTOS CONTÁBEIS. **Pronunciamento Técnico CPC 27: Ativo Imobilizado – Correlação às Normas Internacionais de Contabilidade – IAS 16**. [s. l.]: CVM, 2009.

CORREIA, M. da C. B. A observação participante enquanto técnica de investigação. **Pensar Enfermagem**, v. 13, n. 2, p. 30–36, 2009. DOI: [10.56732/pensarenf.v13i2.32](https://doi.org/10.56732/pensarenf.v13i2.32)

EHALAIYE, D.; REDMAYNE, N. B.; LASWAD, F. Does accounting information contribute to a better understanding of public assets management? The case of local government infrastructural assets. **Public Money & Management**, v. 41, n. 2, p. 88–98, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1080/09540962.2020.1719669>.

FRAGOSO, A. R.; MACÊDO, J. M. A.; LOPES, J. E. de G.; RIBEIRO FILHO, J. F.; PEDERNEIRAS, M. M. M. Normas brasileiras e internacionais de contabilidade aplicadas ao setor público e o desafio da convergência: uma análise comparativa – IPSAS e NBCTSP. **Revista de Educação e Pesquisa em Contabilidade (REPeC)**, v. 6, n. 4, p. 434-447, 2012. DOI: [10.17524/repec.v6i4.260](https://doi.org/10.17524/repec.v6i4.260).

INSTITUTO TRATA BRASIL. **Trata Brasil: Saneamento é saúde**, 2023.

MNIF, Y.; GAFSI, Y. A contingency theory perspective on the analysis of central government accounting disclosure under International Public Sector Accounting Standards (IPSAS). **Meditari Accountancy Research**, v. 28, n. 6, p. 1089–1117, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1108/MEDAR-04-2019-0480>.

MÓNICO, L.; ALFERES, V. R.; PARREIRA, P. M.; CASTRO, P. A. A Observação Participante enquanto metodologia de investigação qualitativa. **Atas CIAIQ 2017**, v. 3, p. 724-733, 2017.

PEREIRA, D. M. V. G.; RODRIGUES, J. M.; MATIAS-PEREIRA, J. Reformas contábeis do setor público à luz do Modelo de Contingência de Inovações Contábeis Governamentais. *Contabilidade Gestão e Governança*, v. 25, n. esp., p. 370-387, 2022. DOI: <https://doi.org/10.51341/cgg.v25iesp.2909>.

PICCINI, A. J.; BEZERRA FILHO, J. E.; MARQUES, L. R. Disclosure dos procedimentos contábeis patrimoniais: Estágio de adesão dos municípios brasileiros. *SINERGIA. Revista do Instituto de Ciências Econômicas, Administrativas e Contábeis*, v. 26, n. 1, p. 49-62, 2022. DOI: [10.17648/2236-7608-v26n1-12576](https://doi.org/10.17648/2236-7608-v26n1-12576).

SASSO, M.; VARELA, P. S. Doze anos de convergência das normas brasileiras às IPSAS: Avanços e limites das pesquisas. **Revista Fipecafi de Contabilidade, Controladoria e Finanças (RFCC)**, v. 1, n. 1, p. 78-102, 2020.

SOARES, M.; SCARPIN, J. E. A convergência da contabilidade pública nacional às normas internacionais e os impactos na aplicação da DRE na administração direta. **Revista Catarinense da Ciência Contábil**, v. 9, n. 27, p. 25–42, 2010. DOI: <https://doi.org/10.16930/2237-7662/rccc.v9n27p25-42>.

YIN, R. K. Discovering the Future of the Case Study: Method in Evaluation Research. *Evaluation Practice*, [s. l.], v. 15, n. 3, p. 283-290, 1994. DOI: <https://doi.org/10.1177/109821409401500309>



MONITORAMENTO HIDROLÓGICO NA FAZENDA SÃO FRANCISCO - ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DO RIO UBERABA – MG

*José Cláudio Viégas Campos¹; Marizélia Gomes Costa²; Arthur da Costa Escarela³; Igor Marques Mendonça Júlio³;
Maria Clara Rangel Santana³; Patricia Diniz Martins¹; Fernando Meletti Maciel³; Ana Paula Milla dos Santos
Senhuk¹*

¹Docentes do curso de Engenharia Ambiental (ICTE/UFTM) (jose.campos@uftm.edu.br; patricia.martins@uftm.edu.br; ana.senhuk@uftm.edu.br)

² Assistente de projetos do Instituto Agronelli (marizelia.costa@institutoagronelli.com.br)

³Graduandos do curso de Engenharia Ambiental (ICTE/UFTM) (d202010280@uftm.edu.br; d201910476@uftm.edu.br; d202210222@uftm.edu.br; d201910482@uftm.edu.br)

RESUMO

Nos últimos 20 anos, as vazões do rio Uberaba vêm caindo repetidamente comprometendo o abastecimento público da cidade de Uberaba, que tem nesse manancial sua principal fonte de água. No intuito de coletar informações que auxiliem os gestores públicos, o presente trabalho se propõe a monitorar os as vazões nas drenagens na Fazenda São Francisco, no entorno da cidade de Uberaba – MG, além da variação das reservas de águas subterrâneas. A bacia monitorada pertence a um dos principais tributários do alto rio Uberaba, que compõe a Área de Proteção Ambiental do Rio Uberaba (APA). As medições vêm ocorrendo desde 2021, sendo que aqui são apresentados os dados para o ano hidrológico 2022/2023 (outubro a setembro). A bacia 1, embora com a maior área de drenagem, apresentou as menores vazões. As bacias apresentaram uma média de vazão de 54,9; 77,7 e 119,7 L/s, para as sub-bacias 1, 2 e 3, respectivamente. O nível freático nos dois piezômetros variou de 16 metros a pouco mais de 20 metros de profundidade e marcam o período de recarga das águas subterrâneas de dezembro a abril. Com base nos resultados serão desenvolvidos novos estudos para entender a relação das águas subterrâneas e superficiais bem como a baixa resiliência hídrica da bacia 1. Os dados aqui apresentados comporão uma base de dados dos recursos hídricos na fazenda com sua posterior divulgação no site do Instituto Agronelli.

PALAVRAS-CHAVE: monitoramento, APA do rio Uberaba, piezômetro.

INTRODUÇÃO

Os efeitos decorrentes do uso e ocupação do solo em bacias hidrográficas têm ocasionado mudanças no padrão das vazões das drenagens ao longo do tempo (ABOU RAFEE *et al.*, 2022). As atividades antrópicas alteram as condições físicas do solo na bacia, diminuindo sua capacidade de infiltração, afetando a vazão do rio através do aumento do escoamento superficial na época das chuvas e sua diminuição da infiltração que garante a vazão do rio no período de estiagem (PAES *et al.*, 2012).

Na região do Triângulo Mineiro, a Área de Proteção Ambiental (APA) do rio Uberaba tem grande importância para a cidade homônima uma vez que é a principal fonte de abastecimento de água da população urbana. Entretanto, nos últimos anos vem sofrendo diminuição de suas vazões mínimas, sendo necessário, desde 2003, a transposição das águas do rio Claro (bacia do rio Araguari) no período de estiagem (agosto a outubro) de modo a garantir o abastecimento público (SANTOS; NISHYIAMA, 2016).

A APA da bacia do rio Uberaba possui uma área de aproximadamente 528 Km², considerando como ponto inicial a estação de captação de água do CODAU, e se reveste de grande importância por ser a principal fonte de abastecimento de água para a cidade de Uberaba, que possui uma população de mais de 300 mil habitantes em sua área urbana (VALLE JUNIOR *et al.*, 2012). A região caracteriza-se por um regime chuvoso de outubro a abril, sendo a estação seca de maio a setembro e

os meses de dezembro e janeiro os mais chuvosos (VALLE JUNIOR, 2008). Segundo Abdala (2011), a geologia da APA pode ser caracterizada por três unidades geológicas da bacia do Paraná, sendo elas: a Formação Serra Geral, Formação Uberaba e a Formação Marília.

Em parceria com o Instituto Agronelli, o Departamento de Engenharia Ambiental da UFTM vem realizando desde 2021 medições quantitativas dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos na Fazenda São Francisco do Grupo Agronelli, localizada na APA do rio Uberaba (Figura 1). Foram selecionadas três sub-bacias para medição de vazão e dois piezômetros para avaliação da variação do nível freático. Além de utilizar a área para desenvolvimento de projetos de Iniciação Científica com a participação de alunos de graduação, o projeto tem como objetivo gerar um banco de dados dos recursos hídricos da Fazenda São Francisco a ser disponibilizado no site do Instituto Agronelli.

Neste artigo são apresentados os dados obtidos para o período de outubro de 2022 a setembro de 2023.

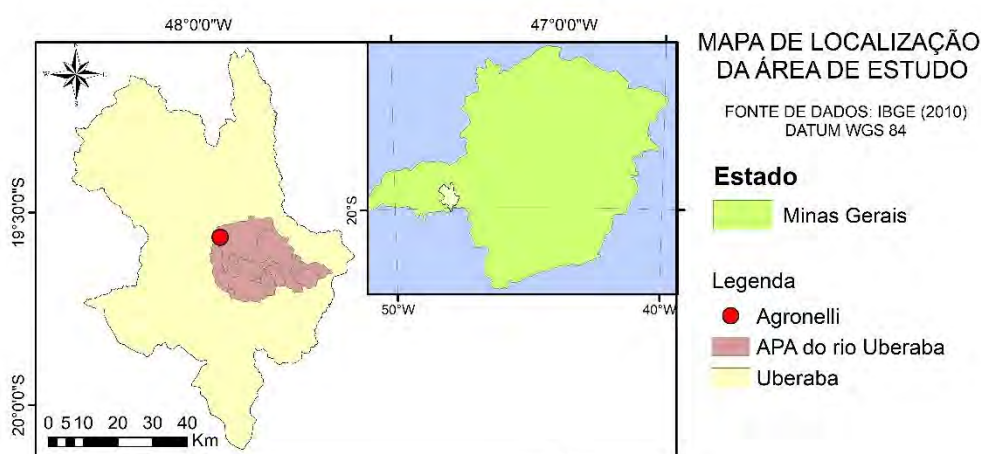


Figura 1 – Mapa de localização da área de estudo

METODOLOGIA

A Fazenda São Francisco do Grupo Agronelli possui aproximadamente 885 ha e está situada na APA do rio Uberaba, município de Uberaba, região do Triângulo Mineiro-MG. As sub-bacias 1, 2 e 3 têm área de drenagem de aproximadamente 4, 3,9 e 3,1 km², respectivamente. Durante os meses de outubro de 2022 a setembro de 2023 foram realizadas coletas de dados em campo, para medição da vazão de água em três córregos e da profundidade do nível de água subterrânea em dois piezômetros (Figura 2).

Para cada drenagem selecionada, foi escolhido um local onde semanalmente foi medida a sua largura (L) e a profundidade em vários pontos (P1, P2, P3...) ao longo da seção para determinação da área de drenagem do canal. Utilizando-se um medidor de velocidade de fluxo *Global Water*[®] (molinete), foi determinada a velocidade representativa desse trecho (Figura 3, 4 e 5). Com base nessas informações, foi calculada a vazão da drenagem para tais medições multiplicando-se a área calculada pela velocidade medida. Foi então gerado um banco de dados em planilha Excel para geração do hidrograma.

As medições do nível freático nos dois piezômetros instalados foram realizadas também semanalmente com a utilização de um medidor elétrico de 50 metros da *Sauber System* (Figura 6).

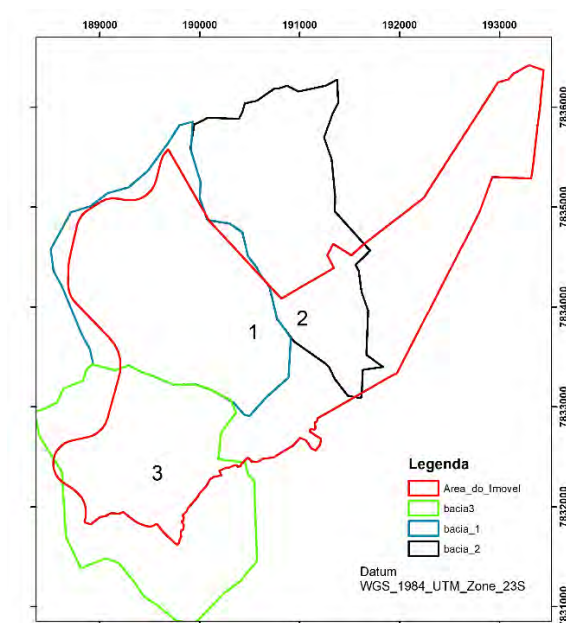


Figura 2. Localização das três sub-bacias na Fazenda São Francisco, APA do rio Uberaba.

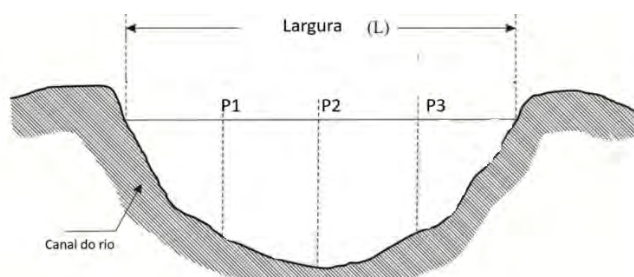


Figura 3 – Medição da área do canal.



Figura 4 - Medição da seção de drenagem na fazenda São Francisco



Figura 5 – Medição de velocidade da drenagem na Fazenda São Francisco



Figura 6 – Medição da profundidade de nível d'água em piezômetro na Fazenda São Francisco.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

No período monitorado, a vazão semanal variou de 5,4 a 165,6 L/s na bacia 1, de 28,8 a 261,6 L/s na bacia 2 e de 10,2 a 221,2 L/s na bacia 3. As menores vazões foram registradas nos meses de julho a setembro de 2023 e as maiores nos meses de janeiro a abril de 2023. As bacias apresentaram uma média de vazão de 54,9; 77,7 e 119,7 L/s, para as sub-bacias 1, 2 e 3, respectivamente. A bacia 1, embora tenha maior área de drenagem foi que apresentou menor vazão mínima (Tabela 1).

Tabela 1 – Estatística descritiva das vazões obtidas nas diversas bacias

	<i>bacia 1</i>	<i>bacia 2</i>	<i>bacia 3</i>
	área 4 Km ²	área 3,9 Km ²	área 3,1 Km ²
Média (L/s)	54,9	77,7	119,7
Mediana (L/s)	44,2	58,4	109,7
Desvio padrão (L/s)	43,0	49,5	50,0
Mínimo (L/s)	5,4	28,8	10,2
Máximo (L/s)	165,6	261,6	221,2
Medições	34	35	32

Durante todo o período do monitoramento, de outubro de 2022 a setembro de 2023, as chuvas totalizaram 1620 mm, segundo dados obtidos no site do INMET, para a estação Uberaba, localizada na Unidade Univerdecidade da UFTM. O mês de maior precipitação foi janeiro de 2023, quando se acumulou 436 mm e o de menor foi junho de 2023, com somente 4 mm (Figura 7).

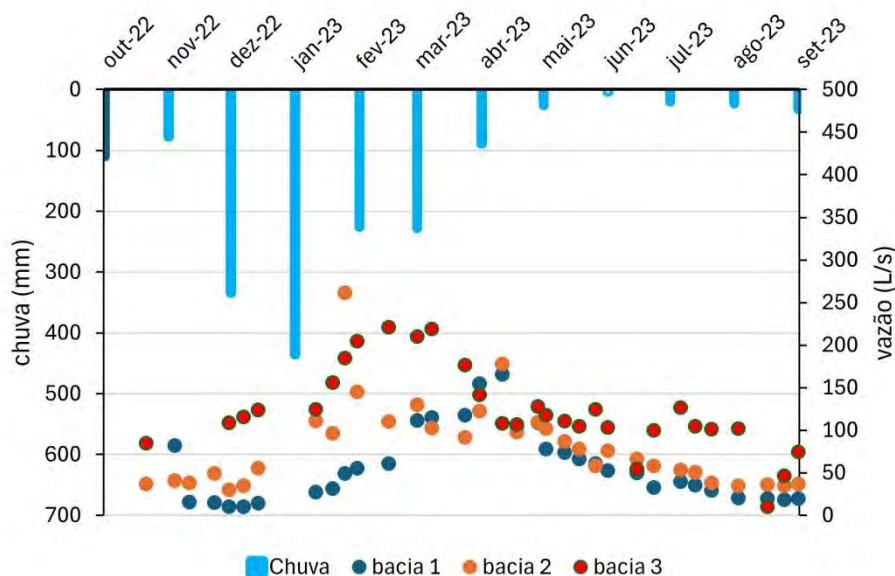


Figura 7 – Variação de chuva (A568 INMET) e vazão nas bacias estudadas

Durante as 35 coletas de dados em campo, foi monitorada a profundidade do nível de água subterrânea nos dois piezômetros de forma manual. A profundidade da coluna d'água variou de 17,7 a 20,2 m no piezômetro 1 e de 16,1 a 19,4 m no piezômetro 2. Considerando-se as médias mensais, o piezômetro 1 apresentou maiores profundidades de nível d'água do que o piezômetro 2, durante todo o período analisado (Figura 8).

Embora as chuvas mais intensas tenham se iniciado em outubro, fica evidente o início da recarga mais significativa somente no mês de dezembro. No piezômetro 1 em aproximadamente um mês há uma elevação do nível d'água de 2,2 metros (dez/jan). Para o mesmo período, no piezômetro 2, há um aumento de 2,5 metros. É possível observar que o evento da recarga cessa aproximadamente em abril, não havendo mais nenhum ciclo de recarga até o final do período de estudo. Embora esteja a mais de 500 metros distantes entre si e localizados em sub-bacias distintas, o comportamento da variação de nível d'água é bem semelhante ao longo do período de estudo, evidenciando bem os períodos de início e término da recarga para a profundidade observada.

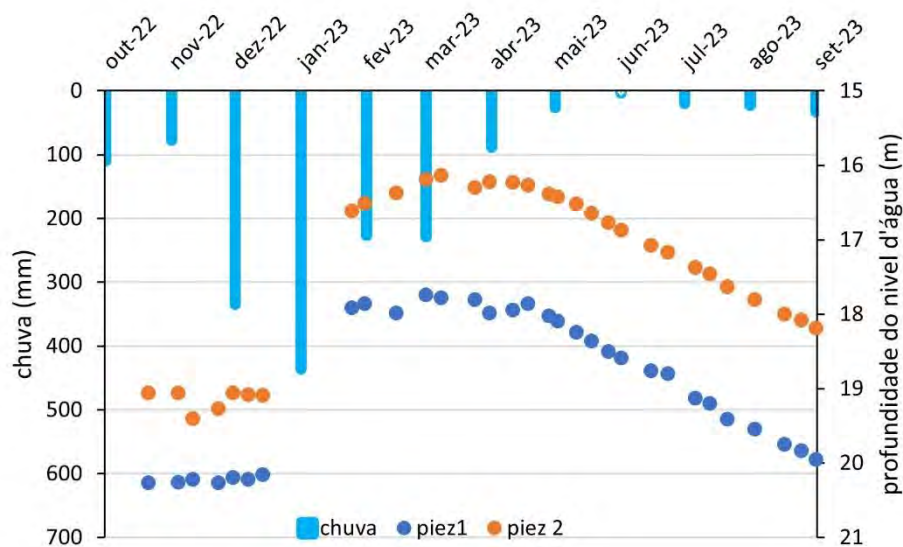


Figura 8 – Variação da profundidade do nível d'água subterrânea nos piezômetros monitorados

CONCLUSÕES

Em uma pequena área, com 3 sub-bacias, é possível observar o comportamento distinto das vazões ao longo do ano hidrológico. A sustentação das vazões no período de estiagem deve-se à disponibilidade hídrica subterrânea, fazendo com que determinadas drenagens sejam mais resilientes ao período de seca. Uma avaliação preliminar dos dados apresentados indica a baixa resiliência da sub-bacia 1, pois embora com uma área de drenagem maior, foi a que apresentou a menor vazão mínima. A parceria com o Instituto Agronelli no levantamento de dados hidrológicos básicos será de fundamental importância na proposição de ações para aumentar a resiliência hídrica da APA do rio Uberaba, frente aos processos de uso e ocupação do solo e mudanças climáticas. Além disso, a área serve como uma bacia piloto onde os alunos do curso de Engenharia Ambiental da UFTM podem desenvolver atividades práticas de avaliação quantitativa e qualitativa dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos.

REFERÊNCIAS

- ABDALA, V. L.; NISHIYAMA, L.; MACHADO, M. F.; VALLE JUNIOR, R. F.; GUIDOLINI, J. F.: **Zoneamento da área de proteção ambiental da Bacia do Rio Uberaba**. XIII Simpósio Brasileiro de sensoriamento remoto, Curitiba, Brasil, abril 2011, INPE, p. 4893.
- ABOU RAFEE, S. A.; UVO, C. B.; MARTINS, J. A.; MACHADO, C. B.; FREITAS, E. D. Land Use and Cover Changes versus climate shift: Who is the main player in river discharge? A case study in the Upper Paraná River Basin. *Journal of Environmental Management*, [s. l.], vol. 309, no. February, p. 114651, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114651>.
- PAES, C. O.; NETO, A. A. M.; MANZIONE, R. L.; WENDLAND, E. C. Influência da Compactação de Solos Agrícolas na Recarga Subterrânea em Área de Afloramento do Sistema Aquífero Guarani (SAG). XVII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, 2012.
- SANTOS, V. de O.; NISHIYAMA, L. TENDÊNCIAS HIDROLÓGICAS NO ALTO CURSO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO UBERABA, EM MINAS GERAIS. *Caminhos de Geografia*, [s. l.], vol. 17, no. 58, p. 196–212, 25 Feb. 2016. <https://doi.org/10.1088/1751-8113/44/8/085201>.



VALLE JUNIOR, R. F. **Diagnóstico de áreas de risco de erosão e conflito de uso dos solos na bacia do rio Uberaba.** 2008. 222 f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal, 2008.

VALLE JUNIOR, R. F. DO; GALBIATTI; J. A.; PISSARRA, T. C. T.; FILHO, M. V. M. Caracterização morfométrica da bacia do rio Uberaba e determinação do uso potencial do solo, Uberaba-MG. **Revista Caminhos de Geografia**, v. 13, n. 44, p. 60–74 2012.



OTIMIZAÇÃO DE REDES DE DISTRIBUIÇÃO DE ÁGUA CONSIDERANDO INCERTEZA NOS NÓS DE DEMANDA

*Vanessa Maria Carvalho Siqueira; Gustavo Henrique Batista Cassiolato, Mauro Antônio da Silva Sá Ravagnani**

Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química
Universidade Estadual de Maringá
Av. Colombo 5790, CEP 87020-900 – Maringá – PR - Brasil
*Autor correspondente: massravagnani@uem.br

RESUMO

A evolução das pesquisas no campo do dimensionamento de redes de distribuição de água (RDA) está relacionada ao processo de urbanização e desenvolvimento econômico. O dimensionamento de uma RDA pode abranger o problema de otimização que visa minimizar os custos de implantação dos tubos mais os custos de operação com a cota de alimentação variável. Neste trabalho apresenta-se um modelo para o projeto de novas RDA com ênfase na minimização do custo total da rede, considerando o dimensionamento da altura do reservatório elevado, da estação de bombeamento e incertezas nos nós de demanda. O modelo possui formulação de programação não linear inteira mista (MINLP) e programação disjuntiva generalizada (PDG) é utilizada para sua reformulação. A solução do problema foi obtida utilizando uma abordagem determinística, com o emprego de um conjunto de cenários nos nós de demanda. Os cenários foram gerados com distribuição lognormal, relacionando as demandas médias nodais e o desvio padrão. O modelo foi codificado em GAMS e um estudo de caso foi utilizado para testar a sua aplicabilidade. Os resultados foram comparados com a literatura e se mostraram satisfatórios diante das variações das demandas. As pressões nodais também se mostraram adequadas para abastecer todos os pontos da rede.

PALAVRAS-CHAVE: Redes de distribuição de água, Otimização, Incorporação de incertezas, MINLP, GAMS.

INTRODUÇÃO

Os sistemas de abastecimento de água são fatores de infraestrutura importantes para sociedade. As Redes de Distribuição de Água (RDA) são formadas por equipamentos (tubulações, válvulas, bombas e reservatórios) que tornam o transporte de água mais seguro. No entanto, existe uma preocupação com a disponibilidade hídrica e com a infraestrutura do sistema, diante de incertezas que podem acometer a rede (Pandey; Dongre; Gupta, 2020).

O dimensionamento de RDA pode ser estruturado como um problema de otimização, com objetivo de reduzir os custos totais das redes. Os modelos de otimização têm formulação de programação não linear inteira mista (MINLP) e, dependendo das decisões do projeto, podem ser resolvidos por métodos determinísticos ou estocásticos (Cassiolato *et al.*, 2024).

Projetar redes com incertezas nos nós de demanda implica em buscar o funcionamento adequado da rede, por meio da quantificação da incerteza, que pode levar a um sistema mais confiável. Parâmetros incertos como demandas futuras, rugosidades das tubulações, pressão nos nós e mudanças climáticas podem ser fatores relevantes. Alguns estudos utilizam abordagens probabilísticas para estimativa de demandas nos modelos baseados em cenários. A geração de números aleatórios associado à função de densidade de probabilidade (FDP) é uma técnica apropriada para a determinação dos parâmetros incertos. (Mala-Jetmarova; Sultanova; Savic, 2018).

O presente trabalho teve como objetivo o desenvolvimento de um modelo de otimização para minimizar o custo total de RDA com estação elevatória de bombeamento, considerando incertezas

nos nós de demanda. O custo total da rede é a soma dos custos de instalação e de operação. O modelo de otimização proposto foi codificado e implementado em GAMS.

METODOLOGIA

No presente trabalho o dimensionamento de RDA é formulado como um problema de otimização com formulação MINLP. Programação Disjuntiva Generalizada (PDG) é utilizada para reformular o modelo, que relaciona variáveis binárias para escolha do diâmetro adequado. Variáveis discretas são associadas ao diâmetro e à rugosidade para cada tubo. As variáveis contínuas são a pressão nos nós de demanda, a velocidade, vazão volumétrica, a altura manométrica e a perda de carga nos tubos.

Os índices, conjuntos, parâmetros e variáveis são apresentados a seguir.

Índices

i	Índice do conjunto de nós
j	Índice do conjunto de trechos
a	Índice do conjunto de anéis (para redes com o percurso conhecido)
c	Índice do conjunto de diâmetros comerciais
σ_i	Índice do conjunto de reservatórios como um nó inicial

Conjuntos

$\mathcal{N}$	Conjunto de nós i
$\mathcal{A}$	Conjunto de anéis (<i>loop</i>)
$\mathcal{J}$	Conjunto de trechos j
$\mathcal{O}$	Conjunto de reservatórios
$\mathcal{D}$	Conjunto de diâmetro comerciais
Cam_{ij}	Conjunto do caminho conhecido em que a vazão volumétrica percorre o trecho j saindo do reservatório até o nó i
QE_i	Conjunto de trechos j correspondente as vazões que entram no nó i
QS_i	Conjunto de trechos j correspondente as vazões que saem do nó i
PCP_a	Conjunto de trechos j com escoamento no sentido horário pertencente ao anel a
PCN_a	Conjunto de trechos j com escoamento no sentido anti-horário pertencente ao anel a

Parâmetros

L_j	Comprimento do trecho j (m)
$Diam$	Diâmetros comerciais (m)
$CDiam_c$	Custo do tubo por diâmetro disponível (\$/m)
dmd_i	Demanda de água do nó i (m ³ /h)
$elev_i$	Elevação (cota altimétrica) de cada nó i (m)
$elev_{\sigma_i}$	Elevação do terreno do reservatório (m)
Ru_c	Coefficiente de rugosidade de cada diâmetro c (adimensional)
$Prob_s$	probabilidade de ocorrência no cenário s
v^{max}	Velocidade máxima no trecho j (m/s)
v^{min}	Velocidade mínima no trecho j (m/s)
pr^{min}	Pressão mínima do nó i (m.c.a)
D_c^{max}	Diâmetro comercial máximo (m)
D_c^{min}	Diâmetro comercial mínimo (m)
Fa	Fator de atualização do custo da operação ou fator de valor presente
n_t	Tempo de vida útil da instalação (anos)
e_1	Taxa de juros anual (%)
e_2	Taxa de aumento anual de energia elétrica (%)
Ce	Custo unitário da energia (\$/kWh)



nh	Tempo de operação de bombeamento por ano (h)
η	Rendimento da bomba (%)
Variáveis	
R_j	Coefficiente de rugosidade do trecho j (adimensional)
CT	Custo total da instalação (\$)
CTA_s	Custo da instalação (\$) por cenário s
$Ctubo(x_j)$	Preço unitário da tubulação sob o diâmetro escolhido (\$/m)
x_j	Diâmetro escolhido para o trecho j (m)
q_j	Vazão no trecho j (m³/h)
pr_i	Pressão em cada nó i (m.c.a)
Δh_{f_j}	Perda de carga do trecho j (m)
E_{P_j}	Energia impulsionadora no trecho j (m)
v_j	Velocidade do trecho j (m/s)
Z_{σ_i}	Cota piezométrica do reservatório (m)
H_{man}	Altura manométrica (m)
C_{EB}	Custo da operação da estação de bombeamento (\$)
Cop	Custo energético por altura manométrica (\$/m)
$\bar{q}_j$	Logaritmo natural da vazão no trecho j
$\Delta \bar{h}_{f_j}$	Logaritmo natural da perda de carga no trecho j
Variável binária	
$y_{j,c}$	Variável binária para trecho j na escolha do diâmetro c associada a variável booleana $Y_{j,c}$

A função objetivo a ser minimizada é a função de custo, CT (\$), que depende do diâmetro selecionado $Ctubo(D_c)$ (\$/m) e do comprimento do trecho L_j (m), e do custo atualizado de energia da estação de bombeamento (C_{EB}) por unidade de altura manométrica, dado por:

$$CT = \sum_{j \in \mathcal{J}} (Ctubo(D_c) \cdot L_j) + C_{EB} \quad (1)$$

As restrições do modelo são os balanços de massa, a conservação de energia nos anéis, e os limites de velocidade e pressão.

A demanda em cada nó é a diferença entre a vazão volumétrica de entrada e a vazão de saída, dada por:

$$\sum_{j \in QE_i} q_j - \sum_{j \in QS_i} q_j = dmd_i \quad \forall i \in \mathcal{N} \quad (2)$$

A conservação de energia nos anéis determina que a soma algébrica das perdas de carga nos trechos em um circuito (*loop*) seja zero, como escrita na equação (3). O valor de E_{P_j} é considerado nulo quando não há energia no interior do anel (*loop*).

$$\sum_{j \in PCP_a} \Delta h_{f_j} - \sum_{j \in PCN_a} \Delta h_{f_j} - \sum_{j \in P_a} E_{P_j} = 0 \quad , \quad \forall j \in \mathcal{J} \quad (3)$$

A perda de carga em cada elemento é dada por:

$$\Delta h_{f_j} = \frac{10,667 \cdot L_j \cdot q_j^{1,852}}{x_j^{4,87} \cdot Ru_j^{1,852}}, \quad \forall j \in \mathcal{J} \quad (4)$$

Em uma estação com bombeamento, a pressão (cota piezométrica) do reservatório é igual a elevação do terreno mais a altura manométrica (H_{man}):

$$pr_{\sigma_i} = Z_{\sigma_i} = elev_{\sigma_i} + H_{man}, \quad \forall \sigma_i \in \mathcal{O} \quad (5)$$

A pressão nos nós corresponde ao caminho percorrido pela água, com início no reservatório até a elevação do nó i , como segue:

$$pr_i = Z_{\sigma_i} - elev_i - \sum_{j \in Cam_{ij}} \Delta h_{f_j}, \quad \forall i \in \mathcal{N}, \sigma_i \in \mathcal{O} \quad (6)$$

A área de um trecho é determinada pela equação, $Ar_j = \pi x_j^2/4$. A velocidade no trecho j é:

$$v_j = \frac{4 q_j}{\pi \cdot x_j^2}, \quad \forall j \in \mathcal{J} \quad (7)$$

A velocidade da água nos tubos deve estar entre as velocidades mínima e máxima:

$$v_j^{min} \leq v_j \leq v_j^{max}, \quad \forall j \in \mathcal{J} \quad (8)$$

A pressão em cada nó deve ser maior ou igual à pressão mínima exigida:

$$pr_i \geq pr_i^{min}, \quad i \in \mathcal{N} \quad (9)$$

O custo total do sistema é a soma do custo de investimento com os custos de operação. Como esses gastos ocorrem em tempos diferentes, é preciso converter os gastos variáveis em gastos fixos, por meio do fator de atualização (Fa), dado por:

$$Fa = \left[\frac{(1 + e_2)^{n_t} - (1 + e_1)^{n_t}}{(1 + e_2) - (1 + e_1)} \right] \cdot \left[\frac{1}{(1 + e_1)^{n_t}} \right] \quad (10)$$

O custo de operação do sistema elevatório por unidade de altura manométrica (\$/m) é dado por:

$$Cop = \frac{9,81 Q t}{\eta} nh \cdot Ce \quad (11)$$

O custo da energia atualizado da estação de bombeamento (C_{EB}) é dado por:

$$C_{EB} = Cop \cdot H_{man} \cdot Fa \quad (12)$$

O uso de PDG consiste no uso de proposições lógicas, restrições algébricas, disjunções e variáveis booleanas e utilizado para reformular problemas do tipo MINLP (Grossmann, 2021).



Para o dimensionamento de RDA, dado um conjunto de trechos $j = 1, 2, \dots, n_j, (j \in \mathcal{J})$, seja Y_{jc} a variável booleana do trecho j associada ao diâmetro c , com $c \in \mathcal{D}$. Os diâmetros são limitados pelo menor e maior diâmetro, isto é $D_c^{\min} \leq x_j \leq D_c^{\max}$. A variável Y_{jc} relaciona as restrições para a escolha do diâmetro no trecho j (x_j), o custo do trecho j ($Ctubo_j$) e a rugosidade do trecho j (R_j) para o cálculo da perda de carga, tais que:

$$\forall c \in \mathcal{D} \left[\begin{array}{c} Y_{jc} \\ D_c = x_j \\ CDiam_c = Ctubo_j \\ Ru_c = R_j \end{array} \right], \quad \forall j \in \mathcal{J} \quad (13)$$

Com isso, a reformulação da disjunção é:

$$x_j = \sum_{c \in \mathcal{D}} D_c \cdot y_{j,c}, \quad \forall j \in \mathcal{J} \quad (14)$$

$$Ctubo_j = \sum_{c \in \mathcal{D}} CDiam_c \cdot y_{j,c}, \quad \forall j \in \mathcal{J} \quad (15)$$

$$R_j = \sum_{c \in \mathcal{D}} Ru_c \cdot y_{j,c}, \quad \forall j \in \mathcal{J} \quad (16)$$

A equação da perda de carga é não linear. Para evitar problemas com relação à não-linearidade do problema, pode-se utilizar um procedimento de linearização, como o apresentado abaixo:

$$q_j = e^{\bar{q}_j} \text{ e } \Delta h_{f_j} = e^{\overline{\Delta h_{f_j}}}, \quad \forall j \in \mathcal{J} \quad (17)$$

Os valores aleatórios para as demandas nodais podem ser representados por um conjunto de cenários gerados a partir da função de distribuição de probabilidade log-normal, em que a variável aleatória assume o intervalo $[0, +\infty]$ (Loucks et al., 2005).

Os parâmetros incertos são descritos por um conjunto de cenários finitos. No presente trabalho, s é um cenário, e $s \in \mathcal{S}$. As variáveis contínuas também são influenciadas pelas incertezas, sendo necessário adicionar a cada variável o índice s referente ao cenário. Assim, para minimizar o custo total, a função objetivo é o custo (CTA_s) dada pela probabilidade de ocorrência do cenário s . Utilizando a fórmula de Hazen-Williams para o cálculo da perda de carga, o modelo de otimização com incertezas na demanda é dado por:

$$\begin{aligned} \min CT &= \sum_{s \in \mathcal{S}} prob_s \cdot CTA_s \\ CTA_s &= \sum_{j \in \mathcal{J}} (Ctubo_j \cdot L_j) + C_{EB} \\ C_{EB_s} &= Cop_s \cdot H_{man_s} \cdot Fa \\ Fa &= \left[\frac{(1 + e_2)^{n_t} - (1 + e_1)^{n_t}}{(1 + e_2) - (1 + e_1)} \right] \cdot \left[\frac{1}{(1 + e_1)^{n_t}} \right] \\ Cop_s &= \frac{9,81 \cdot Qt_{j,s}}{\eta} \cdot nh \cdot Ce \end{aligned} \quad \forall s \in \mathcal{S} \quad \forall j \in \mathcal{J}$$

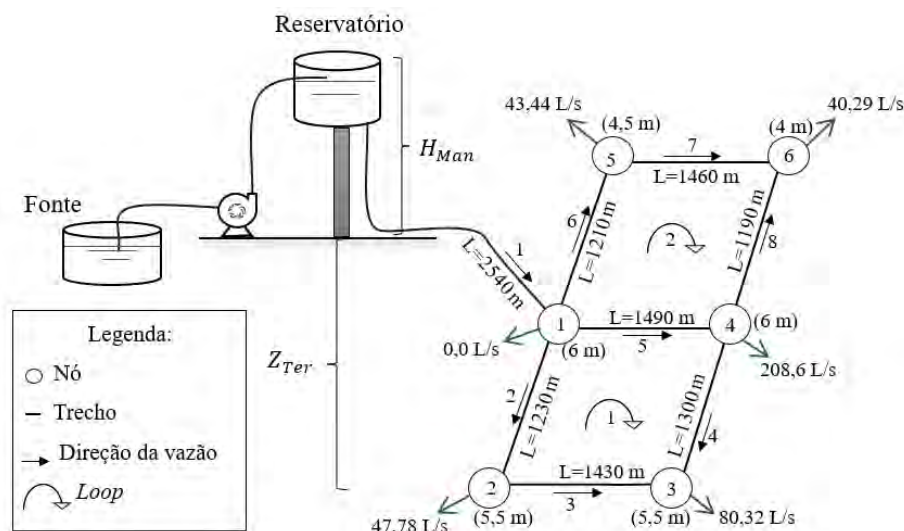
$$\begin{aligned}
Qt_{j,s} &= \sum_{i \in \mathcal{N}} dmd_{i,s} & \forall j \in \mathcal{J}, s \in \mathcal{S} \\
x_j &= \sum_{c \in \mathcal{D}} D_c \cdot y_{j,c} & \forall j \in \mathcal{J} \\
Ctubo_j &= \sum_{c \in \mathcal{D}} CDiam_c \cdot y_{j,c} & \forall j \in \mathcal{J} \\
R_j &= \sum_{c \in \mathcal{D}} Ru_c \cdot y_{j,c} & \forall j \in \mathcal{J} \\
\sum_{c \in \mathcal{D}} y_{j,c} &= 1 & \forall j \in \mathcal{J} \\
\sum_{j \in QE_i} q_{j,s} - \sum_{j \in QS_i} q_{j,s} &= dmd_{i,s} & \forall i \in \mathcal{N}, s \in \mathcal{S} \\
\sum_{j \in PCPa} \Delta h_{f,j,s} - \sum_{j \in PCNa} \Delta h_{f,j,s} - \sum_{j \in Pa} E_{P,j,s} &= 0 & \forall s \in \mathcal{S} \\
\overline{\Delta h}_{f,j,s} &= \ln(10,667 \cdot L_j) + 1,852 \cdot \bar{q}_{j,s} - \ln(R_j^{1,852} \cdot x_j^{4,87}), & \forall j \in \mathcal{J}, s \in \mathcal{S} \\
pr_{\sigma_{i,s}} &= Z_{\sigma_{i,s}} = elev_{\sigma_i} + H_{man,s} & \forall \sigma_i \in \mathcal{O} \\
pr_{i,s} &= Z_{\sigma_{i,s}} - elev_i - \sum_{j \in Cam_{ij}} \Delta h_{f,j,s} & \forall i \in \mathcal{N}, s \in \mathcal{S} \\
v_{j,s} &= \frac{4 \cdot q_{j,s}}{\pi \cdot x_j^2}, & \forall j \in \mathcal{J}, s \in \mathcal{S} \\
pr_{i,s} &\geq pr_{i,s}^{min} & \forall i \in \mathcal{N}, s \in \mathcal{S} \\
v_{j,s}^{min} &\leq v_{j,s} \leq v_{j,s}^{max} & \forall j \in \mathcal{J}, s \in \mathcal{S} \\
D_c^{min} &\leq x_j \leq D_c^{max} & \forall j \in \mathcal{J}
\end{aligned}$$

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Um estudo de caso foi utilizado para testar a aplicabilidade do modelo desenvolvido. A rede empregada no presente trabalho foi utilizada em diversos outros trabalhos na literatura, com cota de alimentação variável. O estudo foi baseado no trabalho de Cassiolato, Carvalho e Ravagnani (2023). A rede contém 8 trechos, 6 nós de demanda, 2 *loops* e existe uma estação de bombeamento na origem que abastece o reservatório elevado. A topologia da rede é mostrado na Figura 1, juntamente, com as características da rede (cotas e demandas dos nós e comprimento dos trechos).



Figura 1 - Rede de distribuição de água Grande Setor



Fonte: Elaborado pelos autores

A altura manométrica (variável a ser determinada) mais a cota do terreno de origem corresponde à cota piezométrica do reservatório da rede. O nível de água na origem é de 30 (m), que coincide com a cota altimétrica do terreno. A pressão mínima requerida é de 25 (m.c.a). As velocidades máximas e mínima são, respectivamente, 3,0 m/s e 0,2 m/s. O tubo comercial usado no estudo é de ferro dúctil (Classe K-7). As informações para o dimensionamento da rede estão nas Tabela 1.

Tabela 1 - Informações para implantação dos tubos da rede Grande Setor

Diâmetro (m)	Custo (US\$/m)	Coef. de Rugosidade	Diâmetro (m)	Custo (US\$/m)	Coef. de Rugosidade
0,1084	23,55	145	0,3662	158,93	130
0,1564	31,90	145	0,4164	187,50	130
0,2042	43,81	145	0,4666	218,12	130
0,2520	59,30	145	0,5180	257,80	130
0,2998	76,12	145	0,6196	320,15	130

Fonte: Elaborado pelos autores

Para o custo de operação, tem-se os dados referente ao bombeamento do sistema para um projeto de vida útil de 20 anos, no qual o rendimento do conjunto motor-bomba é de 75%. O tempo de bombeamento é de 20 h (7300 h/ano), tendo a energia o custo de 0,1 US\$/kWh com a taxa de juros anual de 12% e o aumento anual de energia de 6%.

A solução determinística foi obtida utilizando o *solver* de otimização global BARON (Kılınç; Sahinidis, 2018), com tempo de execução de 10,23 s. A Tabela 2 apresenta os resultados obtidos para os diâmetros selecionados, as vazões, as perdas de carga e as velocidades dos trechos e as pressões dos nós. Note-se que todas as restrições foram atendidas.

Tabela 2 - Resultados referentes ao dimensionamento da rede

Trecho	q (m ³ /s)	Δh_f (m)	v (m/s)	Diâmetro (m)	Nó	pr (m.c.a)
1	0,420	6,816	1,395	0,6196	1	30,838
2	0,080	4,240	1,127	0,2998	2	27,098
3	0,032	2,098	0,637	0,2520	3	25,000
4	0,049	1,796	0,688	0,2998	4	26,296
5	0,281	4,542	1,335	0,5180	5	26,624
6	0,060	5,714	1,198	0,2520	6	25,396
7	0,016	1,728	0,497	0,2042		
8	0,024	2,900	0,734	0,2042		

Fonte: Elaborado pelos autores

A Tabela 3 apresenta os resultados obtidos para o custo de implantação e a altura manométrica, que são iguais aos apresentados por Cassiolato, Carvalho e Ravagnani (2023). O custo da estação elevatória apresentou uma pequena diferença devido às aproximações numéricas. A altura piezométrica do reservatório ($Z = 30 + H_{man}$) é 43,655 (m).

Tabela 3 - Resultados da altura manométrica e dos custos da rede Grande Setor

	(Cassiolato; Carvalho; Ravagnani, 2023)	Presente trabalho
H_{man} (m)	13,655	13,655
Custo da Estação elevatória (US\$)	609.852,390	609.851,751
Custo de Implantação (US\$)	1.662.535,100	1.662.535,100
Custo Total (US\$)	2.272.387,490	2.272.386,851

Fonte: Elaborado pelos autores

Um conjunto de cenários foi gerado por meio da simulação de Monte Carlo, a partir de uma distribuição lognormal, realizada em Excel. Para o modelo estocástico da rede estudada foi utilizada a média da demanda (μ_x) com os valores apresentados, anteriormente, na Figura 1, e o desvio padrão ($0,3\mu_x$). Foram gerados 25 cenários para cada nó.

O novo problema foi resolvido com o solver SBB, em GAMS, e apresentou o tempo de execução de 20,954 s. Os resultados da escolha dos diâmetros do modelo considerando incerteza (solução estocástica) nos nós de demanda são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 - Comparação dos resultados dos diâmetros da rede Grande Setor

	Solução determinística Presente trabalho	Solução estocástica (Cassiolato <i>et al.</i> , 2024)	Solução estocástica Presente trabalho
Trecho	Diâmetro (m)	Diâmetro (m)	Diâmetro (m)
1	0,6196	0,6196	0,6196
2	0,2998	0,2998	0,2998
3	0,2520	0,2042	0,1564
4	0,2998	0,2998	0,2998
5	0,5180	0,6196	0,6196
6	0,2520	0,2520	0,2998
7	0,2042	0,1084	0,1084
8	0,2042	0,2520	0,2520

Fonte: Elaborado pelos autores

Cassiolato *et al.* (2024) também incluíram incertezas nos nós de demanda da rede estudada, com a geração de 20 cenários. Percebe-se pouca diferença entre os diâmetros escolhidos. No entanto, para satisfazer as variações de demandas, o modelo fez uso de uma possível bomba, tendo em vista a necessidade de atender a alta demanda. Além disso, os mesmos autores consideraram o custo anual total, ou seja, o investimento inicial fixo foi transformado em amortizações anuais uniformes, e no presente trabalho o custo da estação de bombeamento foi atualizado pelo fator de valor presente.

A Tabela 5 apresenta os resultados referentes ao custo de implantação e ao custo total dos modelos determinístico e estocástico. Em comparação com o modelo determinístico, observa-se um aumento de 4,68% no custo total da rede para a solução estocástica. Esse aumento se deu, na maior parte, pelo custo de implantação dos tubos que atende a variabilidade de demanda, pois alguns diâmetros aumentaram de tamanho. O custo de operação do sistema de bombeamento depende da vazão total necessária para abastecer toda a rede. Como essa vazão apresenta variações, então, o custo de operação é diferente em cada cenário. Devido às alterações nas demandas, entende-se que houve a necessidade de aumentar a altura manométrica em determinados cenários. A altura manométrica máxima foi de 22,895 m e a mínima de 7,094 m. Logo, as cotas piezométricas foram de 52,895 m e 37,094 m, respectivamente. O método foi implantado em GAMS em um computador pessoal, Intel®, Core™ -I7-8565U. É importante salientar que a otimização da rede também considera os cálculos hidráulicos sem a necessidade de utilizar simuladores hidráulicos adicionais.

Tabela 5 – Comparativo dos resultados dos custos da rede Grande Setor do presente trabalho

	Solução determinística	Solução estocástica
Custo de Implantação (US\$)	1.662.535,100	1.725.460,30
Custo Total (US\$)	2.272.386,851	2.378.681,64

Fonte: Elaborado pelos autores

CONCLUSÕES

No presente trabalho apresentou-se um modelo de otimização para o dimensionamento de RDA, visando minimizar o custo total da rede (custo de implantação mais o custo da estação de bombeamento). Um modelo determinístico foi gerado e o resultado obtido foi compatível com a literatura. As pressões se mostraram adequadas para abastecer todos os pontos da rede e as restrições hidráulicas foram satisfeitas. Um segundo modelo estocástico foi desenvolvido, e observou-se um aumento no custo da implantação dos tubos devido ao aumento dos diâmetros para garantir o abastecimento eficaz nos cenários de maiores demandas.

Portanto, pode-se concluir que, para tornar o projeto da RDA mais realista, é fundamental considerar incertezas no projeto, tais como, as variações nas demandas. O modelo permitiu encontrar soluções sem uso de programas hidráulicos adicionais.

Futuros trabalhos podem estender a metodologia para problemas de reabilitação de RDA já existentes, devido ao tempo de uso e considerar a utilização de fontes de energia, caso seja necessário para abastecer altas demandas nos pontos de consumo.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao apoio financeiro do Conselho Nacional de Desenvolvimento Tecnológico e Científico (CNPq), processos 428650/2018-0, 307958/2021-3 e da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES).

REFERÊNCIAS

- CASSIOLATO, G. H. B. *et al.* Water Distribution Networks Optimization Considering Uncertainties in the Demand Nodes. **Water Resources Management**, [s. l.], v. 38, n. 4, p. 1479–1495, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11269-024-03733-y>. Acesso em: 10 ago. 2024.
- CASSIOLATO, G.; CARVALHO, E.; RAVAGNANI, M. An MINLP model for the minimization of installation and operational costs in water distribution networks. **Acta Scientiarum. Technology**, [s. l.], v. 45, p. e59993, 2023. Disponível em: <http://periodicos.uem.br/ojs>. Acesso em: 13 abr. 2024.
- GROSSMANN, I. E. **Advanced Optimization for Process Systems Engineering**. 1. ed. Cambridge, United Kingdom: Cambridge University Press, 2021. (Cambridge Series in Chemical Engineering).
- KILINÇ, M. R.; SAHINIDIS, N. V. Exploiting integrality in the global optimization of mixed-integer nonlinear programming problems in BARON. **Optimization Methods and Software**, [s. l.], v. 33, p. 540–562, 2018.
- LOUCKS, D. P. *et al.* **Water Resources Systems Planning and Management and Applications: An Introduction to Methods, Models and Applications**. [S. l.]: United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, 2005-. ISSN 1098-6596. Disponível em: <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000143430>. Acesso em: 10 ago. 2024.
- MALA-JETMAROVA, H.; SULTANOVA, N.; SAVIC, D. Lost in optimisation of water distribution systems? A literature review of system design. **Water (Switzerland)**, [s. l.], v. 10, n. 3, 2018.
- PANDEY, P.; DONGRE, S.; GUPTA, R. Probabilistic and fuzzy approaches for uncertainty consideration in water distribution networks – a review. **Water Science and Technology: Water Supply**, [s. l.], v. 20, n. 1, p. 13–27, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.2166/ws.2019.141>. Acesso em: 20 abr. 2022.

PROGRAMAS DE MONITORAMENTO HÍDRICO EM LICENCIAMENTOS MINERÁRIOS DE MINAS GERAIS: UM ESTUDO EXPLORATÓRIO

Rodrigo Vitor de Souza Rosa¹; Márcio Ricardo Salla²

¹Mestrando em Engenharia Civil (FECIV/UFU) (Rodrigovitor@ufu.br)

²Professor da Faculdade de Engenharia Civil (FECIV/UFU) (marcio.salla@ufu.br)

RESUMO: Este trabalho apresenta uma análise exploratória de Programas de Monitoramento da Qualidade da Água propostos por empreendimentos minerários no âmbito do licenciamento ambiental em Minas Gerais. A partir da consulta a 20 processos disponíveis no Sistema de Licenciamento Ambiental (SLA), foram sistematizadas informações contidas nos Planos de Controle Ambiental (PCA), com foco em parâmetros monitorados, frequência de amostragem, número de pontos e justificativas técnicas apresentadas. Os resultados revelam significativa heterogeneidade entre os empreendimentos, com variações quanto à abrangência das campanhas, periodicidades e critérios adotados. Em alguns casos, observou-se ausência de justificativas contextualizadas para decisões críticas, como localização dos pontos e seleção de parâmetros. Também se constatou a inexistência de atualizações públicas contínuas dos dados, o que limita o acompanhamento ambiental e o controle social. O estudo aponta a necessidade de maior padronização, atualização normativa e adoção de ferramentas digitais, como uma plataforma interativa de consolidação e visualização de dados, para garantir transparência, rastreabilidade e efetividade no monitoramento hídrico associado à mineração.

PALAVRAS-CHAVE: Monitoramento da Qualidade da Água; Mineração; Licenciamento Ambiental.

INTRODUÇÃO

Este trabalho apresenta uma análise exploratória de documentos disponibilizados no Sistema de Licenciamento Ambiental (SLA) de Minas Gerais, com foco na consolidação de informações relativas aos Programas de Monitoramento da Qualidade da Água propostos por empreendimentos minerários. A investigação concentra-se nos estudos ambientais protocolados a partir de 2019, marco da implantação do SLA pela Resolução Semad nº 2.890/2019, plataforma digital de acesso público que centraliza os documentos técnicos submetidos à Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável (Semad).

A análise recai, sobretudo, sobre os Planos de Controle Ambiental (PCA), os quais, conforme a Deliberação Normativa Copam nº 217/2017, devem apresentar medidas destinadas a prevenir, mitigar, corrigir ou compensar os impactos ambientais identificados por meio do Relatório de Controle Ambiental (RCA) ou do Estudo de Impacto Ambiental (EIA), servindo de base para a concessão da Licença de Instalação (LI).

O objetivo central do estudo é compreender como os programas de monitoramento da qualidade da água são estruturados nos documentos de licenciamento, considerando as diferentes tipologias de empreendimentos minerários, como barragens de rejeitos, pilhas de estéril e estruturas auxiliares, e avaliando a existência (ou não) de padronizações e boas práticas replicáveis.

Busca-se, ainda, identificar o grau de abrangência, a frequência das campanhas, os parâmetros monitorados e a fundamentação técnica adotada nas propostas analisadas.

Essa discussão adquire relevância adicional à luz da Lei Estadual nº 23.291/2019, que instituiu a Política Estadual de Segurança de Barragens (PESB) após o rompimento da barragem em Brumadinho, reforçando a importância do monitoramento ambiental e da adoção de planos de ação que incluam a proteção dos recursos hídricos e das comunidades a jusante.

Ao consolidar essas informações, espera-se contribuir para a promoção da transparência, da rastreabilidade e do aperfeiçoamento contínuo dos programas ambientais, em consonância com a gestão sustentável dos recursos hídricos. Ressalta-se que o monitoramento da qualidade das águas superficiais pode também refletir as condições do escoamento subterrâneo, funcionando como indicador da qualidade integrada de nascentes e aquíferos em áreas mineradas (IBRAM; ANA, 2006).

METODOLOGIA

Foram selecionados e analisados 20 processos de licenciamento ambiental relacionados a empreendimentos minerários que envolvem estruturas como barragens de rejeito, pilhas de estéril, pilhas de rejeito, cavas e outras unidades potencialmente geradoras de impacto hídrico. A escolha desse conjunto de processos buscou representar a diversidade de tipologias e situações operacionais no setor mineral, considerando a vasta quantidade de processos disponíveis no Sistema de Licenciamento Ambiental (SLA), consultas diretas ao portal: <https://ecossistemas.meioambiente.mg.gov.br/sla>. A delimitação da amostra em 20 processos justificou-se pela viabilidade de análise detalhada dentro dos limites temporais da pesquisa, sem comprometer a diversidade temática e estrutural dos empreendimentos investigados. Além disso, buscou-se garantir a qualidade da análise com base na completude e clareza das informações disponíveis em cada processo. Destaca-se que a rastreabilidade das informações é assegurada, uma vez que todos os dados analisados estão vinculados a processos administrativos identificáveis por número e acessíveis publicamente por meio da plataforma do SLA.

A análise concentrou-se nos Planos de Controle Ambiental (PCA), com especial atenção aos trechos que tratam do monitoramento da qualidade da água. Foram sistematizadas informações sobre diretrizes propostas, parâmetros monitorados, justificativas técnicas, pontos de amostragem e periodicidade das campanhas. Também se buscou identificar metodologias utilizadas e a existência de padrões ou boas práticas que possam ser replicadas em outros empreendimentos.

Cabe destacar que muitos dos processos analisados referem-se a solicitações pontuais, como alteamento de barragens ou implantação de novas estruturas de disposição, o que implica que os dados de monitoramento apresentados refletem demandas específicas daquele pedido e não necessariamente a totalidade do complexo minerário da empresa. Dessa forma, reconhece-se a possibilidade da existência de outros pontos de monitoramento não contemplados neste estudo.

Ademais, os dados extraídos correspondem a um recorte temporal determinado, vinculado aos documentos apresentados no momento do protocolo, o que pode não refletir a situação atual das estruturas ou dos programas de monitoramento.

Adicionalmente, este trabalho restringe sua análise aos pontos de monitoramento de águas superficiais, excluindo os sistemas destinados ao acompanhamento das águas subterrâneas, como poços tubulares e piezômetros. Essa delimitação tem como objetivo concentrar a investigação em

corpos hídricos naturais diretamente sujeitos aos impactos das atividades minerárias, com ênfase na avaliação da integridade ambiental dos cursos d'água receptores.

RESULTADO E DISCUSSÕES

A partir da amostra documental selecionada, foram sistematizadas as informações relativas à quantidade de pontos de monitoramento, à periodicidade de coleta e aos parâmetros físico-químicos e biológicos analisados nos Plano de Controle Ambiental. A tabela 01 apresenta um recorte representativo de 20 processos extraídos do Sistema de Licenciamento Ambiental (SLA), ilustrando as variações entre os empreendimentos quanto ao detalhamento das propostas, ao esforço amostral empregado e à abrangência dos parâmetros avaliados. Essa sistematização permitiu observar disparidades significativas entre processos quanto à cobertura espacial, à frequência de amostragem e à sensibilidade dos programas frente aos potenciais impactos hidrológicos e geoquímicos associados às estruturas minerárias monitoradas. Ressalta-se que alguns planos apresentaram maior nível de detalhamento, como nos casos dos processos nº 1026/2023 e 4162/2020, nos quais a localização dos pontos de amostragem foi descrita de forma mais clara e precisa.

Tabela 01 - Características dos Programas de Monitoramento da Qualidade da Água em Processos de Licenciamento Ambiental no SLA-MG

Número do processo (SLA)	Quantidade de pontos de amostras & Periodicidade De coleta	Parâmetros analisados
1637/2021	2 pontos de amostras Período: Semestral	Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Ferro Solúvel, Ferro Total, Manganês Total, Óleos e Graxas, Oxigênio Dissolvido, pH, Sólidos Sedimentáveis, Sólidos Suspensos Totais, Sólidos Totais, Turbidez e a presença de Escherichia coli
1026/2023	2 pontos de amostras Período: Mensal	Jusante da Barragem Parâmetros: Condutividade Elétrica, DBO, DQO, Ferro Dissolvido, Manganês Dissolvido, Óleos e Graxas Visíveis in situ, Óleos Minerais, Oxigênio Dissolvido, pH, Sólidos Dissolvidos Totais, Sólidos Suspensos Totais, Turbidez, Temperatura da Água. Montante da Barragem Parâmetros: DBO, Ferro Dissolvido, Óleos e Graxas Visíveis, Oxigênio Dissolvido, pH, Sólidos Dissolvidos Totais, Sólidos Suspensos Totais, Temperatura da Água, Turbidez.
3718/2022	3 pontos de amostras Período: Quinzenal	Cor Verdadeira, DBO, DQO, Ferro dissolvido, Manganês dissolvido, Óleos e Graxas Visíveis, pH, Sólidos Suspensos Totais, Sólidos Totais Dissolvidos, Turbidez.
450/2022	6 pontos de amostras Período: Trimestral	Oxigênio Dissolvido, Sólidos Suspensos, Sólidos Sedimentáveis
4177/2020	2 pontos de amostras Período: Semestral	Coliformes termotolerantes, Óleos e graxas, DBO, Oxigênio Dissolvido – OD, Turbidez, pH, Sólidos em Suspensão Totais (SST), Sólidos Dissolvidos Totais.



1637/2021	2 pontos de amostras Período: Semestral	Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Ferro Solúvel, Ferro Total, Manganês Total, Óleos e Graxas, Oxigênio Dissolvido, pH, Sólidos Sedimentáveis, Sólidos Suspensos Totais, Sólidos Totais, Turbidez e Escherichia coli
168/2024	3 pontos de amostras Período: Trimestral	Condutividade, Oxigênio Dissolvido, pH, Sólidos Dissolvidos Totais, Sólidos Suspensos Totais, Surfactantes Aniônicos, Turbidez, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Fenol Total, Óleos e Graxas, Ferro Solúvel, Ferro Total, Manganês Solúvel, Manganês Total e Coliformes Termotolerantes Quantitativo
3277/2022	4 pontos de amostras Período: Mensal	Coliformes Termotolerantes, Condutividade, Cor, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Índice de Fenóis, Ferro Solúvel, Ferro Total, Manganês Solúvel, Manganês Total, Óleos e Graxas, Oxigênio Dissolvido, pH, Sólidos Dissolvidos Totais, Sólidos Suspensos Totais, Sólidos Sedimentáveis, Sólidos Totais, Turbidez, Temperatura e Zinco Total
4366/2020	4 pontos de amostras Período: Semestral	Coliformes termotolerantes, Clorofila <i>a</i> , Densidade de cianobactérias, Cor verdadeira, Turbidez, DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) em 5 dias a 20 °C, Oxigênio Dissolvido (OD), pH, Sólidos em suspensão totais, Sólidos dissolvidos totais, Óleos e graxas, Alumínio dissolvido, Arsênio total, Cádmio total, Chumbo total, Cianeto livre, Cloreto total, Cloro residual total (combinado + livre), Cobre dissolvido, Cromo total, Ferro dissolvido, Fluoreto total e Fósforo total. Fósforo total (considerando ambientes lóticos e tributários de ambientes intermediários), Lítio total, Manganês total, Mercúrio total, Níquel total, Nitrato, Nitrito, Nitrogênio amoniacal total, Sulfato total, Sulfeto (H ₂ S não dissociado), Zinco total, Fenóis totais (substâncias que reagem com 4-aminoantipirina) e Substâncias tensoativas que reagem com o azul de metileno
3871/2021	6 pontos de amostras Período: Mensal – durante a implantação e bimestral durante a operação	Boro, Chumbo, Coliformes Termotolerantes, Condutividade elétrica, Cor Aparente, DBO, DQO, Ferro Dissolvido, Ferro Total, Fosfato Total, Manganês Dissolvido, Manganês Total, Nitrogênio amoniacal, Nitrato como N, Nitrito como N, Óleos Minerais, Óleos Vegetais e Gordura Animal, Oxigênio dissolvido, Sólidos Suspensos Totais, Sólidos Sedimentáveis, pH, Surfactantes, Turbidez, Alumínio Dissolvido e Mercúrio.
199/2023	3 pontos de amostras Período: Semestral	Amônia, Índice de fenóis, Coliformes Termotolerantes, Coliformes Totais, Condutividade Elétrica, Estreptococos Fecais, Cor, DBO, DQO, Ferro Total, Ferro Dissolvido, Fósforo, Manganês Total, Manganês Dissolvido, Nitrato, Nitrito, Óleos e Graxas, Oxigênio Dissolvido, pH, Sólidos Dissolvidos Totais, Sólidos Suspensos Totais, Sólidos Totais e Turbidez
1623/2024	3 pontos de amostras Período: Semestral	condutividade elétrica, oxigênio dissolvido (OD), pH, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), cor, turbidez,



		sólidos em suspensão, sólidos dissolvidos totais e óleos e graxas.
2028/2022	4 pontos de amostras Período: Trimestral	pH, sólidos suspensos totais, sólidos sedimentáveis, sólidos dissolvidos totais, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), oxigênio dissolvido (OD), óleos e graxas, cor, condutividade elétrica, ferro solúvel, manganês solúvel, turbidez, coliformes totais, estreptococos fecais e surfactantes.
1623/2024	1 pontos de amostras Período: Trimestral	Condutividade Elétrica, Cor Verdadeira, DBO, Fenóis, Ferro Dissolvido, Mercúrio Total, Manganês Dissolvido, Manganês Total, OD, pH, Sólidos Dissolvidos Totais, Sólidos Suspensos Totais, Temperatura Amostra, Turbidez (in situ)
1632/2020	4 pontos de amostras Período: Mensal no período das chuvas e trimestral na estiagem	pH, cor, turbidez, sólidos em suspensão, sólidos sedimentáveis, sólidos dissolvidos totais, sólidos totais, ferro solúvel, manganês solúvel, DBO5, óleos e graxas, coliformes totais, coliformes fecais e estreptococos fecais
1650/2021	2 pontos de amostras Período: Semestral	Condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, pH, temperatura da água, temperatura do ar, chumbo solúvel, chumbo total, cobre solúvel, cobre total, cor verdadeira, DBO, DQO, ferro solúvel, ferro total, manganês total, nitrogênio amoniacal, óleos e graxas, sólidos dissolvidos totais, sólidos suspensos totais, sulfatos, sulfetos, turbidez, Escherichia coli (E. coli) e coliformes totais. Além disso, são considerados indicadores biológicos, como a assembleia fitoplanctônica (microflora flutuante), zooplanctônica (microfauna flutuante) e zoobentônica (macrofauna de invertebrados habitantes do sedimento),
2620/2020	5 pontos de amostras Período: Semestral	Alumínio solúvel, Condutividade elétrica, DBO, DQO, Ferro solúvel, Ferro total, Fósforo total, Manganês total, Óleos e Graxas, Oxigênio dissolvido, pH, Sólidos dissolvidos totais, Sólidos suspensos totais, Sólidos totais, Turbidez, Coliformes totais e Escherichia coli.
109/2022	4 pontos de amostras Período: Mensal	Condutividade, cor verdadeira, DBO, DQO, fenol, ferro solúvel, ferro total, manganês solúvel, manganês total, nitrato, nitrito, nitrogênio total, óleos e graxas, oxigênio dissolvido, pH, sólidos dissolvidos totais, sólidos suspensos totais, sólidos totais, turbidez, coliformes termotolerantes, Streptococcus fecais e temperatura da água.
3713/2020	25 pontos de amostras Período: Mensal	Alcalinidade total, alumínio dissolvido, chumbo total, coliformes termotolerantes, condutividade elétrica, cor verdadeira, DBO, Eh, pH, ferro dissolvido, ferro total, manganês dissolvido, manganês total, nitrogênio amoniacal, óleos e graxas, oxigênio dissolvido, sólidos dissolvidos totais, sólidos em suspensão totais, temperatura ambiente, temperatura da água, turbidez
4162/2020	4 pontos de amostras Dreno de Fundo: Período: Mensal	Dreno de Fundo da Pilha: Alumínio, arsênio, bário, boro, cádmio, chumbo, cianeto livre, cobre dissolvido, coliformes termotolerantes, condutividade elétrica, DBO, DQO, fenóis totais, ferro total, ferro dissolvido, fluoreto, fósforo total,



	A montante da Barragem: Período: Bimestral Vertedouro da Barragem: Período: Mensal Jusante da Barragem: Período: Bimestral	manganês total, manganês dissolvido, mercúrio, níquel, nitrato, nitrito, N-amoniaco, óleos minerais, óleos e graxas, OD, pH, potencial redox, sulfato, sulfeto de hidrogênio não dissociado, temperatura, zinco e E. coli. A montante da barragem: Cor verdadeira, DBO, fenóis totais, ferro dissolvido, fosfato total, manganês total, nitrato, nitrito, N-amoniaco, OD, pH, sólidos suspensos totais, sólidos dissolvidos totais, temperatura, óleos e graxas, sólidos sedimentáveis e E. coli. Vertedouro da Barragem: DBO, sólidos suspensos totais, sólidos dissolvidos totais, turbidez, nitrato, nitrito, cor verdadeira, ferro dissolvido, manganês total, fenóis totais, Escherichia coli, OD, pH e temperatura da água. Jusante da Barragem: Cor verdadeira, condutividade elétrica, DBO, fenóis totais, ferro dissolvido, fosfato total, manganês total, nitrato, nitrito, N-amoniaco, OD, pH, sólidos suspensos totais, sólidos dissolvidos totais, temperatura, turbidez e E. coli.

Fonte: Autores

Prosseguindo, um aspecto que merece atenção refere-se ao possível descompasso entre a periodicidade amostral adotada e os ciclos hidrológicos. Embora alguns processos, como o nº 1632/2020, apresentem estratégias diferenciadas, com coletas mensais no período chuvoso e trimestrais na estiagem, essa abordagem ainda parece ser pouco comum. Observa-se que cerca de 60% das licenças analisadas adotam frequências fixas, como semestral ou trimestral, o que pode limitar a sensibilidade dos programas em detectar variações pontuais na qualidade da água (Tabela 2). Essa limitação tende a ser mais relevante para parâmetros de resposta rápida às chuvas, como DBO e metais dissolvidos. Como exemplo, destaca-se o processo 4366/2020, que contempla um conjunto abrangente de 35 parâmetros, mas com frequência de monitoramento semestral, o que potencialmente reduz a capacidade de capturar picos eventuais de contaminação.

Tabela 02 - Distribuição das Frequências de Coleta e Principais Riscos Identificados

Frequência	% Processos	Exemplos	Risco Principal
Semestral	35%	1637/2021, 4177/2020	Perda de picos sazonais
Trimestral	25%	450/2022, 2028/2022	Deteção tardia de tendências
Mensal	30%	3277/2022, 109/2022	Recomendado pela NBR 9897/1987
Adaptada (ex.: sazonal)	10%	1632/2020	Modelo a ser normatizado

Fonte: Autor

A amplitude de periodicidades, quinzenais e semestrais, evidencia a heterogeneidade dos planos de monitoramento propostos pelos empreendimentos minerários. Essa diversidade de abordagens contrasta com a recomendação estabelecida pela NBR 9897/1987 (item 6.1.4), que

orienta que os monitoramentos em corpos receptores de água, quando voltados ao controle ambiental, sejam realizados, no mínimo, mensalmente, com tratamento estatístico adequado dos dados obtidos. Nesse contexto, segundo diretrizes técnicas voltadas à gestão hídrica em áreas mineradas, reforça-se que a análise integrada entre aspectos hidrológicos e atividades extrativas deve estar associada a um monitoramento contínuo, capaz de identificar de forma sistemática as respostas do sistema hídrico às intervenções decorrentes da drenagem da mina (IBRAM; ANA, 2006).

No âmbito normativo estadual, o Decreto Estadual nº 48.140, de 25 de fevereiro de 2021, que regulamenta aspectos do monitoramento ambiental de barragens, por exemplo, estabelece em seu artigo 29 a obrigatoriedade da apresentação de programas de monitoramento da qualidade da água e do solo como parte integrante do licenciamento ambiental ou do plano de fechamento de mina. No entanto, o §2º do referido artigo apenas determina que tais programas devem prever a periodicidade das reamostragens, sem especificar qual deve ser essa frequência. Assim, ainda que a adoção de periodicidades superiores a um mês possa não atender às recomendações técnicas da NBR 9897:1987, tal prática não configuraria, por si só, desconformidade com a legislação estadual vigente.

Adiante, uma complexidade pode ser observada no processo nº 3718/2022, em que os dados demonstram que em um dos pontos a jusante da estrutura monitorada, concentração de manganês dissolvido acima dos valores orientadores estabelecidos para a classe do corpo hídrico em questão. A justificativa apresentada pela empresa atribuiu os valores anômalos de manganês total e ferro dissolvido às características geoquímicas naturais da região, com base em estudo de *background* protocolado na SUPRAM CM, que aponta valores de referência de 0,492 mg/L para manganês total e 0,439 mg/L para ferro dissolvido nas bacias dos rios das Velhas e Paraopeba. No entanto, os teores dissolvidos registrados (entre 1,3 e 1,8 mg/L) superam de 2,6 a 3,7 vezes o valor de referência alegado, sendo importante observar que a fração dissolvida, por definição, tende a ser inferior à total. Além disso, a discrepância entre os comportamentos do manganês e do ferro, com 92% das amostras de ferro dissolvido abaixo de 0,05 mg/L, sugere limitações na hipótese de uma origem exclusivamente hidrogeológica, indicando a necessidade de avaliar eventuais influências antrópicas ainda não caracterizadas.

Esse exemplo evidencia a complexidade do diagnóstico de não conformidades em áreas minerárias e reforça a importância de atualizar estudos de *background* com amostragens específicas para frações dissolvidas e análise sazonal, implantar protocolos ágeis de resposta a excedências persistentes, incluindo rastreamento de fontes e realizar análises integradas. Destaca-se, por exemplo, a elevação concomitante dos teores de manganês (1,8 mg/L), DBO (8,32 mgO₂/L) e DQO (32 mgO₂/L) em abril de 2020, o que pode indicar um ambiente com elevada carga orgânica e condições redutoras, potencialmente favorecendo a mobilização de metais no meio hídrico.

Além dos desafios analíticos exemplificados pelo manganês, o processo nº 4162/2020 revela fragilidades na padronização metodológica. Enquanto o dreno de uma pilha é monitorado mensalmente com 32 parâmetros, incluindo metais dissolvidos, o ponto a jusante da barragem, possui frequência bimestral e apenas 15 parâmetros. Tal disparidade pode comprometer a comparabilidade dos dados e a rastreabilidade de rotas de contaminação entre estruturas interligadas. O manganês dissolvido, por exemplo, não é analisado no ponto a jusante, dificultando o entendimento dos fluxos hidrológicos e geoquímicos entre as unidades operacionais do empreendimento.

No que tange à análise do quantitativo de pontos de amostragem, observa-se que a variabilidade entre os empreendimentos e suas respectivas dimensões dificulta a formulação de conclusões generalizadas com base nos 20 processos examinados. Isso se deve, sobretudo, à diversidade de escopos encontrados nos Planos de Controle Ambiental (PCA) analisados: alguns referem-se a estruturas pontuais, como barragens de rejeitos ou alteamentos específicos, enquanto outros abrangem conjuntos mais amplos do complexo minerário, incluindo pilhas de estéril, sistemas de drenagem e áreas operacionais. Como exemplo, destaca-se o processo nº 3713/2020, que apresenta um total de 25 pontos de monitoramento, refletindo uma abordagem mais abrangente em termos espaciais.

Nesse contexto, é fundamental que a definição dos pontos de amostragem considere critérios técnico-científicos relacionados às características hidrogeológicas da área de influência do empreendimento. A literatura técnica aponta que uma distribuição aleatória ou arbitrária dos pontos pode não apenas gerar custos desnecessários, como também comprometer a eficácia do monitoramento em atender aos objetivos ambientais propostos. Conforme destacado em publicação técnica do IBRAM em parceria com a ANA, a distribuição inadequada dos pontos pode gerar custos elevados e comprometer os objetivos do monitoramento. Para enfrentar essa complexidade, recomenda-se a utilização de ferramentas como a geoestatística, que auxiliam na construção de redes amostrais mais eficientes e representativas (IBRAM; ANA, 2006).

Verificou-se também que, após o protocolo dos estudos ambientais, como o Plano de Controle Ambiental (PCA) ou o EIA/RIMA, não há atualizações públicas regulares dos resultados de monitoramento, o que limita a verificação da implementação efetiva dos programas propostos. A obtenção de dados atualizados dependeria de solicitações formais aos órgãos ambientais, procedimento que não foi adotado neste estudo.

Adicionalmente, não foram identificadas justificativas técnicas claras nos processos analisados quanto à definição do número de pontos de amostragem, sua localização, seleção de parâmetros ou periodicidade. Em geral, as referências técnicas citadas limitam-se a normas amplas como o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (22ª ed., 2012), as normas ABNT NBR 9897:1987 e 9898:1987, além da Deliberação Normativa COPAM/CERH nº 01/2008. Tais documentos foram mencionados sem contextualização técnica vinculada às características específicas dos empreendimentos.

Ressalta-se que, embora exista um sistema eletrônico de licenciamento ambiental instituído pela Resolução Semad nº 2.890/2019, ainda há evidente carência de padronização e sistematização das informações técnicas, o que dificulta análises comparativas entre empreendimentos e o acesso público aos dados. Observou-se, na prática, que os dados de monitoramento não constituem séries temporais contínuas, mas sim registros pontuais, submetidos em etapas específicas do licenciamento. Essa fragmentação compromete a capacidade de detectar tendências ambientais, avaliar a efetividade dos programas e subsidiar decisões de gestão ambiental.

Diante desse cenário, destaca-se a oportunidade de modernização do sistema, com a criação de uma plataforma integrada, como um painel de Business Intelligence (BI), para organização e disponibilização contínua dos dados de monitoramento gerados pelas empresas. Essa iniciativa permitiria não apenas maior rastreabilidade e consistência técnica, mas também fortaleceria o controle social e a transparência junto à sociedade e aos órgãos reguladores.

CONCLUSÃO

A análise dos Programas de Monitoramento da Qualidade da Água presentes nos processos de licenciamento ambiental revelou um cenário caracterizado por significativa diversidade nas abordagens adotadas. Observou-se variação considerável quanto ao número de pontos de amostragem, à periodicidade das coletas, à escolha dos parâmetros analisados e à forma como são apresentadas as justificativas técnicas. Essa heterogeneidade, embora em parte esperada diante das especificidades de cada empreendimento, pode representar um desafio à comparabilidade entre projetos e à consolidação de séries históricas consistentes.

Alguns processos avaliados apresentam práticas que indicam avanços no detalhamento técnico, como a adoção de coletas sazonais ou o monitoramento de frações dissolvidas de metais. Contudo, tais iniciativas ainda não se mostram amplamente difundidas. Em muitos casos, a ausência de justificativas contextualizadas para decisões-chave, como a localização dos pontos de amostragem ou a definição da frequência, pode limitar a capacidade de diagnóstico e o rastreamento de eventuais alterações na qualidade hídrica ao longo do tempo.

Além disso, a descontinuidade dos dados e a inexistência de mecanismos públicos de atualização periódica restringem o acompanhamento da efetiva implementação dos programas propostos, dificultando o acompanhamento da sociedade civil no controle social. Nesse contexto, destaca-se a oportunidade de aprimorar a gestão da informação por meio da adoção de instrumentos digitais de sistematização, como painéis de Business Intelligence (BI), que favoreçam a integração, a transparência e o acesso público às informações ambientais.

No âmbito da metodologia adotada, destaca-se que os Planos de Controle Ambiental (PCA) analisados integram formalmente os processos de licenciamento ambiental, funcionando como instrumentos técnicos de apoio à tomada de decisão por parte do órgão ambiental competente. Em diversos casos, especialmente naqueles em que foi emitido parecer técnico único, foi possível identificar recomendações explícitas por parte do órgão licenciador, solicitando ajustes nos programas de monitoramento da qualidade da água, como a inclusão de novos pontos de amostragem, a adequação da frequência de coleta ou a ampliação do escopo analítico. Tais manifestações demonstram o papel do órgão ambiental não apenas como instância deliberativa, mas também como agente indutor do aprimoramento das medidas de controle ambiental.

Diante das observações realizadas, considera-se oportuno fomentar a discussão sobre o aperfeiçoamento dos referenciais normativos e técnicos aplicáveis ao monitoramento hídrico em empreendimentos minerários. A incorporação de critérios mais específicos sobre frequência de amostragem, parâmetros prioritários e tratamento estatístico dos dados poderá contribuir para fortalecer a efetividade das ações de controle, a proteção dos recursos hídricos e a credibilidade dos instrumentos de regulação ambiental.

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION – AWWA; WATER ENVIRONMENT FEDERATION – WEF. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 22. ed. Washington, D.C.: APHA, 2012.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. *NBR 9897:1987 – Planejamento de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores*. Rio de Janeiro: ABNT, 1987.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. *NBR 9898:1987 – Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores*. Rio de Janeiro: ABNT, 1987.

INSTITUTO BRASILEIRO DE MINERAÇÃO – IBRAM; AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. *A gestão dos recursos hídricos e a mineração*. Brasília: IBRAM/ANA, 2006. Disponível em: <https://ibram.org.br/wp-content/uploads/2021/02/a-gestao-dos-recursos-hidricos-e-a-mineracao.pdf>. Acesso em: 25 jul. 2025.

MINAS GERAIS. Conselho Estadual de Política Ambiental – COPAM. *Deliberação Normativa COPAM nº 217, de 6 de dezembro de 2017*. Estabelece diretrizes para elaboração de estudos ambientais e define o conteúdo dos planos de controle ambiental. Belo Horizonte: COPAM, 2017.

MINAS GERAIS. Conselho Estadual de Política Ambiental – COPAM; Conselho Estadual de Recursos Hídricos – CERH. *Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH nº 01, de 5 de maio de 2008*. Dispõe sobre o enquadramento dos corpos de água em classes, segundo os usos preponderantes da água. Belo Horizonte: COPAM/CERH, 2008.

MINAS GERAIS. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável – SEMAD. *Resolução SEMAD nº 2.890, de 12 de julho de 2019*. Dispõe sobre a elaboração de estudos de impacto ambiental e seus relatórios. Belo Horizonte: SEMAD, 2019.

MINAS GERAIS. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável – SEMAD. *Sistema de Licenciamento Ambiental – SLA*. Disponível em: <https://ecossistemas.meioambiente.mg.gov.br/sla>.



REDUÇÃO DA ASSIMETRIA DE INFORMAÇÕES NO SANEAMENTO BÁSICO: A IMPLEMENTAÇÃO DO APLICATIVO ARESAN FISCALIZA, UBERLÂNDIA (MG)

Cláudio Augusto Dias Filho¹; Demóstenes Coutinho Gomes²; Fernanda Mahler Gomide³; Pedro Augusto Sousa Bessa⁴

¹Graduando em Engenharia Civil (UNIUBE), Bacharel em Administração (FAGEN/UFU), Bacharel em Engenharia Mecânica (FEMEC/UFU) (claudioaugfilho@gmail.com)

²Doutorando da Faculdade de Engenharia Mecânica (FEMEC/UFU), Mestre em Estruturas (FECIV/UFU) (eng.demostenes@gmail.com)

³Graduanda em Engenharia Ambiental e Sanitária (ICIAG/UFU) (fernandamahler@hotmail.com)

⁴Graduando em Engenharia Civil (FECIV/UFU) (pedro.abessa@ufu.br)

RESUMO

Este artigo apresenta o desenvolvimento do aplicativo "ARESAN Fiscaliza", voltado à automatização da fiscalização no setor de saneamento básico, com foco no Departamento Municipal de Água e Esgoto de Uberlândia (DMAE). O objetivo é melhorar a eficiência da fiscalização e reduzir a assimetria informacional. A metodologia utilizou a plataforma *AppsSheet*, da Google, permitindo o desenvolvimento rápido e personalizável sem a necessidade de programação complexa. O aplicativo é composto por quatro módulos integrados: "Fiscais", "Instalações", "Formulários" e "Não-conformidades". Esses módulos possibilitam o registro, o acompanhamento e a análise das inspeções, além da documentação de irregularidades, permitindo monitoramento contínuo da conformidade dos serviços frente às normas da agência reguladora. Ao automatizar a geração de dados e organizar as inspeções, a ferramenta contribui para o controle da qualidade dos serviços e para a universalização do acesso ao saneamento. O estudo destaca como a digitalização fortalece a regulação, promovendo transparência e reduzindo as disparidades de informação entre regulador e regulado. Dessa forma, a iniciativa demonstra o potencial da tecnologia para otimizar processos e qualificar a fiscalização no setor público.

PALAVRAS-CHAVE: Regulação, Fiscalização, Assimetria de Informações.

INTRODUÇÃO

Desde 2007, os municípios brasileiros passaram a enfrentar um novo desafio com a implementação da Lei nº 11.445/2007, que reorganizou a gestão do setor de saneamento básico no país, a qual não se restringe apenas à prestação de serviços, mas também abrange o planejamento, a regulação e a fiscalização (PEREIRA e HELLER, 2015). Logo, a gestão desse setor passou a envolver atividades de planejamento estratégico, de execução dos serviços, de regulação e de fiscalização. No que tange às atividades de regulação, Hachem et al. (2020) afirmam que elas podem ser compreendidas como sendo a função administrativa desempenhada pelo poder público para normatizar, controlar e fiscalizar as atividades econômicas ou a prestação de serviços públicos por particulares ou por prestadoras de serviços públicos.

O setor de saneamento básico, por ser caracterizado como um monopólio natural, enfrenta desafios específicos. Em um monopólio natural, a prestação de serviços é feita por uma única empresa, o que gera um controle exclusivo sobre a operação. Dessa forma, para enfrentar questões com essa, a regulação torna-se ferramenta essencial para garantir transparência, prestação de contas e universalização do acesso ao saneamento. A regulação é essencial, uma vez que, ao desempenhar o papel de fiscalizador, estimula o prestador a sempre buscar eficiência na prestação do serviço (HACHEM et al., 2020).

A Lei nº 14.026/2020, que atualizou a Lei nº 11.445/2007, trouxe diretrizes ainda mais rígidas para a regulação, a qual possui como premissas: regulação com foco na universalização e com caráter social reforçado; adoção obrigatória do modelo de agência reguladora, no caso de prestação indireta de serviços; repartição da função normativa regulatória entre instâncias locais de regulação e Agência Nacional de Águas (ANA) e delegação da função regulatória em regime de gestão associada (PAIVA e LEITAO, 2022).

Entretanto, algumas falhas de funcionamento podem ser destacadas no desenvolvimento da regulação, como a assimetria informacional, que consiste em uma situação em que um agente sabe algo que outro agente desconhece, havendo, portanto, oportunidade para comportamentos estratégicos visando a obter, revelar ou esconder informação (SALGADO e MOTTA, 2008). Candido (2013) deixa evidente em sua pesquisa o fato de que a empresa prestadora dos serviços de saneamento possui informação privilegiada em comparação à agência reguladora, a qual não possui conhecimento dos ativos do regulado e tampouco do estado ou da qualidade de suas instalações operacionais, além de procurar abordar as falhas de mercado e de regulação presentes no setor, citando expressamente a assimetria informacional.

Surge, nesse contexto, conforme Shambeck e Rosa ([s.d.]), a figura da ação fiscalizatória, que busca reduzir essa lacuna existente e assim contribuir para o desenvolvimento e conservação das condições de saneamento básico.

Diante do exposto, fica explícito que as agências reguladoras desempenham um papel crucial na regulação e fiscalização do setor de saneamento básico, operando com um conjunto de normativas que buscam garantir que os prestadores de serviços sigam as diretrizes estabelecidas. Contudo, algumas falhas de mercado podem ser apontadas no exercício da fiscalização, como a assimetria de informações.

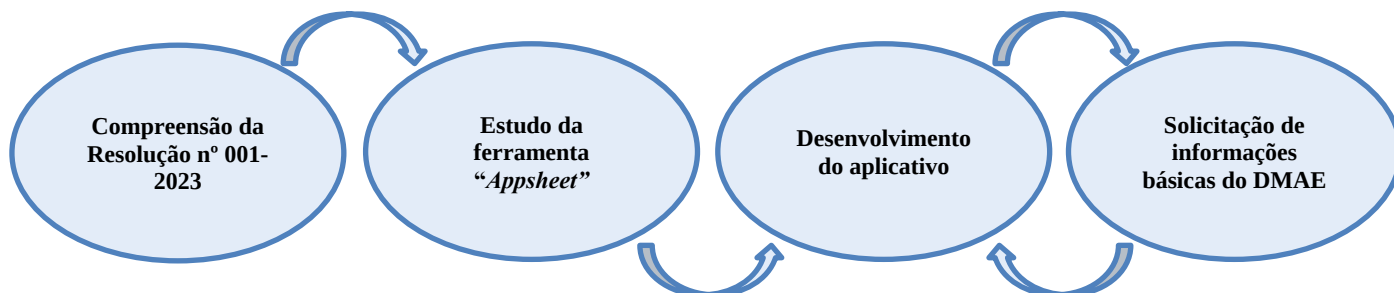
Dessa forma, este trabalho possui como finalidade apresentar a ferramenta "ARESAN Fiscaliza", que foi desenvolvida pelo corpo técnico-operacional da Agência de Regulação dos Serviços de Saneamento Básico de Uberlândia – ARESAN, buscando automatizar a geração de informações, registrar e documentar as inspeções realizadas nas instalações do prestador de serviços de saneamento de Uberlândia – Departamento Municipal de Água e Esgoto (DMAE), armazenar os dados coletados em formato de banco de dados e possibilitar o acompanhamento temporal da conformidade (ou não conformidade) frente às normativas da agência reguladora.

Ressalta-se que essa ferramenta procura verificar a adesão do prestador de serviços às normativas da agência reguladora, atenuando a assimetria de informações naturalmente presente no processo de regulação e contribuindo para a universalização do acesso ao saneamento básico. Assim, declara-se que o presente trabalho tem como foco a regulação no setor de saneamento básico, com ênfase nas atividades de fiscalização e na mitigação da assimetria de informações no processo regulatório.

METODOLOGIA

O desenvolvimento da ferramenta seguiu o plano de trabalho disposto na Figura 1.

Figura 1 – Sequência de trabalho para desenvolvimento da ferramenta “ARESAN Fiscaliza”



Fonte: Autores (2024).

A primeira etapa do desenvolvimento da ferramenta consistiu na identificação das Tabelas de Não-Conformidades da Resolução nº 001-2023, de 27 de janeiro de 2023, publicada pela ARESAN Uberlândia. As tabelas integrantes dessa resolução um rol de 247 não conformidades, divididas em 11 agrupamentos, conforme Tabela 1.

Tabela 1 – Tabelas de não conformidades (NCs) da Resolução nº 001-2023

Tabela	Qtde. de NCs
Condições gerais de prestação dos serviços	81
Adutoras	3
Captações subterrâneas	14
Captações superficiais	11
Estações elevatórias de água	9
Estações de tratamento de água	11
Reservatórios de água tratada	11
Estações elevatórias de esgoto	10
Estações de tratamento de esgoto	19
Prazos de atendimento ao consumidor	70
Prestação de serviços em resíduos sólidos e drenagem pluvial	8

Fonte: Autores (2024)

Mapeadas as não conformidades passíveis de fiscalização e notificação, partiu-se para o estudo da ferramenta *Appsheets* com o propósito de identificar suas potencialidades e limitações. A avaliação desses pontos positivos e negativos foi crucial para se seguir com o desenvolvimento da ferramenta.

Como principais vantagens da ferramenta podem-se citar facilidade de uso, integração com diversas fontes de dados (*Google Sheets*, planilhas eletrônicas, SQL e outras), uso multiplataforma (*Android*, *iOS*, *web*), automatização de processos, segurança e controle de acessos e custo-benefício baixo (inclusive com versões gratuitas para funcionalidades básicas, como é o caso do “ARESAN Fiscaliza”). Como principais limitações, identificou-se que a plataforma *Appsheets* tem personalização bastante limitada, desempenho não tão satisfatório para grandes volumes de dados, restrições para integrações avançadas e APIs e utilização offline limitada.

Sopesadas tais características, continuou-se com a definição da estrutura do aplicativo. Esta estrutura deveria, a priori, possibilitar registro e documentação dos dados em um banco de dados que permitisse acima de tudo acompanhamento temporal da conformidade do prestador de serviços com as resoluções normativas da agência reguladora. Pensou-se, portanto, na seguinte composição de módulos: Módulo "Fiscais", Módulo "Instalações", Módulo "Formulários", Módulo "Não-Conformidades".

Módulo "Fiscais"

Módulo interno de cadastro dos colaboradores da ARESAN designados para realizar a fiscalização/inspeção de campo. Foram cadastrados ao total um time de 6 fiscais, sendo 2 oriundos do departamento financeiro (DF/A) e 4 oriundos do departamento técnico-operacional (DTO/A);

Módulo "Instalações"

Módulo interno para cadastro das instalações pertencentes ao DMAE Uberlândia que são objeto de fiscalização. Este módulo inclui informações diversas (telefone, endereço *Google*, coordenadas geográficas latitude/longitude, observações, localização por bairro e setor do município) sobre a sede administrativa e as instalações operacionais do prestador, como Estações de Tratamento de Água (ETAs), Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs), Estações Elevatórias de Água (EEAs), Estações Elevatórias de Esgoto (EEEs), Bolsões de Drenagem Pluvial (BDPs), e Centros de Reservação (CRs), entre outras, totalizando um universo de 167 instalações;

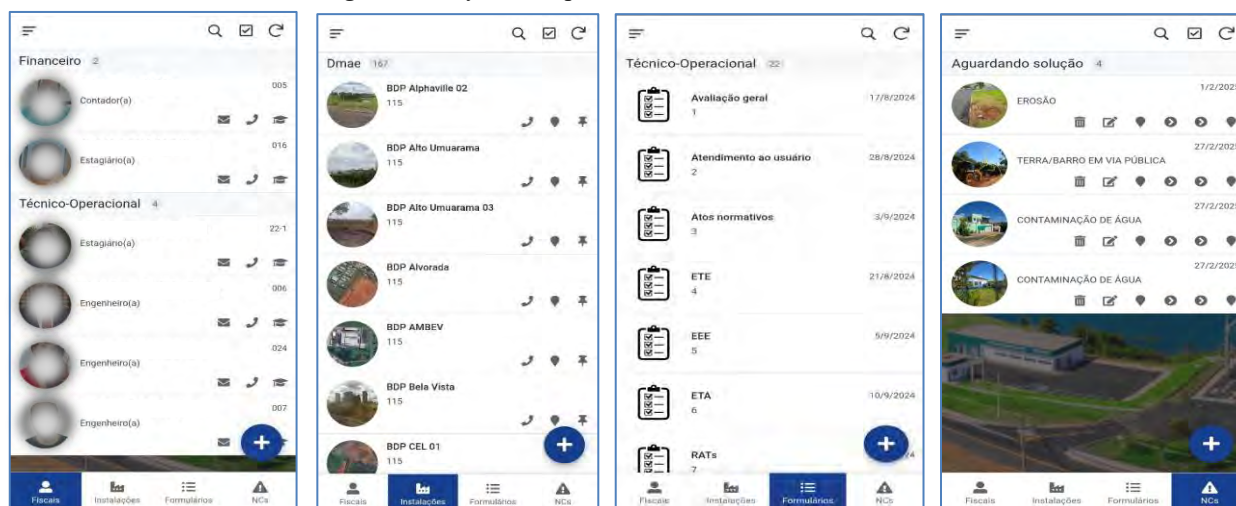
Módulo "Formulários"

Módulo interno para cadastro das tabelas de não conformidades e seus itens de fiscalização (e itens futuros que, porventura, vierem a ser implantados) conforme a Resolução nº 001 de 27 de janeiro de 2023, que abrange um total de 247 itens, distribuídos em 22 formulários (referenciados nas 11 Tabelas de não conformidades citadas anteriormente);

Módulo "Não-Conformidades"

Este módulo, ainda em fase de testes, foi desenvolvido para permitir o registro de situações anormais identificadas durante a inspeção, que possam não estar diretamente enquadradas nos itens especificados na Resolução nº 001 de 27 de janeiro de 2023. Este módulo permite que qualquer ocorrência fora dos padrões de qualidade e segurança seja registrada e acompanhada.

Figura 2 – Layout do aplicativo “ARESAN Fiscaliza”



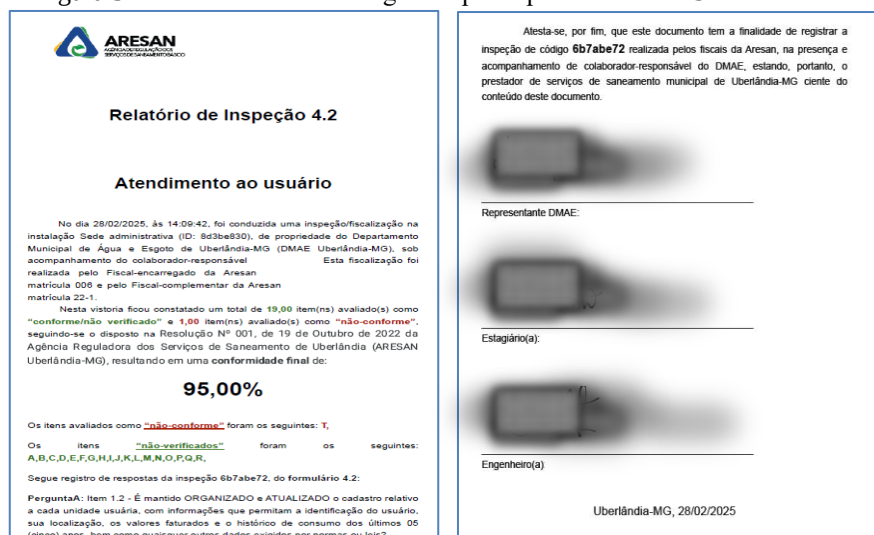
Fonte: Autores (2024)

Por último, mas não menos importante, refinou-se os inputs do aplicativo com informações básicas do próprio prestador de serviços (DMAE Uberlândia). Esta etapa nada mais foi do que uma revisão das informações pertinentes ao Módulo “Instalações”, abrindo margem para que o aplicativo seja atualizado e melhorado constantemente, conforme filosofia-método Kaizen (Al Smadi, 2009). Com essas 4 etapas percorridas, iniciaram-se os testes do aplicativo a partir da execução de fiscalizações conduzidas na própria sede do DMAE Uberlândia.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

A implantação do aplicativo “ARESAN Fiscaliza” aprimorou as atividades de fiscalização conduzidas pela agência reguladora, tendo como principal resultado a geração imediata do relatório de não conformidades, conforme Figura 3. O simples fato de se ter o relatório disponível em formato .pdf logo após o término da fiscalização representou economia de tempo com processamento de informações e redução do trabalho de escritório para produção deste documento. Além disso, gerou também a possibilidade de se compartilhar de imediato o documento com os colaboradores responsáveis do DMAE, permitindo conhecimento imediato das não conformidades para tomada de providências que visem sanar a anormalidade.

Figura 3 – Relatório automático gerado pelo aplicativo “ARESAN Fiscaliza”



ARESAN
Agência Reguladora dos Serviços de Saneamento

Relatório de Inspeção 4.2

Atendimento ao usuário

No dia 28/02/2025, às 14:09:42, foi conduzida uma inspeção/fiscalização na instalação Sede administrativa (ID: 8d3be830), de propriedade do Departamento Municipal de Água e Esgoto de Uberlândia-MG (DMAE Uberlândia-MG), sob acompanhamento do colaborador-responsável. Esta fiscalização foi realizada pelo Fiscal-encarregado da Aresan matrícula 006 e pelo Fiscal-complementar da Aresan matrícula 22-1.

Nesta vistoria ficou constatado um total de 19,00 item(ns) avaliada(s) como “conformemente verificada” e 1,00 item(ns) avaliada(s) como “não-conforme”, segundo-se o disposto na Resolução Nº 001, de 19 de Outubro de 2022 da Agência Reguladora dos Serviços de Saneamento de Uberlândia (ARESAN Uberlândia-MG), resultando em uma conformidade final de:

95,00%

Os itens avaliados como “não-conforme” foram os seguintes: T, B, C, D, E, F, G, H, J, K, L, M, N, O, P, Q, R.

Segue registro de respostas da inspeção 6b7abe72, do formulário 4.2:

PerguntaA: Item 1.2 - É mantido ORGANIZADO e ATUALIZADO o cadastro relativo a cada unidade usuária, com informações que permitam a identificação do usuário, sua localização, os valores faturados e o histórico de consumo dos últimos 05 (cinco) anos, bem como quaisquer outros dados exigidos por normas ou leis?

Alesta-se, por fim, que este documento tem a finalidade de registrar a inspeção de código 6b7abe72 realizada pelos fiscais da Aresan, na presença e acompanhamento de colaborador-responsável do DMAE, estando, portanto, o prestador de serviços de saneamento municipal de Uberlândia-MG ciente do conteúdo deste documento.

Representante DMAE:

Estagiário(a):

Engenheiro(a):

Uberlândia-MG, 28/02/2025

Fonte: Autores (2024)

Outro ponto importante obtido com a utilização da ferramenta “ARESAN Fiscaliza” foi o registro automático das informações por meio de uma série de bancos de dados armazenados no *Google Drive* da agência reguladora. Além de imagens, fotos e relatórios de inspeção, estes bancos de dados, por armazenarem os próprios dados gerados nas inspeções de campo, permitem que ocorra tratamento e análise de dados em outras ferramentas, como forma de se acompanhar a evolução da conformidade em um formulário específico, ou em uma instalação específica do DMAE Uberlândia (Figura 4).

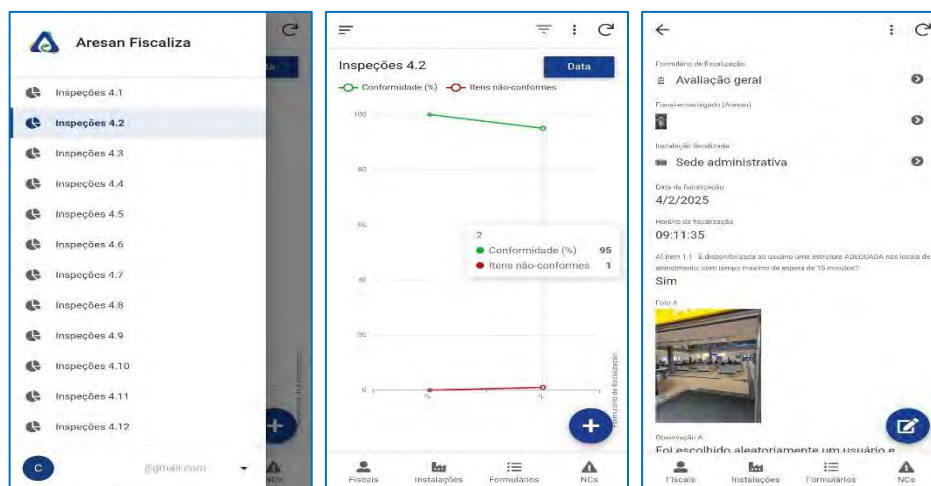
Figura 4 – Banco de dados com as informações geradas pelo “ARESAN Fiscaliza”

Nome	Proprietário	Última modificação	Tamanho do
f_4.3_images	eu	13 de fev. de 2025 eu	—
f_4.2_images	eu	13 de fev. de 2025 eu	—
f_4.1_images	eu	28 de jan. de 2025 eu	—
Content	eu	28 de jan. de 2025 eu	—
NCA	eu	20 de mar. de 2025 eu	4 KB
InformacoesBenda	eu	07-41 eu	17 KB
f_4.18.1	eu	28 de jan. de 2025 eu	1 KB
f_4.18	eu	28 de jan. de 2025 eu	1 KB
f_4.17	eu	28 de jan. de 2025 eu	1 KB
f_4.16	eu	28 de fev. de 2025 eu	1 KB
f_4.15.1	eu	28 de jan. de 2025 eu	1 KB
f_4.15	eu	28 de jan. de 2025 eu	1 KB
f_4.14.1	eu	28 de jan. de 2025 eu	1 KB

Fonte: Autores (2024)

Existe no próprio app um *menu* para acompanhamento rápido de conformidade com base no formulário selecionado. Este menu é interativo e além de informar ao usuário a tendência de evolução da conformidade (aumento ou redução), permite que seja observada com detalhes a inspeção que originou tal registro (Figura 5).

Figura 5 – Menu de acompanhamento rápido da conformidade segundo o formulário de fiscalização selecionado



Fonte: Autores (2024)

CONCLUSÕES

O presente estudo demonstrou que a implementação de tecnologias de automação, como o aplicativo "ARESAN Fiscaliza", tem um papel crucial na melhoria da regulação e fiscalização dos serviços de saneamento básico, especificamente no contexto do Departamento Municipal de Água e Esgoto de Uberlândia (DMAE). Ao automatizar o processo de coleta e registro de informações, o aplicativo contribuiu para uma fiscalização mais ágil, eficiente e transparente, além de possibilitar o acompanhamento contínuo da conformidade com as normativas regulatórias da agência. Isso contribui para assegurar que os serviços atendam a requisitos legais e operacionais, conforme defendem Costa e Périco (2021).

Os resultados obtidos indicam nesta fase inicial de utilização do aplicativo possibilidade de melhoria significativa nas atividades conduzidas pelo DMAE Uberlândia, ao evidenciar, por



exemplo, que determinados itens não estão conformes, permitindo que o regulado tome decisões rápidas para sanar eventuais anormalidades. A redução da assimetria informacional, característica de setores monopolistas como o de saneamento, foi uma das principais vantagens trazidas pela utilização da ferramenta, refletindo ganhos em eficiência e em sustentabilidade nas operações do regulado.

Além disso, o estudo ressalta a importância da adaptação das práticas fiscalizatórias às novas exigências regulatórias, como as estabelecidas pela Lei nº 14.026/2020, que enfatiza a eficiência, a segurança e a modicidade tarifária e isto vai ao encontro do que sustentam Oliveira e Granziera (2022). O uso de tecnologia não apenas facilita a fiscalização, mas também promove a universalização do acesso ao saneamento básico, contribuindo para a melhoria contínua dos serviços e o fortalecimento da gestão pública.

Com base nos resultados apresentados, recomenda-se a ampliação do uso de tecnologias de automação no setor de saneamento, não apenas para otimizar a fiscalização, mas também para garantir maior transparência, controle social e eficiência na gestão dos recursos públicos. A aplicação de sistemas semelhantes pode servir de modelo para outras agências reguladoras, promovendo avanços em outras localidades e estabelecendo um caminho para a modernização da gestão do saneamento em nível nacional.

REFERÊNCIAS

AL SMADI, S. Kaizen strategy and the drive for competitiveness: challenges and opportunities. **Competitiveness Review: An International Business Journal**, v. 19, n. 3, p. 203-211, 2009.

Brasil. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005**. Estabelece as classes de corpos de água e os requisitos de lançamento de efluentes. Diário Oficial da União, Brasília, 18 mar. 2005. Seção 1, p. 58.

Brasil. Ministério da Saúde. **Portaria nº 888, de 4 de maio de 2021**, altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS nº 5, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Diário Oficial da União, Brasília, 4 maio 2021. Seção 1, p. 27.

CANDIDO, J. L. Falhas de mercado e regulação no saneamento básico. **INFORME ECONÔMICO (UFPI)**, v. 30, n. 2, 2013.

COSTA, M. M.; PÉRICO, A. E. Saneamento Básico e Agência Reguladora: um estudo de caso. 2020. 158 p. Dissertação (Mestrado em Planejamento e Análise de Políticas Públicas) – Universidade Estadual Paulista (UNESP), Franca, 2021.

HACHEM, B. P.; TAVARES, A. N.; SOUZA, E. T. A.; FREITAS, E. M.; ANDRADE, M. A.; LUCENA, W. M.; NORONHA, A. M.; CARDOSO, A. R. B.; PEREIRA, R. R.; HACHEM, B. M. M. P. Desafios da regulação do Saneamento no município de Belém. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, p. 17172 – 17183. DOI: 10.34117/bjdv6n4-040

LOPES, H. T. L.; BAUMANN, L. R. F.; SCALIZE, P. S. A Contamination Predictive Model for Escherichia coli in Rural Communities Dug Shallow Wells. **Sustainability**, v. 15, p. 2408, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.3390/su15032408>>

OLIVEIRA, C. R. de; GRANZIERA, M. L. M. **Novo marco do saneamento básico no Brasil**. 2. ed. Indaiatuba, SP: Editora Foco, 2022.

OLIVEIRA, M. A. S. de. O planejamento estatal como instrumento para a efetividade da política pública de saneamento básico: um estudo sobre os serviços de esgotamento sanitário no município de Fortaleza/CE. 2019. 181 p. Dissertação (Mestrado em Direito) – Universidade Federal do Ceará (UFC), Fortaleza, 2019.

PAIVA, P. A. F.; LEITÃO, R. G. A Regulação de Saneamento Básico e o Novo Marco Legal Regulatório: características, competências e delegação. **Revista do Direito Público**, v. 17, p. 111-131, 2022. DOI: 10.5433/24157-108104-1.2021v16n3p.101

PEREIRA, T. S. T.; HELLER, L. Planos municipais de saneamento básico: avaliação de 18 casos brasileiros. **Engenharia sanitária e ambiental**, v. 20, n. 3, p. 395–404, 2015.

PHILIPPI JÚNIOR, A.; PELICIONI, M.C.F. **Educação Ambiental: Desenvolvimento de Cursos e Projetos**. 2 ed. São Paulo: Faculdade de Saúde Pública da USP: Signus Editora, 2002, 350 p.

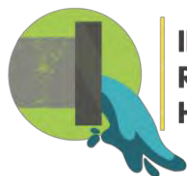
SALGADO, L. H.; MOTTA, R. S. **Marcos regulatórios no Brasil: incentivos ao investimento e governança regulatória**. Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. 2008. 212 p.

SCALIZE, P. S.; GABRIEL, E. F. M.; ARRUDA, P. N.; LIMA, F. S.; TEIXEIRA, N. R. B.; CARNEIRO, L. C. Influência do reservatório domiciliar na qualidade da água em comunidades rurais. In: 49º Congresso Nacional de Saneamento da ASSEMAE, 23ª Exposição de Experiências Municipais em Saneamento, Cuiabá. Brasília: ASSEMAE, 2019. p. 1214-1224.

SCHAMBECK, C. M.; Rosa, S. C. dos S. Regulação e fiscalização dos serviços de saneamento: avaliação da qualidade do esgoto tratado no sistema de esgotamento sanitário do município de Florianópolis-sc.

SILVA, D. P.; REIS, Y. P.; BEZERRA, N. R.; CARNEIRO, L. C.; SCALIZE, P. S. Risk to human health from protozoan (oo)cysts in water treatment plants. **Engenharia Sanitária e Ambiental** (Online), v. 26, p. 845-854, 2021.

UBERLÂNDIA. Agência de Regulação dos Serviços de Saneamento Básico de Uberlândia. **Resolução ARESAN nº 001**, de 27 de janeiro de 2023. Aprova os procedimentos de regulação, fiscalização e monitoramento dos serviços públicos de abastecimento de água, de esgotamento sanitário, resíduos sólidos e drenagem pluvial a aplicação de sanções aos prestadores de serviços regulados. Diário Oficial do Município, Uberlândia, 30 jan. 2023. Nº 6540, p. 63.



SANEAMENTO EM COMUNIDADES RURAIS

Cinara Ribeiro Peixoto¹; Maria Lyda Bolanos Rojas²

¹Graduanda em Engenharia Ambiental (ICIAG/UFU) (cinararibeiropeixoto@gmail.com)

²Professora da Faculdade de Engenharia Civil (FECIV/UFU) (marialyda@ufu.br)

RESUMO

Em áreas rurais sem acesso à rede pública de coleta de esgoto, a ausência de quaisquer tipos de tratamento de esgoto sanitário é comum, e esse movimento representa um sério risco ao meio ambiente e ameaça diretamente a saúde humana. Desse modo, este artigo busca apresentar as unidades existentes de tratamento de esgoto doméstico em uma área rural localizada no interior de Minas Gerais, além de discutir algumas tecnologias disponíveis como alternativas para serem implementadas. Nessa área constatou-se a utilização de fossas rudimentares, o descarte de águas cinzas na rua e algumas alternativas já implementadas para o tratamento de esgoto doméstico. A proposta destaca ações que possam conscientizar os moradores sobre a correta destinação do esgoto doméstico e cedam espaço a novos estudos visando soluções e disseminação do importante tema acerca do saneamento rural.

PALAVRAS-CHAVE: tratamento de esgoto; áreas rurais; saneamento rural.

INTRODUÇÃO

Há milênios existe uma conexão — seja instintiva ou simbólica — entre o ser humano e a natureza. Mesmo aqueles que afirmam não gostar dos ambientes naturais dependem diretamente deles para sobreviver. Por outro lado, quando essa aproximação causa desequilíbrios ambientais, torna-se necessário intervir com soluções efetivas. E os principais impactos negativos dessa relação entre seres humanos e natureza são as gerações de resíduos e rejeitos, que, quando não são corretamente destinados, acabam comprometendo o meio ambiente.

Desse modo, o saneamento rural é um dos principais instrumentos de melhoria da saúde mundial e está intimamente ligado às condições ambientais (DIAS; PEREIRA, 2021). Sendo assim, abordaremos neste artigo algumas das tecnologias disponíveis para o tratamento e disposição adequada de esgotos domésticos em áreas rurais; além de, difundir um importante tema e trazê-los para os espaços de discussão.

Em áreas rurais sem acesso à rede pública de coleta de esgoto, a ausência de quaisquer tipos de tratamento de esgoto sanitário é comum e esse movimento representa um sério risco ao meio ambiente, além de ameaçar diretamente a saúde humana (SCHULTZ et al., 2024; DIAS & PEREIRA, 2021). A disposição adequada do esgoto é uma das mais importantes discussões a serem consideradas quando a responsabilidade é manter o ambiente natural saudável e em equilíbrio.

Considerando o saneamento básico na sua totalidade, percebe-se a urgência na mudança da triste realidade a nível global. Segundo dados da Unicef (2020), cerca de 3

bilhões, 40% da população mundial, não possuem lavatórios com água e sabão para lavar as mãos em casa.

A Organização Mundial da Saúde - OMS e o Fundo das Nações Unidas para a Infância - UNICEF sustentam que em 2020, cerca de dois terços dos 3,6 bilhões de pessoas que não apresentam serviços de esgotamento sanitário vivem em áreas rurais, e 92% dos 496 milhões praticam a defecação a céu aberto (WHO; UNICEF, 2021).

Direcionando a atenção ao Brasil, em 2014, o país ocupava no ranking mundial de saneamento a posição 112^a, em um grupo de 200 países (BENEVIDES E RIBEIRO, 2014).

Dados da plataforma *The International Benchmarking Network* - IBNET, apresenta o Brasil na posição 55^o com 59,72% de cobertura de esgoto, no ano de 2015. Ficando à frente de países como a Albânia, Croácia, Bósnia e Herzegovina e Montenegro (CAMPOS; JUNIOR, 2022).

Embora seja uma das dez maiores potências mundiais, e segundo dados de 2024 do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento Básico (SINISA) apenas 56% da população brasileira teve acesso ao tratamento de esgoto, contabilizando aproximadamente 112,8 milhões de pessoas; 49,8% do esgoto gerado no país é tratado, enquanto 78,7% do esgoto coletado recebe tratamento.

As regiões Norte e Nordeste apresentam os menores índices de atendimento, apenas 14,7% e 31,4% respectivamente. Seguidas da região sul com 49,7%, Centro-oeste com 62,3% e sudeste com 80,9%.

Dados do IBGE (2024), apresenta as discrepâncias entre as regiões do país. O estado do Amapá possui o menor percentual de rede coletora de esgoto com 12,06%, enquanto São Paulo apresenta o maior percentual com 91,3%. Por outro lado, o estado de Minas Gerais possui 80,9% de sua população atendida pelo sistema de tratamento de esgoto.

O censo de 2022 apresenta as soluções mais comuns adotadas no Brasil para o esgotamento sanitário: “Rede Geral ou pluvial” com 58,3%, “Fossa Séptica ou fossa filtro não ligada a rede” com 13,2% e menos comum com 4,2% “fossa séptica ou fossa filtro ligada a rede”.

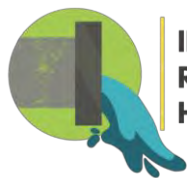
Nessa perspectiva, este artigo apresenta um recorte de uma pesquisa ainda em andamento, que busca apresentar as unidades existentes de tratamento de esgoto doméstico e apresentar algumas tecnologias disponíveis como alternativas para serem implementadas em uma área rural localizada no interior de Minas Gerais.

METODOLOGIA

Algumas tecnologias para áreas rurais

A escolha da tecnologia mais adequada para o tratamento de esgotos domésticos deve considerar aspectos locais, como características sociais, ambientais e técnicas (TONETTI et. al., 2018). De modo mais preciso, a escolha da melhor alternativa perpassa por fatores como: tipo do solo; nível do lençol freático; se o tratamento está direcionado para o esgoto do vaso sanitário ou para as águas cinzas; número de pessoas na residência, entre outros aspectos a serem considerados.

Diversos estudos apontam que as tecnologias mais utilizadas para o tratamento de esgoto nas áreas rurais incluem tanques sépticos, combinados com sistemas complementares, tecnologias descentralizadas como a fossa séptica biodigestora, tanque de evapotranspiração e círculo de bananeiras.



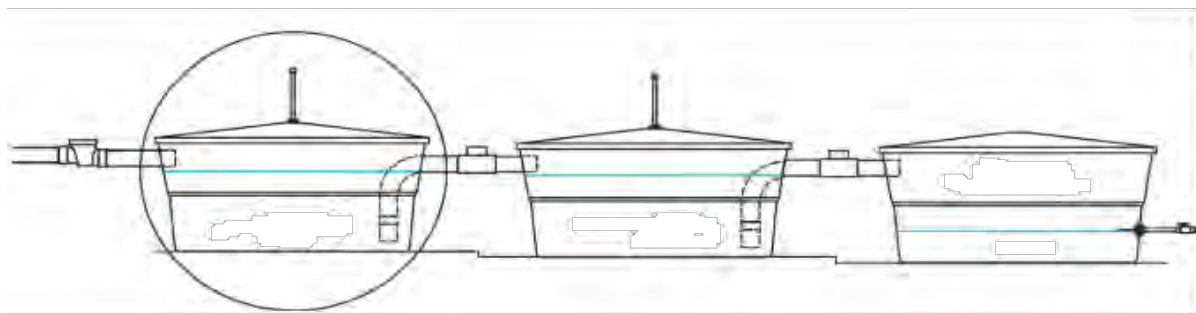
Jordão e Pessoa (2016) destacam que o tanque séptico é o sistema mais popular utilizado nas áreas rurais, e frequentemente é combinado com alternativas como fossa biodigestora, tanque de evapotranspiração, fossa econômica e banheiro seco compostável.

Desse modo, abordaremos neste artigo os sistemas de fossa séptica biodigestora, tanque séptico e o círculo de bananeiras, por serem sistemas amplamente utilizados e voltados para o tratamento do esgoto doméstico, águas de vaso sanitário ou águas cinzas. Além de serem tecnologias adequadas para a área de pesquisa considerada e terem boa eficiência de remoção de matéria orgânica entre 50% a 79% (TONETTI et. al., 2018).

Fossa séptica biodigestora

A fossa séptica biodigestora, desenvolvida pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), consiste em um sistema interligado em série, formado por duas caixas d'água de fibra de vidro ou fibrocimento, chamadas módulos de fermentação, cada uma com capacidade de 1.000 litros, e uma caixa coletora para o esgoto tratado, também com capacidade de 1.000 litros. O efluente resultante do processo pode ser aproveitado como biofertilizante (EMBRAPA INSTRUMENTAÇÃO AGROPECUÁRIA, 2019).

Figura 5 - Esquema de fossa séptica biodigestora



Fonte: Adaptado de SILVA; MARMO; LEONEL (2017)

O sistema é dimensionado para atender residências com cinco pessoas e dispensa a necessidade de caminhão limpa-fossa. Apresenta bom desempenho em locais com uso contínuo.

Na última unidade, chamada de caixa coletora, é armazenado o biofertilizante, que pode ser utilizado na agricultura, desde que não seja aplicado diretamente em hortaliças ou plantas consumidas cruas. Para o funcionamento adequado do sistema, é necessário o uso de um inoculante — fezes frescas de bovino — na proporção de 3 litros para cada 1.000 litros de volume projetado (EMBRAPA INSTRUMENTAÇÃO AGROPECUÁRIA, 2019).

Tanque séptico

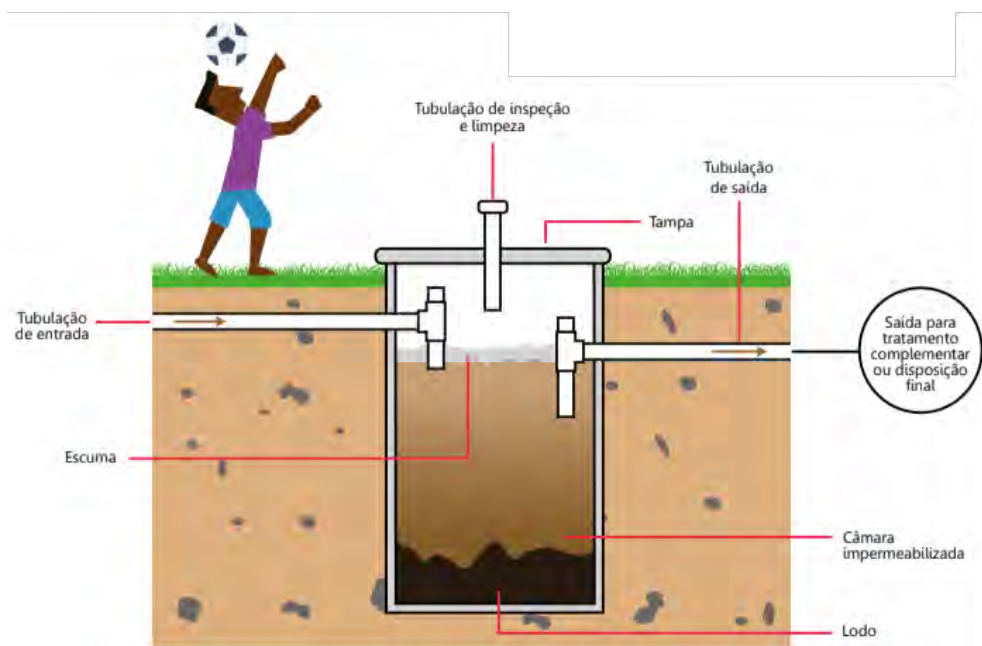
Segundo a Funasa (2014), o tanque séptico é o sistema de tratamento de esgoto mais utilizado nas áreas rurais, pois possui manutenção simples, não necessita de mão de obra especializada, e apresenta bom desempenho sanitário. Pode ser projetado em formato cilíndrico ou prismático retangular, e sua configuração pode variar entre uma única unidade ou múltiplas unidades dispostas em série.

Sua construção pode ser realizada com alvenaria de tijolo maciço (com espessura entre 20 e 22 cm), concreto armado (com espessura entre 8 e 10 cm), anéis de concreto armado, materiais em poliéster reforçado com fibra de vidro ou chapas metálicas (ABNT, 1993). Os materiais utilizados devem apresentar resistência mecânica adequada e ser compatíveis com os agentes químicos presentes no efluente.

A depender das características e volume do esgoto, o mesmo pode ficar retido no tanque por cerca de 24 horas, ocorrendo a sedimentação dos sólidos no fundo do tanque e a formação da espuma da superfície do líquido.

A Norma 7229/1993 fixa as condições exigidas para projeto, construção e operação de tanques sépticos, fixando profundidade mínima e máxima, diâmetro interno, largura etc.

Figura 6 - Esquema de tanque séptico



Fonte: (TONETTI et. al., 2018, p. 84).

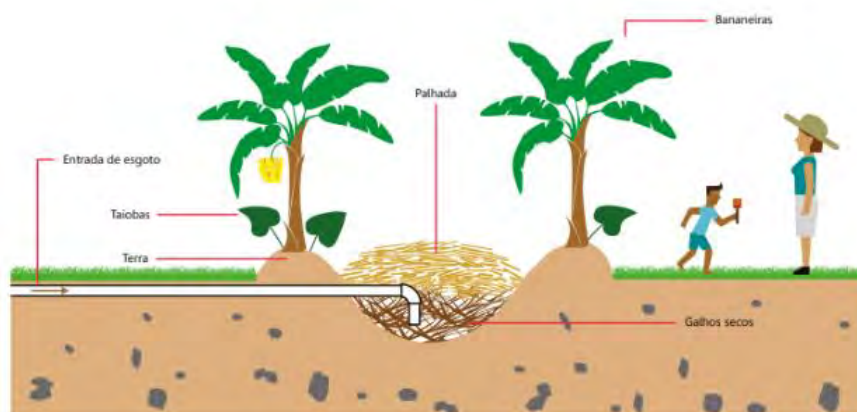
Após tratamento do esgoto no tanque séptico o mesmo precisa ser direcionado para tratamento complementar, como: sumidouros, filtro anaeróbio, vermifiltro, filtro de areia etc.

Círculo de bananeiras

O círculo de bananeiras é uma tecnologia utilizada para o tratamento das águas provenientes de pias, lavanderias, chuveiros e cozinhas. Pode ser empregado também como uma unidade de disposição final do esgoto doméstico, em paralelo ao tratamento realizado pelo tanque séptico.



Figura 7 - Círculo de bananeiras



Fonte: (TONETTI et. al., 2018, p. 84).

Sua construção consiste na escavação de um buraco no solo com medidas entre 1,40 metros a 2,0 metros de diâmetro e 0,80 metros de profundidade. Em áreas com solo arenoso, é comum aplicar uma camada de argila nas laterais e no fundo, para garantir a impermeabilização natural do terreno. O espaço escavado é preenchido com folhas, palhas ou galhos secos, e nas extremidades externas geralmente são plantadas bananeiras ou outras espécies vegetais menores, que apreciam ambientes úmidos como a taioba. A água cinza é conduzida por meio de encanamentos até esse local, onde fica coberta pelo material seco e isolada da superfície. Um círculo de bananeira com as dimensões de 1,40 metros de diâmetro e 0,80 metros de profundidade garantem um volume interno de 1000 litros suficiente para atender uma residência com até 5 pessoas (TONETTI et. al., 2018).

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Caracterização da área de pesquisa

Dos 20 Melhores Municípios no Ranking do Saneamento de 2025, apenas três cidades são do Estado de Minas Gerais: Uberaba que ocupa a 9ª posição, Uberlândia que ocupa a 11ª posição - caiu seis posições no ranking, uma vez que, em 2024 ocupava 5ª posição, e Montes Claros na 16ª. A cidade de Campinas (SP) ocupa a 1ª posição e Praia Grande (SP) a 20ª posição (INSTITUTO TRATA BRASIL, 2025).

O indicador de coleta na cidade de Uberlândia é de 98,24%, enquanto o índice de tratamento é de 82,18%, dados de 2021 segundo o Instituto Trata Brasil. Embora, esses índices estejam acima da média nacional, e a cobertura e coleta estejam melhorando a cada ano no município de Uberlândia, cabe ressaltar que, algumas regiões do município ainda não contam com esse serviço.

E apesar do desenvolvimento nos últimos anos, alguns desafios permanecem perenes com o tempo. É o caso de algumas regiões do município que não dispõem de saneamento rural.

O campo de pesquisa deste trabalho, é um setor na área rural de Uberlândia, localizado nas coordenadas 18°53'18"S e 48°18'12"O. O local atualmente não dispõe das mesmas características rurais de quando foi loteado a mais de 40 anos, sendo uma das áreas rurais mais populosas da cidade.

Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, considera-se como área rural aquela externa ao perímetro urbano e que faça correspondência aos setores censitários (BRASIL, 2019). E nesse caso, o local de estudo pode ser considerado como setor censitário de código 4:

Aglomerado rural de extensão urbana: Localidade que tem as características definidoras de Aglomerado Rural e está localizada a menos de 1 km de distância da área urbana de uma cidade ou vila. Constitui simples extensão da área urbana legalmente definida (BRASIL, 2019, p. 56).

Embora os moradores disponham de escrituras de seus imóveis, e pagam anualmente o IPTU - Imposto sobre a Propriedade Predial e Territorial Urbana; e o local possua iluminação pública, água tratada e canalizada pela concessionária, transporte público, internet e coleta convencional dos resíduos; o local não possui rede pública coletora de esgoto. Neste caso, a própria comunidade faz a implantação do sistema de saneamento, e na grande maioria das vezes, sem nenhum apoio técnico.

Mais de 90% dos moradores do local, utilizam fossas rudimentares para o descarte do esgoto, e grande parcela da população lança as águas cinzas diretamente na rua.

A figura 1 mostra o lançamento irregular de águas cinzas. Presença de gordura e restos de alimentos, indicam que o esgoto é oriundo da pia da cozinha.

Figura 1 - Lançamento de água cinza na rua



Fonte: Autoria própria

Por outro lado, existem alguns exemplos de sistemas já implementados por moradores, como fossas sépticas de pneus e de caixas de polietileno (Figuras 2, 3 e 4).



Figura 2 – Tampa da Fossa séptica instalada na Associação de Moradores do local



Fonte: Autoria própria

Figuras 3 e 4 – Fossa de pneus e polietileno de moradores do bairro



Fonte: Autoria própria

Embora esses sistemas não atendam integralmente às normas técnicas vigentes para a instalação e operação de sistemas para tratamento de esgoto doméstico, eles representam, por parte dos moradores, uma tentativa de superação e substituição dos antigos sistemas rudimentares de fossas utilizados por muitos anos. Dessa forma, evidenciam um movimento positivo de transição e uma crescente preocupação da população em promover a destinação adequada dos esgotos domésticos, procurando novas soluções ambientalmente corretas.

O levantamento realizado no local de estudo, permitiu verificar as atuais condições dispensadas à coleta e tratamento de esgoto doméstico. A maioria dos moradores ainda utilizam fossas rudimentares e descartam águas cinzas diretamente na rua, como apresentado na Figura 1.

Por outro lado, identificaram-se alternativas de tratamento utilizando pneus e caixas de polietileno. Ainda que não estejam de acordo com as normas, representou um início positivo de crescente preocupação em dar tratamento adequado ao esgoto doméstico e romper com sistemas de fossas rudimentares adotados por longos anos.

As tecnologias de Fossa Séptica biodigestora, tanque séptico e o círculo de bananeiras podem ser implementadas na realidade analisada. São sistemas que buscam dar tratamento e destinação adequados ao esgoto doméstico, além de evitar a disseminação de doenças e garantir a saúde pública e ambiental (SCHULTZ et al., 2024; DIAS e PEREIRA, 2022).

Estudos de Figueiredo et al. (2019) realizados com a Fossa séptica biodigestora confirmam a eficiência da tecnologia com a redução da DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) em 63,4% e de níveis aceitáveis de coliformes. Porém, esses mesmos estudos reforçam a necessidade de tratamento complementar para remoção de protozoários e a cautela na utilização do biofertilizante na agricultura.

Outros estudos avaliaram um sistema com três tanques sépticos em série instalados em uma unidade da Universidade Estadual de Goiás e obtiveram remoção de: 65,40% para demanda química de oxigênio; 79,01% para demanda bioquímica de oxigênio; 59,79% para sólidos totais; 87,12% para sólidos suspensos totais; 92,0% para coliformes totais; 95,71% para E. coli e 82,54% para turbidez (COLARES; SANDRI, 2013).

Felix (2020) avaliou a associação de tanque séptico seguido de um sistema alagado com macrófitas e obteve a remoção de demanda química de oxigênio em 50,9%.

Inúmeras pesquisas mostram a eficiência do tratamento de esgoto e águas cinzas utilizando o círculo de bananeiras, entre elas, Santos (2019) concluiu que o sistema melhora a qualidade de vida por tirar estas águas da superfície do solo, evitam mau cheiro, doenças e eutrofização de ecossistemas aquáticos.

Espera-se que os resultados apontem para o potencial de replicação da proposta na realidade estudada, contribuindo com novas discussões e pesquisas sobre o tema. Além disso, visam fortalecer o conhecimento da comunidade sobre a importância do saneamento, promovendo uma melhor qualidade de vida às pessoas e um meio ambiente mais saudável e equilibrado.

CONCLUSÕES

Este estudo buscou conhecer a realidade do setor rural que apesar de sua proximidade com a área urbana e com os recursos disponíveis, ainda não possui coleta e tratamento de esgoto.

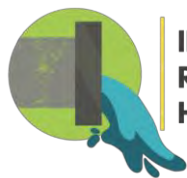
Observou-se positivamente sistemas já instalados que são exemplos da preocupação de alguns moradores em substituir as fossas rudimentares.

Diante disso, abordamos tecnologias que atendem às necessidades das residências e possam optar por melhor preservação da saúde pública e ambiental das áreas onde são aplicadas.

Nesse contexto, faz-se indispensável ações que abordem os moradores para a conscientização da correta destinação do esgoto doméstico, e dê espaço para que novas discussões sobre o tema se tornem essenciais e cedam espaço sobre novos estudos para propor soluções e disseminação ao importante tema do saneamento rural.

REFERÊNCIAS

ABNT - **Associação Brasileira de Normas Técnicas**. NBR 7229. Projeto, construção e operação de tanques sépticos. 1993, 15p.



BENEVIDES, C.; RIBEIRO, E. **Saneamento: Brasil ocupa 112ª posição em ranking de 200 países.** O Globo, 19 mar. 2014. Disponível em: <https://oglobo.globo.com/politica/saneamento-brasil-ocupa-112-posicao-em-ranking-de-200-paises-11918085>. Acesso em: 28 junho 2025.

BRASIL. Ministério das Cidades. **Secretaria Nacional de Informações em Saneamento Ambiental. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: diagnóstico dos serviços de água e esgotos – 2024.** Brasília: SNSA, 2024. Disponível em: <https://www.gov.br/cidades/pt-br/aceso-a-informacao/acoes-e-programas/saneamento/sinisa>. Acesso em: 14 maio 2025.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Fundação Nacional de Saúde. Programa Nacional de Saneamento Rural.** Brasília: Funasa, 2019.

CAMPOS, V. C.; JUNIOR, J. C. Z. **Avaliação do índice de cobertura de esgoto no mundo no período de 2000 a 2020: Situação do indicador nos pases e importância do monitoramento desta informação.** International Journal of Latest Research in Humanities and Social Science (IJLRHSS), [s. l.], v. 5, p. 135-143, maio/2022.

COLARES, C. J. G.; SANDRI, D. **Eficiência do tratamento de esgoto com tanques sépticos seguidos de leitos cultivados com diferentes meios de suporte.** *Revista Ambiente & Água*, v. 8, n. 1, p. 172–185, jan. 2013. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/ambiagua/a/fQQzVmHCGB4QRf5SMC8xywH>. Acesso em: 2 jul. 2025.

DIAS, M. S. B; PEREIRA, A. C. **Tecnologias descentralizadas apropriadas para tratamento de esgoto doméstico em áreas rurais: estudo de caso para uma comunidade rural de Simonésia – Minas Gerais.** *ForScience, Formiga*, v. 9, n. 2, jul./dez. 2021.

EMBRAPA INSTRUMENTAÇÃO AGROPECUÁRIA. **Perguntas e respostas: fossa séptica biodigestora** – edição revisada e ampliada. São Carlos, SP: Embrapa Instrumentação, 2019. 34 p.

FELIX, M. V. **Análise da eficiência do tratamento do efluente de tanque séptico por sistema alagado construído em escala piloto. 2020.** 72 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) – Instituto Federal Goiano, Rio Verde, 2020.

FIGUEIREDO, et al. **Fossa Séptica Biodigestora: avaliação crítica da eficiência da tecnologia, da necessidade da adição de esterco e dos potenciais riscos à saúde pública.** *Revista DAE*, v. 67, n. 220, p. 100-114, 2019.

FUNASA – Fundação Nacional de Saúde. **Manual de soluções alternativas para tratamento de esgoto.** Brasília: Ministério da Saúde, 2014.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Demográfico 2022: características dos domicílios – resultados do universo. Rio de Janeiro: IBGE, 2024.** Disponível em: <https://static.poder360.com.br/2024/02/censo-2022-caracteristicas-domicilios.pdf>. Acesso em: 02 maio 2025.

IBNET, **The International Benchmarking Network**. Disponível em: <https://www.ib-net.org/>. Acesso em: 30 abril 2025.

INSTITUTO TRATA BRASIL. **Resumo executivo – Ranking do Saneamento 2025. São Paulo: Instituto Trata Brasil, 2025.** Disponível em: https://tratabrasil.org.br/wp-content/uploads/2025/07/Versao-Final-de-Estudo-da-GO-Associados-Ranking-do-Saneamento-de-2025_Rio-Corrigido-V3.pdf. Acesso em: 18 julho 2025.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgoto doméstico**. 7ed. Rio de Janeiro: SABES, 2016.

UNICEF. **Hand hygiene for all. Junho de 2020**. Disponível em: <https://www.unicef.org/reports/hand-hygiene-for-all-2020>. Acesso em: 30 abril 2025.

SANTOS, Y. C. **Utilização de círculo de bananeiras para destinação de águas cinzas em ocupação urbana de João Pessoa - PB com a contribuição para o saneamento básico** - João Pessoa, 2019. 54 p.

SILVA, W. T. L.; MARMO, C. R.; LEONEL, L. F. **Memorial descritivo: montagem e operação de fossa séptica biodigestora**. São Carlos, SP: Embrapa Instrumentação, 2017.

SCHULTZ, A. M. B et al. **Esgotamento sanitário em áreas rurais localizadas na região Sul do Brasil**. Hygeia – Revista Brasileira de Geografia Médica e da Saúde, Uberlândia, v. 20, e2022, 2024.

TONETTI, A. L. et. al. **Tratamento de esgotos domésticos em comunidades isoladas: referencial para escolha de soluções**. Campinas: Biblioteca Unicamp., 2018, 153p.

WHO; UNICEF. **Progress on household drinking water, sanitation and hygiene, 2000–2020: five years into the SDGs**. Geneva: World Health Organization, 2021. p. 9. Disponível em: <https://data.unicef.org/resources/progress-on-household-drinking-water-sanitation-and-hygiene-2000-2020/>. Acesso em: 02 maio 2025.



SIMULAÇÃO DE ALAGAMENTOS NA AVENIDA RONDON PACHECO – UBERLÂNDIA (MG) – EM DECORRÊNCIA DE CHUVAS INCIDENTES EM MICROBACIAS ESPECÍFICAS

Alvaro Luiz Marcolino Mateus¹; José Eduardo Alamy Filho²

¹Graduando em Engenharia Civil (FECIV/UFU) (alvaro.mateus@ufu.br)

²Professor da Faculdade de Engenharia Civil (FECIV/UFU) (jose.alamy@ufu.br)

RESUMO

A avenida Rondon Pacheco, uma das principais vias de Uberlândia (MG), recebe água pluvial proveniente de uma grande parte da cidade e sofre constantemente com alagamentos decorrentes de chuvas intensas. Neste trabalho, foram realizadas simulações computacionais para previsão desses alagamentos, considerando chuvas concentradas em setores específicos. O objetivo consiste na investigação de padrões de alagamentos, quando as precipitações incidem sobre microbacias situadas em regiões distintas. Para realizar as simulações, foi necessário delimitar a bacia do córrego São Pedro, corpo de água retificado e canalizado sob a referida via. A partir de mapa planialtimétrico e das galerias de água pluvial, foram delimitadas as microbacias de contribuição à avenida. O mapa planialtimétrico subsidiou a construção de um modelo numérico de terreno detalhado. Um modelo chuva-vazão foi aplicado para as microbacias contribuintes, com intuito de gerar hidrogramas que representam a introdução de vazão superficial na avenida. O *software* HEC-RAS, versão 2D, foi aplicado para simular a propagação de cheia sobre a avenida e ruas adjacentes. O hietograma de uma chuva real de 100 mm/h foi aplicado em microbacias de duas regiões distintas, uma na cabeceira da bacia e outra mais central. Resumidamente, os resultados indicaram padrões similares para envoltória de alagamentos e velocidade de propagação da frente de cheia.

PALAVRAS-CHAVE: hidrologia urbana, alagamentos, hidráulica computacional.

INTRODUÇÃO

Alagamentos em vias públicas são um dos principais problemas causados pela urbanização quando não há o devido estudo e investimento em sistemas de drenagem pluvial adequados, situação que tende a se agravar, visto que as cidades tendem a amplificar a impermeabilização do solo superficial e as chuvas torrenciais estão aparentemente mais frequentes devido às mudanças climáticas.

O município de Uberlândia é atualmente o vigésimo oitavo mais populoso do Brasil e o segundo mais populoso de Minas Gerais, conforme o censo de 2022 (IBGE, 2022). O referido censo indicou um crescimento populacional de 18,08% em comparação com os dados de 2010. Esse aumento reflete também no agravamento de problemas urbanos, como o alastramento de zonas impermeáveis, os quais tendem a sobrecarregar as avenidas de fundo de vale, com afluxo de vazões excessivas de água pluvial. Para moradores locais, já é consenso a elocução: “se está chovendo, evite a Rondon Pacheco”. Todavia, para a referida avenida, eventos críticos de alagamentos dependem da intensidade da precipitação, bem como dos locais onde ela ocorre. Assim, chuvas incidentes sobre algumas microbacias podem gerar alagamentos mais graves do que aquelas que precipitam sobre outras. Isso depende da localização dessas microbacias, do uso do solo e de características geométricas marcantes como área e declividade.

A modelagem hidrológica e hidráulica tem importante papel preditivo para auxiliar na identificação de riscos, auxiliando a gestão urbana. De acordo com Tucci (2008), a modelagem hidráulica é uma etapa essencial para o planejamento urbano, pois permite simular diferentes alternativas de intervenção e identificar seus efeitos antes da implantação. Nessa ideia, porém com foco mais específico na cidade de Uberlândia (MG), o presente artigo baseou-se nos estudos de Mendes (2023), que simulou e mapeou zonas alagáveis, velocidades e tensões cisalhantes ao longo de um trecho da avenida Rondon Pacheco. A referida autora considerou chuva abrangente e com mesmo padrão de incidência sobre toda a bacia do córrego São Pedro, corpo de água retificado e canalizado sob o leito carroçável da avenida. Todavia, no presente artigo, foi analisado o impacto da chuva concentrada em microbacias situadas em duas regiões diferentes.

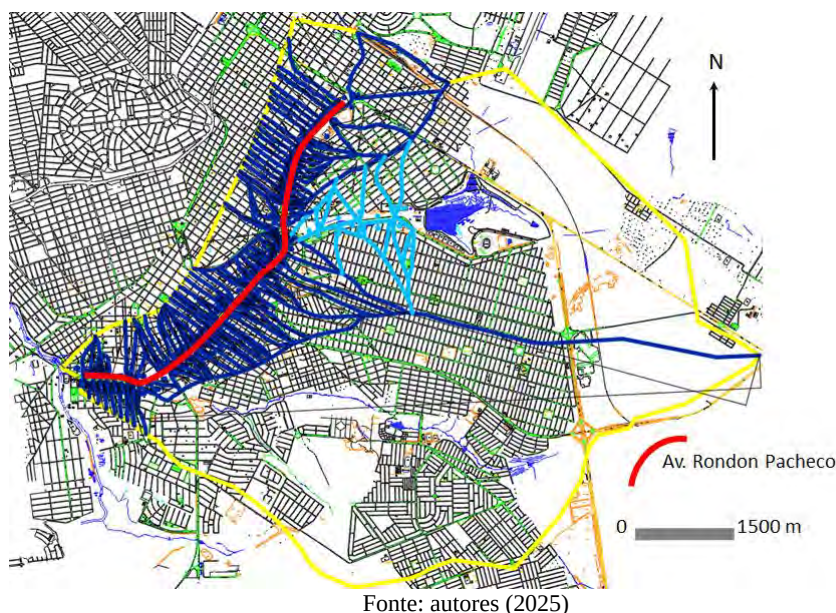
Nesse contexto, o objetivo principal deste trabalho é simular e identificar possíveis diferenças nos padrões de alagamentos, considerando chuva incidente em duas regiões distintas da bacia do córrego São Pedro. Os resultados podem auxiliar na identificação de possíveis tempos de evacuação da avenida, bem como na indicação de microbacias prioritárias para receber medidas de contenção de enchentes.

METODOLOGIA

Delimitação de microbacias

Para analisar a ocorrência de enchentes em um local é necessário definir de que forma a água pluvial chega até os pontos com maior potencial de acumulação. No caso deste estudo, esses pontos correspondem à faixa trafegável da avenida Rondon Pacheco, via de fundo de vale que é frequentemente alagada durante chuvas intensas. No presente estudo, a avenida é tratada como um corpo de água principal e efêmero; e as vias afluentes a ela, como corpos secundários que conduzem a água pluvial até o corpo principal. Desse modo, a interseção de cada rua secundária com a avenida representa o exutório de uma microbacia hidrográfica que desagua sobre o asfalto da avenida Rondon Pacheco, no ponto de cruzamento entre elas. Além disso, na área entre duas extremidades de ruas, podem haver microbacias difusas, cujas contribuições são distribuídas ao longo da avenida. A Figura 1 ilustra essa divisão de microbacias (com divisores de água azuis), as quais estão inseridas dentro da bacia do córrego São Pedro (divisor amarelo). No total, foram identificadas 194 microbacias.

Figura 1 - Bacia de contribuição do córrego São Pedro (divisor amarelo) e sua fragmentação em microbacias (divisores azuis).



Cada microbacia foi identificada com numeração iniciando nos locais de maior altitude, a montante e indo até as microbacias mais baixas, já próximas do final da avenida, sobre a foz do córrego São Pedro no rio Uberabinha. Além disso, cada bacia foi identificada com o nome da rua principal ou de ruas adjacentes e se ela se localiza à direita ou à esquerda da avenida. Em seu médio e baixo curso, o córrego São Pedro recebe contribuições dos córregos Jataí e Lagoinha, sendo que ambos os córregos estão canalizados em galerias subterrâneas nos seus exutórios. Assim, a bacia hidrográfica do córrego São Pedro, foi dividida em regiões discriminadas de acordo com a Tabela 1

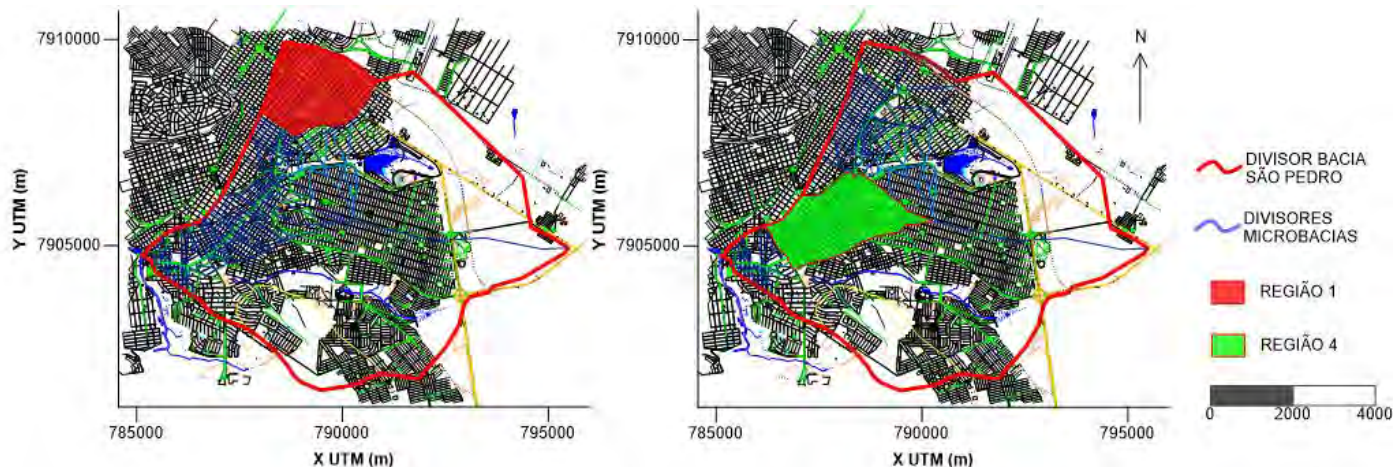
Tabela 1 – Divisão da bacia do córrego São Pedro em regiões compostas por microbacias

Identificação (região)	Bairros da cidade	Numeração das microbacias
1	Brasil, Custódio Pereira e parte do Tibery	(1) até (31) da Rondon Pacheco
2	sub bacia do Córrego Jataí	(1) até (15) da Anselmo A. dos Santos
3	Nossa Sra. Aparecida e parte do Tibery	(32) até (70) da Rondon Pacheco
4	Cazeca, parte do Lídice, Centro, Saraiva, Santa Maria e parte do Santa Mônica	(71) até (158) da Rondon Pacheco
5	parte do Lídice, Vigilato Pereira, Altamira, Fundinho, sub-bacia do córrego Lagoinha, Patrimônio	(159) até (194) da Rondon Pacheco

Fonte: autores (2025)

O presente trabalho simulou alagamentos resultantes de precipitação nas regiões 1 e 4, as quais envolvem as microbacias destacadas na Figura 2.

Figura 2 - Bacia de contribuição do córrego São Pedro, com destaque para as regiões de chuva incidente simulada.



Fonte: autores (2025)

A região 1 situa-se na cabeceira da bacia do córrego São Pedro e abrange uma área de 4,17 km², com ocupação predominantemente residencial e comercial. A região 4 envolve o médio curso do córrego São Pedro e circunscreve uma área de 4,63 km², com ocupação preferencialmente residencial e comercial, incluindo parte do centro da cidade e parte do bairro Santa Mônica, o segundo mais populoso do estado de Minas Gerais. Note-se que ambas as regiões escolhidas apresentam áreas quase equivalentes e ocupações do solo similares. A diferença básica, além da posição, consiste na declividade das microbacias, haja vista que a região 4 apresenta encostas com declive mais acentuado, principalmente aquelas que drenam os bairros Lídice e Saraiva.

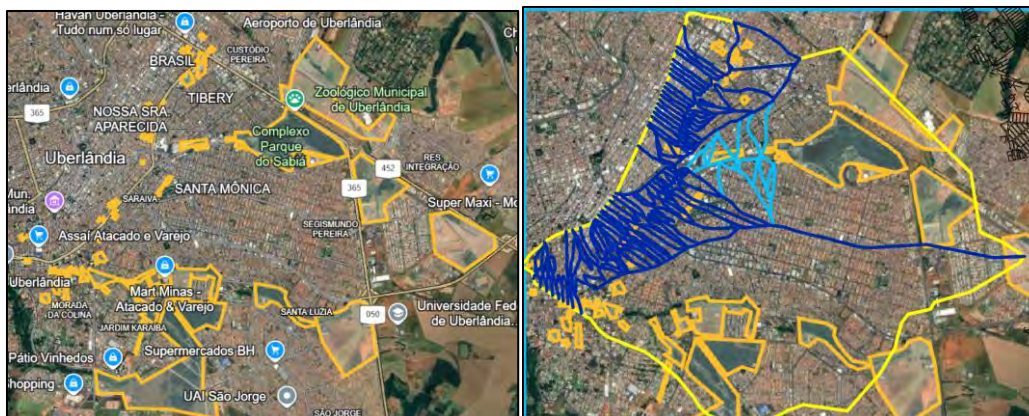
Características geométricas relevantes para modelagem

Foram extraídos, das microbacias selecionadas, dados de comprimento axial, área total, cotas altimétricas dos pontos mais alto e mais baixo, dimensão da rede de drenagem – caso existente – e áreas permeáveis.

A obtenção dos dados de dimensão da rede de drenagem ocorreu por meio da sobreposição do mapa contendo as microbacias com o mapa de galerias de água pluvial, gentilmente fornecido pelo Departamento Municipal de Água e Esgoto (DMAE).

As áreas permeáveis foram estimadas utilizando o *software Google Earth*, onde os locais sem construções foram delimitados e posteriormente sobrepostos ao mapa com microbacias, conforme a Figura 3. Além dessas áreas, foi considerado um mínimo de 10% de área permeável em todas as microbacias, visto que, de acordo com o manual de uso do solo em Uberlândia, na maior parte da região analisada é permitida uma taxa de ocupação máxima de 70%. Não obstante, é de conhecimento prático que essa norma não é seguida após ser concedido o “Habite-se” das edificações, sendo os lotes intensamente impermeabilizados *a posteriori*.

Figura 3 - Delimitação das áreas permeáveis na bacia de contribuição do córrego São Pedro (à esquerda) e posterior superposição com o mapa das microbacias (à direita).



Fonte: autores (2025)

Os dados de cota mais alta, cota mais baixa, comprimento axial e área foram obtidos diretamente pelo arquivo .dwg e organizados em planilha eletrônica, junto com todas as informações necessárias. Além desses dados, foi calculada a declividade de cada sub-bacia e sua fração de áreas permeáveis.

Modelagem numérica do terreno

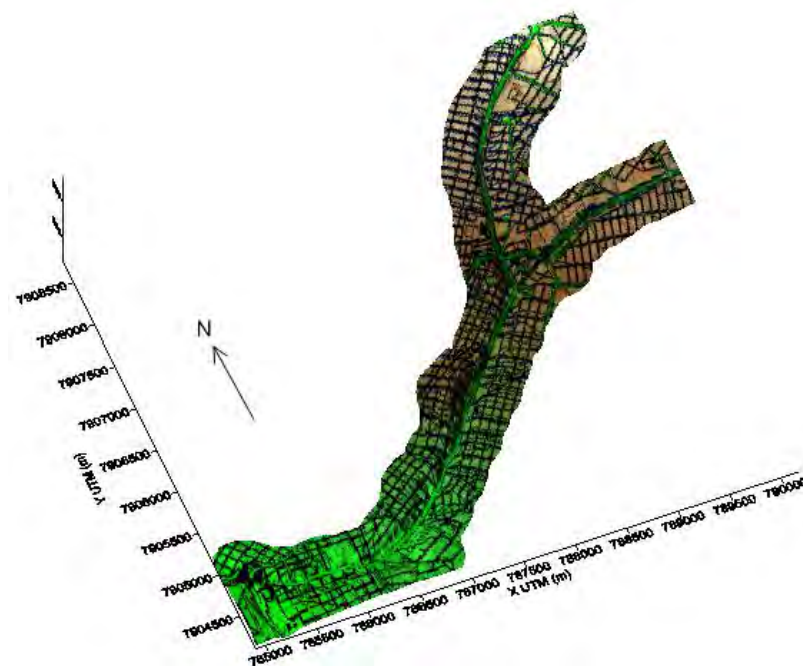
Como etapa fundamental do estudo, foi necessário gerar um modelo numérico de terreno (MNT) que representasse o relevo das áreas potencialmente alagáveis, adjacentes à av. Rondon Pacheco. Esse modelo foi feito a partir de um mapa planialtimétrico da cidade de Uberlândia no formato .dwg, em que foram extraídas informações de localização (coordenadas UTM X e Y) e cotas altimétricas (Z) dos pontos que delineiam as curvas de nível, espaçadas verticalmente em 1 metro. As coordenadas X,Y,Z das curvas de nível foram digitalizadas e, posteriormente armazenadas em uma planilha eletrônica. Para dar uma conformação de calha, os leitos carroçáveis da av. Rondon Pacheco e das ruas adjacentes foram rebaixados em 20 cm (altura média de meio fio). Esse cuidado permitiu capturar detalhes mais refinados como, por exemplo, o canteiro central da avenida.

Os dados dos pontos representativos do relevo da região foram transformados em um modelo 3D do terreno por meio de interpolação realizada no *software Surfer*. Essa interpolação utilizou o



método de Kriging geral, aplicado para nós espaçados de 3 em 3 metros, e tem o resultado apresentado na Figura 4.

Figura 4 – Representação tridimensional do MNT adjacente à av. Rondon Pacheco.



Fonte: autores (2025)

Nota-se que o modelo representa, com considerável precisão, o terreno do local de estudo, sendo de fácil reconhecimento locais como a própria avenida Rondon Pacheco e ruas adjacentes. Esse MNT é importantíssimo para a futura simulação da propagação das vazões na calha principal da avenida e nas suas imediações.

Precipitação simulada

Nos últimos anos, há ocorrência frequente de chuvas intensas na cidade de Uberlândia e, conseqüentemente, de enchentes na avenida Rondon Pacheco. No dia 24/11/2024, houve um evento grave que causou o arraste de veículos e morte de uma cidadã. De acordo com a reportagem do portal G1 (2024), a prefeitura informou que essa chuva teve um total precipitado de 50 mm em apenas 30 minutos, gerando uma intensidade de incríveis 100 mm/h, o dobro daquilo que é considerado o limite para chuva muito intensa (>50 mm/h) (PREFEITURA DO RIO, 2025). Devido à elevada intensidade e pela repercussão que essa precipitação obteve, ela foi considerada como a chuva de base das simulações.

Transformação chuva-vazão e propagação da cheia sobre a Avenida

Para analisar o impacto de chuvas concentradas nas regiões 1 e 4, foram gerados os hidrogramas para cada microbacia com a utilização da planilha eletrônica *Stormflowz*, desenvolvida por Alamy Filho (sem data). Inicialmente foi calculado o hietograma para a chuva simulada, considerando a distribuição temporal *Huff 1* (de primeiro quartil). Essa distribuição temporal supõe que o momento de maior precipitação ocorre nos primeiros 25% da duração total da chuva. O referido hietograma foi montado com discretização temporal de 1 minuto.

Após definição do hietograma incidente sobre as regiões 1 e 4, os hidrogramas, referentes aos exutórios das microbacias, foram calculados, tomando por base os métodos do *Soil Conservation Service* (SCS) e Santa Bárbara (SB). Como dados de entrada, foram utilizados, para cada microbacia,

a área total, porcentagem de área impermeável, comprimento axial, declividade média, curva-número (CN), diâmetro do trecho final de galeria, coeficiente de Manning de eventuais galerias presentes e fator de redução das bocas de lobo.

As variáveis de área, comprimento e declividade foram obtidas através de medições do mapa base da cidade. O CN adotado foi de 90, visto que, no geral, as áreas analisadas estão densamente urbanizadas. O coeficiente de Manning adotado foi de 0,013, considerando que o material utilizado nas galerias de água pluvial é concreto.

Com esses dados a planilha *Stormflowz* calcula o tempo de concentração por 5 métodos (Kirpich adaptado para áreas urbanas, SCS lag, Schaake, FAA e Desbordes) e a média entre eles. Para a geração dos hidrogramas foi considerado o tempo de concentração médio entre os métodos, porém caso algum método retornasse um valor muito discrepante dos demais ele era desconsiderado dessa média. Definidos os tempos de concentração, foram estimados os hidrogramas contendo as taxas volumétricas geradas, infiltradas, conduzidas pelas galerias e escoadas superficialmente. Estas últimas vazões afluem superficialmente em direção à av. Rondon Pacheco, sendo utilizadas para alimentar a etapa hidráulica do trabalho: a propagação da cheia pelo leito da avenida e adjacências.

A simulação da onda de cheia foi realizada com o *software* HEC-RAS, versão 6.3, bidimensional. Esse programa é de uso livre e foi desenvolvido pelo corpo de engenheiros do exército dos Estados Unidos (USACE). Por permitir simulação de escoamentos transientes de água superficial sobre terrenos naturais e urbanos, o HEC-RAS 6.3 (2D) é propício para simulação de alagamentos. Como características da simulação, foi utilizado o método de Onda Difusiva e passos de tempo de 1 segundo, perfazendo um total de 4 horas de simulação. Esse tempo foi suficiente para abarcar todo o hietograma e também o período posterior ao fim da chuva.

A simulação da chuva incidente na região 1 utilizou um domínio circunscrito à av. Rondon Pacheco com 98554 células; enquanto que a simulação para a região 4 baseou-se em um domínio com 71689 células. Em todos os casos, o espaçamento médio entre células foi de 3 m. Os hidrogramas das microbacias foram aplicados como condições de contorno, introduzindo água pluvial sobre o leito carroçável da avenida. A sudoeste, o rio Uberabinha foi selecionado como contorno de saída, aplicando-se condição de contorno de profundidade normal e linha de energia com declividade de 5%. Para o asfalto das vias, foi utilizado o coeficiente de Manning de 0,016.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

O mesmo hietograma foi aplicado sobre as microbacias que integram as regiões 1 e 4. Essa precipitação induziu o surgimento de ondas de cheia que se propagam primordialmente pela av. Rondon Pacheco, situada em fundo de vale. Com isso, os mapas apresentados na Figura 5 ilustram o avanço e posterior recessão de zonas alagadas, considerando as duas regiões de incidência da chuva.

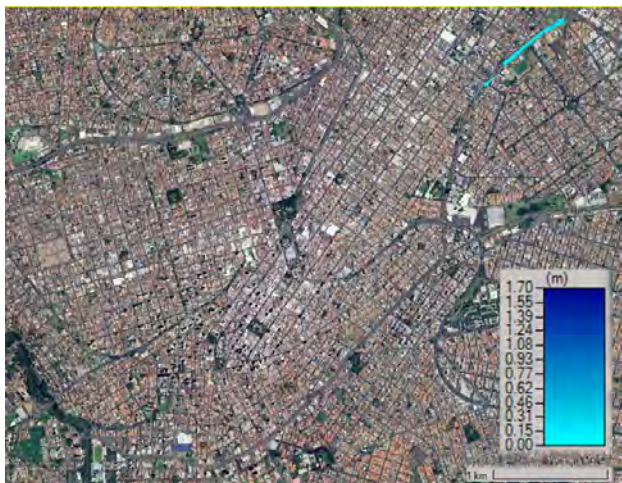
Em linhas gerais, ambos os conjuntos de mapas revelam avanço célere dos alagamentos.

Para a chuva incidente nas bacias de cabeceira (região 1), o tempo de trânsito da frente de onda, até o final da Avenida, é de 39 minutos. Considerando a extensão total da via, que é de 6,9 km, a velocidade média da frente de onda é da ordem de 2,95 m/s (10,62 km/h).

Para a chuva incidente na região 4, a frente de onda atinge o rio Uberabinha em 27 minutos. Nesse caso, o exutório da microbacia mais a montante está a 4,5 km da extremidade final da avenida. Com isso, a velocidade média de propagação da frente de onda é de aproximadamente 2,78 m/s (10 km/h). Nota-se aqui, certo padrão de velocidade média de avanço da cheia, em ambos os casos.



Figura 5 – Propagação de alagamentos. Os mapas da primeira coluna são resultantes da precipitação na região 1, ao passo que os da segunda coluna originam da chuva na região 4.



(a.1) chuva na região 1 (t = 5 minutos)



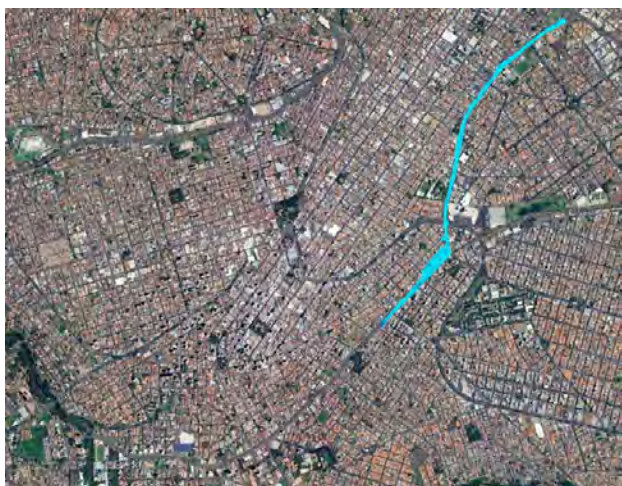
(b.1) chuva na região 4 (t = 5 minutos)



(a.2) chuva na região 1 (t = 10 minutos)



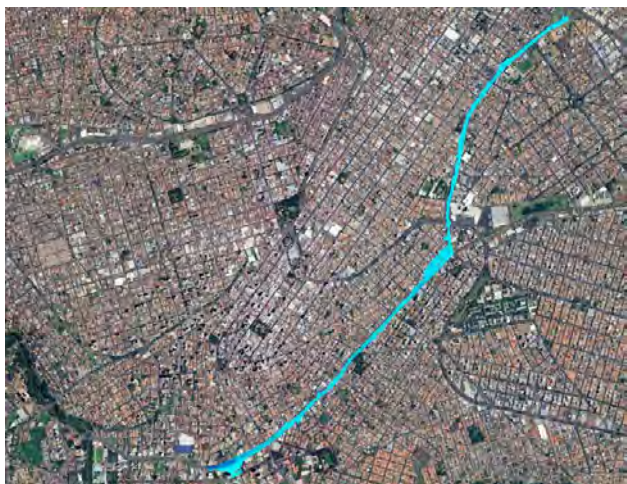
(b.2) chuva na região 4 (t = 10 minutos)



(a.3) chuva na região 1 (t = 20 minutos)



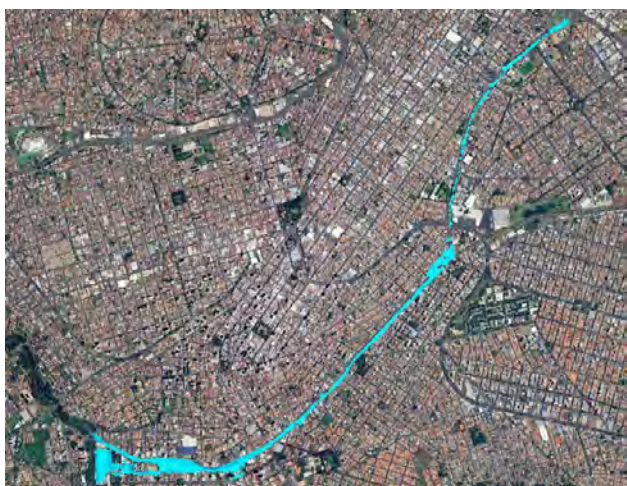
(b.3) chuva na região 4 (t = 20 minutos)



(a.4) chuva na região 1 (t =30 minutos)



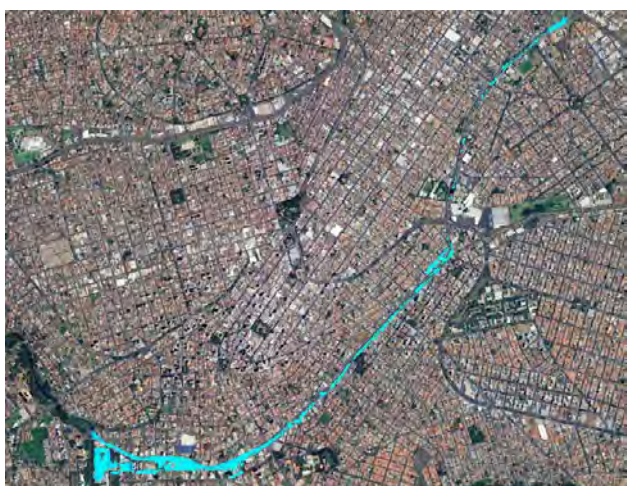
(b.4) chuva na região 4 (t = 30 minutos)



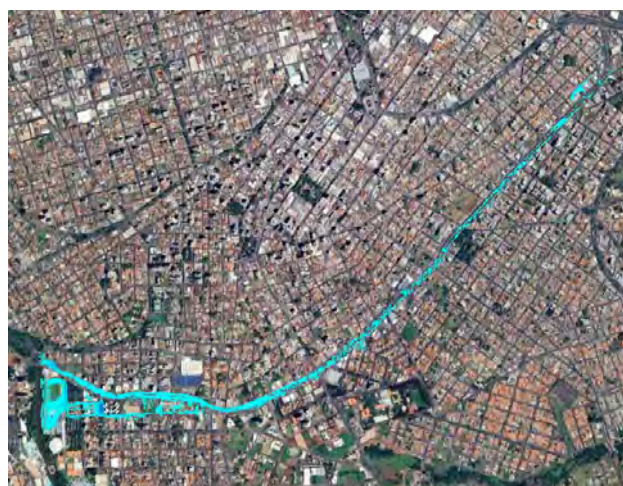
(a.5) chuva na região 1 (t =1 hora)



(b.5) chuva na região 4 (t =1 hora)



(a.6) chuva na região 1 (t =1,5 hora)



(b.6) chuva na região 4 (t =1,5 hora)

Fonte: autores (2025)

As simulações também indicam zonas mais susceptíveis aos alagamentos. Nesse caso, os alagamentos deixam de ser exclusivos da avenida, mas também afetam depressões localizadas, situadas no bairro Cazeca (contíguo ao médio curso do córrego São Pedro) e no bairro

*2º Simpósio de Recursos Hídricos, Hidráulica e Saneamento
20 a 23 de agosto de 2025*



Copacabana/Patrimônio, zona mais plana próxima do final do trecho. Essas depressões não estão localizadas na av. Rondon Pacheco, mas especificamente em setores adjacentes a ela, conforme ilustram os mapas de abrangência de alagamentos (Figura 6).

Figura 6 – Envoltórias de zonas alagadas nos setores mais críticos. Os mapas da primeira coluna são resultantes da precipitação na região 1, ao passo que os da segunda coluna se originam da chuva na região 4.



(a.1) chuva na região 1: zonas planas e depressões adjacentes (bairro Cazeca)



(a.2) chuva na região 4: zonas planas e depressões adjacentes (bairro Cazeca)



(b.1) chuva na região 1: zonas planas e depressões adjacentes (bairros Copacabana/Patrimônio)



(b.2) chuva na região 4: zonas planas e depressões adjacentes (bairros Copacabana/Patrimônio)

Fonte: autores (2025)

A despeito dos padrões visualmente similares, nota-se que as chuvas de cabeceira, incidentes na região 1, tendem a reproduzir, sutilmente, alagamentos mais abrangentes.

De toda forma, as simulações sugerem que precipitações semelhantes, incidentes nas duas regiões, são igualmente perigosas para os cenários de alagamentos na avenida Rondon Pacheco e nas zonas adjacentes mais planas (ou com depressões).

CONCLUSÕES

Em termos gerais, a junção entre modelagem hidrológica e hidráulica constitui importante ferramenta para previsão de cenários críticos de alagamentos e identificação de zonas mais vulneráveis. Nesse caso, além das envoltórias de alagamento, podem ser previstas profundidades e velocidades de propagação de ondas de cheia. Esses resultados podem subsidiar táticas de evacuação da população de vias de fundo de vale e de seus arredores, face aos eventos de precipitação intensa. Por outro lado, os resultados também reforçam a importância de projetar dispositivos que controlem ou retardem as enchentes na fonte, ou seja, dentro das microbacias.

A simulação de uma chuva crítica de intensidade muito alta, registrada em Uberlândia (MG), revelou padrões similares para a velocidade média de propagação da frente de onda (da ordem de 3

m/s) e para as envoltórias de alagamento, independente da sua incidência ocorrer nas microbacias de cabeceira (região 1) ou centrais (região 4). De certa forma, contribuíram para isso as áreas totais dessas regiões, que são muito próximas numericamente, além de usos do solo semelhantes (residencial e comercial, nos dois casos).

Resumidamente, tanto em termos de abrangência de zonas alagáveis, profundidade e velocidade, as simulações reforçam a noção de que chuvas muito intensas (>50 mm/h), que atingem as regiões 1 e 4, geram condições similares de periculosidade.

REFERÊNCIAS

G1. *Censo do IBGE: com crescimento de quase 20%, Uberlândia é a cidade com maior aumento populacional em MG.* G1 Triângulo Mineiro, 28 jun. 2023. Disponível em: <https://g1.globo.com/mg/triangulo-mineiro/noticia/2023/06/28/censo-do-ibge-com-crescimento-de-quase-20percent-uberlandia-e-a-cidade-com-maior-aumento-populacional-em-mg.ghtml>. Acesso em: 17 jun. 2025.

G1. *Vídeo: mulher morre arrastada por enchente após forte chuva em Uberlândia.* G1 Triângulo Mineiro, 24 nov. 2024. Disponível em: <https://g1.globo.com/mg/triangulo-mineiro/noticia/2024/11/24/video-mulher-morre-arrastada-por-enchente-apos-forte-chuva-em-uberlandia.ghtml>. Acesso em: 17 jun. 2025.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo Brasileiro de 2022.** Rio de Janeiro: IBGE, 2022.

MENDES, R.S.V. **Modelagem hidrológica e hidráulica de inundações na avenida Governador Rondon Pacheco, Uberlândia-MG.** Trabalho de Conclusão de Curso– Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia. 106 p. 2023.

PREFEITURA DO RIO, Centro de Operações e Resiliência. **Forte ou muito forte, fraca, moderada... você sabe como a meteorologia classifica a intensidade da chuva?** Disponível em: <https://cor.rio/forte-ou-muito-forte-fraca-moderada-voce-sabe-como-a-meteorologia-classifica-a-intensidade-da-chuva/>. Consulta em 25/06/2025.

TUCCI, C.E.M. **Águas Urbanas.** 2ª ed. Editora UFRGS. Cap. 7. 2008.



SISTEMA AUTÔNOMO PARA MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA IN SITU: UMA REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Geovanna Fernandes Freitas¹; Danielly Dantas Nunes²; Giulia Maronezzi³; Leibiane Silva Barbosa⁴; Allan Britis Pinheiro Rocha⁵; Sueli Moura Bertolino⁶

¹Graduanda em Engenharia Ambiental e Sanitária (ICIAG/UFU), bolsista de Iniciação Científica (geovanna.fernandes727@ufu.br)

²Graduanda em Engenharia Ambiental e Sanitária (ICIAG/UFU) (danielly.nunes@ufu.br)

³Graduanda em Engenharia Ambiental e Sanitária (ICIAG/UFU) (giulia.maronezzi@ufu.br)

⁴Graduanda em Engenharia Ambiental e Sanitária (ICIAG/UFU) (leibiane7@ufu.br)

⁵Mestrando em Engenharia Civil (FECIV/UFU) (allanbritis@ufu.br)

⁶Professora do Instituto de Ciências Agrárias (ICIAG/UFU) (suelibertolino@ufu.br)

RESUMO

A crescente degradação da qualidade da água em corpos hídricos superficiais, especialmente em ambientes lênticos, tem exigido o desenvolvimento de soluções tecnológicas inovadoras para o monitoramento ambiental contínuo e de baixo custo. Diante da limitada cobertura espacial e temporal dos métodos convencionais, este estudo apresenta uma revisão sistemática da literatura científica utilizando a metodologia PRISMA, com o objetivo de identificar e analisar as principais abordagens e tecnologias aplicadas em sistemas autônomos de monitoramento da qualidade da água in situ. Foram selecionados 31 artigos publicados entre 2020 e 2025, a partir de buscas nas bases *Scopus* e *Web of Science*, considerando critérios de elegibilidade que incluíram a utilização de sensores ambientais acoplados a plataformas de hardware livre. Os resultados indicam que o microcontrolador ESP32 foi a arquitetura mais recorrente, devido à sua conectividade integrada e eficiência energética, sendo associado a sensores de pH, temperatura, turbidez e condutividade elétrica. A maioria dos estudos foi aplicada em lagos, represas e reservatórios, destacando a viabilidade de operação em ambientes com estabilidade hidrodinâmica, com isso, os artigos analisados demonstraram desempenho satisfatório em testes comparativos com métodos laboratoriais, validando a eficácia das soluções desenvolvidas. Portanto, a exploração bibliográfica forneceu subsídios técnicos para evidenciar o potencial a curto, médio e longo prazo dessas tecnologias para ampliar o acesso ao monitoramento ambiental em escala local garantindo a qualidade dos parâmetros a serem medidos especialmente em regiões com baixa infraestrutura institucional.

PALAVRAS-CHAVE:

Monitoramento da água. IoT. Revisão sistemática.

INTRODUÇÃO

A qualidade da água superficial é um indicador-chave da saúde ambiental e do equilíbrio ecossistêmico de bacias hidrográficas, sendo diretamente influenciada por fatores antrópicos e naturais. A intensificação do uso e ocupação do solo, associada à urbanização acelerada, descarte inadequado de efluentes, erosão e práticas agropecuárias de alto impacto, tem contribuído para a degradação dos corpos d'água, levando à perda da biodiversidade aquática, à eutrofização e ao comprometimento dos usos múltiplos da água (Raza et al., 2022). Este cenário reforça a necessidade de métodos eficazes e contínuos de monitoramento da qualidade da água, especialmente em ambientes lênticos e sem monitoramento sistemático por parte dos órgãos competentes, como evidenciado pelo Atlas da Qualidade da Água 2021, o qual aponta que apenas 17% dos corpos hídricos superficiais do Brasil possuem dados regulares compatíveis com padrões de referência (ANA, 2021).

Os métodos tradicionais de monitoramento, embora consolidados e normatizados por protocolos como o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* e pelas resoluções do CONAMA, apresentam limitações operacionais significativas. A coleta manual,

dependente de equipes técnicas, transporte e infraestrutura laboratorial, não permite uma resposta rápida a eventos de degradação súbita ou alterações sazonais nos parâmetros físico-químicos (Chang et al., 2021). Além disso, segundo relatório da OCDE (2020), os programas convencionais de monitoramento hídrico em países da América Latina cobrem em média apenas 25% das unidades hidrográficas prioritárias com frequência suficiente para caracterização representativa, o que compromete o diagnóstico de tendências e a efetividade de ações corretivas.

Nos últimos anos, o avanço de tecnologias digitais e de baixo custo — especialmente no contexto da Indústria 4.0 — tem impulsionado a adoção de ferramentas automatizadas para o monitoramento ambiental. A integração entre microcontroladores programáveis, sensores multiparâmetros e redes sem fio de comunicação de dados permite a coleta *in situ*, contínua e georreferenciada de parâmetros ambientais com resolução temporal elevada. Este modelo de automação está inserido no conceito de Internet das Coisas (IoT), cujas aplicações ambientais vêm se destacando pela flexibilidade, escalabilidade e possibilidade de customização conforme o ecossistema monitorado (Raza et al., 2022).

Além da coleta automatizada de dados, sistemas embarcados flutuantes e veículos não tripulados de superfície (*Unmanned Surface Vehicles* – USVs) têm sido utilizados com sucesso em ambientes lênticos e de difícil acesso, proporcionando melhor cobertura espacial, baixo custo operacional e menor risco para os operadores. O projeto hidrodinâmico otimizado dos veículos autônomos melhora significativamente a capacidade de amostragem em ambientes lênticos, garantindo estabilidade e precisão nos dados (Zou et al., 2024). A miniaturização dos sensores e a disponibilidade de componentes *open-source* também favorecem a replicabilidade dessas soluções em contextos diversos — desde o monitoramento urbano até a gestão de reservatórios para abastecimento humano e irrigação.

Neste contexto, o presente artigo apresenta uma revisão sistemática da literatura científica, fundamentada na metodologia PRISMA, com o objetivo de identificar e analisar as principais tendências no desenvolvimento de tecnologias autônomas aplicadas ao monitoramento da qualidade da água.

METODOLOGIA

A revisão sistemática bibliográfica foi conduzida com base no protocolo PRISMA 2020 (*Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses*), conforme proposto por Moher et al. (2009) e atualizado por Page et al. (2021), com o objetivo de garantir transparência, reprodutibilidade e rigor metodológico em todas as etapas da revisão. A estrutura metodológica seguiu as quatro etapas centrais do modelo PRISMA: identificação, triagem, elegibilidade e inclusão dos estudos.

2.1 Estratégia de busca e identificação dos estudos

A etapa de identificação foi realizada por meio de busca bibliográfica sistematizada nas bases de dados científicas internacionais *Scopus* e *Web of Science* (WoS), consideradas amplamente reconhecidas por sua cobertura multidisciplinar e qualidade dos periódicos indexados.

Os termos de busca foram elaborados com base nos principais descritores e palavras-chave encontrados em estudos preliminares sobre o tema. A equação de busca utilizada combinou os seguintes termos, aplicados no título, resumo e palavras-chave (em inglês e português):

("water quality monitoring" OR "in situ water monitoring" OR "IoT water monitoring" OR "autonomous surface vehicle" OR "USV" OR "aquatic drone" OR "low-cost sensor") AND ("Arduino" OR "ESP32" OR "Raspberry Pi" OR "embedded systems" OR "microcontroller") AND ("lake" OR "reservoir" OR "pond" OR "river") OR ("monitoramento da qualidade da água" AND "veículo autônomo" AND "drone aquático" AND "sensores de baixo custo")



Foram definidos critérios específicos para a filtragem dos estudos durante a etapa de busca nas bases de dados. Inicialmente, aplicaram-se os seguintes filtros de refinamento: o tipo de documento foi restrito a artigos científicos revisados por pares (*peer-reviewed*), os idiomas considerados foram o português e o inglês, e o intervalo de publicação estabelecido foi entre os anos de 2020 e 2025. Após a remoção de duplicatas, a busca resultou em um total de 52 artigos, os quais foram organizados em uma planilha eletrônica (Microsoft Excel), conforme orientações da metodologia PRISMA, permitindo a categorização padronizada dos metadados e das informações técnicas extraídas de cada estudo.

2.2 Triagem e critérios de elegibilidade

A triagem dos artigos selecionados foi conduzida em duas etapas. A primeira consistiu na leitura dos títulos e resumos, com o objetivo de excluir publicações que estivessem claramente fora do escopo temático definido para esta revisão. A segunda etapa envolveu a leitura integral dos textos completos, a partir da qual foram aplicados os critérios de elegibilidade previamente estabelecidos. Entre os critérios de inclusão, destacam-se os estudos que aplicam sistemas embarcados com sensores ambientais para o monitoramento da qualidade da água em corpos hídricos superficiais; que utilizam plataformas de *hardware* livre, como Arduino, ESP32, *Raspberry Pi* ou similares; que apresentem aplicação prática, com protótipos físicos testados, e não apenas simulações computacionais; além de estarem publicados no período entre 2020 e 2025 e redigidos nos idiomas português e inglês. Por outro lado, foram excluídos artigos com caráter exclusivamente teórico, estudos baseados apenas em simulações sem validação experimental, trabalhos voltados à modelagem matemática da qualidade da água sem coleta de dados *in situ*, bem como artigos sobre tratamento de efluentes ou purificação da água que não abordassem sensoriamento ambiental. Também foram desconsideradas duplicatas, resumos expandidos e artigos cujo texto completo não estava disponível para acesso. Após a aplicação rigorosa desses critérios, 31 artigos foram considerados elegíveis para a análise detalhada.

2.3 Extração e categorização dos dados

De cada artigo incluído, foram extraídas informações fundamentais como o objetivo da pesquisa, a plataforma de *hardware* utilizada (como microcontroladores específicos), os sensores e parâmetros de qualidade da água monitorados — incluindo variáveis como pH, temperatura, turbidez, oxigênio dissolvido e condutividade elétrica —, o tipo de corpo hídrico onde o sistema foi aplicado (como rios, lagos ou reservatórios), os principais resultados obtidos e as conclusões técnicas dos autores, além da relevância do estudo em relação à proposta de desenvolvimento de um robô ambiental autônomo. A extração dessas informações foi realizada manualmente, com dupla checagem para assegurar a consistência dos dados, e os resultados foram organizados em uma planilha de revisão sistemática, conforme as diretrizes do item 10 do *checklist* PRISMA 2020.

2.4 Avaliação da relevância e síntese dos achados

Cada artigo foi avaliado quanto à relevância para o desenvolvimento da pesquisa. Essa avaliação considerou o grau de aplicabilidade prática do sistema apresentado no artigo, o alinhamento entre os sensores empregados e os parâmetros de interesse do projeto, a compatibilidade do sistema com microcontroladores livres e a existência de testes realizados em campo ou em ambientes reais. Com base nesses critérios, os artigos foram classificados como “Relevante” ou “Não relevante”, sendo essa classificação acompanhada por justificativas técnicas detalhadas, registradas na planilha de análise. Por fim, os dados extraídos foram organizados em tabelas comparativas e representações gráficas, permitindo a identificação de padrões tecnológicos, lacunas na literatura científica e oportunidades de inovação aplicáveis. Em seguida, os dados foram sintetizados em tabelas comparativas e análises gráficas, permitindo a identificação de tendências tecnológicas, lacunas na literatura e oportunidades de inovação para aplicação.

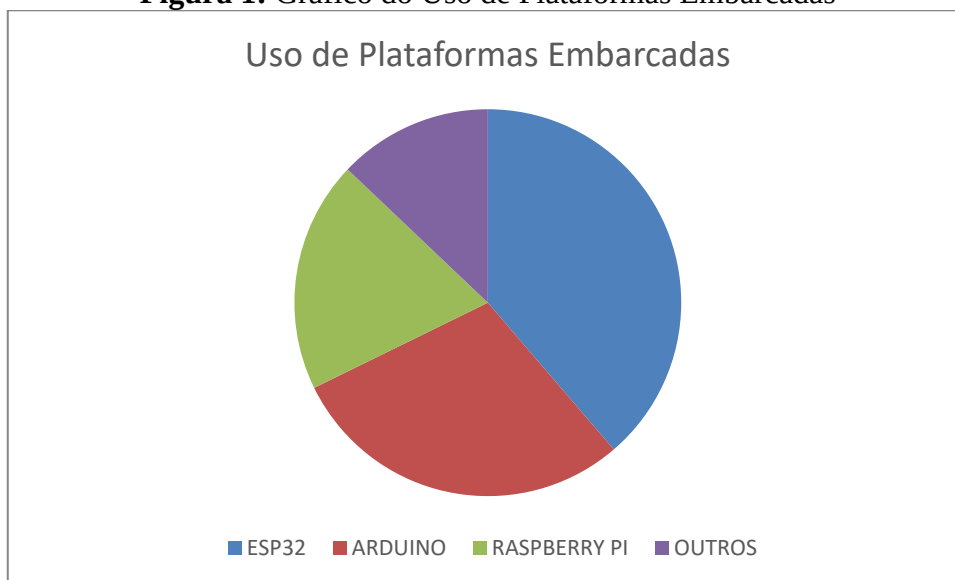
RESULTADOS E DISCUSSÕES

A análise dos 31 artigos selecionados permitiu identificar padrões consistentes e tendências tecnológicas relacionadas ao desenvolvimento de sistemas autônomos para monitoramento da qualidade da água in situ. A sistematização das informações coletadas viabilizou a comparação entre os estudos em relação aos seguintes aspectos: tipo de plataforma utilizada, sensores empregados, parâmetros monitorados, tipologia dos corpos hídricos avaliados e escopo dos resultados obtidos.

3.1. Plataformas Embarcadas

A primeira tendência observada diz respeito à predominância de microcontroladores de arquitetura aberta como elemento central dos sistemas embarcados. Dentre as plataformas analisadas, destacam-se os apresentados na Figura 1.

Figura 1: Gráfico do Uso de Plataformas Embarcadas



Fonte: Autoria própria, 2025

Entre as plataformas de hardware utilizadas nos estudos analisados, o ESP32 se destacou como uma das mais recorrentes (39%), especialmente devido à sua conectividade *Wi-Fi* e *Bluetooth* integrada, baixo consumo de energia e maior capacidade de processamento em comparação ao *Arduino Uno*. Essa plataforma tem sido amplamente aplicada em projetos voltados à transmissão remota de dados em tempo real, com integração a servidores em nuvem e visualizações por meio de dashboards. O *Arduino Uno* e o Nano também apareceram com frequência (29%), sendo valorizados por sua simplicidade de uso, ampla documentação e baixo custo, o que os torna opções populares para protótipos de menor complexidade e projetos educacionais. O *Raspberry Pi* (19%), por sua vez, foi adotado em estudos que exigiam maior capacidade de processamento local, como aqueles que envolvem gravação de imagens, manipulação de dados ou conexão direta com bancos de dados relacionais. Essa plataforma foi particularmente útil em projetos com foco na integração de sensores com interfaces gráficas, demonstrando versatilidade em sistemas mais robustos de monitoramento ambiental.

Além disso, observou-se o uso complementar de módulos GPS, LoRa e GSM em pelo menos 8 artigos, evidenciando o interesse pela mobilidade georreferenciada e pela operação remota dos sistemas em campo.

3.2. Parâmetros de Qualidade da Água

Os sensores utilizados nos estudos demonstram uma padronização em relação aos parâmetros considerados críticos para avaliação da qualidade da água em ambientes superficiais. Os mais frequentemente monitorados são mostrados na Tabela 1.

Tabela 1: Distribuição dos Parâmetros por Frequência

Parâmetro	Número de Artigos	Percentual
pH	26	83,9%
Temperatura	22	71%
Condutividade Elétrica	15	48,4%
Oxigênio Dissolvido (OD)	14	45%
Turbidez	13	41,9%

Fonte: Autoria Própria

A integração dos sensores é feita via saídas analógicas ou digitais, com calibração controlada por bibliotecas específicas, como as da DFROBOT ou *Atlas Scientific*. A calibração e estabilidade dos sensores são aspectos críticos, discutidos em diversos estudos, principalmente no que se refere à deriva de longo prazo e à influência da temperatura na precisão das leituras (CHANG et al., 2021).

3.3. Tipos de Corpos Hídricos e Ambientes de Aplicação

A análise dos artigos revelou que os testes experimentais foram, em sua maioria, realizados em ambientes lênticos, apresentados na Tabela 2.

Tabela 2: Tipos de Ambientes Testados e Frequência

Tipo de Ambiente	Número de Artigos	Percentual
Lagos e represas	19	61%
Rios urbanos	7	22,5%
Viveiros/tanques	3	9,7%
Ambientes Costeiros	2	6,4%

Fonte: Autoria própria

Essa distribuição reflete a maior estabilidade hidrodinâmica dos ambientes lênticos, que facilita a navegação de veículos autônomos de superfície (USVs) e permite maior controle experimental. Em rios, a correnteza e o fluxo turbulento impõem desafios adicionais ao projeto hidrodinâmico dos veículos, conforme destacado por Zou et al. (2024).

No que se refere ao hardware embarcado, notou-se que o microcontrolador ESP32 foi a plataforma mais utilizada nos estudos analisados, presente em aproximadamente 38,7% dos artigos. Essa preferência pode ser atribuída às suas características técnicas superiores em relação ao *Arduino Uno*, como conectividade *Wi-Fi* e *Bluetooth* integrada, maior capacidade de processamento e suporte a sensores analógicos e digitais com menor latência. A plataforma *Arduino Uno* ou *Nano* foi identificada em cerca de 29% dos estudos, sendo geralmente empregada em protótipos de menor complexidade ou em projetos com fins educativos. Já o *Raspberry Pi*, utilizado em 19,3% dos artigos, destacou-se em aplicações que exigem processamento local de dados, armazenamento em banco de dados e visualização gráfica, embora seu consumo energético seja um fator limitante em ambientes com restrição de alimentação elétrica contínua.

Quanto aos parâmetros monitorados, os sensores mais frequentemente empregados foram os de pH, temperatura da água, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e turbidez. O pH foi o parâmetro mais monitorado, presente em 26 dos 31 artigos (84%), seguido pela temperatura (71%), condutividade elétrica (48%), oxigênio dissolvido (45%) e turbidez (42%). Esses resultados reforçam

a importância desses indicadores para a avaliação da qualidade da água superficial, especialmente em ambientes sujeitos à eutrofização e contaminação difusa. Em diversos estudos, os sensores utilizados foram validados por meio de comparação com equipamentos laboratoriais de referência, apresentando erros médios inferiores a 5%, o que comprova a viabilidade técnica das soluções embarcadas (CHANG et al., 2021). A integração dos sensores foi realizada majoritariamente por meio de bibliotecas de código aberto, como as da DFRobot e Atlas Scientific, com protocolos de calibração descritos de forma sistemática nos artigos.

No que se refere aos corpos hídricos monitorados, 61% dos artigos realizaram testes em ambientes lênticos, como lagos, represas e reservatórios urbanos ou rurais, os quais oferecem maior estabilidade hidrodinâmica e segurança para a navegação de veículos de superfície autônomos. Rios urbanos foram explorados em 22,5% dos estudos, geralmente em trechos com baixa velocidade de corrente, enquanto ambientes de piscicultura, tanques experimentais e zonas costeiras apareceram em menor frequência (cerca de 16%). A predominância de ambientes lênticos justifica-se pela necessidade de controle experimental durante a fase de validação dos protótipos, bem como pela maior facilidade de manutenção dos equipamentos instalados nesses locais. Estudos como o de Zou et al. (2024) destacam que o projeto hidrodinâmico dos veículos autônomos influencia diretamente na estabilidade dos dados coletados, sendo necessária a adaptação da estrutura de flutuação e propulsão de acordo com o tipo de corpo hídrico.

Os resultados gerais obtidos indicam que os sistemas desenvolvidos apresentaram desempenho satisfatório tanto na coleta de dados quanto na estabilidade operacional, com destaque para a capacidade de transmissão remota via redes LoRa, GSM ou Wi-Fi. Em pelo menos 11 dos artigos analisados, os autores realizaram testes comparativos entre os dados obtidos pelos sensores embarcados e os resultados laboratoriais, com validação estatística dos erros médios e desvios padrão. Em muitos casos, os sistemas também foram avaliados quanto à autonomia energética, demonstrando a viabilidade de operação contínua por períodos superiores a 24 horas, especialmente quando acoplados a painéis solares.

Os dados obtidos nesta revisão oferecem embasamento técnico para a escolha da arquitetura eletrônica (com destaque para o ESP32), dos sensores (pH, temperatura, turbidez e condutividade elétrica como conjunto mínimo) e dos métodos de validação. Além disso, indicam que ambientes lênticos contaminados são cenários prioritários para os testes de campo iniciais, o que está alinhado com o foco do projeto em ambientes sujeitos à eutrofização na região do Triângulo Mineiro.

CONCLUSÃO

A partir da análise sistemática de 31 artigos científicos publicados entre 2020 e 2025, observou-se um cenário promissor no campo do monitoramento autônomo da qualidade da água, com destaque para a adoção de plataformas de hardware livre, sensores de baixo custo e estratégias de coleta de dados *in situ* aplicadas a diferentes tipos de corpos hídricos. Os resultados revelaram uma clara tendência de substituição parcial dos métodos convencionais de amostragem manual por soluções automatizadas, mais acessíveis e escaláveis, especialmente em regiões com baixa cobertura de monitoramento ambiental.

Portanto, os artigos analisados permitem concluir que há um corpo consolidado de conhecimento técnico e experimental sobre sistemas embarcados de monitoramento hídrico, com potencial direto de aplicação no desenvolvimento de soluções autônomas, modulares e replicáveis. Tais sistemas representam uma oportunidade estratégica para aprimorar o monitoramento da qualidade da água em bacias hidrográficas brasileiras, especialmente diante do diagnóstico crítico de baixa cobertura amostral e escassez de dados atualizados.



REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). **Atlas da qualidade da água: abastecimento urbano**. Brasília: ANA, 2021. Disponível em: <https://www.gov.br/ana/pt-br/assuntos/situacao-dos-recursos-hidricos/atlas-da-qualidade-da-agua>. Acesso em: 03 jul. 2025.

CHANG, S. et al. **Development of a real-time water quality monitoring system based on low-cost sensors and IoT**. Environmental Monitoring and Assessment, v. 193, n. 10, p. 1–15, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09408-6>.

MOHER, D. et al. **Preferred reporting items for systematic reviews and meta-analyses: the PRISMA statement**. PLoS Medicine, San Francisco, v. 6, n. 7, p. e1000097, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pmed.1000097>. Acesso em: 03 jul. 2025.

ORGANIZAÇÃO PARA A COOPERAÇÃO E DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO (OCDE). **Water Governance in Latin America and the Caribbean: A Multi-Level Approach**. Paris: OECD Publishing, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1787/9789264319217-en>. Acesso em: 03 jul. 2025.

PAGE, M. J. et al. **The PRISMA 2020 statement: an updated guideline for reporting systematic reviews**. BMJ, London, v. 372, p. n71, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1136/bmj.n71>. Acesso em: 03 jul. 2025.

RAZA, M. Q. et al. **A review of low-cost water quality monitoring systems using IoT and autonomous platforms**. Journal of Environmental Chemical Engineering, v. 10, n. 2, p. 107209, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.107209>. Acesso em: 03 jul. 2025.

ZOU, J. et al. **Hydrodynamic optimization and environmental monitoring performance of a smart USV platform in eutrophic lakes**. Sensors, Basel, v. 24, n. 1, p. 312–328, 2024. DOI: <https://doi.org/10.3390/s24010312>. Acesso em: 03 jul. 2025.



TRÊS MÉTODOS PARA SOLUÇÃO DO PROBLEMA DOS TRÊS RESERVATÓRIOS

Pedro Henrique Cunha Nunes¹; Alvaro Luiz Marcolino Mateus²; José Eduardo Alamy Filho³

^{1,2} Graduandos em Engenharia Civil (FECIV/UFU), (pedro.nunes@ufu.br), (alvaro.mateus@ufu.br)

³ Professor da Faculdade de Engenharia Civil (FECIV/UFU) (jose.alamy@ufu.br)

RESUMO

Este artigo apresenta três métodos simples para solução iterativa do problema que envolve reservatórios alimentados simultaneamente, em condição de regime permanente. A solução permite obter as vazões que escoam nos trechos, a partição de vazão entre as tubulações e a carga piezométrica no tê. Todos os métodos baseiam-se na montagem de planilhas eletrônicas no *Microsoft Excel*. A Solução 1 utiliza princípios das Simulações Monte Carlo (SMC), com implementação em código *Visual Basic for Applications* (VBA). A Solução 2 utiliza SMC e acionamentos de Atingir Metas (AM) sucessivos. A Solução 3 consiste na aplicação da ferramenta *Solver*. Os resultados, obtidos para um exemplo de aplicação, revelam que a Solução 3 é mais precisa e também mais rápida. Não obstante, as demais Soluções também são convergentes, embora apresentem tempos de processamento maiores.

PALAVRAS-CHAVE: hidráulica computacional, carga piezométrica, otimização.

INTRODUÇÃO

O problema dos três reservatórios ou problema de Bélanger, consiste em uma situação onde um reservatório superior está conectado a dois reservatórios inferiores, abastecendo-os simultaneamente. Nessa situação, uma tubulação única interliga o reservatório elevado até uma derivação (tê), a partir do qual, dois trechos distintos (ramificações) se conectam aos reservatórios inferiores. Trata-se de uma situação prática comum como, por exemplo, em adutoras de água tratada, onde um reservatório principal alimenta dois reservatórios ao mesmo tempo. Esse problema também encontra similaridade em tubulações de recalque que possuem ramificações para alimentar dois reservatórios simultaneamente. Em todos esses casos, algumas questões precisam ser quantificadas:

- qual é a vazão que provém reservatório superior, sendo conhecida a cota do nível de água (no caso de escoamentos por gravidade)?
- qual é a vazão bombeada, sendo conhecida a pressão no bocal de descarga da bomba (no caso de escoamentos por recalque)?
- como ocorre a partição de vazão para os dois reservatórios que são abastecidos, ou seja, qual vazão escoar em cada ramificação?

A despeito da simplicidade desses sistemas hidráulicos, do seu arranjo de tubulações, sua solução matemática não é direta, requerendo procedimentos numéricos iterativos. Nesse contexto, soluções por tentativa e erro podem ser frustrantes, pois tendem a consumir muito tempo, dependendo dos valores iniciais arbitrados pelo calculista. Cruz (2001) utilizou programação em *Turbo Pascal* para resolver o problema em reservatórios de compensação integrantes de sistemas de distribuição de água. Tijsseling e Bergant (2012) apresentaram solução exata para regime transiente. Embora o problema de multi reservatórios seja considerado clássico na Hidráulica, com soluções pioneiras

apresentadas por Ranga-Raju e Sethuraman (1969), métodos de resolução ainda são abordados cientificamente, como no artigo de Haidera e Valentine (2018), que utilizam um tubo pivô e o cálculo das pressões nas junções. Esse método exige montagem de várias planilhas eletrônicas até que a solução seja obtida. Kherroubi, Bedjaoui e Benkrima (2023) apresentaram uma solução para três reservatórios interconectados, utilizando programação em *Phyton*. O problema de Bélanger também é explorado com intuítos didáticos, como no artigo de Reda (2005).

Dessa forma, o principal objetivo deste artigo é apresentar três métodos simples de solução para o problema de Bélanger. Esses métodos podem ser implementados em planilhas eletrônicas do *Microsoft Excel*, tirando proveito de sua versatilidade e de algumas de suas ferramentas.

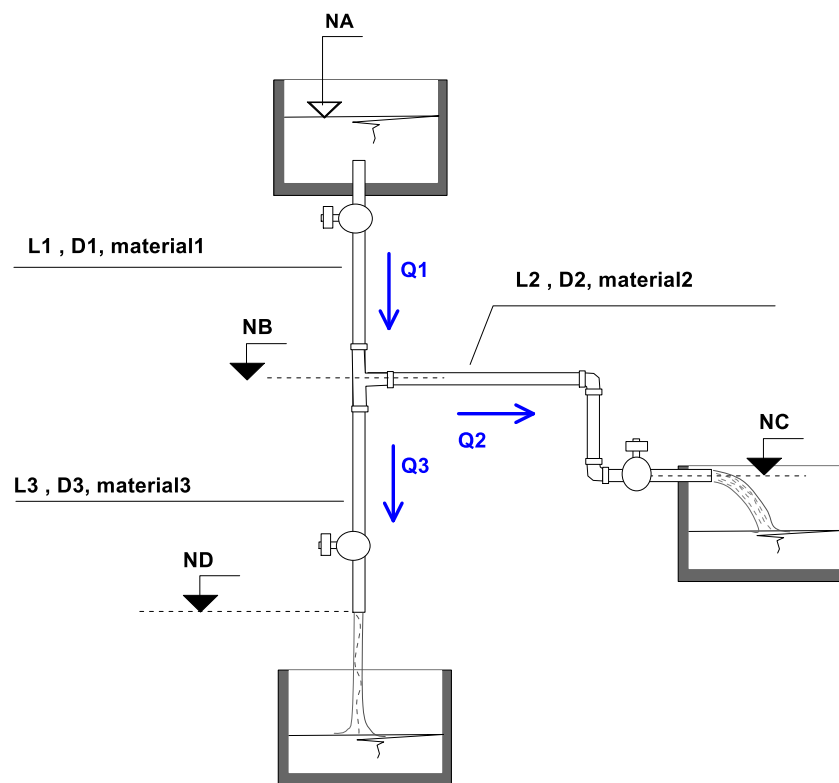
METODOLOGIA

Arranjo e equacionamento

Para regime de escoamento permanente, a solução do problema dos três reservatórios consiste em determinar a vazão que é retirada do reservatório superior, calculando, além disso, a partição de vazão que alimentará os reservatórios inferiores. Essas vazões dependem de fatores como os níveis (cotas) dos reservatórios, os comprimentos, materiais e diâmetros das tubulações, bem como de singularidades instaladas nos trechos.

A Figura 1 ilustra um esquema geral onde a água é transferida, por gravidade, a partir de um reservatório superior.

Figura 1 – Arranjo geral para transferência de água, por gravidade, entre três reservatórios.



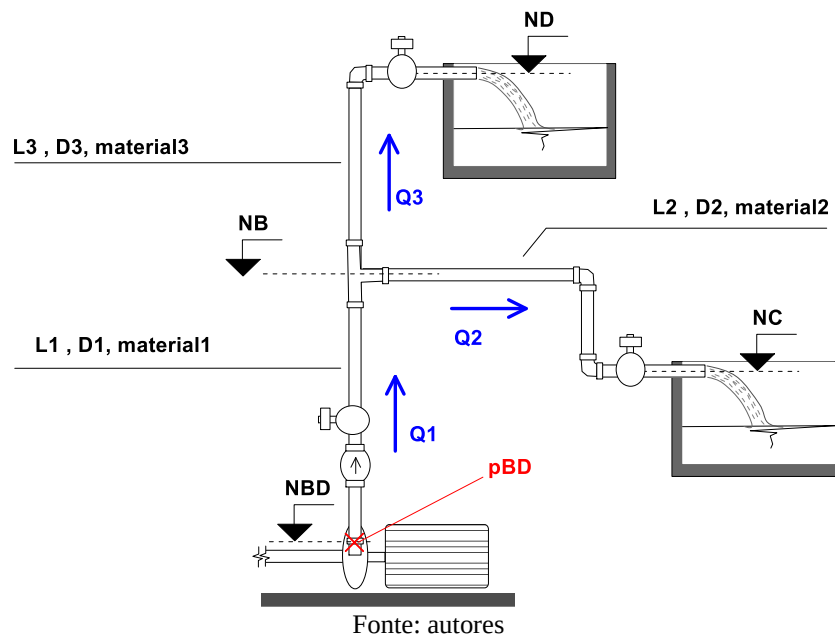
Fonte: autores

Embora o problema pareça trivial, sua solução não é direta, pois demanda procedimentos recursivos para que sejam estimadas as três vazões (Q_1 , Q_2 e Q_3) que satisfaçam às condições de equilíbrio do problema, as quais devem ser alcançadas em regime permanente. Note-se que o sistema de tubulações é dividido em três trechos, cada um com comprimentos (L_1 , L_2 e L_3), diâmetros internos

(D_1 , D_2 e D_3) e materiais diversos, pressupondo diferentes rugosidades internas. Como todo sistema por gravidade, o escoamento é desencadeado pelas diferenças entre os níveis dos reservatórios. Esse aspecto é determinante para a magnitude da vazão no trecho 1 (Q_1), que afluí a partir do reservatório superior. A partição da vazão Q_1 ocorre no tê, de forma que as frações de vazão derivadas para os trechos 2 e 3 (Q_2 e Q_3) dependem das características geométricas desses trechos, como comprimentos, diâmetros, rugosidades, cotas de saída das tubulações e, complementarmente, das peças instaladas.

Ainda que a abordagem mais comum desse problema esteja em escoamentos por gravidade, os quais envolvem literalmente três reservatórios, há uma equivalência em sistemas elevatórios. Esse esquema equivalente é ilustrado pela Figura 2, que apresenta uma linha de recalque com derivações para atendimento simultâneo a dois reservatórios.

Figura 2 – Arranjo geral para alimentação simultânea de dois reservatórios, por bombeamento.



No caso do sistema de recalque, a pressão (p_{BD}) no bocal de descarga da bomba, bem como os níveis das tubulações que alimentam os reservatórios, são determinantes para a magnitude das vazões.

Seja nos escoamentos por gravidade ou nos sistemas de recalque, a partição de vazão entre os trechos é calculada como:

$$Q_1 = Q_2 + Q_3 = \alpha \cdot Q_1 + (1 - \alpha) \cdot Q_1 \quad (1)$$

Na Equação (1), α é a fração da vazão Q_1 que é derivada para o trecho 2. Em todos os casos, a carga piezométrica no tê é a variável fundamental, que amarra a solução nos trechos 1, 2 e 3. Portanto, a estimativa dessa carga de pressão é a chave para solução do problema.

No escoamento por gravidade, a aplicação da equação de Bernoulli no trecho 1 conduz a:

$$\varphi_1 = \frac{p_B}{\gamma} = (N_A - N_B) - \frac{V_1^2}{2g} - \Sigma \Delta H_{distr1} - \Sigma \Delta H_{loc1} \quad (2)$$

No sistema de recalque, a equação equivalente para o trecho 1 é:

$$\varphi_1 = \frac{p_{BD}}{\gamma} = (NBD - NB) - \Sigma \Delta H_{distr1} - \Sigma \Delta H_{loc1} \quad (3)$$

Nas Equações (2) e (3), φ_1 é a carga piezométrica no tê, γ é o peso específico do fluido; V_1 é a velocidade média do escoamento no trecho 1, para condição de regime permanente. NA , NBD e NB são, respectivamente, a cota do nível de água no reservatório superior, a cota do bocal de descarga da bomba e a cota do tê. As parcelas $\Sigma \Delta H_{distr1}$ e $\Sigma \Delta H_{loc1}$ representam as perdas de carga distribuídas e localizadas no trecho 1. Nos trechos 2 e 3, a aplicação da equação de Bernoulli conduz a:

$$\varphi_2 = \frac{p_B}{\gamma} = (NC - NB) + \Sigma \Delta H_{distr2} + \Sigma \Delta H_{loc2} \quad (4)$$

$$\varphi_3 = \frac{p_B}{\gamma} = (ND - NB) + \Sigma \Delta H_{distr3} + \Sigma \Delta H_{loc3} \quad (5)$$

Nas Equações (4) e (5), φ_2 e φ_3 são cargas piezométricas no tê. NC e ND são as cotas das extremidades finais das tubulações dos trechos 2 e 3. As parcelas $\Sigma \Delta H_{distr(i)}$ e $\Sigma \Delta H_{loc(i)}$ representam as perdas de carga distribuídas e localizadas nos trechos $i=2,3$.

Assim, tem-se um problema cujas incógnitas são Q_1 , α , φ_1 , φ_2 e φ_3 . Evidentemente, as cargas piezométricas φ_1 , φ_2 e φ_3 devem ser iguais. Numericamente essa condição é descrita por:

$$\varphi_1 = \varphi_2 = \varphi_3.$$

As perdas de carga em um trecho genérico i podem ser calculadas como:

$$\Sigma \Delta H_{distr(i)} = f_i \cdot \frac{L_i}{D_i} \cdot \frac{V_i^2}{2g} = \frac{0,25}{\left[\log \left(\frac{\varepsilon_i}{3,7 \cdot D_i} + \frac{5,74}{\left(\frac{\rho \cdot V_i \cdot D_i}{\mu} \right)^{0,9}} \right) \right]^2} \cdot \frac{L_i}{D_i} \cdot \frac{V_i^2}{2g} \quad (6)$$

$$\Sigma \Delta H_{loc(i)} = \Sigma K_j \cdot \frac{V_i^2}{2g} \equiv f_i \cdot \frac{L_i + \Sigma L_{eq(j)}}{D_i} \cdot \frac{V_i^2}{2g} \quad (7)$$

Nas Equações (6) e (7), f_i é o fator de cisalhamento, calculado pela equação semi-empírica de Swamee-Jain. V_i e D_i são as velocidades médias e os diâmetros internos nos trechos $i=1,2,3$. O termo ε_i leva em conta o tipo de revestimento do interior dos condutos, representando, mais especificamente, sua rugosidade interna; μ e ρ são a viscosidade dinâmica e a massa específica da água. Finalmente, os termos K_j e $L_{eq(j)}$ representam os coeficientes de perda de carga localizadas e os comprimentos equivalentes das j singularidades instaladas em cada trecho.

A massa específica e a viscosidade dinâmica da água são dependentes da sua temperatura, de forma que seus valores podem ser quantificados pelas seguintes equações empíricas:

$$\rho = 999,72 + 0,07894 \cdot T - 0,00864 \cdot T^2 + 5,6752 \cdot 10^{-5} \cdot T^3 - 1,94502 \cdot 10^{-7} \cdot T^4 \quad (8)$$



$$\mu = 1,78 \cdot 10^{-3} / (1 + 0,0337 \cdot T + 0,000221 \cdot T^2) \quad (9)$$

Nas Equações (8) e (9), a massa específica e a viscosidade dinâmica são quantificadas em unidades do Sistema Internacional (SI), ou seja, em kg/m^3 e Pa.s. Para isso, a entrada de temperatura (T) deve ocorrer em graus Celsius. O peso específico da água é quantificado pelo produto entre a massa específica e a aceleração da gravidade.

Nos itens seguintes, são descritos métodos numéricos de solução que aplicam as Equações (1) a (7) de forma recursiva. Os procedimentos iterativos são executados até que condição próxima de $\varphi_1 \cong \varphi_2 \cong \varphi_3$ seja atingida. Em todos os métodos aqui descritos, as soluções numéricas utilizam planilhas eletrônicas do Excel.

Solução 1: utilizando princípios das Simulações Monte Carlo (SMC)

As Simulações Monte Carlo (SMC) consistem basicamente em realizar uma quantidade massiva de cálculos (simulações), partindo de valores aleatórios das variáveis independentes (no caso, α e Q_1), obtendo funções objetivo (FO) geradas por esses valores de entrada. Neste caso, a função objetivo corresponde ao somatório dos quadrados das diferenças entre os valores das cargas piezométricas no tê, computadas pelas Equações (2) a (5):

$$FO = (\varphi_1 - \varphi_2)^2 + (\varphi_1 - \varphi_3)^2 + (\varphi_2 - \varphi_3)^2 \quad (10)$$

Objetivo: $\min\{FO\}$

O produto final é uma nuvem de pontos para a função $FO = FO(\alpha, Q_1)$. Nesse caso, o objetivo deve ser minimizar a função FO . Note-se que $\min\{FO\}$ é uma situação que garante que as cargas piezométricas no tê fiquem praticamente iguais ($\varphi_1 \cong \varphi_2 \cong \varphi_3$), o que indica a situação almejada para a solução do problema. Nessa situação, além da equivalência de pressão no tê, também é garantida a conservação de massa para regime permanente, onde o resíduo $Q_1 - (Q_2 + Q_3) = 0$.

A implementação dessa solução exige programação, sendo o *Visual Basic for Applications* (VBA) uma linguagem interessante por estar embutida no próprio *Excel*. Uma vez que o algoritmo foi codificado, as simulações individuais são muito rápidas. Por isso, pode-se tirar proveito dessa rapidez de execução, para realizar uma quantidade extremamente grande de simulações, das quais serão extraídos apenas os valores ótimos, ou seja α e Q_1 que aproximam a função FO de seu valor mínimo. Este é o princípio simples das SMC, técnica que se tornou viável com os avanços na capacidade de processamento de computadores utilitários.

As SMC partem de valores iniciais de α e Q_1 , os quais podem ser fornecidos pelo calculista. Teoricamente esses valores são arbitrários, mas podem-se impor dados com certo critério. Um deles consiste em arbitrar a vazão inicial Q_1 de tal forma que a velocidade no trecho 1 não seja maior que 4 m/s. Na falta de melhor critério para a partição de vazão entre os trechos, pode-se arbitrar qualquer α entre 0 e 1, sendo 0,5 um valor central de partida. A Figura 3 ilustra um esquema dos domínios de busca do método.

Na primeira rodada (rodada inicial), devem-se executar quantidades massivas de simulações. Uma sugestão é fazer de 10.000 a 200.000 simulações. Especialmente nessa rodada inicial de simulações, onde o domínio de busca é mais vasto, a entrada de dados aleatórios pode tornar comum o surgimento de resultados espúrios, como pressões negativas no tê. Por isso é conveniente filtrar esses resultados, desconsiderando-os na análise.

Figura 3 – Esquema genérico de domínio matemático para a função $FO(\alpha, Q_1)$.



Fonte: autores

A primeira rodada de simulações gera uma nuvem inicial de resultados que compõem o domínio inicial de busca (Ω). Depois disso, são identificados dois pares de valores de entrada que conduziram ao menor e ao quarto menor valor da função objetivo FO . A partir desses valores, é fixado um sub domínio local de busca ($d\Omega$), bem mais refinado, com dimensões $2.dQ_1$ e $2.d\alpha$, com:

$$dQ_1 = |Q_1^{(1)} - Q_1^{(4)}| \quad (11)$$

$$d\alpha = |\alpha^{(1)} - \alpha^{(4)}| \quad (12)$$

Nas Equações (11) e (12), os sobrescritos (1) e (4) representam, respectivamente, a melhor e a quarta melhor solução da rodada de simulações. Em outras palavras, os pares de valores de α e Q_1 que conduziram ao menor e ao quarto menor valor de FO .

Uma vez estabelecido o subdomínio refinado, uma nova rodada de SMC é iniciada, partindo de valores iniciais de Q_1 e de α dentro da região $d\Omega$. Parte-se do princípio de que os valores ótimos, que conduzem à solução final do problema, estejam contidos nesse sub domínio ($d\Omega$). Assim, novos subdomínios refinados são criados a cada rodada de simulação, sempre partindo do subdomínio anterior.

Para assegurar que o mínimo global esteja dentro dos sub domínios refinados, é preciso realizar uma quantidade mais massiva de simulações no domínio inicial (Ω). À medida que mais rodadas de refinamentos são acionadas, a quantidade de simulações pode diminuir, pois, teoricamente, o valor mínimo da FO está próximo.

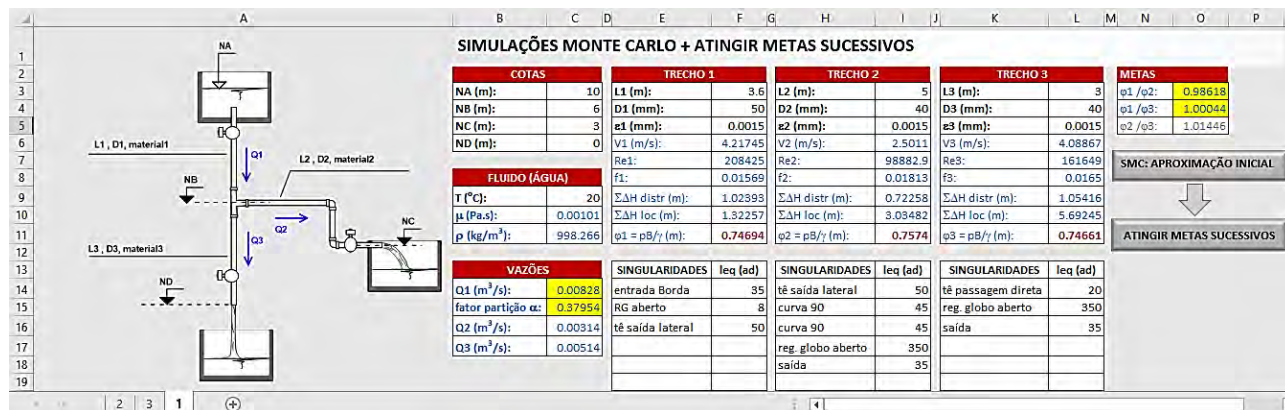
A Figura 4 ilustra um exemplo de planilha onde são anexados os valores de entrada e de saída do problema. Nela, os campos com preenchimento amarelo correspondem aos resultados da rodada de simulações, como o valor mínimo da função objetivo ($\min\{FO\}$), α e Q_1 ótimos, além das cargas piezométricas ($\varphi_1, \varphi_2, \varphi_3$).



particionadas $Q_2 = \alpha \cdot Q_1$ e $Q_3 = (1 - \alpha) \cdot Q_1$. Além disso, também é solucionada a carga de pressão no tê $\left(\frac{p_B}{\gamma} = \varphi_1 \cong \varphi_2 \cong \varphi_3 \right)$.

A Figura 5 ilustra um exemplo de planilha onde são afixados valores de entrada e os resultados de saída. Os campos em amarelo indicam os resultados finais para Q_1 e α , além das relações que compõem as metas 1 e 2. Note-se que, ao final, essas relações devem ser muito próximas de 1.

Figura 5 – Exemplo de planilha para entrada e saída de dados para uma rodada de SMC e AM sucessivos.



Fonte: autores

Em planilha *Excel*, o calculista pode economizar tempo, gravando uma macro que resolva os dois Atingir Metas sucessivos, criando, posteriormente, um botão de chamada dessa macro. Assim, cada laço que inclui a solução da *meta1* e da *meta2* é resolvido pelo acionamento desse botão. Nesse caso, não é necessário conhecimento prévio da linguagem VBA, pois o gravador de macros é uma ferramenta intrínseca do *Excel*.

Solução 3: utilizando o Solver

O *Solver* é uma ferramenta intrínseca do *Excel*, mas que o usuário deve incluir na opção Suplementos, na primeira vez que for utilizado. Após essa inclusão inicial, a ferramenta torna-se automaticamente disponível na guia Dados. Trata-se de uma ferramenta interessante quando o objetivo do calculista é encontrar valores máximos ou mínimos de funções. Nesse caso, o objetivo deve ser minimizar a *FO* descrita pela Equação (10).

Note-se que $\min\{FO\}$ é uma situação que garante que as cargas piezométricas no tê fiquem praticamente iguais ($\varphi_1 \cong \varphi_2 \cong \varphi_3$), o que indica a situação almejada para a solução do problema. Nessa situação, além da equivalência de pressão no tê, também é garantida a conservação de massa para regime permanente, onde o resíduo $Q_1 - (Q_2 + Q_3) = 0$.

A Figura 6 ilustra um exemplo de planilha montada para utilização do *Solver*. Nessa planilha, os campos em amarelo indicam os valores ótimos de Q_1 e α , além do valor da função objetivo.

Para aplicação do *Solver*, são solicitadas pelo menos três informações:

- Definir célula: deve-se selecionar a célula que tem a função objetivo (*FO*) montada.
- Tipo de solução: como é um problema de minimização, deve-se selecionar a opção *mín*.
- Método de solução: o *Solver* disponibiliza os métodos do Gradiente Reduzido Generalizado (GRG) não linear, LP *Simplex* e Evolucionários. O GRG é utilizado para funções objetivo não lineares e relativamente suaves, ao passo que o LP *Simplex* é usado para problemas lineares. Os métodos Evolucionários, baseados em algoritmos genéticos, são recomendados para funções não suaves.

- Restrições: consiste em fornecer informações que reduzam o espaço de busca, acelerando o processo de otimização. No problema em questão, possíveis restrições consistem em não permitir vazões nem cargas piezométricas nulas. Ou seja: $(Q_1 > 0; Q_2 > 0; Q_3 > 0)$ e $(\varphi_1 > 0; \varphi_2 > 0; \varphi_3 > 0)$.

Figura 6 – Exemplo de planilha preparada para uso do Solver.



Fonte: autores

Para problemas bem montados na planilha, com valores iniciais dentro da ordem de grandeza da solução, a convergência pelo Solver é extremamente rápida. Essa técnica também dispensa a necessidade de programação, uma vez que a ferramenta é intrínseca do Excel.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Para aplicação dos métodos descritos no tópico anterior, foi utilizado um esquema onde água, em temperatura de 20°C, é transferida, por gravidade, do reservatório superior para dois reservatórios inferiores. As características geométricas desse sistema são ilustradas pela Figura 7. Um registro de gaveta foi instalado no barrilete. Válvulas de globo foram instaladas nas extremidades finais dos trechos 2 e 3. Para efeito de cálculo de perda de carga localizada, supõe-se que essas válvulas estejam totalmente abertas.

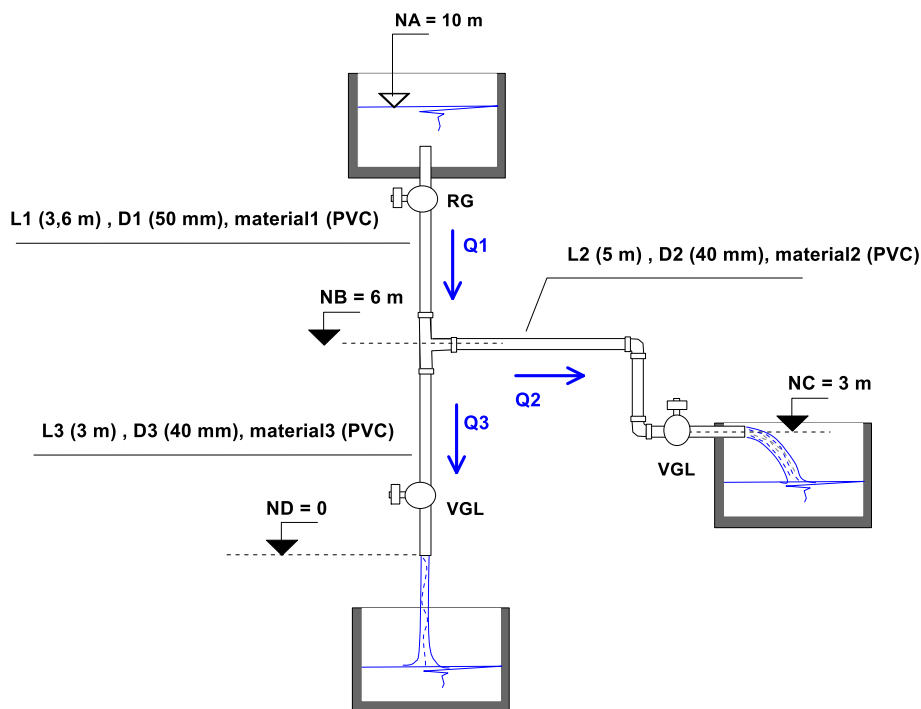
Todos os cálculos foram realizados em um notebook com processador Intel-Core i5-7200U, com 8GB de memória RAM.

Neste trabalho, a Solução 3, obtida pelo Solver, usando o método GRG não linear, foi tomada como referência para comparação com as Soluções 1 e 2. A justificativa é que os métodos embutidos no Solver já foram amplamente estudados e têm algoritmos otimizados, que conduzem aos menores valores da função objetivo em tempos de processamento absolutamente curtos, em frações de segundos. Conforme ilustra a Tabela 1, o Solver consegue buscar soluções convergentes para $\min\{FO\}$, mesmo partindo de diversos valores iniciais arbitrados de Q_1 e α .

Tabela 1 – Resultados do Solver para diferentes valores iniciais arbitrados de Q_1 e α

Valores iniciais		Resultados (soluções ótimas)					
Q_1 (m³/s)	α	Q_1 (m³/s)	α	Q_2 (m³/s)	Q_3 (m³/s)	p/γ tê (m)	$\min\{FO\}$
0,01	0,5	0,00828	0,3792	0,00314	0,00514	0,74904	$6,33 \cdot 10^{-11}$
0,005	0,5	0,00828	0,3792	0,00314	0,00514	0,74903	$6,31 \cdot 10^{-10}$
0,03	0,5	0,00828	0,3792	0,00314	0,00514	0,74905	$1,11 \cdot 10^{-9}$

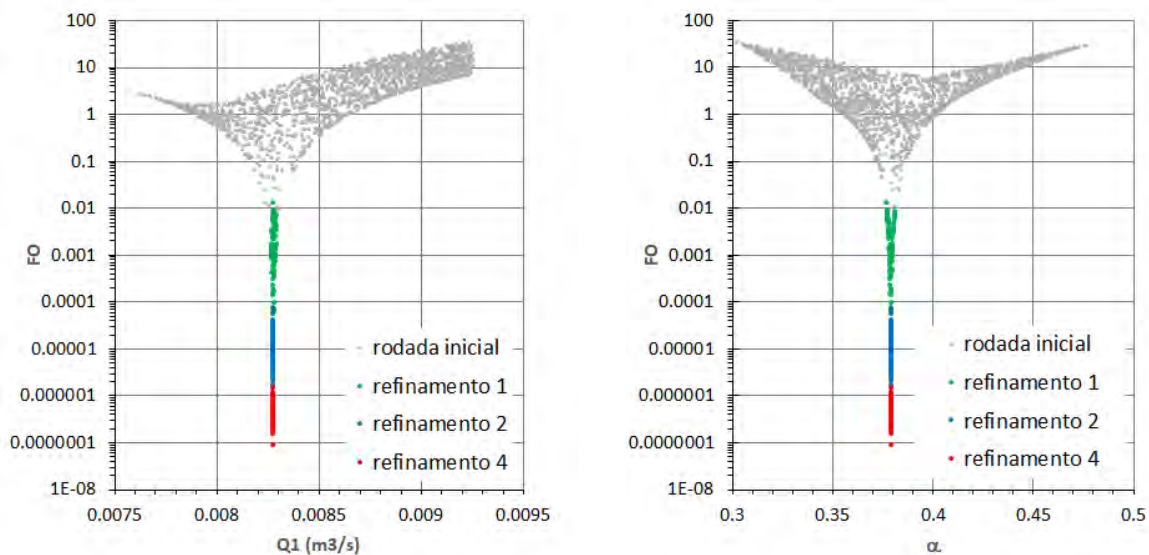
Figura 7 – Sistema de transferência por gravidade entre três reservatórios.



Fonte: autores

Diferente do *Solver*, a Solução 1, que utiliza SMC, necessita de algumas rodadas de simulação para obter respostas mais precisas. Os diagramas de dispersão da Figura 8 ilustram nuvens de resultados obtidos com quatro rodadas de SMC. Nesse caso, a rodada inicial utilizou 100.000 simulações, enquanto que as três rodadas de refinamentos posteriores utilizaram 100 simulações cada uma.

Figura 8 – Resultados das SMC, ilustrando decaimento da FO com as rodadas sucessivas de simulações.



(a) $FO \times Q_1 (\text{m}^3/\text{s})$: Q_1 ótimo = 0,00828 m^3/s

(b) $FO \times \alpha$: α ótimo = 0,3792

Fonte: autores



Nos diagramas da Figura 8, as nuvens de pontos, representadas por cores, indicam rodadas de simulações. Percebe-se que a rodada inicial (cinza) apresenta grande dispersão de pontos, indicando que é preciso refinar o domínio inicial de busca para minimizar a função objetivo. Assim, a partir da rodada inicial são executadas rodadas sucessivas de refinamentos (verde, azul e vermelha) até que a FO atinja valores bem baixos. Nessa situação, tem-se a solução ótima do problema.

A despeito da simplicidade de implementação computacional das SMC, os tempos totais de processamento são elevados e altamente dependentes do número de simulações previamente impostas pelo calculista em cada rodada. Nesse sentido, a Tabela 2 apresenta os resultados finais, obtidos após 4 rodadas de SMC.

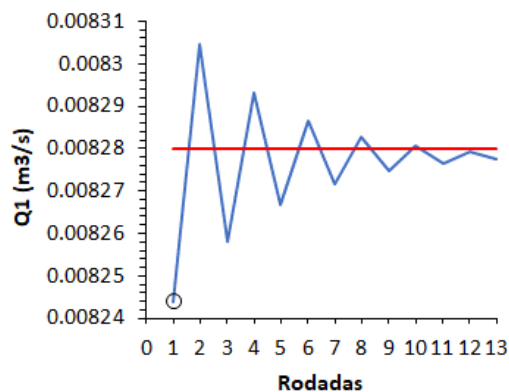
Tabela 2 – Resultados finais após 4 das rodadas de SMC.

Nº de simulações / rodada				Resultados (soluções ótimas)						
Rodada inicial	Refin. 1	Refin. 2	Refin. 3	Q_1 (m ³ /s)	α	Q_2 (m ³ /s)	Q_3 (m ³ /s)	p/γ tê (m)	$\min\{FO\}$	tempo process. (s)
100.000	100	100	100	0,00828	0,3792	0,00314	0,00514	0,7490	$8,8 \cdot 10^{-8}$	800 (13,33 min)
10.000	100	100	100	0,00828	0,3791	0,00314	0,00514	0,7475	$6,95 \cdot 10^{-5}$	270 (4,5 min)
1.000	1.000	1.000	1.000	0,00827	0,3791	0,00314	0,00514	0,7450	$4,31 \cdot 10^{-4}$	70 (1,16 min)

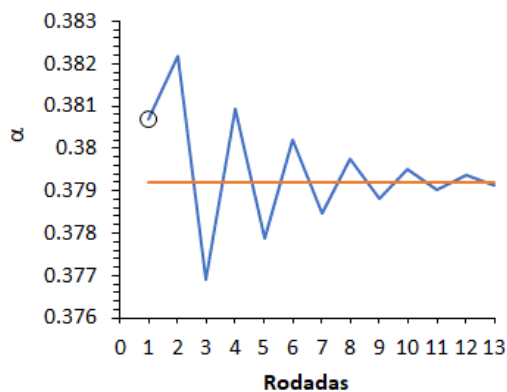
Pelos resultados da Tabela 2, há convergência em todas as simulações, porém com tempos de processamento variáveis. Os resultados de vazão são idênticos àqueles calculados pelo *Solver*. Em se utilizando SMC, quando o foco é a precisão dos resultados, é recomendável utilizar mais simulações na rodada inicial. Ainda que o tempo consumido nessa rodada preliminar seja maior, isso permite que as rodadas de refinamento alcancem soluções quase que instantaneamente.

Por outro lado, o uso de SMC com AM (Solução 2) permite realizar a rodada inicial com número mais reduzido de simulações, o que contribui para diminuir o tempo total de processamento. O conjunto de diagramas ilustrados pela Figura 9 revelam o progresso da convergência à medida que novas rodadas são executadas. A primeira rodada, assinalada com uma circunferência preta, utiliza SMC. As demais rodadas, indicadas pela linha contínua azul, utilizam AM. As linhas contínuas vermelhas indicam soluções de referência obtidas pelo *Solver* ($Q_1=0,00828$ m³/s; $\alpha=0,3792$) e as relações unitárias, almejadas as entre cargas piezométricas no tê ($\varphi_1 / \varphi_2 = \varphi_1 / \varphi_3 = 1$).

Figura 9 – Diagramas de convergência da Solução 2, com 1 rodada SMC e 12 rodadas AM.



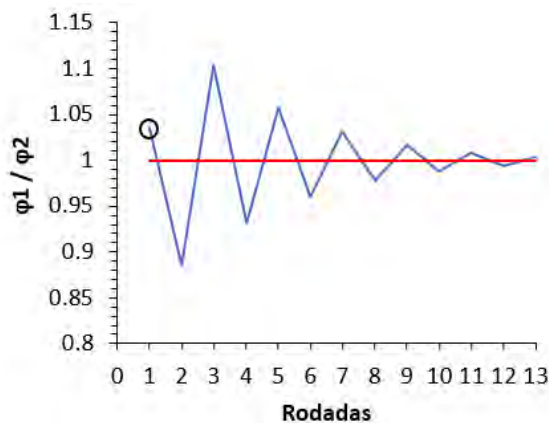
(a) Convergência da vazão Q_1 para 0,008278 m³/s



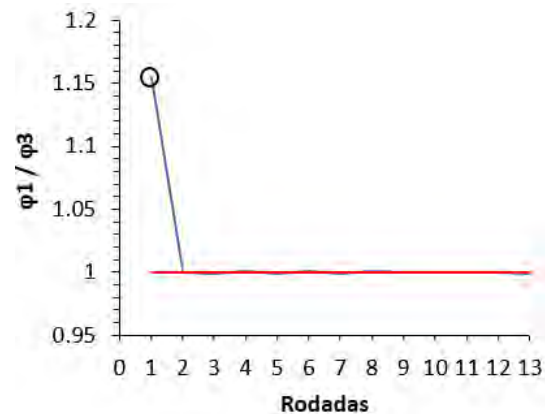
(b) Convergência do fator de partição α para 0,3791



Figura 9 – Diagramas de convergência da Solução 2, com 1 rodada SMC e 12 rodadas AM (continuação).



(c) Convergência da relação ϕ_1/ϕ_2 para 1,00324



(d) Convergência da relação ϕ_1/ϕ_3 para 0,99902

Fonte: autores

É interessante notar que, na Solução 2, a convergência é alcançada com resultados parciais oscilantes. Isso ocorre porque, em cada rodada AM, duas metas são executadas de forma independente. Assim, o ajuste da meta ($\phi_1/\phi_3 \rightarrow 1$) altera o resultado da meta (ϕ_1/ϕ_2) calculada anteriormente e vice-versa. É por isso que algumas rodadas sucessivas de AM são exigidas, até que essas diferenças sejam praticamente anuladas.

O tempo de processamento do método de Solução 2 é determinado pela rodada inicial de SMC. Nos casos em que as chamadas dos Atingir Metas são automatizadas por macros gravadas, o tempo de processamento dessas rodadas posteriores é praticamente desprezível. Em linhas gerais, para a simulação SMC+AM, apresentada neste trabalho, o tempo total de processamento é da ordem de unidades de segundos.

CONCLUSÕES

Os resultados revelaram que o método de Solução 3, que utiliza o *Solver* com GRG não linear, é o melhor entre as três técnicas aqui apresentadas. Essa qualidade se dá pela rapidez de convergência, com processamentos instantâneos e pelo valor diminuto da função objetivo ao final da simulação. Embora todos os métodos sejam convergentes, a Solução 1 (SMC) é mais morosa em termos de processamento, mas constitui um bom exercício para quem estuda implementações de códigos computacionais de otimização. A Solução 2 (SMC+AM) é intermediária em termos de execução, pois apresenta tempos de processamento viáveis, da ordem de alguns segundos. Uma vantagem é que os três métodos, aqui apresentados, têm aplicabilidade para grandes variedades de *FO*, sejam elas deriváveis ou não. Assim, diferentes tipos de problemas, nos mais variados ramos da ciência, podem ser resolvidos com essas técnicas.

REFERÊNCIAS

CRUZ, E.S. **Reservatórios de compensação: solução para o problema de Bélanger usando Turbo Pascal**. Relatório de Estágio Supervisionado em Eng. Civil. Universidade Federal da Paraíba, Campus de Campina Grande (PB). 2001.

HAIDERA, M. A.; VELENTINE, E. M. **An effective alternate method for solving the classic three reservoirs and mult-reservoirs problem.** Al-Azhar University Civil Engineering Research Magazine (CERM), vol. 40, n.3, p.1-15. 2018.

KHERROUBI, A.; BEDJAOU, A; BENKRIMA, Y. **Solving problems of three reservoirs interconnected by pipes using a code in Python language.** Utilitas Mathematica. ISSN 0315-3681, vol. 120, p.1200-1217. 2023.

RANGA-RAJU, R.G.; SETHURAMAN. **Direct solution of three-reservoir problem.** University of Roorkee Research Journal, vol. 11, n.3 e 4, p.15-23. 1969.

REDA, A.L.L. **Software didático de hidráulica para docentes e alunos: o problema dos três reservatórios.** In XXXIII Congresso Brasileiro de Ensino de Engenharia (COBENGE). Campina Grande (PB). 2005.

TIJSEELING, A.S.; BERGANT, A. **Exact computation of waterhammer in a three-reservoir system.** CASA-report, Technische Universiteit Eindhoven, vol. 1241, p.1-11. 2012.



USO DO BIOCARVÃO PRODUZIDO A PARTIR DA CASCA DE COCO VERDE PARA REMOÇÃO DE CORANTE VERDE DE MALAQUITA EM SOLUÇÃO AQUOSA

Hélio Elidio Augusto¹; Renata Medici Frayne Cuba²; Francisco Javier Cuba Terán³

¹ Pós-graduando em Engenharia Ambiental e Sanitária (PPGEAS/UFG), (augusto_helio@discente.ufg.br)

² Docente da Escola de Engenharia Civil e Ambiental (EECA/UFG) (renatafrayne@ufg.br)

³ Docente da Escola de Engenharia Civil e Ambiental (EECA/UFG) (paco@ufg.br)

RESUMO

A presença de corantes sintéticos em efluentes têxteis, como o verde de malaquita (VM), representa um desafio ambiental devido à sua toxicidade e resistência à degradação. Esta pesquisa teve por objetivo avaliar a utilização de biocarvão derivado da casca de coco verde para a remoção do corante catiónico VM em meio aquoso. A biomassa foi recolhida em feiras livres, submetida ao processo de secagem, trituração e carbonização a 530 °C por 2 horas em um ambiente com oxigênio limitado. O material obtido foi caracterizado em relação ao ponto de carga zero (pHpzc), cujo valor foi determinado como 3,96. Foram realizados ensaios de adsorção em batelada para analisar como o pH, a massa do adsorvente e a concentração do corante influenciam a capacidade de adsorção. A adsorção foi favorecida em meio ácido, apresentando uma capacidade máxima de 1,31 mg/g a 83,34% de eficiência de remoção no pH 5, com uma redução gradual até 0,61 mg/g a 38,92% no pH 11. A massa influenciou significativamente a adsorção do corante VM, com redução da capacidade adsorptiva de 2,91 mg/g (0,25g) para 0,33 mg/g (2g), e da eficiência de remoção de 85,03% (0,25g) para 40,44% (2g). O aumento da concentração do VM elevou a capacidade de adsorção para 12,18 mg/g, com diminuição na eficiência de remoção para 27,84%, o que indica que os sítios ativos estão saturados. Os modelos de Langmuir e Freundlich foram usados para ajustar os dados de equilíbrio, sendo este último o mais apropriado ($R^2 = 0,9658$; $n = 0,49$), indicando uma superfície heterogênea e uma adsorção desfavorável. Os resultados mostram aplicação do biocarvão derivado de cascas de coco verde para a remoção do corante VM em solução aquosa demonstra elevado potencial na área de recursos hídricos e saneamento ambiental, especialmente no contexto do tratamento de efluentes industriais têxteis e de outras atividades que utilizam corantes sintéticos.

PALAVRAS-CHAVE: Biocarvão; casca de coco verde; verde de malaquita.

INTRODUÇÃO

De acordo com Crine e Lichtfouse (2019), presença cada vez maior de corantes sintéticos em corpos hídricos, principalmente devido às indústrias têxtil, de couro, papel e cosméticos, constitui um grave problema ambiental. Segundo Srivastava et al., (2014) e Chowdhury et al., (2020), dentre esses compostos, destaca-se o VM “Oxalato P.A. (C. I. 42000)”, amplamente utilizado e reconhecido por sua alta solubilidade, toxicidade e persistência nos corpos hídricos.

Ok et al. (2018), constatou que corante catiónico, como o VM, apresentam alta solubilidade, estabilidade química e toxicidade, o que torna sua remoção por métodos tradicionais de tratamento de efluente um desafio. Segundo Ioannidou e Zabaniotou, (2007) e Tan et al., (2015), dentre as tecnologias disponíveis, a adsorção se sobressai pela sua eficácia, custo reduzido e viabilidade ambiental. Nos últimos tempos, de forma a deixar o tratamento menos caro e ambientalmente adequado, os adsorventes convencionais, como o carvão ativado, tem sido substituídos por biocarvões. Os biocarvões lignocelulósicos, particularmente os derivados da casca de coco verde um resíduo abundante no Brasil têm demonstrado potencial devido às suas características estruturais e

adsorptivas. Obtidas por meio da ativação destes materiais, seja com compostos ácidos, básicos ou oxidantes.

Entretanto, há poucos estudos que investigam a eficiência de biocarvões não ativados — ou seja, materiais carbonizados sem tratamentos físicos ou químicos para aumentar a porosidade — produzidos a partir da casca de coco verde na remoção de corantes VM. Esses biocarvões, diferentemente dos ativados, tendem a apresentar menor capacidade de adsorção devido à estrutura superficial menos desenvolvida. Dessa forma, este estudo visa avaliar a utilização de biocarvão derivado da casca de coco verde para a remoção do corante VM em meio aquoso. Para atender os objetivos da pesquisa, após a obtenção do biocarvão foram realizados ensaios de adsorção em batelada, para definir o pH e a dosagem de biocarvão adequadas para os ensaios de adsorção. Em seguida, os parâmetros de adsorção foram obtidos por meio de ensaios de capacidade de adsorção e ajuste dos resultados aos modelos de isotermas de Langmuir e Freundlich. Para auxiliar na explicação dos resultados obtidos o ponto de carga zero (pH_{PCZ}) do biocarvão foi determinado.

METODOLOGIA

Coleta e preparo da biomassa

A casca de coco utilizada como biomassa foi coletada em feiras livres e pontos de descarte urbano. Após lavagem com água corrente, foi seca ao ar livre por 48 h em seguida em estufa a 105 °C por 24 h. A biomassa foi triturada e peneirada para obtenção de partículas menores ou iguais 1 cm.

Produção do biocarvão

A biomassa seca foi carbonizada em mufla sob atmosfera limitada de oxigênio a temperatura 530 °C por 2 h, com taxa de aquecimento de 10 °C/min, conforme metodologia adaptada de Hanke et al. (2022). Após resfriamento, o material foi lavado com água destilada, triturado, peneirado para obtenção de partículas menores ou igual 75 µm e armazenado em frascos de plástico escuro até os testes de adsorção.

Análises Físico- químicas e reagentes

A determinação da concentração de VM foi realizada por método espectrofotométrico (espectrofotômetro HACH, DR5000), com comprimento de onda de 617 nm, conforme Oliveira et al. (2020). A curva de calibração foi obtida para a faixa de concentração de 1 a 20 mg/L ($R^2 = 0,9986$). As soluções foram preparadas por diluições de uma solução estoque de 100 mg/L utilizando água destilada. O pH foi medido utilizando método potenciométrico (pHmetro de bancada marca simpla pH 140). Os reagentes utilizados foram de grau analítico incluindo o VM.

Determinação do ponto de carga zero (pH_{PCZ})

Para avaliar a carga superficial do biocarvão foi realizado o ensaio do ponto de carga zero (pH_{PCZ}). A determinação do pH_{PCZ} do biocarvão foi realizada pelo método de deslocamento de pH, conforme Silva (2013), utilizou-se solução de NaCl 0,01 mol/L como eletrólito inerte, alíquotas de 50 mL da solução, tiveram seu pH inicial ajustado de 2 a 11. Em seguida, adicionou-se 0,1 g de biocarvão, e as suspensões foram agitadas por 24 h com velocidade 120 rpm a temperatura constante (22 °C ± 2°C). O pH final foi medido, e o ΔpH ($pH_f - pH_i$) foi calculado. O valor de pH_{pzc} foi obtido por interpolação linear entre os dois pontos que o circundam, conforme a equação (1).

$$pH_{pcz} = pH_i + \frac{0 - \Delta pH_i}{\Delta pH_f - \Delta pH_i} * (\Delta pH_2 - \Delta pH_i) \quad (1)$$

A definição do pH_{pzc} é fundamental para aprimorar os processos de adsorção em sistemas de tratamento terciário, particularmente no campo do saneamento ambiental. Compreender esse parâmetro em bioadsorventes, como o biocarvão, possibilita otimizar a eliminação de contaminantes

emergentes, ajustando o pH do sistema para prevenir a liberação desses poluentes em corpos hídricos, o que contribui para a proteção da saúde pública e melhoria da qualidade da água.

Ensaio de adsorção em batelada

Para avaliar a influência dos parâmetros operacionais e a capacidade de adsorção do VM no biocarvão foram realizados ensaios em batelada, utilizando mesa agitadora orbital 24h com velocidade de 120 rpm, mantida à temperatura constante de $22^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$. No final dos ensaios, as soluções foram filtradas em papel filtro de celulose 0.45 μm e a quantidade remanescente de VM foi medida e a capacidade de adsorção (equação 2) e remoção (equação 3) foram calculados. Conforme Mckay (1999).

$$q_e = \left(\frac{C_0 - C_e}{m} \right) * V \quad (2)$$

$$\% \text{Remoção} = \frac{C_0 - C_e}{C_0} * 100\% \quad (3)$$

A Equação 2 e 3 – q_e = capacidade de adsorção no equilíbrio (mg/g); C_0 = concentração inicial do corante (mg/L); C_e = concentração de equilíbrio do corante (mg/L); V = volume da solução (L); m = massa do adsorvente (g) e % Remoção = eficiência de remoção do corante. Todos os ensaios foram feitos em duplicata e como branco foram utilizadas suspensões contendo água destilada e biocarvão nas mesmas condições dos ensaios.

Influência do pH e da massa de biocarvão na adsorção do verde de malaquita

A influência do pH na adsorção do corante catiônico verde de malaquita foi investigada, com base em metodologias adaptadas de Nethaji et al. (2013). Soluções de VM (20 mg/L), tiveram seus pHs ajustados para 5, 7, 9 e 11 com solução de HCl ou NaOH (ambas 0,1 mol/L). Esses valores de pH foram utilizados em função do pK_a do VM ($\approx 6,9$). Aliquotas de 50 mL das soluções com pH ajustado foram transferidas para frascos Erlenmeyer contendo 0,5 g de biocarvão e as suspensões mantidas sob agitação por 24 h com velocidade de 120rpm a temperatura constante $22^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$. O efeito da massa do biocarvão foi avaliado utilizando diferentes quantidades de adsorvente (0,25g, 0,5g, 1g e 2 g) em 50 mL de solução de VM (20 mg/L, pH 7,0 ajustado com HCl ou NaOH 0,1 M). As amostras foram agitadas por 24 h com velocidade de 120rpm a temperatura constante $22^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$. Após o período reacional, em ambos os ensaios, as suspensões foram filtradas e a concentração remanescente de VM determinada. Capacidade de adsorção (q_e) e eficiência de remoção (%) foram calculadas equação 2 e 3.

Esses experimentos são relevantes para o setor de recursos hídricos e saneamento ambiental, pois contribuem para a otimização de processos de tratamento terciário voltados à remoção de contaminantes emergentes. A variação do pH permite ajustar as condições físico-químicas do meio, favorecendo a adsorção de compostos orgânicos e inorgânicos, enquanto o estudo da massa do adsorvente auxilia na definição de dosagens eficientes em sistemas de tratamento.

Capacidade de adsorção

Seguindo a metodologia de Mckay (1999), os experimentos foram realizados sob condições controladas: pH 7, massa de adsorvente de 0,25 g e volume de 50 mL de solução nas concentrações de 10mg/L, 20mg/L, 30mg/L, 50 mg/L foram mantidas sob agitação por 24 h com velocidade de 120rpm a temperatura constante $22^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$. No final dos ensaios a quantidade remanescente de VM foi determinada e os valores de q_e e % remoção, determinados conforme equação 2 e 3.

Determinação dos parâmetros de adsorção

Para determinar os parâmetros de adsorção a metodologia de McKay (1999), foi usada, os dados de adsorção em equilíbrio foram ajustados aos modelos isotérmicos de Langmuir e Freundlich por meio de suas equações lineares 4 e 5, respectivamente.

$$\text{Langmuir:} \quad \frac{1}{q_e} = \frac{1}{q_{\max} \cdot b} * \frac{1}{C_e} + \frac{1}{q_{\max}} \quad (4)$$

$$\text{Freundlich:} \quad \log q_e = \log K_F + \frac{1}{n} \log C_e \quad (5)$$

Equação (4): q_e – quantidade de adsorvato adsorvido por grama de adsorvente no equilíbrio (mg/g); C_e – Concentração do adsorvato em solução no equilíbrio (mg/L); $q_{\max}$ - Capacidade máxima de adsorção, correspondente a uma monocamada (mg/g); b - Constante de Langmuir relacionada à afinidade do adsorvente pelo adsorvato (L/mg). Na equação (5): q_e – Quantidade adsorvida no equilíbrio (mg/g); C_e - Concentração de equilíbrio do adsorvato na solução (mg/L); K_F - Constante de Freundlich, indica a capacidade de adsorção [(mg/g)(L/mg)]; n - Parâmetro relacionado à intensidade ou favorabilidade da adsorção (adimensional).

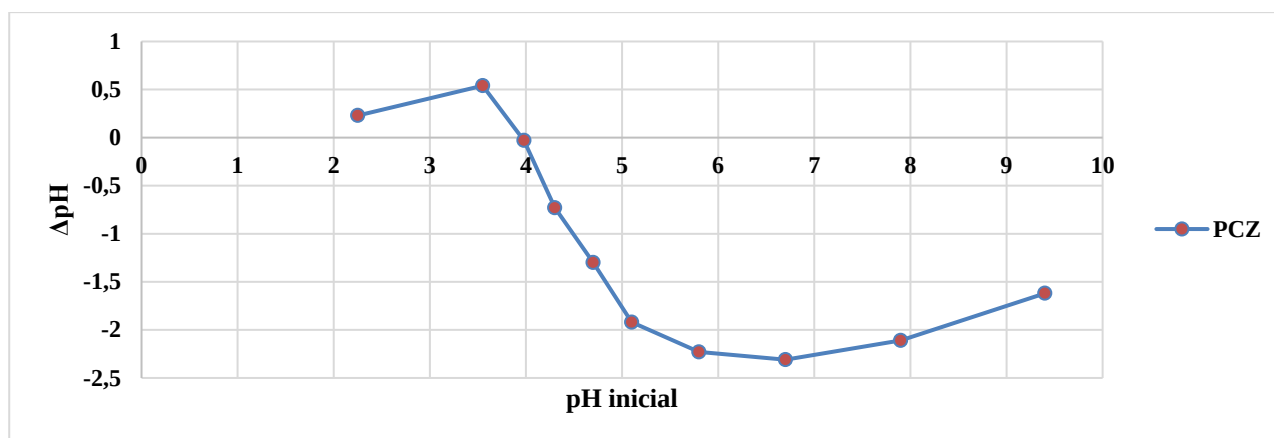
Assim, estudos de adsorção como este são essenciais para a concepção de sistemas eficientes de remoção de micropoluentes, alinhando-se às diretrizes de sustentabilidade e segurança hídrica.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Determinação do ponto de carga zero (pH_{pzc})

A variação de pH (ΔpH) é analisada em função do pH inicial da solução. O pH_{pzc} corresponde ao valor de pH inicial onde $\Delta\text{pH} = 0$, ou seja, não há variação significativa de pH após o equilíbrio, indicando que a superfície do adsorvente está eletricamente neutra (sem carga líquida).

Figura 1 – Curva de ponto de carga zero

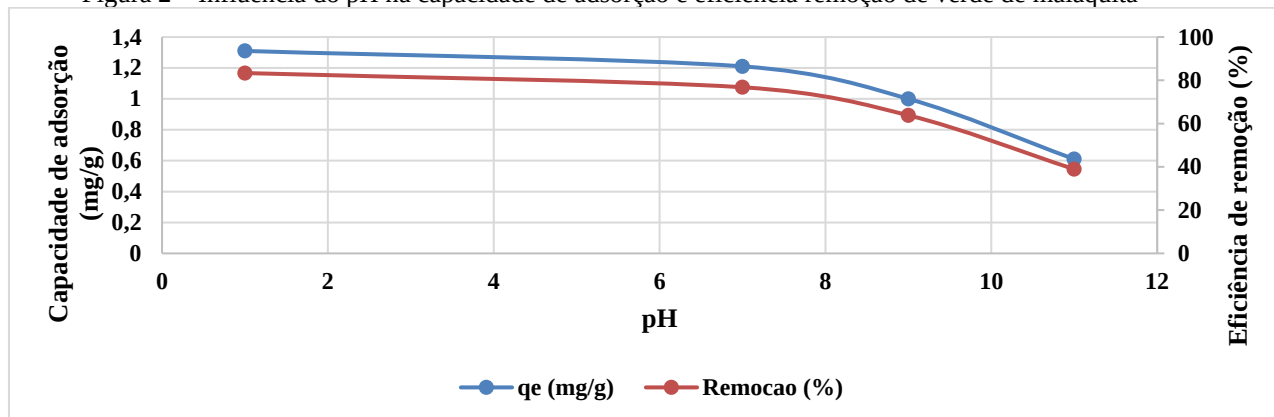


Fonte: Autor

Os resultados da Figura 1, mostraram que o valor de ΔpH tende a zero quando o pH inicial está em torno de 3,96 cálculo feito pela interpolação linear, sugerindo que esse é o valor estimado do pH_{pzc} . Abaixo desse pH, a superfície do adsorvente tende a adquirir carga positiva, enquanto acima desse valor, adquire carga negativa. Esse comportamento é importante para prever as interações eletrostáticas entre o biocarvão e espécies adsorvidas, como o corante verde malaquita. Resultados semelhantes foram encontrados por Silva, (2018), com pH_{pzc} aproximadamente 4,5 referente a materiais carbonizados lignocelulósicos proveniente da caca e coco verde.

Influência do pH na adsorção

Figura 2 – Influência do pH na capacidade de adsorção e eficiência remoção de verde de malaquita

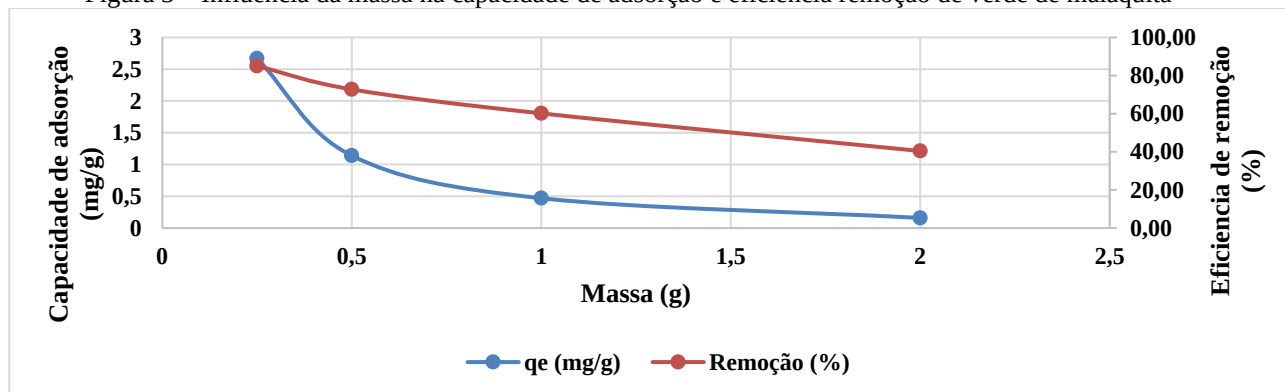


Fonte: Autor

A Figura 2, evidencia que o pH da solução teve um efeito considerável na capacidade de adsorção do biocarvão produzido a partir da casca de coco verde. Verificou-se que a adsorção do corante VM foi favorecida em valores de pH mais baixos, atingindo uma capacidade máxima de 1,31 mg/g (83,34%) de eficiência de remoção no pH 5, com uma redução gradual até 0,61 mg/g capacidade de adsorção, (38,92%) eficiência de remoção a pH 11. Esse fenômeno pode ser explicado pela maior protonação da superfície do biocarvão em ambiente ácido, o que favorece as interações eletrostáticas com o corante VM. No pH alcalino, a desprotonação da superfície causa repulsão eletrostática e, ainda ocorre a competição com íons OH^- reduzindo a adsorção, o que diminui a eficácia do processo (Fig. 2). Esta discussão pode ser sustentada pela literatura de Wang et al., (2019) e Karagöz et al., (2008), que indica que o pH é um fator crucial na adsorção de corante verde de malaquita por causa da carga superficial do adsorvente (biocarvão) e a forma química (ionização) do corante. Resultados semelhantes foram encontrados Guilhen et al., (2022), em seu estudo constatou que a capacidade de adsorção variou 3,6mg/g para menor pH e 1,1 mg/g para maior pH e a eficiência de remoção variou de 71% menor pH a 21,61% maior pH respectivamente. O resultado acima destaca o papel do pH na adsorção de corantes na área de recursos hídricos e saneamento, pois isso ajuda a criar soluções sustentáveis e econômicas, como o uso de bio carvões não ativados feitos de resíduos agroindustriais, que são eficientes na remoção de corantes que não respondem aos tratamentos convencionais.

Influência da massa de biocarvão na adsorção

Figura 3 – Influência da massa na capacidade de adsorção e eficiência remoção de verde de malaquita

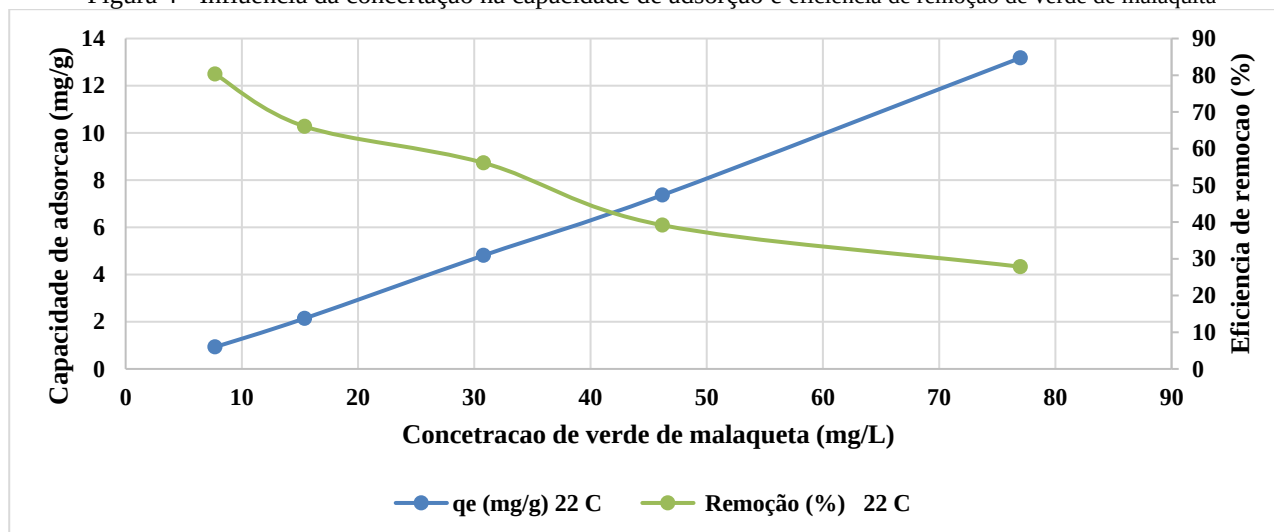


Fonte: Autor

A variação da massa do biocarvão de casca de coco verde influenciou significativamente a adsorção do corante VM, com redução da capacidade adsorção de 2,91 mg/g (0,25g) para 0,33 mg/g (2g), e da eficiência de remoção de 85,03% (0,25g) para 40,44% (2g). Esse comportamento é atribuído à sobreposição de partículas, saturação precoce dos sítios ativos e à limitação da difusão das moléculas do corante para o interior dos poros. Resultados semelhantes foram encontrados Rusnam et al., (2022), em seu estudo constatou que a capacidade de adsorção variou 1,7 mg/g menor massa (0,2g) a 0,2 mg/g maior massa (0,8). Enquanto a eficiência de remoção variou 71% maior massa (0,8g) a 20% menor massa (0,2g) respectivamente, divergindo com resultado da Figura 3, 85,03% menor massa (0,25g) e 40,44% maior massa (2g). Os resultados da Figura 3, podem ser justificados pelo facto biocarvões não ativados, que geralmente têm menor capacidade de adsorção do que os ativados, é possível que em maiores concentrações de adsorvente, a relação entre a área superficial ativa e a quantidade de adsorvato restante na solução se torne menos favorável ou pode ser que o aumento da massa não esteja resultando em um aumento proporcional dos sítios de adsorção efetivos (por exemplo, bloqueio de poros). Um estudo sobre o uso de biocarvão de semente de uva para adsorção de proteína BSA IFMG, (2023), menciona que "o aumento adicional na quantidade de adsorvente pode resultar em aumentos menores na quantidade adsorvida devido à saturação dos sítios de adsorção". Embora este estudo mostre um aumento na eficiência com a massa, ele ressalta a não linearidade e a saturação dos sítios, o que impacta a q_e . Os resultados obtidos têm importância prática no tratamento terciário de efluentes, especialmente para a remoção de corantes e micropoluentes, atendendo normas como a CONAMA 430/2011. A definição da massa ideal de adsorvente e a compreensão da eficiência não linear são fundamentais para otimizar sistemas de adsorção, reduzindo custos e evitando desperdícios.

Capacidade de adsorção

Figura 4 - Influência da concentração na capacidade de adsorção e eficiência de remoção de verde de malaquita



Fonte: Autor

A Figura 4, ilustra que a capacidade adsorção (q_e) do biocarvão de casca de coco verde cresceu com o aumento da concentração inicial de verde de malaquita, alcançando cerca de 12,18 mg/g para menores concentrações a 4 mg/g maiores concentrações. Ao mesmo tempo, a eficiência de remoção (%) caiu de 80,33% menores concentrações para 27,84% maiores concentrações. Esse comportamento sugere que, apesar de concentrações mais elevadas gerarem uma maior carga difusional do corante, os sítios ativos na superfície do adsorvente são limitados, o que é compatível com a formação de uma monocamada. Resultados semelhantes foram encontrados Navarro et al., (2021), no estudo sobre

adsorção de Cd(II) e Ni(II) usando casca de café verificou o aumento a capacidade de adsorção de 8mg/g a uma concentração de 180mg/l verificado um aumento da capacidade de adsorção com aumento da concentração. Enquanto a eficiência de remoção resultados semelhantes foram encontrados por Geçgel et al., (2016), em seu estudo sobre remoção de verde de malaquita por carvão ativado com ZnO , quanto maior foi eficiência de remoção 98% teve menor concentração de 200mg/l verde de VM para menor eficiência remoção de 86% teve maior concentração 500mg/l VM respectivamente. Esses resultados evidenciam a eficiência do biocarvão de casca de coco na eliminação de corante VM, destacando seu valor como bioadsorvente sustentável e econômico para o tratamento de efluentes indústrias ademais o uso de resíduos lignocelulósicos como materiais de baixo custo contribui para aprimorar a adsorção em tratamentos terciários, promovendo a remoção de corantes e alinhando-se à economia circular e à sustentabilidade no manejo de efluentes.

Determinação dos parâmetros de adsorção

Tabela 1 – Resultados dos cálculos das isotermas de adsorção

Temperatura de 22 °C			
Isoterma de Langmuir		Isoterma de Freundlich	
qmax	-2,94	KF	0,0869
		n	0,49
$\frac{1}{q_e} = 4,25 * \frac{1}{C_e} - 0,34$		$\log q_e=2.04\log C_e - 1, 063$	

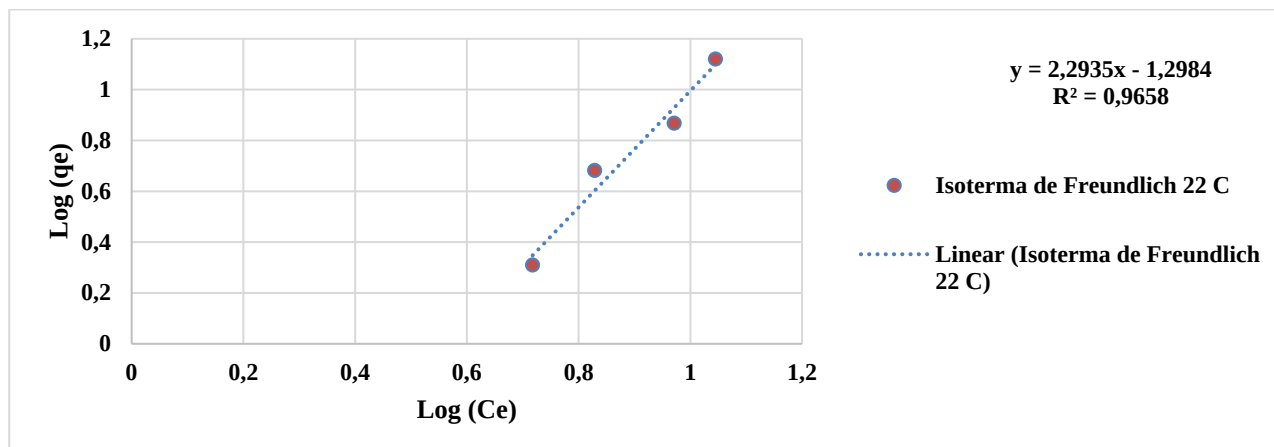
Fonte: Autor

A Tabela 1, ilustra que análise dos dados experimentais ajustados aos modelos de isotermas de Langmuir e Freundlich mostrou que, a uma temperatura de 22 °C, o modelo de Freundlich se ajustou melhor ao sistema de adsorção do corante verde de malaquita pelo biocarvão de casca de coco. O valor de $n = 0,49$ indica um processo de adsorção desfavorável, típico de superfícies heterogêneas, com pouca interação entre os sítios ativos do adsorvente e o corante. O modelo de Langmuir apresentou um valor negativo para o parâmetro q_{max} igual a $-2,94\text{mg/g}$, o que indica inadequação do modelo para descrever a adsorção do corante em estudo. Isso pode ser atribuído à possível heterogeneidade da superfície do adsorvente ou à presença de múltiplas camadas de adsorção, condições que violam as premissas do modelo de Langmuir Foo e Hameed, (2010), além disso, ajustes lineares podem gerar distorções nos coeficientes quando os dados apresentam dispersão ou baixa variação de concentração Giles et al., (1974).

Ahmad et al. (2015), relataram resultados semelhantes, observando um melhor ajuste ao modelo de Freundlich na adsorção do VM com resíduos lignocelulose com n menor 1, o que indica um processo cooperativo, pois o valor da inclinação $1/n$, sugerindo que processos de ativação podem aprimorar o desempenho adsorptivo do material.

Na figura 4, a isoterma de Freundlich ajustada para o biocarvão de casca de coco na adsorção do corante verde de malaquita a 22 °C mostrou um coeficiente de correlação elevado ($R^2 = 0,9658$), sugerindo que o modelo se ajusta bem ao sistema analisado.

Figura 4 – Isoterma de Freundlich



Fonte: Autor

O n igual 0,49 indica uma adsorção heterogênea e desfavorável, com a presença de interações em várias camadas e locais de diferentes energias. Esse comportamento está alinhado com a natureza lignocelulósica do biocarvão e é consistente com os dados da literatura referentes a materiais semelhantes. Ahmad et al. (2014), teve um bom ajuste ao modelo de Freundlich para casca de café tratada ($n \approx 1,03$), ao passo que Demiral et al. (2011), notaram melhor ajuste $n < 1$ para biocarvão de casca de noz. Desse modo, os resultados obtidos destacam o potencial do biocarvão de casca de coco como um adsorvente alternativo, apesar de suas propriedades heterogêneas, que afetam a eficácia do processo. Tal desempenho destaca o potencial do material para aplicações nas áreas de Recursos Hídricos, Hidráulica e Saneamento, contribuindo para o desenvolvimento de tecnologias sustentáveis de tratamento de efluentes.

CONCLUSÕES

O biocarvão derivado da casca de coco demonstrou eficiência na eliminação do corante catiónico verde de malaquita em meio aquoso. O ponto de carga zero ($\text{pH}_{\text{pzc}} \approx 3,96$) indicou carga superficial negativa em $\text{pH} > 3,96$, favorecendo a adsorção de espécies catiônicas, com maior eficiência em $\text{pH} 5$ (83,34% de remoção; 1,31 mg/g). A massa de 0,25 g de adsorvente otimizou a capacidade adsortiva (2,91 mg/g) e remoção (85,03%). Em meio ácido, a adsorção foi favorecida em razão da protonação da superfície do material adsorvente. Os dados experimentais foram melhor ajustados pelo modelo de Freundlich ($R^2 = 0,9658$), indicando uma adsorção heterogênea e em multicamadas. O valor de $n < 1$ ($n = 0,49$) indica que a adsorção é fisicamente desfavorável, o que reforça a necessidade de realizar modificações ou ativações físico-químicas para melhorar a capacidade adsortiva do material. Mesmo sem ativação química, o biocarvão mostrou desempenho semelhante ao de outros materiais lignocelulósicos descritos na literatura, destacando-se como uma opção sustentável e econômica para o tratamento de efluentes contendo corante verde de malaquita. Recomendações para trabalhos futuros, investigar a eficácia do biocarvão ativado quimicamente, e testar a regeneração e reutilização do adsorvente em ciclos sucessivos.

REFERÊNCIAS

- AHMAD, M. A.; AFANDI, N. S., & BELLO, O. S. **Malachite green adsorption onto microwave assisted activated coffee husk: Isotherms and kinetic studies**. Desalination and Water Treatment, 52(31-33), 5945–5954, 2014.
- AHMAD, A. A.; HAMEED, B. H.; AZIZ, N. **Adsorption of direct dye on palm ash: kinetic and equilibrium modeling**. Journal of Hazardous Materials, v. 141, n. 1, p. 70-76, 2007.
- CHOWDHURY, S., CHAKRABORTY, S., & SAHA, P. D. **Removal of malachite green from aqueous solution by adsorption using agricultural waste materials**. Clean – Soil, Air, Water, 48(4), 1900237, 2020.
- CRINI, G.; LICHTFOUSE, E. **Advantages and disadvantages of techniques used for wastewater treatment**. Environmental Chemistry Letters, v. 17, p. 145–155, 2019.
- DEMIRAL, H., DEMIRAL, İ., TÜMSEK, F., & KARABACAKOĞLU, B. **Adsorption of chromium (VI) from aqueous solution by activated carbon derived from olive bagasse and applicability of different adsorption models**. Chemical Engineering Journal, 144(2), 188–196, 2011.
- FOO, K. Y.; HAMEED, B. H. **Insights into the modeling of adsorption isotherm systems**. Chemical Engineering Journal, v. 156, n. 1, p. 2–10, 2010.
- GEÇGEL, ÜNAL; ÜNER, OSMAN; GÖKARA, GÜNEY; BAYRAK, YÜKSEL. **Adsorption of cationic dyes on activated carbon obtained from waste Elaeagnus stone**. Adsorption Science & Technology, v. 34, n. 9–10, p. 512–525, 2016.
- GILES, C. H.; SMITH, D.; HUITSON, A. **A general treatment and classification of the solute adsorption isotherm. I. Theoretical**. Journal of Colloid and Interface Science, v. 47, n. 3, p. 755–765, 1974.
- GUILHEN, SABINE NEUSATZ; WATANABE, TAMIRES; SILVA, THALITA TIEKO; ROVANI, SUZIMARA; MARUMO, JÚLIO TAKEHIRO; TENÓRIO, JORGE ALBERTO SOARES; MAŠEK, ONDŘEJ; ARAUJO, LEANDRO GOULART DE. **Papel do ponto de carga zero na adsorção de corante têxtil catiônico em biochars: padrão de soluções aquosas, critérios de seleção e avaliação de desempenho**. Materials Research, v. 25, e20220241, 2022.
- HANKE, DANIEL; NASCIMENTO, SHIRLEY G. DA SILVA; DICK, DEBORAH PINHEIRO; ÁVILA, MARIANA ROCKENBACH DE; PILLON, CLENIO NAILTO. **Produção e caracterização de biocarvão a partir de diferentes fontes de biomassa vegetal: aproveitamento de resíduos arbóreos e agrícolas sem destinação apropriada**. Revista Brasileira do meio ambiente, v. 10, n. 2, 2022.
- HO, Y. S. MCKAY, G. **Pseudo-second order model for sorption processes**. Process Biochemistry, v. 34, n. 5, p. 451 – 465, 1999.

INSTITUTO FEDERAL DE MINAS GERAIS. **Uso de biochar como adsorvente de albumina do soro bovino (BSA)**. XI Seminário de Iniciação Científica do IFMG. (2023).

IOANNIDOU, O., & ZABANIOTOU, A. **Agricultural residues as precursors for activated carbon production**. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 11(9), 1966–2005, 2007.

KARAGÖZ, S.; TAY, T.; USTA, M. **Activated carbons from waste biomass by sulfuric acid activation and their use on methylene blue adsorption**. Bioresource Technology, v. 99, n. 14, p. 6214 – 6222, 2008.

NAVARRO, KEIROM OSMANY NÁJERA. **Estudo da adsorção de Cd (II) e Ni (II) em biocarvões produzidos a partir de casca de café**. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Química) – Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2021.

NETHAJI, S.; SIVASAMY, A.; MANDAL, A. B. **Preparation and characterization of novel activated carbons from Jatropha curcas L. shell and its application for removal of methylene blue dye**. Journal of Hazardous Materials, v. 241– 242, p. 112 – 119, 2013.

OK, YONG SIK; TSANG, DANIEL C. W.; BOLAN, NANTHI; NOVAK, J. M. **Biochar de biomassa e resíduos: fundamentos e aplicações**. Ilustrada. Rio de Janeiro: Ciência da Elsevier, 2018.

OLIVEIRA, M. R. DE; SANTOS, L. V. PEREIRA, A. M. **Adsorção do corante verde de malaquita em carvão ativado: estudo cinético e de equilíbrio**. Revista Virtual de Química, v. 12, n. 3, p. 720 – 733, 2020.

RUSNAM; PUARI, ANINDA TIFANI; YANTI, NIKA RAHMA; EFRIZAL. **Utilisation of exhausted coffee husk as low-cost bio-sorbent for adsorption of Pb²⁺**. Tropical Life Sciences Research, v. 33, n. 3, p. 229 – 252, 30 set. 2022.

SILVA, JOSÉ E. DA; RODRIGUES, FRANCISCO I. L.; PACÍFICO, SARA N.; SOUSA NETO, V. O. **Estudo da cinética e do equilíbrio de adsorção empregando casca de coco quimicamente modificada para a remoção de Pb(II) do banho sintético**. Revista Virtual de Química, Rio de Janeiro, v. 10, n. 5, p. 1248–1262, jan. 2018.

SRIVASTAVA, S., SINHA, R., & ROY, D. **Toxicological effects of malachite green**. Aquatic Toxicology, 66, 319–329, 2014.

TAN, X., LIU, Y., ZENG, G., WANG, X., HU, X., GU, Y., & YANG, Z. **Application of biochar for the removal of pollutants from aqueous solutions**. Chemosphere, 125, 70–85, 2015.

WANG, J.; ZHUAN, R. **Degradation of malachite green by Fenton oxidation process: Influence of operational parameters and reaction mechanism**. Journal of Hazardous Materials, v. 365, p. 715 – 723, 2019.