

revista

DAE



246

Volume 72

Periódico Científico da Sabesp
Acesso gratuito ao conteúdo em www.revistadae.com.br

outubro 2024
ISSN (online) 2675-4655



A Revista DAE é classificada pelo QUALI/CAPES e está adicionada/indexada nas seguintes bases:



Nº **246**
outubro 2024

Missão

A Revista DAE tem por objetivo a publicação de artigos técnicos e científicos originais nas áreas de saneamento e meio ambiente.

Histórico

Iniciou-se com o título Boletim da Repartição de Águas e Esgotos (RAE), em 1936, prosseguindo assim até 1952, com interrupções em 1944, 1945 e 1953. Passou a denominar-se Boletim do Departamento de Águas e Esgotos (DAE) em 1954 e Revista do Departamento de Águas e Esgotos de 1955 a 1959. De 1959 a 1971, passou a denominar-se Revista D.A.E. e, a partir de 1972, Revista DAE. Houve, ainda, interrupção de 1994 a 2007.

Publicação

Fluxo contínuo

Diretoria de Engenharia e Inovação – E

Superintendência de Pesquisa, Desenvolvimento e Inovação - EI

Rua Costa Carvalho, 300 – Pinheiros – 05429 000

São Paulo – SP – Brasil

Tel (11) 3388 9422 / Fax (11) 3814 5716

Editora-Chefe

MSc Engenheira Cristina Knorich Zuffo

Editora Executiva

MSc Bióloga Mariana Garroux Montezuma

Editora Adjunta

MSc Engenheira Eloisa Helena Cherbakian

Conselho Editorial

Prof. Dr. Iran Eduardo Lima Neto (UFC), Prof. Dr. Marcelo Zaiat (USP), Prof. Dr. Luciano Matos Queiroz (UFBA), Prof. Dr. Adriano Luiz Tonetti (Unicamp), Prof. Dr. Joel Dias da Silva Dias (FURB - Universidade de Blumenau), Prof. Dr. Bernardo Arantes do Nascimento Teixeira (UFSCAR), Prof. Dr. Gilmar Wanzeller Siqueira (UFPA), Prof. Dr. Gilson Barbosa Athayde Junior (UFPB), MSc Jairo Tardelli (Consultor autônomo), Prof. Dr. Kamel Zahed Filho (USP/Sabesp), Prof^a. Dr^a. Dione Mari Morita (Escola Politécnica da USP), Prof^a. Dr^a. Angela Di Bernardo Dantas (Universidade de Ribeirão Preto/UNAERP), Prof^a. Dr^a. Ariuska Karla Barbosa Amorim (UNB), Prof. Dr. Paulo Sergio Scalize (UFG), MSc Engenheira Iara Regina Soares Chao (Sabesp), MSc Engenheira Eloisa Helena Cherbakian (Sabesp), MSc Engenheira Fabiana Rorato de Lacerda Prado (Sabesp), Coordenação da MSc Eng^a. Cristina Knorich Zuffo (Sabesp).

Idiomas

Português e Inglês

Revisão

Giovanna Macedo | Tikinet

Diagramação

Viviane Laurelli | Tikinet

Capa

Tanque de aeração da ETE Polvilho

Foto: Jaqueline Amaral Barone

ISSN (online) 2675-4959

As opiniões e posicionamentos expressos nos artigos são de total responsabilidade de seus autores e não significam necessariamente a opinião da Revista DAE ou da Sabesp.

Veja a revista eletrônica na internet:

<http://www.revistadae.com.br>



Capa: Tanque de aeração da ETE Polvilho. Foto: Jaqueline Amaral Barone

nesta edição

ARTIGOS ORIGINAIS

BIM aplicado à verificação de interferências entre redes de água, esgoto e drenagem

BIM applied to clash detection between water, sewage and stormwater networks

Uso das redes neurais artificiais na modelagem do processo de adsorção de corantes têxteis

Use of artificial neural networks to model the textile adsorption process

Utilização de métodos para a avaliação do índice de estado trófico de um açude no semiárido cearense

Use of methods for the evaluation of the trophic state index of a reservoir in the semi-arid region of Ceará

Análise da valorização econômica de uma edificação multifamiliar com a implantação de um sistema de água cinza para fins não potáveis

Analysis of the economic valuation of a multi-family building with the implementation of a gray water system for non-drinking purposes

Estudo do potencial de colmatção de membranas em um BRM em batelada sequencial com leito móvel utilizando efluente de indústria papelreira

Study of the potential of membrane fouling in a MBR in sequential batch with mobile bed using effluent from paper manufacturing industry

Análise bibliométrica e sistemática das tendências de pesquisas sobre o potencial da economia circular no gerenciamento de Resíduos Eletroeletrônicos (REEE) no período de 2008 a 2022

Bibliometric and systematic analysis of research trends on the potential of the circular economy in the management of Electronic Waste (WEEE) from 2008 to 2022

Pirólise de lodo de esgoto: uma revisão sistemática

Sewage sludge pyrolysis: a systematic review

Dimensionamento de cisterna para propriedades rurais baseada na frequência de veranicos: aplicação ao oeste de Santa Catarina

Cistern sizing for rural properties based on dry spell frequency: application to Western Santa Catarina, Brazil

Análise comparativa entre a fiscalização remota e presencial dos sistemas de abastecimento de água e de esgotamento sanitário de Minas Gerais: uma análise dos impactos da pandemia de covid-19

Comparative analysis between remote and on-site inspection of the water supply and sewerage systems in Minas Gerais

Proposta de um guia de boas práticas para a gestão de resíduos da construção civil em municípios de pequeno e médio porte

Proposal of a guide of good practices to manage construction and demolition waste in small and medium cities

Análise comparativa entre sistema separador absoluto e sistema combinado alternativo de esgotamento e drenagem

Comparative analysis between absolute separator system and alternative combined system of sewage and drainage

Meio de substrato melhorado com biomídia em uma wetland construída de fluxo subsuperficial vertical para tratamento de esgoto doméstico

Improvement of a substrate medium by biocarrier in a vertical subsurface flow constructed wetland to treat domestic wastewater

A influência da compactação do solo e de revestimentos asfálticos na detecção vibroacústica de vazamentos de água em redes de distribuição subterrâneas

The influence of soil compaction and asphalt coatings on the vibroacoustic detection of water leaks in underground distribution networks

Tecnologia diodo de emissão de luz ultravioleta aplicada à desinfecção de água: revisão da literatura

Ultraviolet light emission diode to disinfect water: a literature review

Impactos do código florestal de 2012 na determinação da área de preservação permanente: o caso do reservatório Orós-CE

Impacts of the 2012 Brazilian forestry code in the size of the permanent preservation area: the case of Orós reservoir in Ceará

BIM aplicado à verificação de interferências entre redes de água, esgoto e drenagem

BIM applied to clash detection between water, sewage and stormwater networks

- **Data de entrada:**
09/10/2023
- **Data de aprovação:**
14/11/2023

Marjory Barbosa Leite Tavares^{1*} | Marco Aurélio Holanda de Castro¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.50>

ORCID ID

Tavares MBL  <https://orcid.org/0000-0003-2940-9267>

Castro MAH  <https://orcid.org/0000-0001-5134-7213>

Resumo

A tecnologia *Building Information Modeling* (BIM), se destaca por aprimorar o modelo usual de projeto de forma que o aproxima à realidade. No setor de saneamento, que ainda apresenta atraso na ampla adoção do BIM, uma das ferramentas que podem ser utilizadas é a detecção de interferências, que acontecem porque tais sistemas dividem o mesmo espaço sob o pavimento e, se não forem previstas na fase de projeto, acarretam diversos problemas na execução, o que em muitos casos leva a soluções inadequadas. No presente trabalho foi proposto o uso do sistema UFC e FreeCAD para realizar a verificação e correção das interferências entre as redes de saneamento através de programas desenvolvidos em Python. Os resultados demonstraram a eficiência da utilização dessas ferramentas. A maior parte das interferências acontece entre redes de esgoto e drenagem, e, se for possível, mover verticalmente a rede de drenagem seria a forma mais eficiente de sanar as interferências.

Palavras-chave: Redes de Saneamento. Detecção de Interferências. *Building Information Modeling*.

Abstract

The technology *Building Information Modeling* (BIM), stands out for improving the usual model for projects so that brings it closer to reality. In the sanitation sector, which is lagging behind in the broad adoption of BIM, one of the tools that may be used is clash detection. Clashes happen because those systems share the same space under the street pavement and, if they are not predict in project phase, bring several problems in the execution, which in most cases leads to inadequate solutions. In the present work was proposed the usage of UFC system and FreeCAD in order to perform clash detection and correction between sanitation networks through program developed in Python. The results showed the efficiency of using these tools. The most clashes happen between sewage and stormwater networks, and if is possible to vertically move stormwater network it would be the most efficient way to remedy the interferences.

Keywords: Sanitation networks. Clash detection. *Building information Modeling*.

¹ Universidade Federal do Ceará – Fortaleza – Ceará – Brasil.

* **Autor correspondente:** marjorytavares@outlook.com

1 INTRODUÇÃO

Os projetos de construção civil estão em constante mudança e atualização no seu processo, que envolve desde a concepção, dimensionamento, desenvolvimento de peças gráficas do projeto básico ao executivo até a leitura do projeto por outros profissionais e sua utilização na obra. Com os avanços tecnológicos, surgem ferramentas que elevam a precisão dos projetos e os alinham mais fielmente à execução real. No entanto, a adaptação a essas ferramentas leva tempo, pois exige o ajuste de toda a metodologia de desenvolvimento do projeto.

A tecnologia *Building Information Modeling* (BIM), traduzida como Modelagem de Informação da Construção, se destaca por incrementar o modelo estabelecido de projeto em diversos aspectos que aproximam o projeto em sua concepção à realidade e facilitam a quantificação de material a ser utilizado, a execução de simulações estruturais e hidráulicas, bem como a previsão de possíveis transtornos na construção. Dentre os aspectos mencionados, destaca-se a possibilidade de inserção de informações da construção ainda na fase de projeto, como o material a ser utilizado, com volumetria, rugosidade e resistência, sistemas de instalações hidráulicas e sanitárias, sistemas estruturais, entre outras características.

Gradualmente essas novas ferramentas deixam de ser um diferencial e passam a ser a regra, ao passo que se tornam inclusive exigências para aceitação de projetos por órgãos governamentais. Esse é o caso da implementação do BIM no Brasil, que, atualmente, conta com esforços por parte do Governo Federal. Através do Decreto nº 9.983, de 2019, (Brasil, 2019) foi disposta a estratégia de disseminação do BIM no Brasil, que apresenta um planejamento com metas no prazo de 10 anos para a adoção e disseminação do BIM por empresas da construção civil e obras públicas. Da mesma forma, através do Decreto nº 10.306, de 2020, (Brasil, 2020) foi estabelecida a utilização do BIM na execução de obras e serviços de engenharia realizada

por órgãos e entidades da administração pública federal, este último com prazos que se iniciam em janeiro de 2021 para alguns setores.

O setor do saneamento apresenta ainda mais atraso na utilização de BIM, se comparado a outros setores da construção civil. Um dos motivos apontados por Druszcz, Agostinho e Scussiato (2017) é que o formato foi interpretado inicialmente como mais facilmente aplicado à construção de edificações que possuem elementos repetitivos, como edifícios com pavimentos tipo, por exemplo. No entanto, já se observa a aplicabilidade de BIM no saneamento também, trazendo os diversos benefícios apontados.

Uma das ferramentas BIM que pode ser amplamente utilizada nos projetos de saneamento é a verificação de interferências, ou *clash detection*. Interferências entre redes de saneamento acontecem pelo fato de que tais sistemas dividem o mesmo espaço sob o pavimento (Figura 1). A verificação de interferências na metodologia de projeto comumente utilizada no setor de saneamento no Brasil atualmente se baseia em desenhos 2D, um processo árduo e passível de falhas. Se não previstas na fase de projeto, essas interferências acarretam diversos problemas na fase de execução, o que em muitos casos leva à adoção de soluções inadequadas.



Figura 1 – Interferência de rede de esgoto durante instalação de estrutura de drenagem

Fonte: Santos (2020).

Esses problemas se dão muitas vezes por conta da dificuldade em saber onde existem redes já instaladas, além da profundidade da escavação, tipo de solo e faixas de servidão que entrem em conflito com a rede de esgoto ou tipo de sistema de inspeção utilizado pela empresa executora da rede (Fonseca; Sarmiento; Paula, 2014).

Tendo em vista os fatores supracitados, no presente trabalho foi empregada uma ferramenta de dimensionamento consolidada para redes de abastecimento de água, esgotamento sanitário e drenagem urbana, o sistema UFC, em associação a um software BIM livre e gratuito, o FreeCAD, a fim de realizar a verificação e compatibilização das interferências entre essas redes. Para isso, foram desenvolvidos programas em python para converter redes de esgoto, drenagem e água calculadas pelo sistema UFC em formato de representação em 3D no programa FreeCAD e realizar a correção das interferências encontradas de forma automatizada.

2 METODOLOGIA

2.1 Software e linguagem de programação

O FreeCAD foi escolhido por ser um programa gratuito com suporte para BIM e de código livre. No caso dos softwares comerciais, o código fonte não é liberado, portanto os usuários ficam restritos à posição de consumidores, não tendo a possibilidade de contribuir com melhorias para o software e necessitando confiar na precisão da sequência

operacional oferecida e nos resultados obtidos. Os softwares livres e de código aberto surgiram como oposição a essas ideias, permitindo ao usuário tornar-se também co-desenvolvedor. No entanto, o BIM continua fazendo parte de um campo quase inexplorado de pesquisa relacionada a softwares de código livre (Di Donato; Abita, 2019).

Nesse campo, FreeCAD surgiu recentemente como uma das poucas alternativas a softwares BIM comerciais com produto de colaboração de diversos atores após a liberação de um software originalmente comercial. O FreeCAD trabalha com ferramentas divididas em bancadas de trabalho. Nas últimas atualizações surgiu uma bancada especialmente dedicada a BIM, que, inicialmente, foi concebida como uma implementação a outra bancada existente, Arch (Di Donato; Abita, 2019).

2.2 Automatização da conversão do projeto em BIM

O fluxo de trabalho se inicia com o desenho em 2D e o dimensionamento das redes de água, esgoto e drenagem nos respectivos módulos UFC no programa AutoCAD. Para o posicionamento das redes nas vias, foi levado em consideração que as redes de saneamento ocupam idealmente as posições predefinidas no eixo da via, em um de seus terços ou no eixo de um dos passeios (Figura 2). Em geral, as redes de drenagem ocupam o eixo da via devido ao grande diâmetro das tubulações utilizadas (Alem Sobrinho; Tsutiya, 2000).

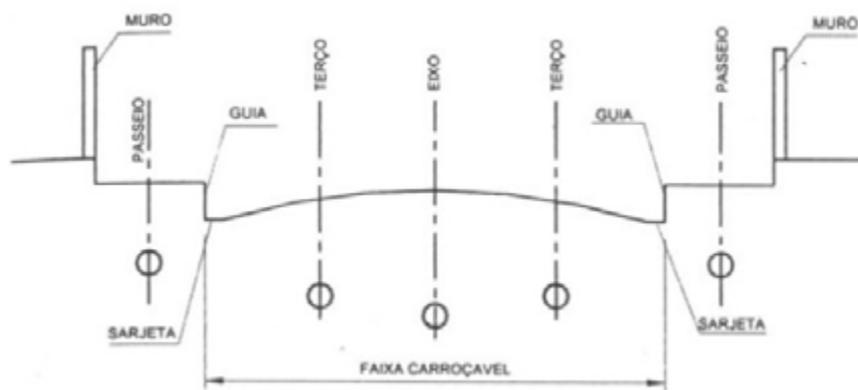


Figura 2 – Posição padrão das redes na via.

Fonte: Alem Sobrinho, Tsutiya (2000).

No processo de dimensionamento, os módulos UFC geram arquivos de texto contendo os parâmetros que descrevem posicionamento e características das redes, tais como: coordenadas de nós e órgãos acessórios, diâmetro e material dos tubos, cotas de terreno e cotas de assentamento dos tubos.

No ambiente do programa FreeCAD, há suporte para programação em python no qual será feita a leitura dos arquivos de texto supracitados e a utilização de tais parâmetros para o desenho das redes em 3D. O nível de detalhamento do desenho inclui formato, tamanho, localização e identificação das tubulações e órgãos acessórios, bem como informação de material e diferenciação por cor, a fim de permitir fácil visualização.

2.3 Automatização da conversão do projeto em BIM

O fluxo de trabalho se inicia no desenho em 2D e dimensionamento das redes de água, esgoto e drenagem nos respectivos módulos UFC no programa AutoCAD. No processo de dimensionamento, os módulos UFC geram arquivos de texto contendo os parâmetros que descrevem o posicionamento e as características das redes, tais como: coordenadas de nós e órgãos acessórios, diâmetro e material dos tubos, cotas de terreno e cotas de assentamento dos tubos.

A partir do dimensionamento das redes no UFC, foram identificados os seguintes arquivos, apresentados abaixo com nomes genéricos, para obtenção dos parâmetros das redes:

- Sistema de Abastecimento de Água: Rede_Nome-do-projeto_Agua.INP – É referente ao arquivo de cálculo da rede, compatível com a interface com o EPANET, apresenta os dados de coordenadas, diâmetros, cotas de terreno, identificação dos nós e dimensões dos reservatórios.
- Sistema de Esgotamento Sanitário: Rede_Nome-do-projeto_esgoto.NSE – É referente ao arquivo gerado de nota de serviço, apresenta os dados de coordenadas, diâmetros, cotas de terreno, cotas de fundo e identificação dos trechos e órgãos acessórios.
- Sistema de Drenagem: No caso da drenagem serão utilizados 3 arquivos:

- Rede_Nome-do-projeto_drenagem.NSE – É referente ao arquivo gerado de nota de serviço, apresenta os dados de coordenadas, diâmetros, cotas de terreno, cotas de fundo e identificação dos trechos e órgãos acessórios.
- Nome-do-projeto_drenagem.INP – É referente ao arquivo gerado no modelo SWMM, apresenta os dados das bacias, coordenadas das bocas coletoras e tubos de ligação, entre outros.
- DefUFC8 – Arquivo default do sistema que armazena os dados de configuração do projeto e apresenta dados das bocas coletoras, como tipo utilizado e comprimento da abertura.

No ambiente do programa FreeCAD, há o suporte para programação em python no qual foi realizada a leitura dos arquivos de texto supracitados e a utilização de tais parâmetros para o desenho das redes em 3D. O nível de detalhamento do desenho irá incluir o formato, tamanho, localização e identificação das tubulações e órgãos acessórios, bem como informação de material e diferenciação por cor, a fim de permitir fácil visualização.

2.4 Desenvolvimento do fluxo de trabalho

O desenvolvimento do fluxo de trabalho consiste na forma que o usuário poderá utilizar o programa. O fluxo de trabalho conforme planejado está detalhado nos tópicos a seguir:

1. Definir os critérios de projeto, tais como área de cobertura, população, material a ser utilizado, recobrimento;
2. Desenhar as redes no sistema UFC. Obs.: arquivos das redes em que as interferências serão testadas devem ser salvos em uma mesma pasta no computador;
3. Calcular das redes no sistema UFC;
4. Produzir os arquivos necessários: No caso da água é necessário gerar o arquivo INP, no caso do esgoto é necessário gerar o arquivo NSE (nota de serviço), e no caso da drenagem é necessário gerar os arquivos INP e NSE;
5. Deixar ativo o arquivo da rede que sofrerá interferência das demais e apertar o botão BIM;

6. Selecionar o(s) arquivo(s) da(s) rede(s) que representará(ão) as interferências e clicar em ok: o sistema irá iniciar automaticamente o programa FreeCAD e os programas desenvolvidos para desenho automático dessas redes e verificação de interferências. Existem três cenários possíveis:

- a. Não haver interferências: Nesse caso, o programa não apontará nenhuma interferência;
- b. Haver interferências horizontais: Nesse caso, o programa irá mostrar uma mensagem na tela indicando quais são os elementos que estão envolvidos nas interferências horizontais. As interferências horizontais são aquelas a que os projetistas devem estar atentos no momento do projeto da rede, pois são facilmente detec-

táveis e ocorrem envolvendo pelo menos um elemento de órgão acessório; nesse caso, não haveria como automatizar a solução;

c. Haver interferências verticais: Nesse caso, as interferências estarão destacadas da seguinte forma:

d. Esferas amarelas para interferências de esgoto

e. Esferas verdes para interferências de água

f. Esferas magenta para interferências de drenagem

g. O fluxograma resumindo as etapas do sistema UFC ao FreeCAD está apresentado na Figura 3.

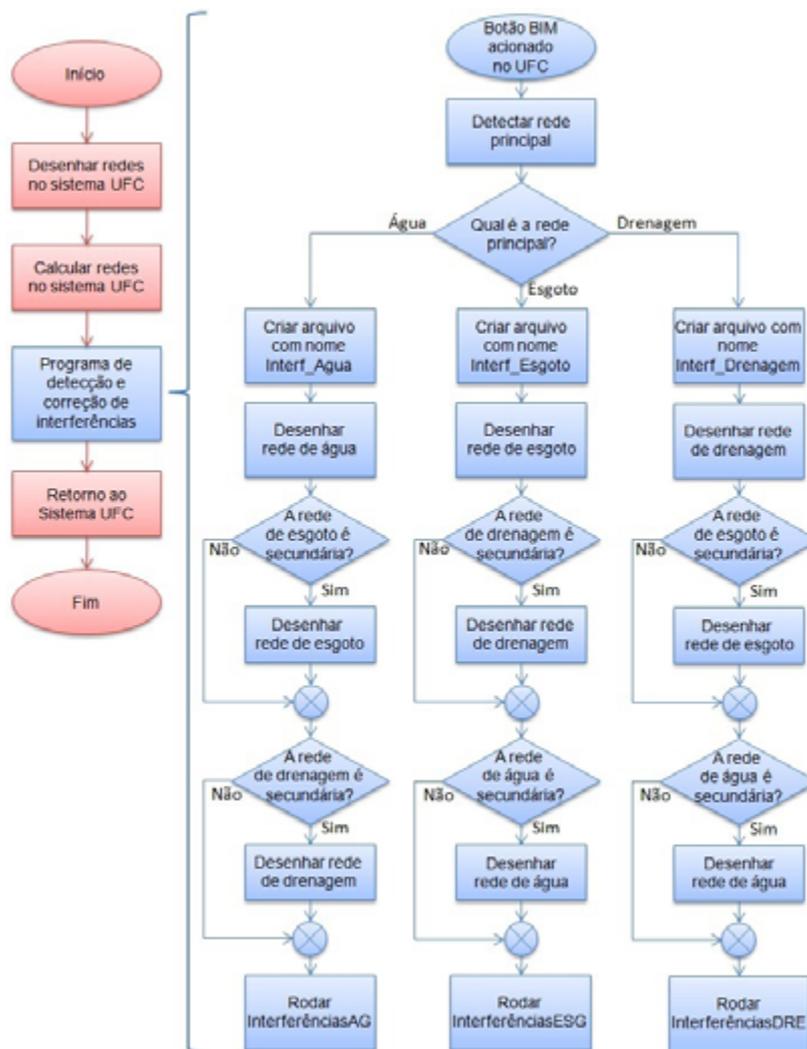


Figura 3 – Fluxograma do programa de detecção das interferências.

Ao verificar uma interferência entre tubulação de água e elemento de outra rede de saneamento, a correção é feita deslocando o trecho de água para baixo já no arquivo do FreeCAD, e o arquivo de cálculo já é atualizado. Para realizar a compatibilização com o arquivo do UFC e com o cálculo, é necessário utilizar a função de redesenhar, e, em seguida, dimensionar.

No caso da verificação de interferência entre tubulação de esgoto ou drenagem e elemento de outra rede de saneamento, é gerado um arquivo de texto com as informações da interferência, tais como o trecho em que acontece a interferência, a geratriz inferior e o diâmetro da tubulação que gerou a interferência.

3 RESULTADOS

Para validação da metodologia e do programa desenvolvido, foram utilizados 6 exemplos (redes-

-teste): São Benedito, Aurora, Irauçuba, Antonina do Norte, Conjunto Habitacional e Eusébio. Em cada um dos exemplos, foi projetada rede de drenagem, água e esgoto e realizadas três rodadas de verificação de interferências com as demais redes devido à possibilidade de geração de novas interferências ao mover a rede verticalmente.

3.1 Verificação de interferências com ênfase nas redes de água

Como explicado na metodologia, no caso das redes de água a interferência é identificada, destacada de forma visual, utilizando esferas na cor amarela para elementos de esgoto e esferas na cor verde para elementos de drenagem, no FreeCAD, (Figura 4) e já corrigida no arquivo de cálculo com extensão inp.

A Tabela 1 apresenta a síntese dos resultados obtidos nos exemplos, agrupados por rodada e tipo de interferência.

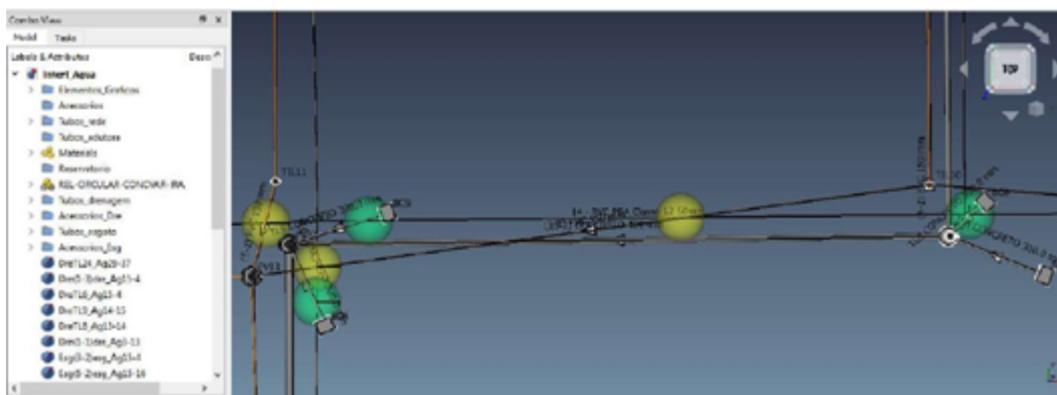


Figura 4 – Interferências de esgoto (amarelo) e drenagem (verde) sobre rede de água.

Tabela 1 – Resumo dos resultados das interferências sobre redes de água.

Interferências sobre Rede de Água				
Rede exemplo	Rodada	Drenagem	Esgoto	Total
São Benedito	1ª	10	6	16
	2ª	4	0	4
	3ª	0	0	0
Aurora	1ª	4	1	5
	2ª	0	0	0
	3ª	0	0	0

continua...

Tabela 1 – Continuação...

Interferências sobre Rede de Água				
Rede exemplo	Rodada	Drenagem	Esgoto	Total
Irauçuba	1ª	1	7	8
	2ª	6	3	9
	3ª	0	0	0
Antonina do Norte	1ª	23	2	25
	2ª	2	0	2
	3ª	0	0	0
Conj. Habitacional	1ª	10	1	11
	2ª	3	1	4
	3ª	5	0	5
Eusébio	1ª	0	4	4
	2ª	5	0	5
	3ª	0	0	0
Total		73	25	98

O Gráfico 1 mostra o resumo das interferências encontradas em cada exemplo em cada rodada.

Foi possível observar que, em 5 dos 6 exemplos realizados, todas as interferências foram sanadas na segunda rodada, visto que não foram encontradas interferências na terceira rodada. Na rede Conjunto Habitacional, única que ainda apresentou

interferências na terceira rodada, foi realizada uma quarta rodada onde não foram identificadas interferências, confirmando que todas as interferências foram resolvidas até a terceira rodada. As interferências encontradas na 1ª rodada de todos os exemplos somadas representam 70,4% do total de interferências, enquanto na 2ª rodada representam 24,5% e na 3ª rodada representam 5,1%.

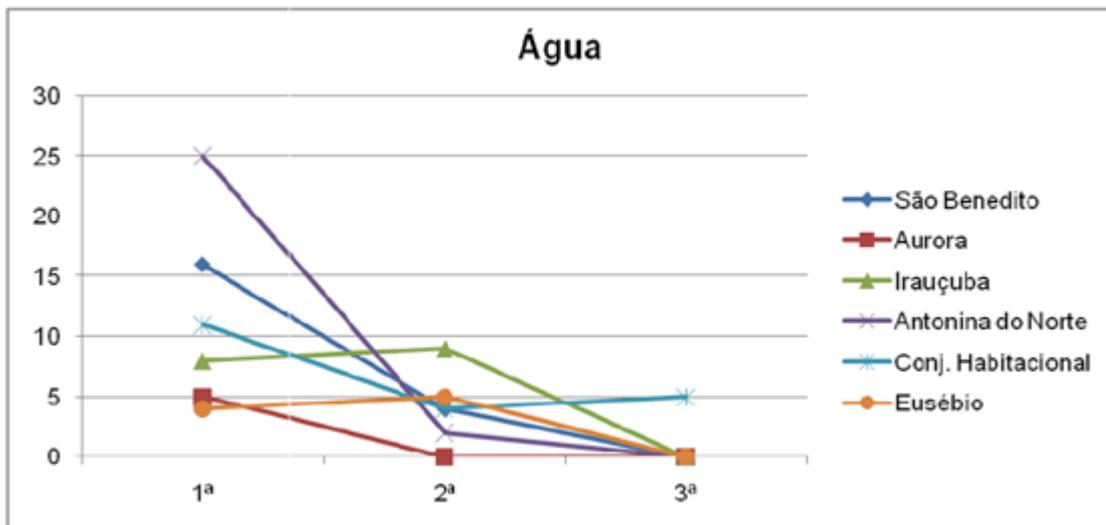


Gráfico 1 – Resumo dos resultados das interferências sobre redes de água.

Somadas todas as interferências dos exemplos em todas as rodadas, foram encontradas 98 interferências. Em relação a qual rede de saneamento que representou mais interferências, observou-se diferença significativa entre as interferências de drenagem e esgoto: 74,5% das interferências encontradas foram de drenagem e 25,5% de esgoto. Essa diferença pode acontecer por conta dos tubos de ligação que acontecem transversalmente à via e acabam por cruzar as demais redes de saneamento, bem como uma parte da rede de esgoto frequentemente fica mais profunda que a rede de água, que comumente segue a mesma profundidade em toda sua extensão, evitando naturalmente, assim, a interferência.

3.2 Verificação de interferências com ênfase nas redes de esgoto

Já no caso das redes de esgoto, a interferência é identificada e destacada de forma visual no FreeCAD, utilizando esferas na cor magenta

para elementos de água e esferas na cor verde para elementos de drenagem (Figura 5). Então é gerado um arquivo de texto com as informações das interferências identificadas necessárias para inserção das interferências no sistema UFC.

O sistema UFC insere as interferências a partir do arquivo de texto em formato de bloco com as informações (Figura 6). É possível gerar um perfil do coletor com as interferências (Figura 7a). Em seguida, o cálculo da rede é refeito e as interferências são resolvidas (Figura 7b).

Assim como nas redes de água, foram realizadas 3 rodadas de verificação das interferências devido à possibilidade do surgimento de novas interferências. A Tabela 2 mostra o resumo dos resultados obtidos nos exemplos, agrupados por rodada e tipo de interferência.

O Gráfico 2 mostra o resumo das interferências encontradas em cada exemplo em cada rodada.

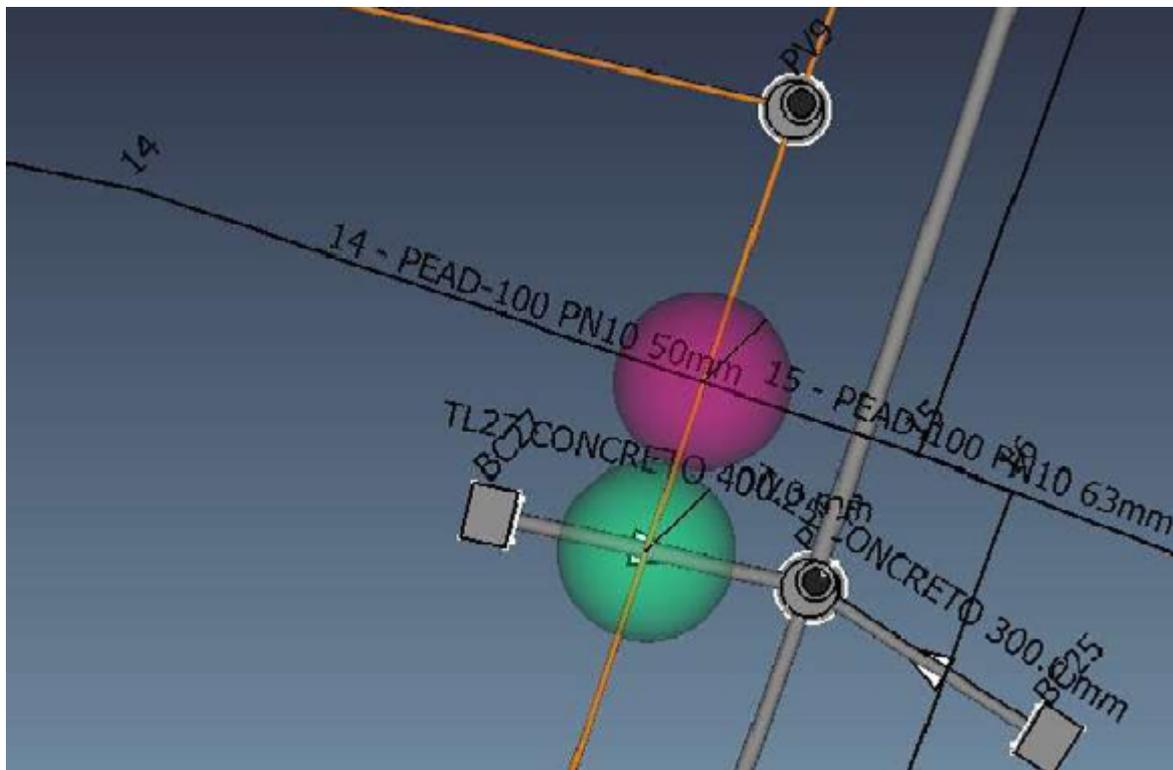


Figura 5 – Interferências de água e drenagem sobre rede de esgoto.



Figura 6 – Interferências inseridas em planta no coletor 2 na rede Conjunto Habitacional.

Fonte: Elaborado pela autora.

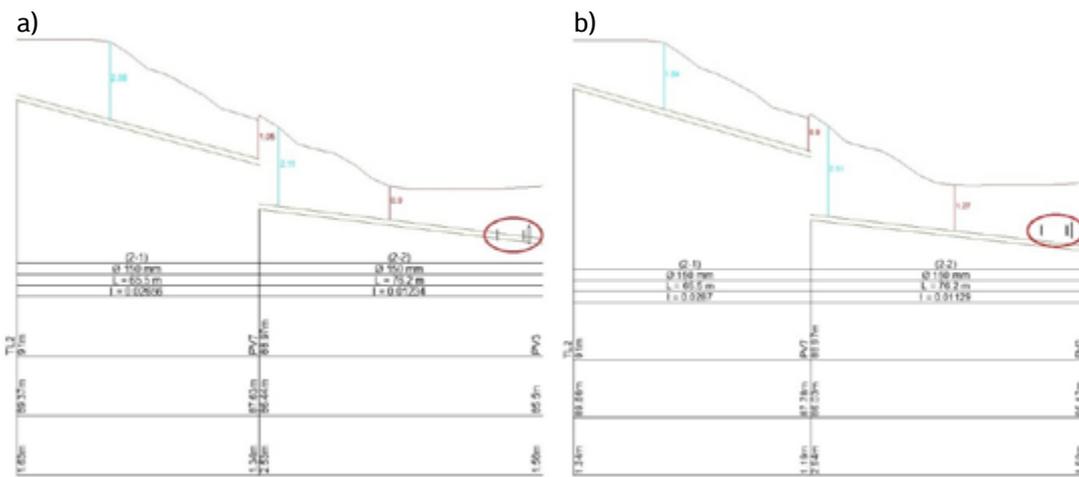


Figura 7 – Perfil do coletor 2 da rede Conjunto Habitacional antes da correção das interferências (a) e depois da correção (b).

Tabela 2 – Resumo dos resultados das interferências sobre redes de esgoto.

Interferências sobre Rede de Esgoto				
Rede	Rodada	Drenagem	Água	Total
São Benedito	1ª	14	8	22
	2ª	4	1	5
	3ª	1	0	1
Aurora	1ª	0	1	1
	2ª	0	0	0
	3ª	0	0	0
Irauçuba	1ª	6	7	13
	2ª	11	0	11
	3ª	1	0	1

continua...

Tabela 2 – Continuação...

Interferências sobre Rede de Esgoto				
Rede	Rodada	Drenagem	Água	Total
Antonina do Norte	1ª	23	2	25
	2ª	2	0	2
	3ª	0	0	0
Conj. Habitacional	1ª	9	1	10
	2ª	0	0	0
	3ª	0	0	0
Eusébio	1ª	8	4	12
	2ª	3	0	3
	3ª	0	0	0
Total		82	24	106

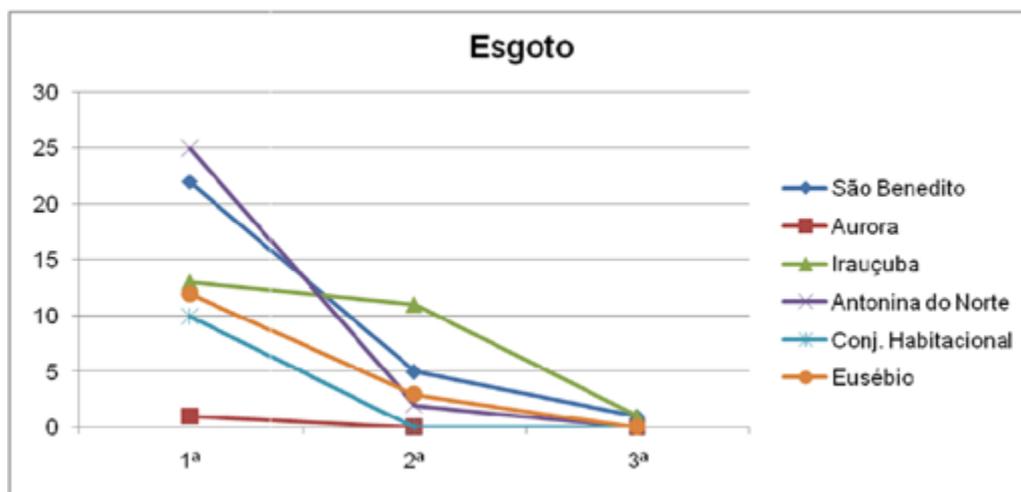


Gráfico 2 – Resumo dos resultados das interferências sobre redes de esgoto.

Considerando o total de exemplos e rodadas, foram encontradas 106 interferências. As provocadas por elementos de drenagem representaram 77,4% do total encontrado nos exemplos, enquanto as provocadas por trechos de rede de água representaram 22,6%. As razões apontadas para a fração de interferências com redes de esgoto ser notadamente maior são similares às encontradas nas interferências sobre as redes de água. No caso das interferências de redes de água sobre as redes de esgoto, foi observado que houve uma redução significativa já da 1ª para a 2ª rodada. Isso é coerente, visto que, geralmente, as redes de água se mantêm com a mesma profundi-

dade mínima em toda sua extensão, e aprofundar um trecho de rede de esgoto resulta em menor geração de novas interferências.

3.3 Verificação de interferências com ênfase nas redes de drenagem

No contexto da verificação de interferências sobre as redes de drenagem, as interferências são encontradas e destacadas no FreeCAD com esfera de cor amarela para elementos de esgoto e de cor magenta para a rede de água (Figura 8). De forma semelhante às redes de esgoto, um arquivo de texto com as informações das interferências encontradas é gerado para retornar ao sistema UFC.

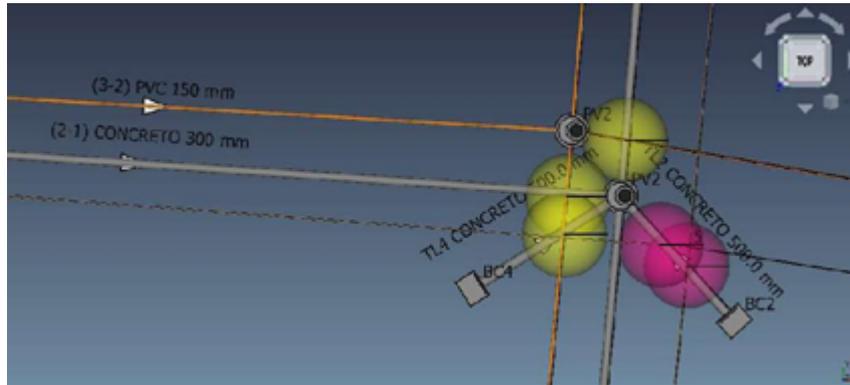


Figura 8 – Interferências de esgoto e água sobre rede de drenagem.

Da mesma forma que foi feito nas redes de água e de esgoto, foram realizadas 3 rodadas de verificação devido à possibilidade do surgimento de novas interferências, e o resultado está apresentado na Tabela 3.

O Gráfico 3 a seguir mostra o resumo das interferências encontradas em cada exemplo, em cada rodada.

Todas as interferências foram resolvidas até a 2ª rodada, visto que nenhuma foi encontrada na 3ª. Somadas, as interferências encontradas na 1ª rodada dos exemplos correspondem a 92,9%

do total de interferências, enquanto na 2ª rodada representam 7,1%. Foram identificadas 112 interferências levando em conta o total de exemplos e rodadas. Apesar de as redes de drenagem apresentarem a maior quantidade de interferências, também foram as redes que resolvidas com a menor quantidade de rodadas. Esse resultado pode se dever às tubulações de drenagem serem, usualmente, as de maior diâmetro em relação às de água e esgoto, o que ocasiona cotas de fundo mais baixas, de modo que aprofundar a rede que já é mais baixa dificilmente geraria novas interferências.

Tabela 3 – Resumo do resultado das interferências sobre redes de drenagem.

Interferências sobre Rede de Drenagem				
Rede	Rodada	Esgoto	Água	Total
São Benedito	1ª	14	5	19
	2ª	2	0	2
	3ª	0	0	0
Aurora	1ª	0	4	4
	2ª	0	0	0
	3ª	0	0	0
Irauçuba	1ª	6	1	7
	2ª	0	0	0
	3ª	0	0	0
Antonina do Norte	1ª	21	26	47
	2ª	0	0	0
	3ª	0	0	0

continua...

Tabela 3 – Continuação...

Interferências sobre Rede de Drenagem				
Rede	Rodada	Esgoto	Água	Total
Conj. Habitacional	1ª	9	10	19
	2ª	2	0	2
	3ª	0	0	0
Eusébio	1ª	8	0	8
	2ª	4	0	4
	3ª	0	0	0
Total		66	46	112

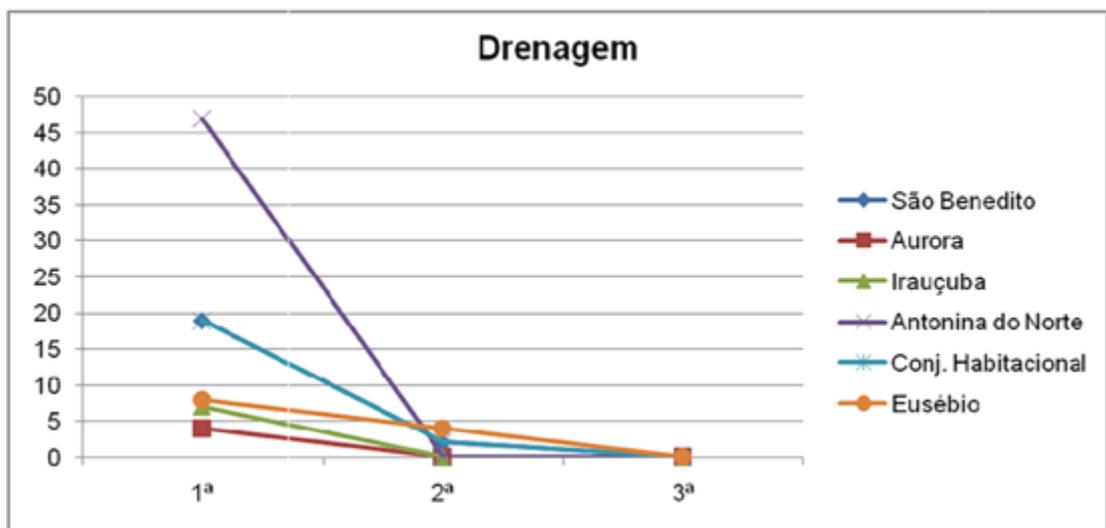


Gráfico 3 – Resumo dos resultados das interferências sobre redes de drenagem.

As interferências geradas por elementos de esgoto representaram 58,9% do total encontrado nos exemplos, enquanto as geradas por trechos de rede de água representaram 41,1%.

4 DISCUSSÕES

Ao realizar a pesquisa de literatura, não foram encontrados trabalhos com o mesmo objetivo que a presente dissertação. A maior parte dos trabalhos que utiliza BIM e detecção de interferências está focada em edificações, investigando as interferências entre as diversas disciplinas que envolvidas nas instalações prediais, bem como elementos estruturais e arquitetônicos.

Além disso, mesmo nas pesquisas encontradas, os softwares utilizados eram na sua maioria Revit e Navisworks, que fazem parte da empresa Autodesk e requerem pagamento de valor elevado para utilização.

Por outro lado, as pesquisas existentes que abrangem as redes de saneamento como um todo têm como objetivo a identificação dos elementos existentes e até propõem métodos para organização do espaço subterrâneo.

O que diferencia o presente trabalho das demais pesquisas é que, nos outros casos, o dimensionamento das redes em função das interferências deverá ser feito à parte, e a reinserção da rede

redimensionada no modelo BIM gera um retrabalho que pode se prolongar por vários ciclos, haja vista a dificuldade de previsão por haver novas interferências geradas pela mudança efetuada. Além disso, o próprio desenvolvimento do modelo BIM das redes de saneamento é feito de forma automatizada, sem necessidade de redesenhar a rede em um software diferente do software de cálculo.

5 CONCLUSÕES

A ferramenta desenvolvida demonstrou ser útil na identificação e correção de interferências, dentro da sua margem de atuação. Para ser aplicada de forma definitiva para sanar as interferências, concluiu-se que é necessária a utilização do programa em geral três vezes, ou até que não sejam mais encontradas interferências.

Apesar disso, é preciso salientar que o problema da interferência entre redes de saneamento é uma questão complicada que deve ser atentamente tratada pelo profissional projetista, e necessita de abordagem diversificada desde a visita de campo e topografia, análise de projetos e cadastros existentes, até a metodologia para desvio das interferências no projeto.

Outra questão é que, para uma utilização ideal do programa, é preciso que ocorra uma das situações: 1) o projeto das diferentes redes de saneamento esteja sendo realizado concomitantemente e pela mesma equipe de projetistas ou equipes que tenham comunicação entre si; 2) exista um cadastro da(s) rede(s) existente(s) fidedigno à situação real; ou 3) seja realizado um levantamento adequado de interferências com informações de diâmetro, profundidade e comprimento. Caso nenhuma das situações citadas

aconteça, nem o programa desenvolvido nem os demais existentes no mercado serão capazes de auxiliar na resolução das interferências.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Tavares MBL; **Metodologia:** Tavares MBL, Castro MAH; **Investigação:** Tavares MBL; **Redação:** Tavares MBL; **Revisão & Edição:** Tavares MBL, Castro MAH; **Supervisão:** Castro MAH.

7 REFERÊNCIAS

- ALEM SOBRINHO, P.; TSUTIYA, M. T. **Coleta e transporte de esgoto sanitário**. 2. ed. São Paulo: Departamento de engenharia hidráulica e sanitária, 2000.
- BRASIL. Decreto nº 9.983, de 22 de agosto de 2019. **Diário Oficial da União**, Brasília, 23 ago. 2019. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2019/Decreto/D9983.htm. Acesso em: 27 dez. 2020.
- BRASIL. Decreto nº 10.306, de 2 de abril de 2020. **Diário Oficial da União**, Brasília, 3 abr. 2020. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2020/decreto/D10306.htm. Acesso em: 27 dez. 2020.
- DI DONATO, D.; ABITA, M. Low-cost 4D BIM modelling: a comparison between FreeCAD and commercial software. **The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences**, [s. l.], v. 42, n. 2/W17, p. 107–114, 2019. <https://doi.org/10.5194/isprs-archives-XLII-2-W17-107-2019>
- DRUSZCZ, M. T.; AGOSTINHO, M. S. P., SCUISSIATO, C. **BIM e o saneamento**: estudo de caso desenvolvendo modelagem BIM em um sistema de abastecimento de água na Região Metropolitana de Curitiba. Congresso ABES/FENASAN, 2017, São Paulo.
- FONSECA, R. M. C.; SARMENTO, A. P.; PAULA, H. M. Práticas executivas de redes coletoras de esgoto sanitário. **REEC – Revista Eletrônica de Engenharia Civil**, Goiânia, v. 9, n. 3, 2014. Disponível em: <https://revistas.ufg.br/reec/article/view/32031>. Acesso em: 12 dez. 2020.
- SANTOS, I. L. **Construção da rede de drenagem pluvial**. Trevo de Piratininga, RJ. 27. mai. 2020. Instagram: @igorlealengenheiro. Disponível em: <https://www.instagram.com/p/CA5fc9JFe2b/>. Acesso em: 25 fev. 2023.

Uso das redes neurais artificiais na modelagem do processo de adsorção de corantes têxteis

Use of artificial neural networks to model the textile adsorption process

- **Data de entrada:**
12/12/2021
- **Data de aprovação:**
27/09/2023

Marcos Renato Basilio Amorim^{1*} | Cinthia Sany França Xavier¹ | William De Paiva¹ | Otaciana Pereira Leite Neta¹ | Fernando Fernandes Vieira¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.051>

Orcid ID

Amorim MRB  <https://orcid.org/0000-0003-1042-2808>
Xavier CSF  <https://orcid.org/0000-0002-4840-2653>

Paiva W  <https://orcid.org/0000-0003-0220-1247>
Neta OPL  <https://orcid.org/0000-0002-1191-046X>
Vieira FF  <https://orcid.org/0000-0002-1823-6236>

Resumo

A indústria têxtil, em razão de seu grande desenvolvimento e crescimento, vem utilizando mais corantes, o que gera um volume grande de efluentes altamente coloridos e contaminados. Esses efluentes, ao serem descartados sem um tratamento prévio em corpos hídricos, podem gerar problemas ambientais graves. Uma maneira simples, eficiente e barata de remover esses corantes é a técnica de adsorção, um dos métodos mais intensamente investigados e amplamente utilizados para a remoção de poluentes de águas residuais, devido à sua facilidade de operação, viabilidade econômica e alta eficiência. Na literatura são encontrados diversos trabalhos que utilizaram a técnica de modelagem matemática a partir do treinamento de rede neural artificial (RNA) a fim de encontrar um modelo que relacione a eficiência do processo de adsorção. Esta pesquisa visou modelar os dados experimentais da adsorção de corantes têxteis em bagaço de cana-de-açúcar, usando as RNA. A técnica de adsorção foi aplicada em dados globais, de treinamento e teste com uma e duas camadas, todas com 20 repetições, para as quais foram obtidas retas de ajuste do modelo com coeficientes de determinação maiores que 90% para variação dos dados da variável Q_t (quantidade de massa adsorvida). Os dados utilizados são provenientes da pesquisa de uma aluna da Universidade Estadual da Paraíba que realizou três tratamentos para o processos de adsorção. A rede *FeedForward* foi a que apresentou o melhor ajuste aos dados em estudo.

Palavras-chave: Indústria têxtil. Corantes. Adsorção. RNA.

Abstract

The textile industry has shown great development and growth. As a result, it has been using more dyes, generating a large volume of highly colored and contaminated effluents. These effluents, when discarded without prior treatment in water bodies, can generate serious environmental problems. A simple, efficient, and cheap way to remove these dyes is to use an adsorption technique. Adsorption is one of the most intensively investigated and widely used methods for removing impurities from wastewater due to its ease of operation, economical viability, and high efficiency. The literature contains several studies that used the mathematical modeling techniques based on ANN training to find the model that relates the efficiency of the adsorption process. This research

¹ Universidade Estadual da Paraíba – Campina Grande – Paraíba – Brasil.

* **Autor correspondente:** marcosrenato85@gmail.com

aimed to model experimental data on the adsorption of textile dyes in sugar cane bagasse by using ANN. The adopted technique was globally applied to the data for training and testing with one and two layers (all with 20 repetitions), from which model adjustment lines were obtained that calculated coefficients of determination greater than 90% for variation in the variable data Q_t . The used data stems from research by a student at the State University of Paraíba, who carried out three treatments for the adsorption process. The FeedForward network was the one that best fit the studied data.

Keywords: Textile industry. Dyes. Adsorption. RNA.

1 INTRODUÇÃO

Segundo Bezerra (2015), o segmento de beneficiamento têxtil é composto por tinturarias, estamparias e lavanderias. As tinturarias, responsáveis por conferir cor ao substrato têxtil, trabalham com fios, manchões, tecidos planos e de malha; já as estamparias, que efetuam estampas localizadas nos artigos, trabalham tanto com tecidos planos como malhas e peças confeccionadas; e as lavanderias industriais trabalham apenas com peças confeccionadas. E são nessas etapas do processo produtivo que ocorre um grande consumo de água e, como consequência, é também gerada uma quantidade proporcional de água residual com efeito poluidor bastante significativo ao meio ambiente, devido às elevadas vazões, toxicidade, composição variável e resistência química dos componentes ao tratamento de efluente (Queiroz *et al.*, 2016).

Entre os vários setores industriais responsáveis pela poluição do meio ambiente, o setor têxtil merece um destaque especial, pois utiliza uma grande quantidade de água e lança milhares de efluentes contaminados com corantes (Hynes *et al.*, 2020; Mokri *et al.*, 2015). No processo de produção têxtil são utilizadas substâncias químicas (corantes) para o tingimento dos tecidos, os quais, se lançados nos corpos hídricos, podem causar problemas ambientais. Esses corantes, além de causarem impacto visual, turvam a água, reduzindo a penetração solar, diminuindo, assim, a fotossíntese e a concentração de oxigênio dissolvido na água, sendo extremamente prejudicial aos seres vivos aquáticos (Marin, 2015).

O processo de tratamento de efluentes têxteis envolvendo a adsorção é uma das técnicas físico-químicas considerada mais eficaz em relação aos métodos convencionais e de custos relativamente moderados em relação às novas técnicas de tratamento de efluentes. A adsorção é um dos métodos mais intensamente investigado e amplamente utilizado para remover poluentes de águas residuais devido à sua facilidade de operação, viabilidade econômica e alta eficiência (Anastopoulos; Bhatnagar, 2017). A necessidade de se definir um modelo matemático que represente dados experimentais é muito fácil de ser suprida, o difícil é dizer o quão bem esse modelo matemático se ajusta aos dados obtidos, e quão bons serão as suas previsões para outros pontos que não se farão experimentos. Um dos procedimentos mais comuns na área de adsorção é o ajuste dos dados experimentais aos modelos de isotermas mais conhecidos.

Essas isotermas geralmente trazem como variável independente a concentração final do adsorbato em solução e como variável dependente a concentração de adsorbato na fase sólida, que é obtida por balanço de massa. Apesar de a maioria dos modelos de equilíbrio de adsorção ser não linear, a popularidade de softwares e rotinas para realizar regressões lineares, além da facilidade da sua utilização, faz com que muitas vezes os pesquisadores recorram à linearização do modelo.

Na modelagem matemática tem-se a necessidade de investigação dos dados, sendo uma importante ferramenta de tomada de decisão que se baseia na

tecnologia da informação, conhecimentos matemáticos, estatísticos e do meio ambiente (Dohler *et al.*, 2020; Ferreira; Penereiro, 2012; Santos *et al.*, 2020). O modelo matemático reproduz a realidade de um determinado estudo, isto é, ilustrando as suas mudanças (Santos *et al.*, 2020; Sodré, 2007).

As Redes Neurais Artificiais (RNA) são ótimas para aprender padrões por meio de um conjunto de dados e têm sido úteis na resolução de problemas complexos e não lineares; uma resposta abrangente aos problemas de inteligência computacional de alta importância. Um dos principais objetivos da RNA é prever com precisão o comportamento do estado estacionário ou dinâmico, a fim de monitorar e melhorar o desempenho de um processo. As RNA são modelos computacionais de inteligência artificial, aprendizado em máquina, baseados no cérebro humano e na sua capacidade de previsão de resultados a partir do reconhecimento de padrões provenientes da experiência por exemplos previamente estudados (Ripley, 1996). O seu desenvolvimento matemático é baseado na idealização da forma como os neurônios humanos funcionam e na sua capacidade de percepção e aprendizagem de fenômenos complexos, não lineares e multivariados (Bishop, 1995; Dantas Neto *et al.*, 2017; Haykin, 2008; Schmidhuber, 2015).

Na literatura são encontrados diversos trabalhos (Aghav; Kumar; Mukherjee, 2011; Hassanzadeh *et al.*, 2015; Mesci; Ozgonenel; Turan, 2011) que utilizaram a técnica de modelagem matemática a partir do treinamento de RNA a fim de encontrar o modelo que relacione a eficiência do processo de adsorção. A RNA é um sistema de processamento de dados similar à estrutura de um sistema neural biológico. Ela simula o princípio de funcionamento do cérebro humano e executa a aprendizagem e a previsão (Mesci; Ozgonenel; Turan, 2011).

Os modelos matemáticos são determinados por meio de regressão. Na regressão linear, simples ou múltipla, uma reta ou curva alcança ao máximo os dados associados. A análise de regressão baseia-se na produção

de uma análise estatística para averiguar a presença de uma conexão entre uma variável dependente com uma ou mais variáveis independentes, o que significa conseguir uma equação matemática que explique a alternância da variável dependente, por meio da variação dos níveis das variáveis independentes (Chavarette; Cossi; Lopes, 2017). Este trabalho propõe a previsão por meio da modelagem matemática baseada no conhecimento de RNA para a previsão de dados de adsorção de corantes têxteis.

2 METODOLOGIA

O trabalho foi desenvolvido no Laboratório de Pesquisa em Ciências Ambientais (LAPECA), da Universidade Estadual da Paraíba (UEPB).

2.1 Origem dos dados experimentais

Usou-se o material lignocelulósicos para adsorver os corantes têxteis presentes em águas residuárias. Como adsorvente, foi utilizado o bagaço de cana de açúcar para adsover o corante têxtil da marca Tupy, cor bordô nº 16. No trabalho, foi usado o adsorvente na forma *in-natura* e após a ativação química e alcalina, usando soluções HCl e NaOH 0,1mol.L-1. O conjunto de dados obtido das pesquisas é composto por experimentos realizados *in natura* e após os tratamentos químicos, sendo 46×3 experimentos *in natura*, 46×3 experimentos com material ácido e 46×3 experimentos com material alcalino. Na Figura 1, observa-se a adsorção em material adsorvente.

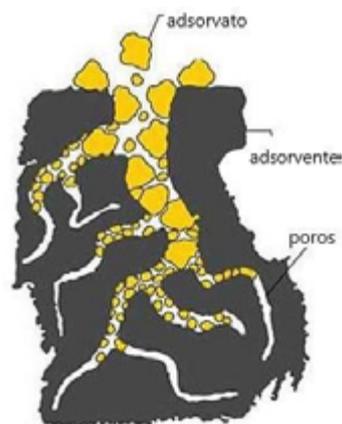


Figura 1 – Adsorção em material adsorvente.

Fonte: Adaptado de Smart Carbon, 2018.

2.2 Análise preliminar e divisão dos dados

Para realizar o treinamento dos dados e avaliar seu desempenho foi utilizada a RNA. O conjunto de dados será dividido em três subconjuntos. Será utilizado um conjunto de 70% das amostras para o treinamento da rede, 15% para a validação cruzada e 15% para a verificação do modelo.

2.3 Determinação das variáveis de entrada

Como dados de entrada para a RNA foram usados massa de adsorvente, concentração da solução de corante, pH da solução, tempo de contato e agitação, estes foram definidos como variáveis independentes na investigação sobre o efeito gerado nas variáveis quantidade de corante removida por unidade de massa de adsorvente (Q_t) (mg.g^{-1}) e eficiência na Remoção (Rem) (%).

2.3 Treinamento da rede neural

Na criação da rede, considera-se uma arquitetura do tipo *FeedForward* de múltipla camada, que observa-se na Figura 2.

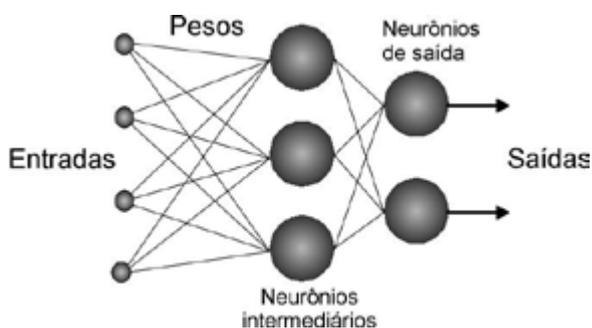


Figura 2 – Representação da rede *FeedForward* de camadas múltiplas.

Fonte: Imagem obtida do Google.

Na tentativa de buscar uma relação entre a camada intermediária, consideram-se duas situações: uma rede composta por uma camada intermediária e outra com duas camadas intermediárias.

A rede mostra a estrutura da rede neural artificial, na qual utilizou-se uma RNA com uma camada que usou 2, 4, 6, 8, 10, 15 e 20 neurônios; já na RNA com duas camadas analisaram-se as

combinações entre os números de neurônios da camada 1 e 2, por exemplo 2 a 2, 4 a 4 etc.

2.4 Treinamento da rede neural artificial

Para avaliar o desempenho da rede, dividem-se os dados de entrada em três grupos: treinamento, validação e teste. Os dados de treinamento que foram utilizados para definir os parâmetros dos pesos formam o conjunto de validação, em geral composto por 10 a 25% das amostras disponíveis, o que representa uma avaliação não enviesada dos resultados, pois utiliza um segundo conjunto de dados independente do treinamento usado para a predição (Zhao *et al.*, 2015). Por meio dos resultados dos dados de validação a arquitetura da rede (número de neurônios em cada camada) pode ser ajustada. Por fim, utiliza-se o conjunto de dados de teste, que apresenta a mesma probabilidade de distribuição dos dados de treinamento, embora independente.

No treinamento da rede, serão utilizados dois tipos de algoritmos: o gradiente descendente com *momentum* e a taxa de aprendizagem adaptativa (GDMTA) e o Levenberg Marquardt. Serão usados os parâmetros de treinamento tanto GDMTA quanto Levenberg Marquardt, que serão implementados no programa *Python*. Segundo Zhao *et al.* (2015) e Haykin (1999), os maiores desafios da rede neural são associados à adequada seleção de dados para o treinamento da rede, que deve compor uma gama extensa de possibilidades de valores e ocorrências (também para não serem considerados pontos *outliers*) e o correto ajuste da rede.

Uma análise será realizada para o desempenho da rede utilizando o algoritmo de treinamento gradiente descendente com momento e taxa de aprendizagem adaptativa. Dessa forma, a rede treinada com o gradiente descendente com momento e taxa de aprendizagem adaptativa poderá ser adequada para fazer a simulação do processo de tratamento de adsorção. Espera-se que os dados de saída simulados com esse algo-

ritmo se aproximem dos valores experimentais e que a distância entre os valores simulados e os experimentais seja representativa. Isso só será possível se o método gradiente decrescente conseguir corrigir os pesos sinápticos da rede e, por sua vez, atingir o erro mínimo global.

2.5 Utilização da linguagem *Python* em redes neurais

A linguagem de programação *Python* foi criada por Guido van Rossum (1991) e é focada em produtividade e legibilidade, ou seja, visa produzir um código fácil para o programador entender. Entre os itens que cooperam para esses aspectos estão: baixo uso de caracteres especiais; baixo índice de palavras-chave; gerenciador de memória eficiente que evita vazamento de memória (Borges, 2014). Além do mais, a biblioteca padrão é muito extensa, de forma a ter uma diversidade de abordagens prontas para serem utilizadas, seja acesso a banco de dados, trabalho com números complexos, interfaces gráficas etc.

O *Python* também é multiplataforma e, caso apareça alguma que ele ainda não tenha suporte, os desenvolvedores podem modificar o código para que seja possível compilar para aquela linguagem, pois o *Python* também é uma linguagem livre. Assim, todos esses fatores fazem com que o *Python* seja uma das linguagens preferidas para o trabalho com inteligência artificial, *data mining* e *machine learning*. A utilização da linguagem *Python* se tornou significativamente mais ativa desde os anos 2000. Entre as linguagens utilizadas na comunidade de computação científica, o *Python* se destaca por ter uma das maiores comunidades ativas (Mckinney, 2013). Os fatores que tornaram decisiva a escolha de tal linguagem para o projeto foram: a facilidade de aprendizagem e a variedade de bibliotecas voltadas para a análise de dados.

Considerada como uma linguagem de alto nível na solução de cálculos matemáticos complexos por envolver grande número de interação, será

utilizada na pesquisa para o treinamento das redes neurais artificiais, o ajuste dos pesos e os cálculos do erro das funções de ativação.

3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.1 Modelagem usando redes neurais artificiais

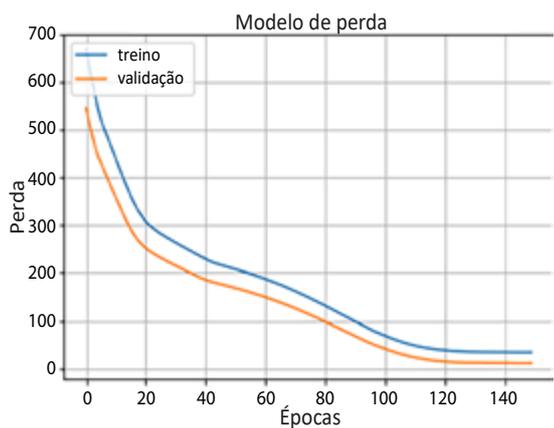
Para começar a estruturar a rede neural, foi realizado o primeiro dimensionamento de dados. Com ele, o objetivo era descobrir a melhor divisão dos dados para treinamento, validação e teste. Essa etapa tem grande importância, pois nela é possível entender como a divisão dos dados experimentais consegue influenciar o resultado.

O melhor resultado obtido representa a divisão de dados que permite à rede treinar de maneira suficiente para compreender o sistema, e ainda permite que existam dados suficientes para realizar a validação do treinamento e os testes. Em um estudo de Tarelko e Rudzki (2020), referente ao desenvolvimento de RNA ligadas ao consumo de combustível, foram testados quatro métodos de divisão de dados, aliados a uma função de divisão para randomizar a quantidade de dados para treino, validação e teste. Como resultado, as taxas obtidas foram de 70% dos dados para treino, 20% dos dados para validação e 10% dos dados para teste. Já no trabalho de Ansari *et al.* (2018), referente à predição da viscosidade de nanofluidos por RNA, a configuração de dimensionamento de dados foi de 70% para treino, 15% para validação e 15% para teste. Portanto, o melhor resultado para o dimensionamento de dados encontrados se aproxima daquele da literatura, que apresenta valores semelhantes de divisão para uma grande quantidade de casos.

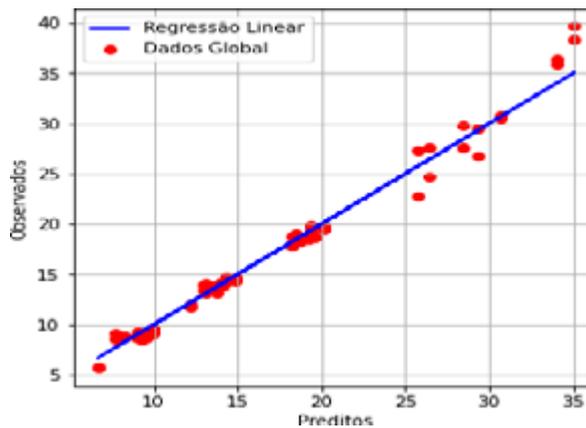
Com o intuito de verificar se a implementação da metodologia RNA é mais eficiente que a Regressão Múltipla, realizou-se, durante o tratamento dos dados, a aplicação de RNA. Nessa aplicação foi executado o treinamento da RNA com uma camada e 20 repetições nas primeiras medições; em seguida,

foram utilizadas duas camadas, cada uma com 20 repetições. Ainda realizou-se o treinamento da RNA com 2, 4, 6, 8, 10, 15 e 20 neurônios em uma camada, e a combinação 2×2, 4×4, 6×6, 8×8, 10×10, 15×15, 20×20 em duas camadas, com o objetivo de verificar se a adição de uma camada apresenta uma melhor representatividade para os dados experimentais. Para os tratamentos foram realizadas três medições de cada variável, a Qt e Rem; em cada uma das medições empregou-se um treinamento com uma e duas camadas e 20 repetições, para verificar qual o melhor treinamento que se ajusta à análise dos dados experimentais.

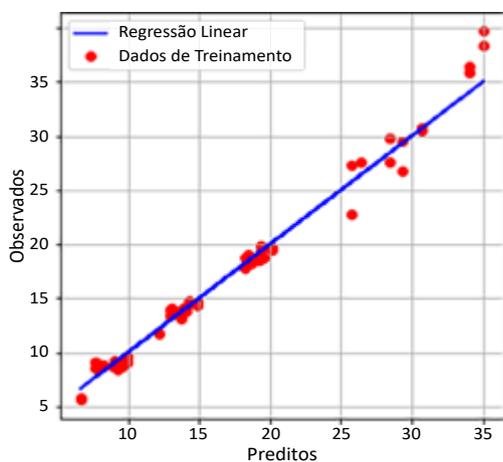
As RNA foram utilizadas para analisar os dados, obtendo-se gráficos de treino × validação, dados globais, treinamento e teste para o bagaço de cana de açúcar nos três tratamentos empregados. Nas figuras 3.1, 3.2 e 3.3 é possível observar o treino × validação para cada tratamento da variável Qt (quantidade de massa adsorvida), como também o ajuste do modelo para os três tratamentos com dados globais, treinamento e teste, sendo 20% para teste e 80% para treinamento. Esses gráficos representam o ajuste do modelo por meio da RNA que apresentaram um bom ajuste para a variável em estudo.



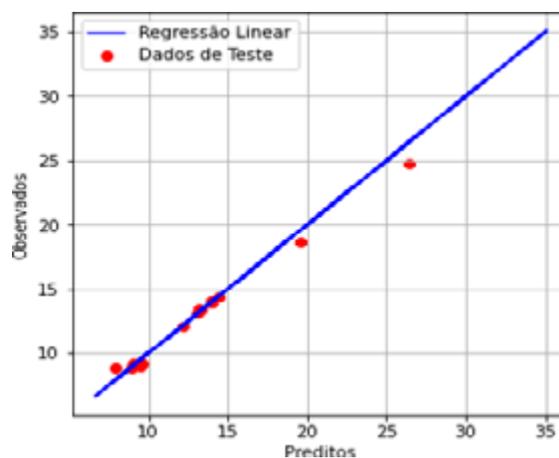
(a)



(b)

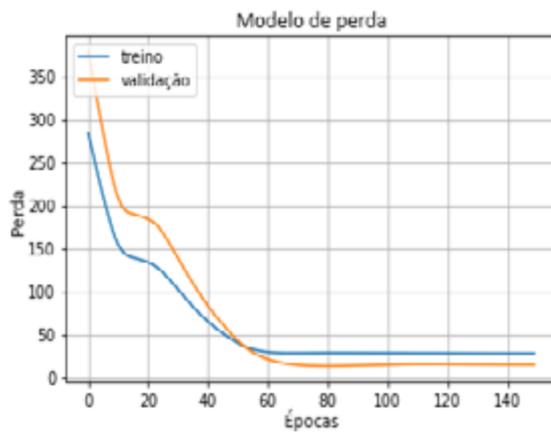


(c)

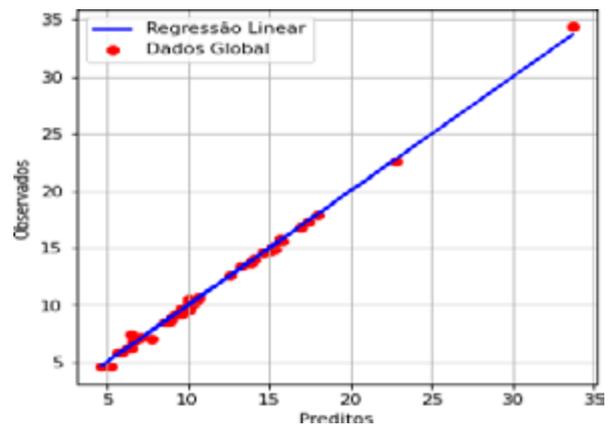


(d)

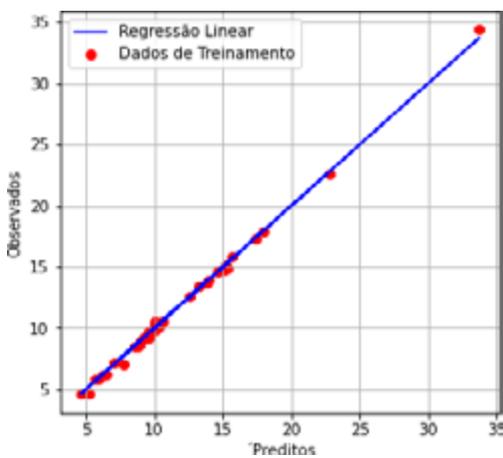
Figura 3.1 – Gráficos do treinamento ácido – Qt – (a) Treino e validação, (b) Dados globais, (c) Dados treinamento e (d) Dados teste.



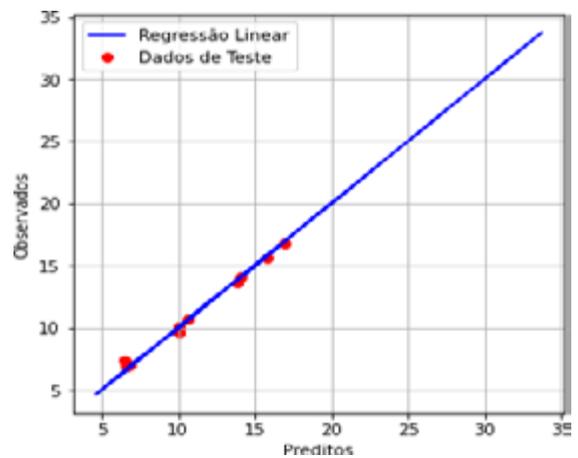
(a)



(b)



(c)



(d)

Figura 3.2 – Gráficos do treinamento alcalino – Q_t – (a) Treino e validação, (b) Dados globais, (c) Dados treinamento e (d) Dados teste.

Para a análise da RNA, com o objetivo de obter o melhor coeficiente de determinação, utilizou-se os *Box-Plots*, todos construídos por meio do software *Minitab*, no qual foi permitido verificar o melhor valor para a variação de ajuste do modelo. Ao avaliar a influência do aumento do número de neurônios e do número de camadas na RNA, verifica-se nas figuras acima que para a variável Q_t o aumento do número de neurônios ocasiona uma melhor variação para o ajuste da modelagem dos dados experimentais em uma e em duas camadas. Na Figura 4.1 verifica-se que a RNA com NN6 para a variável $Q_t - 1$ apresentou o melhor coeficiente de determinação, com um

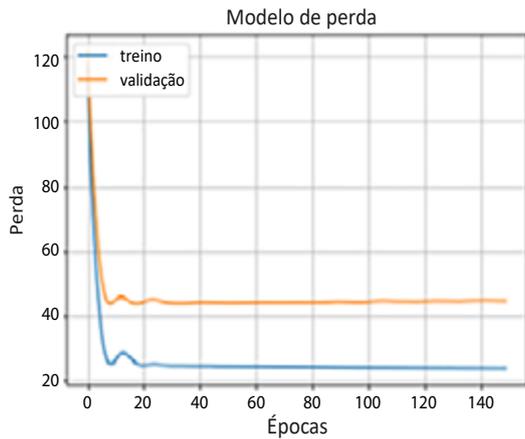
valor maior que 90%, e que em uma camada a maioria dos números de neurônios utilizados apresentam melhor resultado para a variação do ajuste do modelo.

Percebe-se que as RNA utilizadas apresentaram bons resultados para os coeficientes de determinação, recebendo destaque a RNA com uma camada e NN2 para a variável $Q_t - 2$, que apresenta o melhor resultado para o coeficiente de determinação para a variação de ajuste do modelo que obteve um valor maior que 90%. Observa-se na figura 4.1 que a utilização das RNA com uma camada e todos os números de neurônios apresentaram melhores resultados para a variação do

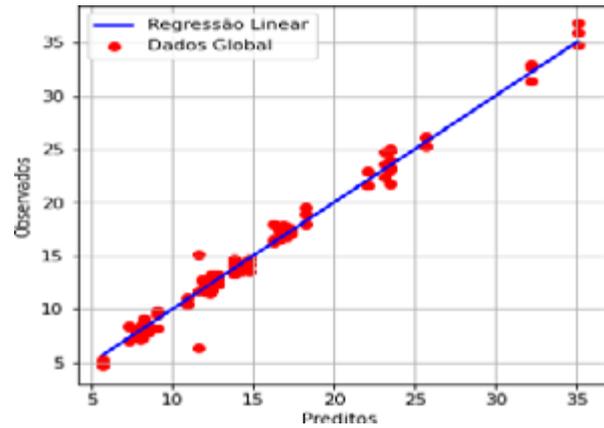
ajuste do modelo, com destaque para a RNA com NN6, (Qt-3), que apresentou o melhor coeficiente de determinação, indicando que, nesse caso, a utilização de uma camada é suficiente para ajustar o modelo.

A maioria dos dados na Figura 4.2, para a variável Qt-1 com duas camadas, descreve que o coeficiente de determinação obteve bons valores na utilização da RNA, com destaque para o NN2 com um coeficiente maior que 90%. Identifica-se na figura 4.2, para a variável Qt-2, que a maioria

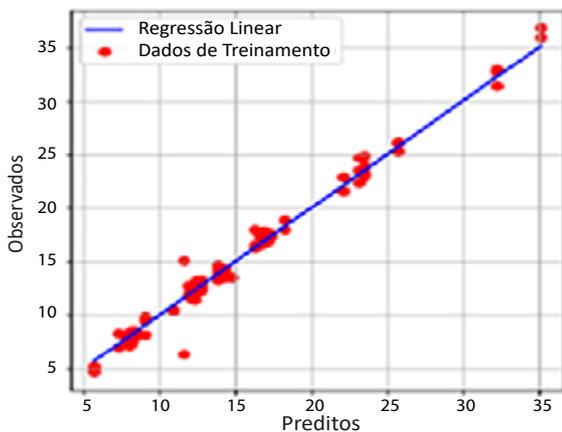
dos dados apresentaram coeficientes de determinação maior que 85%, com destaque para o NN2, que apresenta o maior valor para o coeficiente de determinação. Observa-se na figura 4.2 que a maioria dos dados obtidos, para a variável Qt-3, apresentaram coeficientes de determinação maior que 85% para a variação de ajuste do modelo, indicando que a RNA apresenta um melhor ajuste para o modelo, com destaque para o NN2 e o NN4, que apresentaram valores maiores que 90% para os coeficientes de determinação.



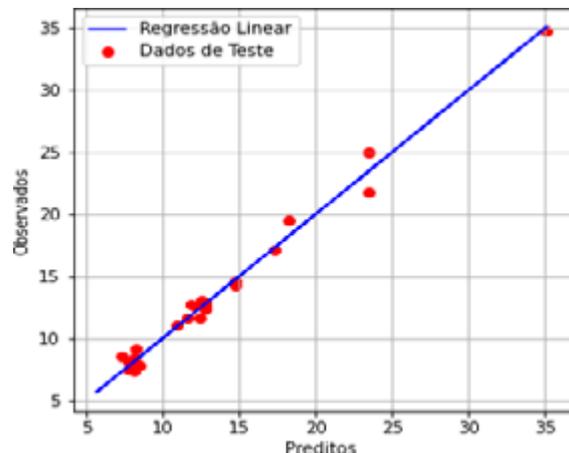
(a)



(b)



(c)



(d)

Figura 3.3 – Gráficos do treinamento *in-natura* – Qt – (a) Treino e validação, (b) Dados globais, (c) Dados treinamento e (d) Dados teste.

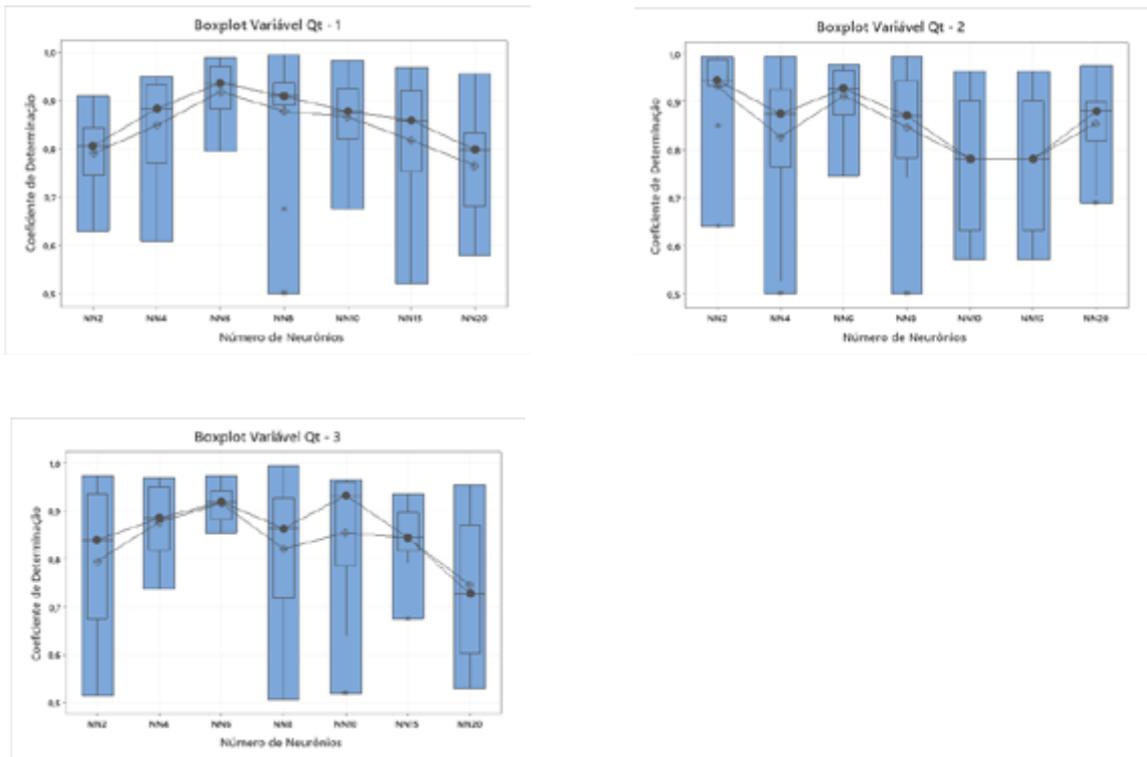


Figura 4.1 – Tratamentos com uma camada e 20 repetições.

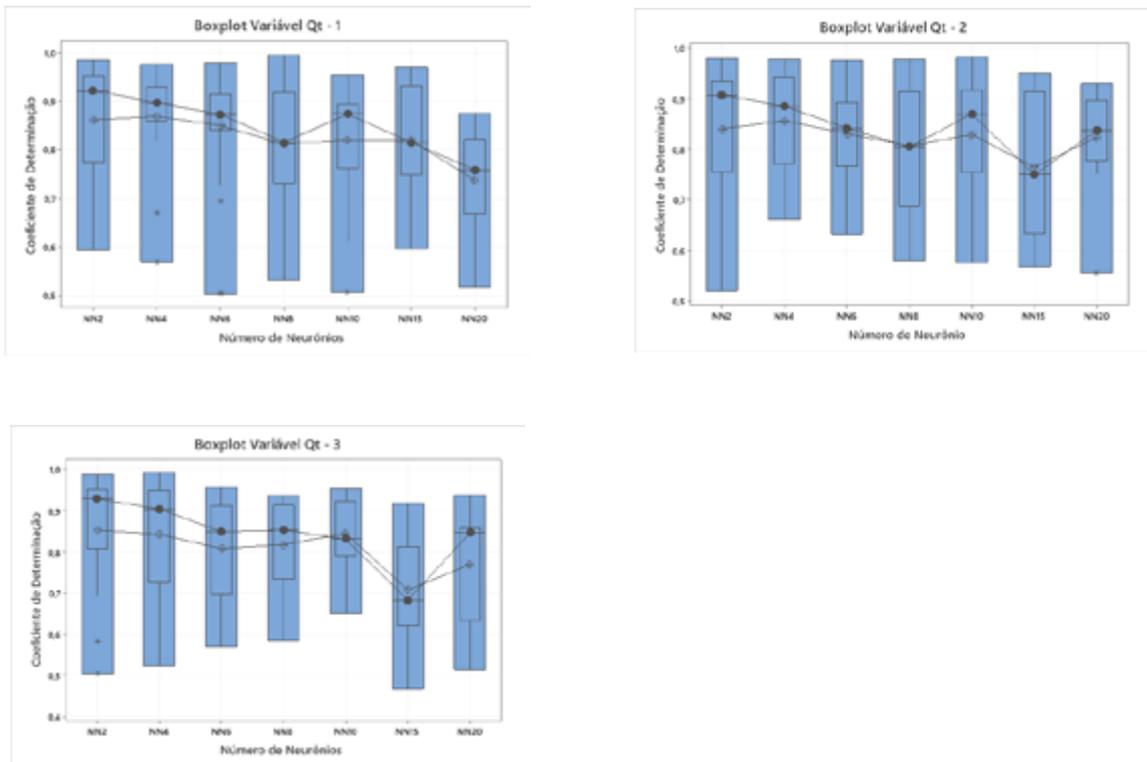


Figura 4.2 – Tratamentos com duas camadas e 20 repetições.

4 CONCLUSÕES

As RNA apresentaram bons resultados para os coeficientes de determinação com valores próximos a 93%; para a variável Qt e para a variável Rem, a RNA apresentou valores maiores que 95%. Sendo assim, a RNA representa uma boa variação para o ajuste do modelo. Neste trabalho verificou-se o comportamento do coeficiente de determinação para escolher se a metodologia RNA é a mais apropriada, embora estudos indiquem que medidas estatísticas baseadas em correlação não sejam adequadas para tal decisão, uma vez que essas medidas são hipersensíveis a valores extremos e são insensíveis a diferenças aditivas e proporcionais entre as previsões do modelo e observações.

Nesta pesquisa não é possível afirmar que a adição de mais uma camada melhora o ajuste do modelo, bem como não é possível afirmar que o aumento do número de neurônios indica que a RNA é uma metodologia adequada para o problema. A seleção da RNA para analisar os dados indicou um bom valor de ajuste e convergência na obtenção dos modelos matemáticos, mesmo ao se empregar um baixo número de neurônios. O acréscimo no número de neurônios na RNA construída em boa parte dos tratamentos analisados forneceu melhores resultados, que foram significativos para os dados, impactando positivamente, além de possibilitar uma chance maior de ajuste da rede.

5 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Resumo: Amorim MRB, Vieira FF; **Introdução:** Amorim MRB, Vieira FF, Paiva W; **Metodologia:** Amorim MRB, Vieira FF, Paiva W, Xavier CSF, Neta OPL; **Resultados e Discussões:** Amorim MRB, Vieira FF, Paiva W, Xavier CSF, Neta OPL; **Conclusões:** Amorim MRB, Vieira FF.

6 AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a Universidade Estadual da Paraíba (UEPB) e o Programa de Pós Graduação de Ciência e Tecnologia Ambiental.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGHAV, R.M.; KUMAR, S.; MUKHERJEE, N. Artificial Neural Network Modeling in Competitive Adsorption of Phenol and Resorcinol from Water Environment Using Some Carbonaceous Adsorbents. **J. Hazard.Mater**, [S. l.], v. 188, p. 67, 2011.
- ANSARI, H. R. *et al.* A New Comprehensive Model for Relative Viscosity of Various Nanofluids Using Feed-Forward Back-Propagation MLP Neural Networks. **International Communications in Heat and Mass Transfer**, Amsterdam, v. 91, n. 1, p. 158-164, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.icheatmasstransfer.2017.12.012>
- BEZERRA, Katia Crystina Hipólito. **Estudo de remoção de cor de efluentes têxteis por meio do processo oxidativo avançado: UV/H2O2**. 2015. 123 f. Dissertação (Mestrado em Têxtil e Moda) – Programa de Pós- Graduação em Têxtil e Moda, Escola de Artes, Ciências e Humanidades, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2015.
- BHATNAGAR, A., ANASTOPOULOS, I. Adsorptive Removal of Bisphenol A (BPA) from Aqueous Solution: A Review. **Chemosphere**, Amsterdam, v. 168, p. 885-902, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.10.121>
- BISHOP, C. M. **Neural networks for pattern recognition**. New York: Oxford University Press, 1995.
- BORGES, L. E. **Python para desenvolvedores**. Rio de Janeiro: Novatec, 2014.
- DANTAS NETO, S. A. *et al.* Modelling the Shear Behaviour of Clean Rock Discontinuities Using Artificial Neural Networks. **Rock Mechanics and Rock Engineering**, Berlin, v. 50, p. 1817-1831, 2017.
- DOHLER R. E. *et al.* Aplicação de diferentes métodos de calibração do modelo de Hargreaves-Samani no Sudeste do Brasil. **Research, Society and Development**, Vargem Grande Paulista, v. 9, n. 8, e368984811, 2020. <https://doi.org/10.33448/rsd-v9i8.4811>
- HASSANZADEH, Z. *et al.* Combining Radial Basis Function Neural Network with Genetic Algorithm to QSPR Modeling of Adsorption on Multi-Walled Carbon Nanotubes Surface. **Journal of Molecular Structure**, Amsterdam, v. 1098, p. 191-198, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.molstruc.2015.05.039>
- HAYKIN, S. **Neural Networks**. Virginia: Prentice Hall, 1999.
- HYNES, N. R. J. *et al.* Modern Enabling Techniques and Adsorbents Based Dye Removal with Sustainability Concerns in Textile Industrial Sector: A Comprehensive Review. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 272, p. 1-17, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122636>
- LOPES, M. L. M.; CHAVARETTE, F. R.; COSSI, A. M. Avaliação do modelo de regressão linear múltipla e redes neurais artificiais na previsão do ganho de massa em animais. **Revista Brasileira**

de **Engenharia de Biosistemas**, Tupã, v. 11, n. 1, p. 1-17, 2017. <https://doi.org/10.18011/bioeng2017v11n1p01-17>

MARIN, Sandra Liliana Albornoz. **Remoção dos corantes têxteis C.I. Reactive Blue 203 e C.I. Reactive Red 195 mediante o uso de bagaço de maçã como adsorvente**. 2015. 153 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Pato Branco, 2015.

MCKINNEY, W. **Python for Data Analysis**. [S. l.]: O'Reilly Media, 2013.

MOKRI, H. S. G. *et al.* Adsorption of C.I. Acid Red 97 Dye from Aqueous Solution onto Walnut Shell: Kinetics, Thermodynamics Parameters, Isotherms. **International Journal of Environmental Science and Technology**, Berlin, v. 12, p. 1401-1408, 2015.

PENEREIRO, J. C.; FERREIRA, D. H. L. A modelagem matemática aplicada às questões ambientais: uma abordagem didática no estudo da precipitação pluviométrica e da vazão de rios. **Millenium**, Viseu, v. 42, n. 1, p. 27-47, 2012.

QUEIROZ, M. T. A. *et al.* Gestão de resíduos na indústria têxtil e sua relação com a qualidade da água: estudo de caso. **Iberoamerican Journal of Industrial Engineering**, [S. l.], v. 8, n. 15, p. 114-135, 2016.

RIPLEY, B. D. **Pattern Recognition and Neural Networks**. Cambridge: Cambridge University Press, 1996.

SANTOS, G. C. de L. *et al.* Modelagem na nutrição de não ruminantes: aspectos gerais, dinâmica de nutrientes, limitações e sistemas de serviços. **Brazilian Journal of Animal and Environmental Research**, São José dos Pinhais, v. 3, n. 1, p. 114-132, 2020.

SCHMIDHUBER, J. Deep learning in neural networks: an overview. **Neural Networks**, Amsterdam, v. 61, p. 85-117, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.neunet.2014.09.0>

SODRÉ, U. **Modelos matemáticos**. Londrina: UEL, 2007.

TARELKO, W.; RUDZKI, K. Applying Artificial Neural Networks for Modelling Ship Speed and Fuel Consumption. **Neural Computing and Applications**, Berlin, v. 32, n. 23, p. 17379-17395, 2020.

TURAN, N. G.; MESCI, B.; OZGONENEL, O. The Use of Artificial Neural Networks (ANN) for Modeling of Adsorption of Cu (II) from Industrial Leachate by Pumice. **Chemical Engineering Journal**, Amsterdam, v. 171, n. 3, p. 1091-1097, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2011.05.005>

XAVIER, C. S. F.; **Avaliação da remoção de corantes têxteis presentes em águas residuárias utilizando bagaço da cana-de-açúcar como adsorvente**. 2020. 77 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2020.

ZHAO, T. *et al.* A Comparison of Classification Techniques for Seismic Facies Recognition. **Interpretation**, Houston, v. 3, n. 4, 2015. <https://doi.org/10.1190/INT-2015-0044.1>

Utilização de métodos para a avaliação do índice de estado trófico de um açude no semiárido cearense

Use of methods for the evaluation of the trophic state index of a reservoir in the semi- arid region of Ceará

- **Data de entrada:** 26/10/2021
- **Data de aprovação:** 02/10/2023

Maks Renan Rodrigues Maia¹ | Ana Bárbara de Araújo Nunes^{1*}

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.052>

Orcid ID

Maia MRR  <https://orcid.org/0000-0003-0681-9810>

Nunes ABA  <https://orcid.org/0000-0001-5845-6252>

Resumo

A deficiência na gestão do uso e ocupação do solo, aliada ao crescimento da população e à expansão da indústria, tem provocado um decréscimo na qualidade dos recursos hídricos, propiciando o fenômeno da eutrofização, que representa um risco à saúde e reduz a qualidade da água em seus diversos usos. O índice de estado trófico (IET) surge como uma ferramenta para avaliar o estado de trofia de um reservatório. Este trabalho utilizou diferentes métodos para determinar o IET do Açude Banabuiú a partir dos métodos de Carlson, Toledo *et al.*, Lamparelli, Cunha e Rolim, tendo como objetivo classificar o corpo hídrico. Para esta análise, coletaram-se os dados de qualidade de água da Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos (COGERH), referentes ao período de novembro de 2014 a abril de 2019. Segundo os métodos escolhidos, o Reservatório do Banabuiú foi classificado, respectivamente, como hipereutrófico, eutrófico, hipereutrófico, hipereutrófico e eutrófico.

Palavras-chave: Reservatório. Eutrofização. Qualidade de água.

Abstract

*The deficiency in the management of the use and occupation of the soil, allied to the growth of the population and the expansion of industry, have caused a decrease in the quality of the hydric resources, propitiating the eutrophication phenomenon, which represents a risk to the health and reduces the water quality in its several uses. The trophic state index (TSI) is a tool to evaluate the trophic state of a reservoir. This work used different methods to determine the TSI of the Banabuiú Weir from the methods of Carlson, Toledo *et al.*, Lamparelli, Cunha, and Rolim, aiming to classify the water body. For this analysis, water quality data was collected from the Water Resources Management Company (COGERH), referring to the period from November 2014 to April 2019. Based on the chosen methods, the Banabuiú Reservoir was classified, respectively, as hypereutrophic, eutrophic, hypereutrophic, hypereutrophic, and eutrophic.*

Keywords: Reservoir. Eutrophication. Water quality.

¹ Universidade Federal do Ceará – Fortaleza – Ceará – Brasil

* **Autor correspondente:** abarbara@ufc.br

1 INTRODUÇÃO

Segundo a Organização das Nações Unidas (ONU, 2010), a água potável limpa, segura e adequada é vital para a sobrevivência de todos os organismos vivos e para o funcionamento dos ecossistemas, comunidades e economias. Contudo, a qualidade da água em todo o mundo é ameaçada à medida que as populações humanas crescem, atividades agrícolas e industriais se expandem e as mudanças climáticas ameaçam alterar o ciclo hidrológico global.

De acordo com Menezes *et al.* (2016), o decréscimo da qualidade de água dos rios, lagos e reservatórios constituem uma grande preocupação ecológica nos últimos anos, sobretudo por conta da má gestão do solo, paralela ao crescimento da população e do setor industrial nas últimas décadas.

A Eutrofização é resultado de diversos lançamentos no corpo d'água, tais como esgotos não tratados – sejam estes domésticos, industriais ou agrícolas – que têm como consequência o crescimento excessivo de cianobactérias (Tundisi, 2006).

Pode-se afirmar que o fenômeno da eutrofização, que é bastante comum nos reservatórios do semiárido, representa um grande risco à qualidade dos sistemas que transportam água de um manancial para outro, já que pode haver o aumento da concentração de nutrientes. Com isso, de acordo Wang *et al.* (2016), os sistemas de transferência de água entre reservatórios em cascata ocasionam diversos efeitos nas condições hidrológicas, na estrutura aquática e na qualidade da água, sobretudo em consequência da variação do tempo de residência e do processo de recirculação de nutrientes.

As principais fontes de nutrientes observadas e relatadas pela Companhia de Gestão de Recursos Hídricos do Ceará (COGERH) são as descargas de esgotos domésticos e industriais; partículas de solos contendo nutrientes, em decorrência de erosão hídrica; presença de animais em torno do açude, como o gado e a exploração de piscicultura intensiva.

Para avaliar o estado trófico dos açudes, são utilizados Índices de Estado Trófico. Dentre os mais difundidos no Brasil têm-se o Índice de Estado Trófico (IET) da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), que classifica os corpos d'água em diferentes níveis tróficos, ou seja, analisa a qualidade da água em termos de enriquecimento pela entrada de nutrientes e o seu efeito relacionado ao crescimento excessivo de algas ou ao aumento da proliferação de macrófitas aquáticas.

2 OBJETIVOS

Apresentar, comparar e avaliar diferentes métodos de IET, bem como relacionar uso e ocupação do solo no entorno do reservatório Banabuiú com o fenômeno da eutrofização.

3 METODOLOGIA

3.1 Açude Banabuiú

O açude Banabuiú está localizado no município de Banabuiú (Figura 1), no estado do Ceará, a cerca de 227 km de Fortaleza –via BR-122 e BR-116–, gerido pela Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos (COGERH). O açude possui uma bacia hidrográfica de 13.500 km² e apresenta capacidade de armazenamento de 1,6 bilhões de metros cúbicos.

De acordo com as estimativas do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), em 2019, a população do município de Banabuiú era de 18.197 habitantes. Além disso, conforme dados de 2005 da Secretaria de Recursos Hídricos do Ceará (SRH), em termos de demanda hídrica no âmbito estadual, o consumo na bacia do Banabuiú associado às necessidades humanas era de 3 %, às atividades industriais 3 % e à irrigação 94 %. A COGERH (2011) destaca que no município os usos múltiplos estão voltados, principalmente, ao abastecimento público, à irrigação, agricultura e piscicultura intensiva.



Figura 1 – Localização do Açude Banabuiú

Fonte: COGERH, 2019

3.2 Caracterização do uso e ocupação do solo

A área de estudo demonstra predominância da vegetação do bioma caatinga e um clima tropical quente semiárido. Conforme dados do IPECE (2018), a estimativa populacional dos municípios que fazem parte da bacia do Banabuiú é de 395.388 habitantes, o que resulta em uma densidade demográfica de 24,69 hab./km². De acordo com o Departamento Nacional de Obras Contra as Secas (DNOCS), o açude foi construído com finalidade de irrigar as terras do Baixo Jaguaribe, onde se destaca o Projeto de Irrigação de Morada Nova, com cerca de 10.000 hectares irrigáveis, controle das cheias do rio Banabuiú, piscicultura e aproveitamento das áreas de montante.

Além disso, para Silva (2019) a ocorrência da caatinga ao longo do açude está associada, muitas vezes, às atividades antrópicas agrícolas, tais

como a agricultura, pecuária e silvicultura, que são responsáveis pelo uso intensivo dessas áreas, propiciando a ocorrência de processos erosivos e perda de solo. O autor ainda cita que os cultivos mais comuns na região durante o ano são castanha de caju, mamona, mandioca, feijão e milho, sendo estes dois últimos os mais representativos e comuns na região.

Com relação ao saneamento básico no município de Banabuiú, o Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará (IPECE), em levantamento no ano de 2017, mostrou que a taxa de abastecimento urbano era de 91,33 %, ao passo que a cobertura de esgoto em termos estatísticos, conforme o IPECE e o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), em 2017, foi dada como inexistente. No ano de 2013, em uma vistoria realizada pelo Ministério Público do Ceará (MPCE), constatou-se que o município não

dispõe de sistema de coleta regular de esgotos domiciliares e que o tratamento é realizado predominantemente por fossas sépticas, o que facilita a disposição irregular de resíduos nos corpos hídricos do entorno, eutrofizando o meio e tornando necessária a aplicação de técnicas de tratamento específicas para a potabilização da água nos casos em que isso seja possível.

Resende (2002) afirma que a pecuária, a presença de fossas sépticas e a aplicação excessiva de fertilizantes podem levar à contaminação das águas pela entrada de nitrato, o que se intensifica em áreas de solos altamente permeáveis, possibilitando que o contaminante percole e chegue ao lençol freático. Rolim (2016), em seu trabalho sobre o açude do Banabuiú, aponta que o fósforo é um grande impactante no processo de eutrofização, podendo entrar no corpo hídrico por meio de fontes difusas e pontuais, sendo as difusas oriundas das contribuições advindas da agricultura, pecuária e do processo de lixiviação do solo, em decorrência da ação das chuvas, e as cargas pontuais aquelas associadas à falta ou deficiência de operação de tratamento dos resíduos.

Em 2011, através do Inventário Ambiental levantado pela COGERH, constatou-se que o local da bacia enfrenta grandes problemas com a disposição irregular de resíduos sólidos, a exemplo da presença do lixão municipal localizado no distrito de Laranjeiras. Paralelamente, na maior parte dos distritos visitados durante o levantamento do inventário, foi constatado que as casas não possuíam sistema de esgotamento sanitário ou banheiros, e que as vias de trânsito pavimentadas com calhas de drenagem conduziam os efluentes ao açude.

O documento ainda destacou a presença de animais que viviam no entorno da bacia, o que pode fomentar a entrada de nutrientes pelas fezes e urinas – que contribuem com a eutrofização – ou mesmo introduzir no corpo hídrico verminoses e

microrganismos patogênicos. Verificou-se ainda um grande impacto por parte do desmatamento, das escavações e queimadas no entorno do açude, motivados por construções habitacionais, pecuária e produção de carvão.

A COGERH menciona ainda que existia nas proximidades do açude Banabuiú cemitérios que não possuíam sistema de drenagem e tratamento de necrochorume, uma solução aquosa gerada durante a degradação dos corpos, rica em nutrientes e com um certo grau de patogenicidade.

4 MÉTODOS DE AVALIAÇÃO DO ESTADO TRÓFICO

Para a determinação do Índice de Estado Trófico, resalta-se os trabalhos de Galvez- Cloutier e Sanchez (2007) e Liu, Pan e Chen (2016) aplicados aos climas temperados. Por outro lado, para climas tropicais, têm-se Lamparelli (2004), Hennemann e Petrucui (2011), Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013) e Ganguly (2015). Além destes, cabe salientar os estudos de Carlson (1977), Toledo *et al.* (1984), Wetzel (1993), Salas e Martino (2001), Cunha (2012) e Rolim (2016).

Para esta pesquisa foram selecionados os métodos de Carlson (1977), Toledo *et al.* (1984), Lamparelli (2004), Cunha (2012) e Rolim (2016).

4.1 Método de Carlson (1977)

O método de Carlson (1977) foi desenvolvido para climas temperados e consiste na determinação do IET a partir do cálculo de fósforo total, clorofila-a, transparência da água e do IET médio, conforme as equações 1, 2, 3 e 4, respectivamente.

$$\text{IET (PT)} = 10 \times \left[6 - \left(\frac{\ln 48}{\frac{\text{PT}}{\ln 2}} \right) \right] \quad (1)$$

$$\text{IET (Cla)} = 10 \times \left[6 - \left(\frac{2,04 - 0,68 \times \ln \text{Cla}}{\ln 2} \right) \right] \quad (2)$$

$$\text{IET (DS)} = 10 \times \left[6 - \left(\frac{\ln \text{DS}}{\ln 2} \right) \right] \quad (3)$$

$$\text{IET (Médio)} = \frac{\text{IET(PT)} + \text{IET(Cla)} + \text{IET (DS)}}{3} \quad (4)$$

Onde:

ln PT é o logaritmo neperiano de fósforo total (mg/m^3); ln Cla é o logaritmo neperiano da clorofila-a (mg/m^3);

ln DS é o logaritmo neperiano da transparência da água medida através de disco de Secchi (m); IET médio é a média entre o IET dos três parâmetros avaliados.

A partir do IET médio calculado, é possível, por meio da Tabela 1, classificar o estado trófico do reservatório.

Tabela 1 – Classificação do Índice de Estado Trófico de Carlson

Estado Trófico	Critério
Ultraoligotrófico	$\text{IET} < 20$
Oligotrófico	$21 < \text{IET} \leq 40$
Mesotrófico	$41 < \text{IET} \leq 50$
Eutrófico	$51 < \text{IET} \leq 60$
Hipereutrófico	$\text{IET} > 61$

Fonte: Adaptado de Carlson (1977)

4. 2 Método de Toledo *et al.* (1984)

O método de Toledo *et al.* (1984), que é uma adaptação do índice de Carlson (1977) para clima climas tropicais, baseia-se na avaliação do IET por meio das mesmas variáveis analisadas por Carlson (1977), de acordo as equações 5, 6, 7 e 8, respectivamente.

$$\text{IET (P)} = 10 \times \left\{ 6 - \left[\frac{\ln \left(\frac{80,32}{\text{PT}} \right)}{\ln 2} \right] \right\} \quad (5)$$

$$\text{IET (Cl)} = 10 \times \left[6 - \left(\frac{2,04 - 0,695 \times \ln \text{Cl}}{\ln 2} \right) \right] \quad (6)$$

$$\text{IET (S)} = 10 \times \left[6 - \left(\frac{0,64 + \ln S}{\ln 2} \right) \right] \quad (7)$$

$$\text{IET (Médio)} = \frac{\text{IET(S)} + \text{IET(Cl)} + \text{IET (P)}}{3} \quad (8)$$

Onde:

P é a concentração de fósforo total medida à superfície da água ($\mu\text{g}/\text{L}$); Cl é a concentração de clorofila-a medida à superfície da água ($\mu\text{g}/\text{L}$); S é a transparência medida por meio de disco de Secchi (m);

IET médio é o índice de estado trófico médio a partir dos parâmetros de fósforo, clorofila-a e transparência.

A Tabela 2 representa a classificação do estado de trofia do reservatório a partir do IET médio.

Tabela 2 – Classificação do Índice de Estado Trófico de Toledo *et al.* (1984)

IET	Faixa
Ultraoligotrófico	IET ≤ 24
Oligotrófico	24 < IET ≤ 44
Mesotrófico	44 < IET ≤ 54
Eutrófico	54 < IET ≤ 74
Hipereutrófico	IET > 74

Fonte: Toledo *et al.* (1984).

4. 3 Método de Lamparelli (2004)

O índice de Lamparelli (2004), assim como o de Toledo *et al.* (1984), se aplica às regiões de climas tropicais, mas analisa apenas as variáveis de fósforo total e clorofila-a. As equações 9, 10 e 11 representam, respectivamente, o IET do fósforo total, da clorofila-a e do IET médio.

$$IET (PT) = 10 \times \left\{ 6 - \left[1,77 - 0,42 \times \left(\frac{\ln PT}{\ln 2} \right) \right] \right\} \quad (9)$$

$$IET (Cla) = 10 \times \left\{ 6 - \left[0,92 - 0,34 \times \left(\frac{\ln Cla}{\ln 2} \right) \right] \right\} \quad (10)$$

$$IET (Médio) = \frac{IET(PT) + IET(Cla)}{2} \quad (11)$$

Onde:

PT é o fósforo total (µg/L);

Cla é a clorofila total (µg/L);

IET médio é o índice de estado trófico médio a partir dos parâmetros de fósforo e clorofila-a.

A Tabela 3, mostra a categoria de estado trófico a partir do IET de Lamparelli (2004).

Tabela 3 – Classificação do Índice de Estado Trófico modificado por Lamparelli (2004)

Estado trófico	IET	Fósforo total (mg.L ⁻¹)	Clorofila-a (µg.L ⁻¹)	S (m)
Ultraoligotrófico	IET ≤ 47	P ≤ 8	Cla ≤ 1,17	S ≥ 2,4
Oligotrófico	47 < IET ≤ 52	8 < P ≤ 19	1,17 < Cla ≤ 3,24	1,7 ≤ S < 2,4
Mesotrófico	52 < IET ≤ 59	19 < P ≤ 52	3,24 < Cla ≤ 11,03	1,1 ≤ S < 1,7
Eutrófico	59 < IET ≤ 63	52 < P ≤ 120	11,03 < Cla ≤ 30,55	0,8 ≤ S < 1,1
Supereutrófico	63 < IET ≤ 67	120 < P ≤ 233	30,55 < Cla ≤ 69,05	0,6 ≤ S < 0,8
Hipereutrófico	IET > 67	233 < P	69,05 < Cla	S < 0,6

Fonte: Lamparelli (2004, p. 168).

4. 4 Método de Cunha (2012)

O método de Cunha (2012) foi desenvolvido para climas subtropicais, e assim como o de Lamparelli (2004), avalia o fósforo total e a clorofila-a,

por meio dos quais é possível determinar o IET médio. As equações 12, 13, 14 representam respectivamente, o IET do fósforo total, da clorofila-a e o IET médio.

$$IET (PT)rs = 10 \times \left[6 - \left(\frac{-0,27637 \times \ln PT + 1,329766}{\ln 2} \right) \right] \quad (12)$$

$$IET (Cla)rs = 10 \times \left[6 - \left(\frac{-0,2512 \times \ln Cla + 0,842257}{\ln 2} \right) \right] \quad (13)$$

$$\text{IET (Médio)} = \frac{\text{IET(PT)rs} + \text{IET(Cla)rs}}{2} \quad (14)$$

Onde:

P é concentração de fósforo total medida à superfície da água ($\mu\text{g/L}$);

CLA é concentração de clorofila-a medida à superfície da água em ($\mu\text{g/L}$);

IET médio é o índice de estado trófico médio a partir dos parâmetros fósforo e clorofila-a em ($\mu\text{g/L}$).

Com isso, a partir do IET geral obtido, pode-se determinar a classe do reservatório conforme a Tabela 4 proposta por Cunha (2012).

Tabela 4 – Classificação segundo o Índice de Estado Trófico proposto por Cunha (2012)

Classe	IET
Ultraoligotrófico	$\leq 51,1$
Oligotrófico	51,2 – 53,1
Mesotrófico	53,2 – 55,7
Eutrófico	55,8 – 58,1
Supereutrófico	$\geq 58,2$

Fonte: Cunha (2012, p. 203).

4. 5 Método de Rolim (2016)

Por fim tem-se o método de Rolim (2016), que aplicou a técnica de análise multivariada aos dados dos 18 reservatórios da Bacia do Banabuiú tornando possível identificar os fatores fundamentais que governam o estado trófico das águas dos reservatórios da bacia. De acordo com a autora, o IET é calculado a partir do produtório ponderado dos parâmetros seguindo a equação 15.

$$\text{IET}_{SA} = q^{0,330} \times q^{0,332} \times q^{0,338} \quad (15)$$

Onde:

q é a qualidade da água em relação à variável, cujo valor varia de 0 a 100, sendo determinado através da concentração ou medida do parâmetro;

Pt é o fósforo total (mg/L);

Cla é a clorofila-a ($\mu\text{g/L}$);

Transp. é a transparência da água (m).

A Tabela 5 mostra a matriz do IET e a equivalência dos parâmetros analisados.

Vale destacar que o método de Rolim (2016) utilizou dados dos açudes do Ceará para a construção do seu Índice, estando mais próximo da realidade local.

Na Tabela 6, apresenta-se um resumo com os parâmetros e clima considerado para cada método.

Tabela 5 – Matriz do e equivalência com medidas de fósforo, clorofila-a e transparência em reservatórios

Níveis tróficos	Fósforo (mg.L^{-1})	Clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Transp. (m)	IET _{as}
Oligotrófico	0,01 – 0,013	0,02 – 3,36	2,80 – 1,2	0 – 40
Mesotrófico	0,013 – 0,036	3,36 – 11,01	1,2 – 0,7	40 – 60
Eutrófico	0,036 – 0,064	11,01 – 31,31	0,7 – 0,5	60 – 80
Hipereutrófico	0,064 – 0,29	31,31 – 98,79	0,5 – 0,3	80 – 100

Para a transparência, como a relação é inversamente proporcional, é calculada a distribuição com o valor de (-1) (ROLIM, 2016).

Fonte: Rolim (2016).

Tabela 6 – Parâmetros e Clima dos Métodos de IET

Autor	Parâmetros analisados			Clima
	Clorofila-a	Fósforo	Transparência	
Carlson (1977)	x	x	x	Temperado
Toledo <i>et al.</i> (1984)	x	x	x	Tropical
Lamparelli (2004)	x	x		Tropical
Cunha (2012)	x	x		Subtropical
Rolim (2016)	x	x	x	Semiárido

5 RESULTADOS

A partir dos métodos de Carlson (1977), Toledo *et al.* (1984), Lamparelli (2004), Cunha (2012) e Rolim (2016), calculou-se o IET para o açude Banabuiú, do mês de novembro de 2014 a abril de 2019. Desse modo, obteve-se o quadro 1 representado abaixo.

Nota-se, pelo método de Carlson (1977) que o açude do Banabuiú foi classificado, do primeiro semestre de 2014 ao primeiro de 2018, como hipereutrófico. Isso pode ser justificável pelo aumento da reprodução de algas, que de acordo com Von Sperling (2005), consomem o fósforo disponível e, conseqüentemente, elevam a concentração de clorofila-a. Entretanto, a partir do segundo semestre de 2018 até o primeiro de 2019, classificou-se o açude como eutrófico, pois nesse período houve uma redução significativa das concentrações de clorofila-a, resultado da baixa disponibilidade de fósforo um importante nutriente limitante no processo de eutrofização (Ferragut; Bicudo, 2009; Oliveira *et al.*, 2010).

Por outro lado, tendo em vista que o método de Carlson (1977) foi desenvolvido considerando ambientes temperados, os resultados podem ser superestimados, como em outros trabalhos realizados em ambientes tropicais (Trindade; Mendonça, 2014), uma vez que Lamparelli (2004), Barros (2013) e Trindade e Mendonça (2014) afirmam que os lagos de climas temperados possuem características bastante distintas dos existentes no semiárido brasileiro e que para tal se faz necessária uma adequação do modelo de Carlson (1977). A partir disso, formulou-se o modelo de Toledo *et al.* (1984) e observou-se que até o primeiro semestre de 2018 o reservatório

foi classificado como eutrófico, considerando que a partir do segundo semestre de 2018 ao primeiro de 2019 dado como mesotrófico.

Por meio do método de Lamparelli (2004), método utilizado pela CETESB para o monitoramento das águas no estado de São Paulo, classificou-se o reservatório como sendo hipereutrófico. Além disso, mesmo o modelo de Carlson (1977) sendo adequado para regiões de clima temperado, pode-se observar que houve uma grande semelhança entre os resultados de Carlson (1977) e Lamparelli (2004), fato também apontado por Trindade e Mendonça (2014) em seu trabalho. Diferentemente de Toledo *et al.* (1984) e Carlson (1977), Lamparelli (2004) aplicou em seu cálculo do IET apenas os valores de fósforo total e clorofila-a, visto que os valores de transparência podem frequentemente não ser representativos para o estado de trofia, uma vez que a transparência pode ser afetada pela elevada turbidez do material suspenso e não apenas pela densidade dos organismos planctônicos (Maia *et al.*, 2015).

Para o modelo de Cunha (2012), a classe obtida do reservatório foi a Supereutrófica. Assim, pôde-se observar que os resultados foram análogos aos obtidos por Lamparelli (2004), visto que Cunha (2012), em suas equações, considerou apenas as concentrações de fósforo total e clorofila-a, demonstrando o grau de hipertrofia do açude de Banabuiú. Essa representatividade pode ser fruto da entrada de nutrientes advindos da urbanização e agropecuária, que podem ser carregados para dentro do reservatório no decorrer da fase chuvosa, conforme discorre Figueirêdo *et al.* (2007).

Tabela 7 – Resultados dos métodos aplicados

Data	Carlson (1977)	Toledo <i>et al.</i> (1984)	Lamparelli (2004)	Cunha (2012)	Rolim (2016)
Nov. 2014	HIPER	EUTRO	HIPER	SUPER	EUTRO
Jan. 2015	HIPER	EUTRO	HIPER	SUPER	HIPER
Abr. 2015	HIPER	EUTRO	HIPER	SUPER	EUTRO
Ago. 2015	HIPER	EUTRO	HIPER	SUPER	EUTRO
Fev. 2016	HIPER	EUTRO	HIPER	SUPER	EUTRO
Jul. 2016	HIPER	EUTRO	HIPER	SUPER	EUTRO
Out. 2016	HIPER	EUTRO	HIPER	SUPER	HIPER
Jan. 2017	HIPER	EUTRO	HIPER	SUPER	HIPER
Abr. 2017	HIPER	EUTRO	HIPER	SUPER	EUTRO
Jul. 2017	HIPER	EUTRO	HIPER	SUPER	EUTRO
Nov. 2017	HIPER	EUTRO	SUPER	EUTRO	EUTRO
Jan. 2018	HIPER	EUTRO	SUPER	EUTRO	EUTRO
Abr. 2018	HIPER	EUTRO	HIPER	SUPER	HIPER
Jul. 2018	EUTRO	MESO	EUTRO	MESO	MESO
Out. 2019	EUTRO	MESO	EUTRO	MESO	OLIGO
Jan. 2019	EUTRO	MESO	SUPER	EUTRO	MESO
Abr. 2019	EUTRO	MESO	SUPER	EUTRO	MESO

Por fim, avaliou-se o método de Rolim (2016), sendo este o único que apresentou resultados semelhantes aos de Toledo *et al.* (1984), haja visto que Rolim (2016), do mesmo modo que Toledo *et al.* (1984), considerou em seus cálculos os três parâmetros para o IET, no caso, clorofila-a, fósforo total e transparência. Vale lembrar que ambos os métodos mencionados acima são destinados a climas tropicais. Observa-se que, mesmo considerando a influência da transparência em seus índices, Carlson (1977) apresenta uma superestimação em relação aos dois métodos citados anteriormente. Isso ocorre porque o método de Carlson (1977), conforme mencionado, foi desenvolvido para climas temperados.

Por meio do modelo de Rolim (2016), observou-se que a classe predominante foi a eutrófica, com alguns períodos classificados como hipereutrófico, mesotrófico e oligotrófico. Desse modo, o método de Rolim (2016) apresentou uma certa variabilidade do estado de trofia do reservatório em comparação aos outros métodos, elucidando de forma mais real as condições do açude no decorrer das diferentes fases do ano. No entanto, é necessário aprofundar os estudos sobre o estado trófico e a influência de fatores climáticos,

hidrológicos e morfológicos dos açudes da região semiárida do Ceará (Rolim *et al.*, 2019).

6 CONCLUSÕES

Nota-se que grande parte dos métodos classificou o reservatório Banabuiú como hipereutrófico, até mesmo Carlson (1977), que poderia superestimar o valor do IET para o reservatório. Contudo, Rolim (2016) apresentou uma distribuição de classes mais sensível, acompanhando a variabilidade das estações chuvosas e secas e propiciando um grau de sensibilidade mais acurado em relação ao aporte de nutrientes, às implicações da produção algal e à interferência da transparência, atribuindo a cada variável um peso específico, de maneira diferente dos demais métodos.

Destaca-se que o método de Rolim (2016) foi desenvolvido para considerar as peculiaridades dos corpos hídricos artificiais do semiárido, minimizando, assim, a possível ocorrência de erros na obtenção da classe do açude. Desse modo, o método poderá ser referência como um importante indicativo para estudos mais aprofundados acerca do assunto.

Por fim, são necessárias medidas de curto, médio e longo prazo que minimizem os impactos ambien-

tais no açude. Em relação às medidas mitigadoras de curto e médio prazo, pode-se destacar a execução de políticas de saneamento mais eficazes, como a retirada dos animais (bovinos, caprinos e suínos) que vivem às margens do Banabuiú, a retirada do excesso de macrófitas do açude e que seja interrompido o uso de agrotóxicos no entorno do açude (Ceará, 2011).

Ao longo prazo, sugere-se políticas de incentivo aos agricultores com fins de implantar sistemas de agricultura orgânica, a recuperação da vegetação ciliar na Área de Preservação Permanente (APP), para promover a inibição do processo de assoreamento e revitalização da fauna, a fiscalização do lançamento inadequado de efluentes e resíduos sólidos no açude Banabuiú e suas aflúências, e educar a população local por meio de reuniões comunitárias e encartes educativos, com o intuito de criar uma consciência ambiental que esclareça a importância da contribuição da comunidade para a conservação do açude Banabuiú (Ceará, 2011).

7 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Maia, MRR; **Metodologia:** Maia, MRR e Nunes, AB de A; **Investigação:** Maia, MRR; **Redação – Primeira versão,** Maia, MRR; **Redação – Revisão & Edição:** Nunes, A B de A.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BARROS, L. R. **O índice do estado trófico e sua adaptação para os sistemas lênticos do semiárido cearense.** 2013. 85 f. Dissertação (Mestrado em Gestão de Recursos Hídricos) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2013.

BRASIL. Ministério Público do Ceará. **Relatório técnico de vistoria.** Banabuiú, CE, 2013. Disponível em: <http://tmp.mpce.mp.br/orgaos/CAOMACE/cordenadorias/material.apoio/rel.vistoria.municipios/Relatorio.de.Vistoria751.2013-Saneamento.Ambiental.de.Banabuiu.pdf>. Acesso em 10 dez. 2019.

CARLSON, R. E.. A trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography**, v. 22, n. 2, p. 361-369, 1977.

CEARÁ. Companhia de Gestão de Recursos Hídricos. **Inventário Ambiental do Açude Banabuiú.** Fortaleza, CE, 2011. Disponível em: <https://portal.cogerh.com.br/wp-content/uploads/pdf/inventarios/2011/Inventario%20Ambiental%20do%20Acude%20Banabuiu%202011.pdf>. Acesso em 18 mar. 2020.

CEARÁ. Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará. **Perfil municipal 2017:** Banabuiú, CE, 2017. Disponível em: https://www.ipece.ce.gov.br/wp-content/uploads/sites/45/2018/09/Banabuiu_2017.pdf. Acesso em: 10 dez. 2019.

CEARÁ. Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará. **Perfil Regional 2018:** Banabuiú, CE, 2018. Disponível em: <http://ipecedata.ipece.ce.gov.br/ipece-data-web/module/perfil-regional.xhtml>. Acesso em: 2 mar. 2020.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Índice de Estado Trófico.** São Paulo, 2013. Disponível em: http://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2013/11/04.pdf&ved=2ahUKEwi3quC409TpAhX7GbkGHRvVBZcQFjAAegQIARAC&usg=AOvVaw3ar5sEf2wJelUk3CqHJ_93. Acesso em: 5 dez. 2019.

COGERH – COMPANHIA DE GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS. **Relatório preliminar da qualidade das águas dos açudes monitorados pela COGERH – campanha de maio/2023.** Fortaleza: COGERH, 2011.

COGERH – COMPANHIA DE GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS. **Mapa da bacia do Banabuiú.** Fortaleza: COGERH, 2019. Disponível em: <https://portal.cogerh.com.br/wp-content/uploads/2019/08/Banabuiu%C3%BA.jpg>. Acesso em: 25 mar. 2024.

CUNHA, D.G.F. **Heterogeneidade espacial e variabilidade temporal do reservatório de Itupararanga: uma contribuição ao manejo sustentável dos recursos hídricos da bacia do Rio Sorocaba (SP).** 2012. 235 f. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2012.

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C.; LAMPARELLI, M. C. A Trophic State Index for Tropical/Subtropical Reservoirs. **Ecological Engineering**, Amsterdam, ano 2013, v. 60, p. 126-134, 2013. 10.1016/j.ecoleng.2013.07.058. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.07.058>

FERRAGUT, C.; BICUDO, D. C. Efeito de diferentes níveis de enriquecimento por fósforo sobre a estrutura da comunidade perifítica em represa oligotrófica tropical. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, ano 2009, v. 32, n. 3, p. 571-585, 2013.

FIGUEIRÊDO, M. C. B.; TEIXEIRA, A. S.; ARAÚJO, L. F. P.; ROSA, M. F.; PAULINO, W. D.; MOTA, S.; ARAÚJO, J. C. Avaliação da vulnerabilidade ambiental de reservatórios à eutrofização. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, ano 2009, v. 12, n. 4, p. 399-409, 2007.

GALVEZ-CLOUTIER, R.; SANCHEZ, M. Trophic Status Evaluation for 154 Lakes in Quebec, Canada: Monitoring and Recommendations. **Water Quality Research Journal of Canada**, London, v. 42, p. 252-268, 2007.

- GANGULY, D.; PATRA, S.; MUDULI, P.R.; VARDHAN, K.V.; R., A.K.; ROBIN, R.S.; SUBRAMANIAN, B.R. Influence of Nutrient Input on the Trophic State of a Tropical Brackish Water Lagoon. **Journal of Earth System Science**, v. 124, p. 1005-1017, 2015. <https://doi.org/10.1007/s12040-015-0582-9>
- HENNEMANN, M.C.; PETRUCUI, M.M. Spatial and Temporal Dynamic of Trophic Relevant Parameters in a Subtropical Coastal Lagoon in Brazil. **Environmental Monitoring Assessment**, v. 181, p.347-361, 2011. <https://doi.org/10.1007/s10661-010-1833-5>
- IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Banabuiú. *IBGE*, Rio de Janeiro, [2019]. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ce/banabuiu/panorama>. Acesso em: 11 dez. 2019.
- LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo**: avaliação dos métodos de monitoramento. 2004. Tese (Doutorado em Engenharia) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004
- LIU, H.; PAN, D.; CHEN, P. A Two-Year Field Study and Evaluation of Water Quality and Trophic State of a Large Shallow Drinking Water Reservoir in Shanghai, China. **Desalination and Water Treatment**, London, v. 57, n. 29, p. 13829-13838, 2016.
- MAIA, A. A. D.; CARVALHO, S. L.; CARVALHO, F. T. de. Comparação de dois índices de determinação do grau de trofia nas águas do Baixo Rio São José dos Dourados, São Paulo, Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 20, p. 613-622, 2015.
- MENEZES, J. P. C. et al. Relação entre padrões de uso e ocupação do solo e qualidade da água em uma bacia hidrográfica urbana. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 21, p. 519-534, 2016.
- OLIVEIRA, M. F. M. *et al.* Estimativa do potencial de perda de fósforo através da metodologia "P Index". **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 3, p. 267-273, 2010.
- ONU – ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. **A ONU e a água**. ONU, Brasília, DF, [2019]. Disponível em: <https://nacoesunidas.org/acao/agua/>. Acesso em: 13 set. 2019.
- RESENDE, A.V. Agricultura e qualidade da água: contaminação da água por nitrato. **Embrapa**, Brasília, DF, n. 57, p. 1-28, dez. 2002.
- ROLIM, H. O.; NUNES, A. B. A.; NASCIMENTO, F. J. S. C.; CHAVES, J. R. Proposal of a Trophic State Index in Semi-arid Reservoirs Using Data of the Banabuiú Basin, State of Ceará, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Rio Claro, SP, v. 31, 2019. <https://doi.org/10.1590/s2179-975x12517>
- ROLIM, H. de O. **Proposta de índice de estado trófico em reservatórios do semiárido a partir de dados da bacia do Banabuiú, estado do Ceará**. 2016. 90 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2016.
- SALAS, H. J.; MARTINO, P. A Simplified Phosphorus Trophic State Model for Warm-Water Tropical Lakes. **Water Research**, Amsterdam, v. 25, n. 3, p. 341-350, 1991.
- SILVA, Í. Compartimentação morfológica aplicada ao potencial de erosão laminar: uma análise da Bacia Hidrográfica do Alto Banabuiú, Ceará. **Journal of Chemical Information and Modeling**, Washington, DC, v. 53, n. 9, p. 1689-1699, 2019.
- SNIS – SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. **Conheça o SNIS**. SNIS, Banabuiú, 2019. Disponível em: <http://app4.cidades.gov.br/serieHistorica/#>. Acesso em: 10 dez. 2019.
- TOLEDO, A. P.; AGUDO, E. G.; TOLARICO, M.; CHINEZ, S. J. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação do processo de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. *In*: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL – AIDIS, 19., 1984. Santiago. **Anais [...]**. Santiago: AIDIS, 1984.
- TRINDADE, P. B. C. B.; MENDONÇA, A. S. F. Eutrofização em reservatórios: estudo de caso: reservatório de Rio Bonito (ES). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 19, p. 275-282, 2014.
- TUNDISI, J. G. Novas perspectivas para a gestão de recursos hídricos. **Revista USP**, São Paulo, n. 70, p. 24-35, 2006.
- VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2005. v. 1, 452 p.
- WANG, Y. et al. Modelling Water Quality and Quantity with the Influence of Inter-Basin Water Diversion Projects and Cascade Reservoirs in the Middle-Lower Hanjiang River. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 541, p. 1348-1362, 2016.
- WETZEL, R.G. **Limnologia**. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 1993.

Análise da valorização econômica de uma edificação multifamiliar com a implantação de um sistema de água cinza para fins não potáveis

Analysis of the economic valuation of a multi-family building with the implementation of a gray water system for non-drinking purposes

- **Data de entrada:**
11/07/2022
- **Data de aprovação:**
19/02/2022

Isabela Cristina Ferreira Faria^{1*} | Márcia Viana Lisboa Martins¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.53>

ORCID ID

Faria ICF  <https://orcid.org/0000-0002-3344-1916>

Martins MVL  <https://orcid.org/0000-0002-6900-6350>

Resumo

O advento das edificações sustentáveis tem reduzido muito os impactos ambientais ocasionados pela construção civil. No entanto, os altos custos de investimento desestimulam a implementação desse tipo de empreendimento, e ainda são poucos os estudos que avaliam a valorização ambiental das habitações como uma forma de compensar o investimento. Dessa forma, este artigo buscou analisar a valorização ambiental de uma edificação multifamiliar com a implantação de um sistema de água cinza para fins não potáveis, sob a perspectiva do empreendedor e do proprietário. Para tal, foi dimensionado um sistema de reúso considerando os requisitos da ABNT NBR 16.782:2019. Foram comparados os custos para a construção de um empreendimento convencional e um dotado do sistema de reúso, e calculou-se o preço de venda de ambos. O retorno do investimento foi calculado por meio do *payback* e do valor presente líquido com a economia na conta de água. Observou-se que o empreendimento dotado do sistema de reúso tem uma lucratividade maior para o construtor, em razão da valorização ambiental, mas os valores de *payback* e valor presente líquido (VPL) não demonstraram viabilidade econômica na perspectiva dos compradores dos apartamentos.

Palavras-chave: Edificação sustentável. Reúso de água não potável. Água cinza. Viabilidade econômica.

Abstract

The advent of sustainable buildings has greatly reduced the environmental impacts caused by civil construction. However, despite the high investments, few studies have evaluated the environmental value of homes with water reuse systems. This study aimed to analyze the environmental enhancement of a multifamily building with the implementation of a gray water system for non-potable purposes based on the perspective of the entrepreneur and the owner. For this, the reuse system was designed considering the requirements of ABNT NBR 16.782:2019. The costs for constructing the conventional project and those equipped with the reuse system were compared and the sales price of both was calculated. The return on investment was calculated by payback and net present

¹ Universidade Federal de Itajubá – Itajubá – Minas Gerais – Brasil.

* **Autor correspondente:** isacrisff.exp@gmail.com

value with savings on the water bill. This study found that the enterprise equipped with the reuse system has greater profitability for builders due to environmental appreciation. However, the payback and NPV values showed no economic viability from the perspective of apartment buyers.

Keywords: Sustainable building. Reuse of non-potable water. Gray water. Economic viability.

1 INTRODUÇÃO

A indústria da construção civil é responsável por grande parte dos impactos ambientais, em razão do consumo elevado de matérias-primas e da geração de resíduos. O setor é responsável por cerca de 21% do consumo de água (Scramin, 2022).

As edificações sustentáveis, também denominadas de edificações verdes, são resultado da transformação e modernização da indústria da construção civil para minimizar os impactos no meio ambiente e atender o mercado consumidor mais exigente. São edificações que adotam práticas sustentáveis de conservação e racionalização de água e energia, empregam materiais certificados na construção e priorizam a qualidade interna do ar, o conforto térmico, a localização e transporte próximo, entre outros (Zhao; Liu; Wang, 2022).

A adoção de práticas sustentáveis pelas construtoras tem atraído consumidores interessados em contribuir para minimizar os impactos ambientais. Um empreendimento que apresenta itens de sustentabilidade, como reúso de água e eficiência energética, tem o poder de influenciar o consumidor na hora da compra, o que resulta na valorização ambiental do bem ou produto. Uma pesquisa realizada pela Câmara Brasileira da Indústria da Construção – (CBIC) apontou que fatores sustentáveis/ecológicos estão entre os itens mais lembrados pelos consumidores quando se pretende adquirir um imóvel (CBIC, 2014).

No entanto, a adoção de práticas sustentáveis esbarra no custo inicial, que geralmente é mais elevado. Os indicadores de sustentabilidade comumente utilizados avaliam os benefícios por

seu impacto ambiental em relação ao uso de energia, água, uso da terra e outros indicadores ambientais, como toneladas de emissões de gás carbônico, metros cúbicos de água, entre outros. No entanto, esse tipo de avaliação não possibilita que as empresas verifiquem as vantagens econômicas da adoção dessas práticas (Zhao; Liu; Wang, 2022).

De acordo com Zhao, Liu e Wang (2022), há poucas pesquisas sobre avaliação de benefícios ambientais em termos monetários, o que dificulta a verificação de todos os benefícios potenciais da construção sustentável. Os construtores, incluindo investidores, banqueiros e avaliadores, demonstram interesse em determinar os benefícios da construção sustentável em termos monetários para tornar esses benefícios comparáveis em termos de custos e outros benefícios.

No mapeamento científico da literatura sobre construção verde, desde seu advento em 1974, Darko *et al.* (2019) afirmam que a questão da sustentabilidade ambiental da construção verde tem sido amplamente estudada, mas que os aspectos de sustentabilidade social e econômica são visivelmente negligenciados. A vertente ambiental pode ser avaliada por meio do método de valorização da economia ambiental, que raramente é aplicado no âmbito das edificações (Zhao; Liu; Wang, 2022).

Logo, é necessário propor uma metodologia que possibilite avaliar economicamente os benefícios derivados de investimento em edificações sustentáveis, a partir do ponto de vista de quem executa o empreendimento e de quem adquire o imóvel, de modo a atender os interesses de todos os envolvidos no processo.

Nesse sentido, este artigo buscou analisar técnica e economicamente a implantação do sistema de reúso de água cinza para fins não potáveis, visando avaliar o impacto no custo da edificação e a valorização ambiental que pode ser alcançada em uma edificação verde.

2 METODOLOGIA

2.1 Caracterização do empreendimento

O edifício analisado é o Residencial Isaura Carneiro, localizado no Centro de Santa Rita do Sapucaí (MG). O empreendimento foi projetado e executado pela JCosta Construtora.

O edifício possui acabamento de alto padrão e conta com um pavimento térreo, 28 vagas de garagem e um ponto comercial (112,82 m² de área privativa), além de mais sete pavimentos com dois apartamentos por andar, totalizando 14 apartamentos. Os apartamentos do primeiro andar possuem área de 168,35 m², do segundo ao quinto pavimento a área é de 126,42 m² e a cobertura possui uma área de 201,55 m².

No térreo, os ambientes que usam água são um banheiro do zelador, um lavabo social e dois lavabos no ponto comercial. Há, ainda, uma área impermeabilizada de aproximadamente 506 m² na garagem, com uma torneira para limpeza. Os banheiros possuem chuveiro, lavatório e bacia sanitária e os lavabos somente lavatório e bacia sanitária. Nos apartamentos, há dois banheiros, um lavabo, uma cozinha e uma área de serviço. Na cobertura, acrescenta-se um lavabo. No total, são 48 bacias sanitárias, 48 lavatórios, 42 chuveiros, 14 pias e 14 tanques.

2.2 Estudo de viabilidade técnica do reúso de água cinza

O sistema de reúso de água cinza foi concebido para o aproveitamento da água cinza proveniente dos chuveiros para atendimento da demanda não potável das bacias sanitárias e dos pontos

de água para lavagem da garagem. A viabilidade do sistema de reúso foi verificada para o atendimento dos requisitos de qualidade para água não potável estabelecidos pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) na NBR 16.783 (ABNT, 2019a).

A quantidade de pessoas que residem no edifício foi estimada com base nos dados do censo do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) para amostra de famílias, o qual indica que a grande maioria das famílias brasileiras é composta por duas ou três pessoas, com o segundo lugar pertencendo às famílias com quatro pessoas (IBGE, 2017). Dessa forma, considerou-se que quatro pessoas habitavam os apartamentos com três e quatro quartos. Para o ponto comercial, foram consideradas três pessoas trabalhando em horário comercial.

O volume diário gerado de água cinza foi obtido multiplicando a quantidade de moradores pela vazão dos aparelhos sanitários (lavatório, chuveiro, tanque e máquina de lavar roupa) e pelo tempo diário de uso, no modelo apresentado por Gonçalves e Bazzarella (2005).

Para a estimativa da demanda interna de água não potável, foram considerados o número de usuários multiplicado pelo volume e a frequência de uso da bacia sanitária, com dados obtidos de Tomaz (2007). Para os usos externos, foi considerada a lavagem de áreas impermeabilizadas (506 m²) com média de oito limpezas por mês e um consumo de 4 L/dia/m², com base em dados de Gonçalves e Jordão (2006).

A partir dos dados de oferta e demanda de água, foi elaborado o balanço hídrico e verificado se a oferta de água cinza atende a demanda de água não potável.

O dimensionamento do reservatório inferior de água cinza foi realizado de acordo com os requisitos apresentados na NBR 16.783 (ABNT, 2019a),

que recomenda que o período de armazenamento de água não potável não seja superior a dois dias. O volume a ser reservado foi o volume da demanda diária de água não potável, e o excedente de água cinza descartado juntamente com as águas negras.

Neste estudo, optou-se por utilizar uma estação de tratamento de água cinza – (Etac) disponível no mercado, devido à facilidade e agilidade trazidas por sua implantação. Para a escolha da Etac, foram consideradas a capacidade de atender a demanda de água não potável, o tipo de tratamento utilizado (físico, químico ou biológico), a compactidade e disponibilidade no mercado.

As instalações hidráulicas prediais de água fria e de coleta de águas residuárias do edifício em análise são diferentes das usuais, visto que há necessidade de instalações distintas de distribuição de água fria potável e não potável (água cinza tratada) e de coleta de água negra e água cinza. Assim, algumas diretrizes foram adotadas para elaboração de um projeto sólido que não apresentasse falhas como a ligação cruzada de água potável com água de reúso. Nesse âmbito, o traçado das instalações prediais expõe-se como indispensável, identificando as tubulações referentes à distribuição de água potável e água não potável, conforme preconiza a NBR 16.782 (ABNT, 2019b). O dimensionamento das instalações prediais de água fria (potável e não potável) foi realizado considerando a NBR 5.626 (ABNT, 2020) e os sistemas prediais de coleta de águas residuárias (águas negras e águas cinzas) foram dimensionados considerando a NBR 8.160 (ABNT, 1999).

2.3 Análise de viabilidade econômica

A análise econômica foi realizada sob duas perspectivas, a da empresa e a do proprietário. A perspectiva da empresa empreendedora consistiu em verificar se o investimento econômico em edificação sustentável (reúso de água) pode ser compensado com a valorização ambiental da edificação. A outra perspectiva foi a do proprietário do apartamento, que pode ter o retorno financeiro do investimento na compra de um apartamento em uma edificação que possui um sistema de reúso de água, devido à economia na conta de água e esgoto.

2.3.1 Análise econômica – perspectiva da construtora

Para análise econômica da perspectiva da construtora, foi necessário calcular o custo da edificação convencional e da edificação sustentável (com reúso de água cinza). A base de dados utilizada para fazer o orçamento foi o Sistema Nacional de Pesquisa de Custos e Índices da Construção Civil (Sinapi) do mês de maio 2022², não desonerado, sendo que a empresa deve incluir nos custos da obra o valor dos encargos pagos aos funcionários.

Com o orçamento da construção do empreendimento convencional e do terreno, foi possível obter o valor de venda dos apartamentos, no qual incide sobre o preço de venda, em decimais, o somatório das alíquotas de impostos e da lucratividade. A lucratividade depende de cada empresa e, nesse caso, foi definida como 10% sobre o valor global das vendas. Já para as alíquotas, o regime de tributação que foi adotado foi por lucro real, com os valores de programação de integração social (PIS), contribuição para financiamento da seguridade social (Cofins), desoneração e imposto sobre serviços de qualquer natureza (ISS) praticados.

² Disponível em: <https://www.caixa.gov.br/site/paginas/downloads.aspx>. Acesso em: 14 set. 2024.

O cálculo do preço de venda correspondente à toda edificação foi dado pela Equação 1, e, para cada apartamento, o valor de venda foi obtido em proporção a área, visto que os apartamentos possuem áreas diferentes.

$$PV = \frac{CT}{(1-i)} \quad (\text{Equação 1})$$

Em que:

PV = preço de venda, em R\$

CT = custo total da obra, em R\$, incluindo custos diretos (material e mão de obra e compra do terreno) e indiretos (administração de obra)

i = incidência da lucratividade e da somatória dos impostos (PIS, CONFINS, Desoneração e ISS)

A Equação 2 possibilita o cálculo dos benefícios e despesas indiretas – (BDI), que é o percentual que deve ser aplicado sobre o custo direto dos itens da planilha da obra para se chegar ao preço de venda, ou seja, é a majoração percentual que PV representa sobre o custo direto.

$$BDI = \left(\frac{PV}{CT} - 1 \right) \times 100 \quad (\text{Equação 2})$$

O custo da edificação sustentável (C_{SUS}) foi obtido considerando o custo da edificação convencional acrescido do custo do sistema de reúso de água (instalações prediais de água não potável, Etac etc.). O BDI incidiu sobre o preço de venda da edificação sustentável, ou seja, do empreendimento com reúso de água cinza (Equação 3).

$$PV_{SUS} = \left(\frac{BDI}{100} + 1 \right) \cdot C_{SUS} \quad (\text{Equação 3})$$

Em que:

PV_{SUS} = preço de venda do edifício sustentável, em R\$

BDI = benefícios e despesas indiretas (Equação 2), em %

C_{SUS} = custo da obra sustentável, em R\$

2.3.2 Valorização ambiental

Os investimentos em habitações sustentáveis, na maioria das vezes, representam maior custo no processo de construção, apesar de trazerem benefícios como possibilidade de aumento de geração de energia por fontes renováveis e redução do consumo de água potável por meio do reúso de águas cinza e do aproveitamento de água de chuva.

Além disso, o consumidor está cada vez mais exigente em relação a ações e práticas que promovam o consumo sustentável, estando dispostos a pagar por tais benefícios (Pereira *et al.*, 2017). Diante disso, as empresas têm investido em construções sustentáveis, buscando adequar-se à gestão ambiental e agregar valores aos produtos e/ou serviços oferecidos, visando a valorização do empreendimento.

Assim, propõe-se, para o cálculo da valorização econômica dos benefícios ambientais de uma edificação sustentável, a inserção de uma variável de valorização ambiental no preço de venda do imóvel (Equação 4).

$$PV_{SUSVA} = PV_{SUS} \cdot VA \quad (\text{Equação 4})$$

Em que:

PV_{SUSVA} = preço de venda do edifício sustentável com valorização ambiental, em R\$

VA = valorização ambiental, em %

A variável de valorização ambiental proposta baseia-se nos dos índices praticados por algumas empresas da construção civil e índices registrados pela CBIC e pelo governo (Tabela 1).

Tabela 1 – Porcentagem de valorização ambiental de um empreendimento.

Referência	Porcentagem de aumento
Ministério do Meio Ambiente (2012)	de 10% a 30%
CBIC (2014)	10%
Pires (2008) – Construtora Koprime	0%
Pires (2008) – Construtora Bautec	de 10 a 15%
Pires (2008) – Construtora ACCR	0%
Federação Brasileira de Bancos (2010)	8%
Federação Brasileira de Bancos (2010)	3%
Zauli (2013)	15%
MÉDIA	8,56%

Dessa forma, é possível comparar o preço de venda da edificação convencional com o preço da edificação verde e verificar se, com a valorização ambiental, o preço de venda supera os custos de investimento em reúso de água, propiciando a implantação de uma edificação sustentável.

2.3.3 Análise econômica – perspectiva do proprietário

O investimento em uma edificação com sistema de reúso de água cinza pode ser recuperado com a redução do consumo de água potável fornecida pela concessionária local e na geração de esgoto, o que consequentemente reduz o valor gasto com a conta de água e esgoto.

Foram utilizados dois métodos para analisar a viabilidade econômica do sistema na perspectiva dos proprietários dos apartamentos, *payback* simples e valor presente líquido (VPL).

O *payback* simples (Equação 5) identifica o período de retorno de tempo (geralmente medido em anos) para um investimento gerar benefícios financeiros suficientes para se pagar. Nesse caso, o período de retorno acima da vida útil do sistema foi considerado como investimento inviável. De acordo com Sant’ana, Boeger e Vilela (2013), a vida útil dos sistemas de reúso de água cinza pode ser considerada como de 30 anos. Então,

um *payback* menor do que este valor demonstra benefício do investimento.

$$PBS = \frac{1}{V_p} \quad (\text{Equação 5})$$

Em que:

PBS = *payback* simples, em anos

I = valor do investimento no sistema de reúso de água, em R\$

V_p = valor anual economizado na conta de água e esgoto com a redução do consumo de água potável e do volume de esgoto devido ao reúso, em R\$

O valor do investimento (I) é a diferença entre o custo da edificação sustentável (C_{sus}) excluído o custo da edificação convencional (C_T).

A economia anual na conta de água e esgoto (V_p) é obtida pela redução no valor da conta de água e esgoto devido ao volume poupado com o reúso de água.

O cálculo do VPL (Equação 6) permite uma comparação dos benefícios financeiros adquiridos ao longo da vida útil dos sistemas. Ressalta-se que quanto maior o VPL, maior é o benefício financeiro gerado pela implementação do sistema de reúso de água não potável ao longo de sua vida útil. Um valor de VPL negativo demonstra que o investimento não é viável financeiramente e a aplicação do capital gera prejuízos.

$$VPL = -1 + \sum_{t=0}^n \frac{V_{pt} - C_{Rt}}{(1+j)^t} \quad (\text{Equação 6})$$

Em que:

VPL = valor presente líquido, em R\$

I = investimento inicial ou custo capital no ano zero, em R\$

V_{pt} = valor poupado no ano t , em R\$/ano

C_{Rt} = custo de operação e manutenção no ano t , em R\$/ano

j = taxa de juros anual, em %

n = vida útil, em anos

O valor poupado anualmente na conta de água e esgoto (V_p) é referente aos benefícios advindos com a implantação do sistema de reúso de água. O custo anual com a operação e manutenção (C_R) do sistema de reúso foi calculado pela Equação 7.

$$C_R = (MO + L + MA + E) \times 12 \quad (\text{Equação 7})$$

Em que:

C_R = custo anual com o sistema de reúso de água, em R\$/ano

MO = valor mensal de mão de obra, resultante da multiplicação entre o valor da hora de mão de obra, em R\$/h, pelo número de horas trabalhadas

L = custo com a retirada do lodo, considerando o custo de remoção do lodo por um caminhão limpa-fossa, em R\$/mês

MA = custo com materiais como produtos químicos, em R\$/mês

E = custo de energia, em R\$/mês, obtido multiplicando o consumo de energia dos equipamentos (bombeamento) pela tarifa de energia cobrada pela concessionária de energia, no caso, a Companhia Energética de Minas Gerais (Cemig)

Os cálculos do *payback* e do VLP também foram realizados considerando a valorização ambiental. Nesse caso, o custo do investimento (I) foi obtido pela diferença entre o preço de venda da construção sustentável e o preço de venda da construção convencional.

3 RESULTADOS

3.1 Análise de viabilidade técnica

A demanda diária de água da edificação resultou em 14.976,44 L/dia (Tabela 2) e foi obtida considerando a vazão de cada aparelho, a frequência de uso e o número total de 56 moradores (quatro habitantes por apartamento e 14 apartamentos). Para o ponto comercial, foi considerado que cada pessoa utilizaria a bacia sanitária quatro vezes ao dia e que a frequência de uso da bacia sanitária no depósito de material de limpeza (DML) e no lavabo seria de uma vez ao dia. A demanda diária externa de água não potável (564,4 L/dia) foi obtida considerando a área de lavagem (506,0 m²), o consumo de 4,0 L/m² – obtido de Gonçalves e Jordão (2006) – e a frequência de oito limpezas/mês.

Tabela 2 – Demanda de água potável e não potável da edificação.

Qualidade da água	Aparelho hidrossanitário	Consumo (L/dia)	%
Água potável	Pia	1680	11,2
	Tanque	2240	15,0
	Máquina de lavar roupa	3312	22,1
	Chuveiro	3920	26,2
	Lavatório	1344	9,0
Água não potável	Bacia sanitária	1916	12,8
	Torneira	564	3,8
Total		14.976	100

O consumo médio diário de água cinza gerado foi considerado igual ao consumo de água potável, excluindo a pia da cozinha, que não será reutilizada como água cinza (10.816L), desprezando-se as perdas. Observa-se que o chuveiro foi respon-

sável por 26,2% (3920 L) da geração de água cinza, sendo o suficiente para atender a demanda de água não potável das bacias sanitárias e limpeza 16,57% (2480 L). Esse foi o volume considerado para o sistema de reúso.

O consumo médio total de água por habitante foi de 277,3 L/hab.dia, valor que condiz com apartamento de padrão alto, comparando com o consumo predial diário de um apartamento de padrão médio, que é de 250 L/dia, e para um apartamento padrão luxo, de 300 L/dia (Botelho; Ribeiro Júnior, 2010). Para Mierzwa *et al.* (2006), o consumo total de água para habitante de empreendimentos verticais é de 294 L/hab.dia, valor um pouco maior do que o obtido neste trabalho.

Para a reservação de água cinza, foram necessários dois reservatórios inferiores, um que antecede o processo de tratamento, denominado reservatório de água cinza bruta (tanque de equalização), e um após o tratamento, denominado reservatório de água cinza tratada, e um reservatório superior. Para o tanque de equalização, foi adotado o mesmo volume da demanda diária de água não potável (2.480,6 L/dia). O reservatório comercial de volume imediatamente superior é o reservatório de 3.000 L. Para o tanque de água cinza tratada, adotou-se dois terços da demanda de água não potável, cujo reservatório de volume comercial adotado foi de 2.000 L. Para o reservatório superior de distribuição de água não potável, adotou-se um terço da demanda de água de reúso, sendo definido um volume de 1.000 L.

Em relação às estações de tratamento de água cinza, há diversos fornecedores no Brasil, e os modelos fabricados se dividem entre as Etacs com tratamento físico-químico e biológico, ao contrário de países desenvolvidos, como a Alemanha, em que predomina a comercialização de reatores biológicos com membrana filtrantes (MBR) (Gonçalves; Keller; Franci, 2019).

Os processos biológicos apresentam elevada eficiência no tratamento e o custo de operação e manutenção é reduzido. No entanto, podem

ocupar áreas significativas nas edificações dependendo da configuração e da capacidade, e demandar um investimento inicial maior do que os sistemas com tratamento físico-químico (Gonçalves; Keller; Franci, 2019). No caso de sistemas anaeróbios, pode haver exalação de maus odores.

Os sistemas de tratamento físico-químico compostos de coagulação, floculação, decantação, filtração e desinfecção são fornecidos em módulos compactos, o que facilita sua instalação, e o consumo de energia é reduzido quando comparado aos MBR. Por outro lado, o tratamento físico-químico não remove eficientemente matéria orgânica dissolvida, e requer consumo elevado de produtos químicos (coagulantes e floculantes) e requer controle automatizado (Gonçalves; Keller; Franci, 2019).

A Etac escolhida foi a Etac 500 da empresa Ecoracional, em decorrência de sua área reduzida e facilidade de instalação e operação. O tipo de tratamento da Etac é o físico-químico, composto por um filtro separador de sólidos, um módulo com floculadores hidráulicos, decantador e tanque de contato, um filtro de areia e um filtro de carvão ativado (Figura 1). A capacidade de tratamento é de 500 L/hora de água cinza, sendo esta foi a menor Etac disponibilizada pela empresa. Assim, foi considerado o funcionamento de seis horas por dia.

As instalações prediais de água não potável acrescentaram 168m de tubulação de DN20 (136% em relação à tubulação utilizada na edificação), 66m de tubulação de DN25 (8% em relação à tubulação utilizada na edificação) e 18m de tubulação de DN32 (134% em relação à tubulação utilizada na edificação). Já a coleta de água cinza acrescentou 156m de tubulações de DN50 (80% em relação à tubulação utilizada na edificação) e 48m DN100 (12% em relação à tubulação utilizada na edificação).



Figura 1 – Sistema de tratamento da ETAC.

Fonte: Ecoracional (2023)

3.2 Análise de viabilidade econômica do sistema

3.2.1 Perspectiva da empresa

O custo da edificação convencional foi de R\$ 5.289.471,32, foi obtido com base no orçamento

e na tabela Sinapi de outubro de 2022. O custo a mais para a implantação do sistema de reúso de água cinza foi de R\$ 111.259,74 (Tabela 3). O custo da edificação com reúso foi de R\$ 5.400.732,06, caracterizando um acréscimo de 2,1%.

Tabela 3 – Resumo dos valores dos itens que compõem o sistema de reúso de água cinza.

Item	Descrição	Valor (R\$)	%
1	Projetos	R\$ 6.781,85	6,10
2	Fundação	R\$ 1.071,72	0,96
3	Cobertura	R\$ 1.858,99	1,67
4	Instalações de água fria	R\$ 13.444,72	12,08
5	Instalações de esgoto	R\$ 9.461,20	8,50
6	Instalações elétricas	R\$ 304,16	0,27
7	Sistema de recalque	R\$ 3.633,72	3,27
8	Etac	R\$ 57.020,72	51,25
9	Esquadrias	R\$ 15.947,48	14,33
10	Pintura	R\$ 1.735,18	1,56
TOTAL		R\$ 111.259,74	100%

O custo total do empreendimento convencional, inserindo o preço da compra do terreno (R\$ 1.821.060,00) foi de R\$ 7.110.531,32. Para o valor de incidência de tributos e da lucratividade no preço de venda, foram considerados os valores de PIS e Cofins para regime cumulativo de 0,65% e 3%, respectivamente, de acordo com a Lei n. 9.718, de 27 de novembro de 1998. Para

o valor da desoneração, foi considerado 4,5%, de acordo com o artigo 7º da Lei n. 12.546, de 14 de dezembro de 2011. O valor do ISS foi considerado de 2%, conforme código tributário municipal de Santa Rita do Sapucaí. Portanto, a incidência sobre o preço de venda resultou na porcentagem de 20,15%. O preço de venda do edifício (Equação 1) do edifício convencional resultou em

R\$ 8.904.860,76. O BDI calculado resultou em 25,23% (Equação 2).

O custo da edificação sustentável com adição do preço da compra do terreno foi de R\$ 7.221.791,06, caracterizando um acréscimo de apenas 1,56% sobre o custo da edificação convencional. Esse custo pode facilmente ser absorvido pela construtora, numa visão estratégica de se adequar a um modelo de gestão ambiental somada à necessidade de atender um mercado consumidor interessado na aquisição de edificação sustentável (Pereira *et al.*, 2017).

O preço de venda para o empreendimento com reúso de água cinza, considerando o BDI de 25,23%, resultou em R\$ 9.044.196,69. Adicionou-se a valorização ambiental do empreendimento, referente à disposição do consumidor em pagar por um empreendimento com itens de sustentabilidade, a esse preço. Essa valorização ambiental sobre o preço de venda do empreendimento variou de 0% (nenhuma valorização) até 30% (Tabela 1).

Num cenário mais pessimista, foi considerada a menor porcentagem de valorização ambiental, de 3%, registrada pela Federação Brasileira de Bancos (Febraban) (2010). O preço de venda do empreendimento é de R\$ 9.315.522,59. Assim, considerando o lucro inicial da construtora de 10% no custo da edificação (R\$ 271.325,90), mais o valor adicional no preço de venda com a valorização ambiental (R\$ 711.503,13), o lucro total da empresa aumentou para 10,9%.

Já em um cenário mais otimista, foi considerado o valor de 15% registrado por Pires (2008) e Zauli (2013) para a construtora Bautech. A lucratividade da construtora subiu para 22,9%. O valor de 30% registrado pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA) corresponde ao dobro da maior porcentagem, que somente seria conveniente considerar num cenário de escassez hídrica mais severa.

Por fim, considerando a média dos valores, que corresponde a 8,56%, obteve-se o preço de venda de R\$ 9.818.379,93, que representa um aumento no lucro da empresa de 16,4%.

3.2.2 Perspectiva do proprietário

Para o cálculo do *payback* simples, o valor do investimento foi considerado como a diferença entre os preços dos apartamentos no edifício convencional e o edifício sustentável, com a implantação do sistema de reúso de água cinza.

A economia mensal na conta de água e esgoto para a edificação com o sistema de reúso de água cinza foi de R\$ 1.083,43. Foi considerado o valor da tarifa de água cobrado pela Companhia de Saneamento de Minas Gerais (Copasa), de acordo com a Resolução ARSAE-MG 154, de 28 de junho de 2021 – 10,036 R\$/m³ para consumo de 20 a 40 m³/mês, mais a taxa fixa mensal de R\$ 17,61. Para o esgoto, esse valor é de 7,427 R\$/m³ para um volume de esgoto de 20 a 40 m³/mês, mais a taxa fixa mensal de R\$ 13,03.

O custo mensal de operação e manutenção da Etac (mão de obra, gestão de lodo, suprimentos de materiais e custo de energia) é apresentado na Tabela 4.

O valor poupado mensalmente foi dividido proporcionalmente para cada apartamento em função da área de cada um. O valor do *payback* (Equação 5) do investimento no sistema reúso de água cinza para os apartamentos e ponto comercial é apresentado na Tabela 5.

Para o cálculo do VPL, foi considerada uma taxa de juros de 100% do valor do certificado de depósito interbancário (CDI) de 2022, sendo utilizado o valor de 13,50% para taxa de investimento. Com isso, obteve-se os valores de VPL (Equação 6) para os apartamentos e o ponto comercial para implantação do sistema de reúso de água (Tabela 6).

Tabela 4 – Custo mensal com o sistema de reúso de água cinza.

Itens	Unidade	Quant/mês	R\$/un	R\$/mês
Mão de obra (R\$/mês) – MO	h	30	R\$ 7,81	R\$ 234,38
Materiais (R\$/mês) – MA	VB	1	R\$ 197,98	R\$ 197,98
- Areia do filtro	kg	8,3	R\$ 3,10	R\$ 25,82
- Carvão	kg	4,17	R\$ 15,59	R\$ 64,98
- Pastilha de cloro	Uni.	4	R\$ 9,89	R\$ 39,56
- Sulfato de alumínio	kg	5,3	R\$ 7,48	R\$ 39,97
- Cal	kg	0,8	R\$ 1,14	R\$ 0,89
- Mangueira de sucção	m	0,83	R\$ 32,12	R\$ 26,77
Energia (R\$/mês) – E (Etac)	kWh/mês	132,39	R\$ 0,746	R\$ 98,72
Energia (R\$/mês) – E (bomba 2cv)	kWh/mês	50,75	R\$ 0,746	R\$ 37,84
			TOTAL	R\$ 568,92

Tabela 5 – Cálculo do payback para o sistema de reúso de água não potável.

Variáveis	Apto 101 e 102	Apto 201 a 602	Apto 701 a 702	Ponto comercial
Custo capital de investimento – K (R\$)	R\$ 11.081,34	R\$ 8.321,37	R\$ 13.266,67	R\$ 7.426,18
Valor poupado por ano (R\$)	R\$ 890,49	R\$ 890,49	R\$ 890,49	R\$ 534,29
Payback simples – PBS (anos)	12,44	9,34	14,90	13,90

Tabela 6 – Cálculo do VPL para os sistemas de reúso de água não potável.

Variáveis	Apto 101 e 102	Apto 201 a 602	Apto 701 a 702	Ponto comercial
Custo capital no ano zero – K0 (R\$)	R\$ 11.081,34	R\$ 8.321,37	R\$ 13.266,67	R\$ 7.426,18
Valor poupado por ano – Bt-Ct (R\$)	R\$ 890,49	R\$ 890,49	R\$ 890,49	R\$ 534,29
Taxa de juros anual – i (%)	13,65%	13,65%	13,65%	13,65%
Vida útil – n (anos)	30	30	30	30
Valor presente líquido – VPL (R\$)	-R\$ 4.698,04	-R\$ 1.938,07	-R\$ 6.883,37	-R\$ 3.596,20

4 DISCUSSÃO

Observando os custos da edificação convencional (R\$ 5.289.471,32) comparados com os custos da edificação com sistema de reúso de água cinza (R\$ 5.400.732,06), percebeu-se que esse sistema equivalia a uma porcentagem pequena do custo total de um empreendimento (2,1%).

Tomando essa mesma proporção, porém com o preço com BDI do empreendimento convencional e os acréscimos de custo devido à implantação do sistema de reúso, teve-se que o acréscimo da

implantação do sistema de reúso de água cinza acrescentaria somente 1,56% no preço de venda.

O serviço que representou a maior parte dos custos da implantação do sistema de reúso foi a estação de tratamento de água cinza, responsável por aproximadamente 51,25% de todo o custo do sistema.

Considerando que a Etac, o sistema de bombeamento e os reservatórios de água não potável podem ser instalados após a finalização da obra do

empreendimento, vale ressaltar que, para a água cinza, excluindo os itens de sistema de recalque e instalação da Etac, o restante dos serviços corresponde a cerca de 45,48% do custo da implantação do sistema, um investimento de apenas 0,96% a mais durante a construção do empreendimento.

Observa-se que as instalações prediais de rede dupla de água fria e de coleta de esgoto no sistema de reúso de água cinza representam um acréscimo de apenas 0,42% no custo da edificação. Assim, mesmo que a implantação de um sistema de reúso de água não se mostre viável atualmente, pois a escassez hídrica na região não é acentuada e a tarifa da água é baixa, a implementação da rede dupla é interessante. Assim, no caso de agravamento da crise hídrica, a edificação já estaria com parte das instalações adequadas ao reúso de água, evitando os custos de implantação de rede dupla numa edificação já existente, que seriam muito maiores, pois haveria necessidade de somar o custo remoção e colocação de reboco, azulejo, piso etc.

O aumento da tarifa de água tem se mostrado uma medida eficaz para reduzir o desequilíbrio entre a oferta e a procura (Gonçalves; Keller; Franci, 2019; Rinaudo; Neverre; Montginoul, 2012,). Em países como a França, a legislação obriga as empresas de saneamento a adotarem tarifas que proporcionem incentivos a conservação da água (Rinaudo; Neverre; Montginoul, 2012). O consumo de água potável na Alemanha é significativamente menor do que no Brasil, em decorrência das diferenças climáticas, culturais e tecnológicas, mas, principalmente, devido as tarifas de água e esgoto mais elevadas que no Brasil (Gonçalves; Keller; Franci, 2019).

Analisando os valores de *payback* apresentados na Tabela 5 e tendo como base que a vida útil dos sistemas de reúso de água não potável é de 30 anos, percebe-se que houve viabilidade econômica na implantação do sistema de reúso de água cinza,

uma vez que os valores de *payback* são menores do que 30 anos, mesmo que sejam um tempo de retorno alto.

Observa-se, na Tabela 6, que todos valores de VPL foram negativos, ou seja, para nenhum dos apartamentos ou ponto comercial foi viável economicamente a implantação do sistema de reúso de água não potável. Um VPL negativo significa que o investimento aplicado gerou prejuízo ao longo dos 30 anos de vida útil do sistema. Entretanto, para Pereira *et al.* (2017), a nova geração estará mais preocupada com as questões ambientais e disposta a pagar pelos benefícios ambientais.

Um dos motivos para a inviabilidade do sistema de reúso de água cinza foi o custo da Etac, uma vez que foi adotada uma estação com uma capacidade quatro vezes maior do que a necessária para a edificação. Para esse caso, não foi encontrado-se no mercado uma Etac de capacidade menor, porém é possível realizar a análise econômica com preço da Etac proporcional a sua capacidade, ou seja, considerando um quarto de seu preço, obtém-se um *payback* de 6,04 anos para os apartamentos e um VPL de R\$ 1.006,87, o que já demonstra a viabilidade econômica do sistema.

Gonçalves, Simões e Wanke (2010) analisaram o sistema de reúso de água cinza para uso não potável exclusivamente para descarga das bacias sanitárias no edifício Royal Blue, que é um edifício de luxo na cidade de Vitória (ES). O *payback* para o sistema foi de 8,5 anos, valor próximo ao atingido neste estudo para o sistema de reúso de água cinza se considerado o custo proporcional da Etac.

Diante do exposto, a empresa responsável pela construção do empreendimento em estudo foi questionada sobre os custos acrescidos aos apartamentos ao adicionar o sistema de reúso. A empresa informou que não pretendia repassar os custos no preço de venda e que o retorno do investimento viria com a venda mais rápida

dos apartamentos, dado o interesse crescente da sociedade em adquirir um empreendimento com as vantagens ambientais dos sistemas de reúso de água não potável. Futuramente, com o aumento do interesse em empreendimentos sustentáveis, passaria a incorporar a valorização ambiental no preço de venda de seus empreendimentos.

Portanto, considerando que a construtora não incluiria os custos com reúso de água não potável no preço de venda dos apartamentos, o investimento do proprietário seria igual a zero. Dessa forma, tendo o proprietário do apartamento com reúso de água cinza uma economia de R\$ 890,49 reais ao ano com a conta de água, em 30 anos, que é a vida útil dos sistemas de reúso de água não potável, esse proprietário teria uma economia de R\$ 26.714,70 no total. Trazendo esse valor para o valor presente, isso significa que, no ato do investimento, essa economia teria o valor de R\$ 6.383,30. O proprietário pode entender esse valor como um desconto no ato da compra do imóvel. Seria como se um imóvel com valor de venda de R\$ 540.134,42 reais fosse comprado por R\$ 533.751,12, ou seja, com aproximadamente 1,18% de desconto.

5 CONCLUSÕES

Neste trabalho, analisou-se a viabilidade técnica e econômica da implantação do sistema de reúso de água de água para fins não potáveis em edifícios multifamiliares.

Verificou-se que a implantação de um sistema de reúso de água não potável representa acréscimo pequeno no custo da edificação (2,1%), sendo a Etac a maior parcela no custo do sistema de reúso de água cinza.

Considerando a valorização ambiental da edificação verde, há um aumento da lucratividade da empresa, podendo ser mais um fator positivo para incrementar a construção sustentável.

Verificou-se, ainda, que os benefícios econômicos para os proprietários decorrentes da economia na conta de água com a redução do consumo de água potável não são suficientes para recuperar o investimento, sendo uma das razões levantadas o baixo preço da tarifa de água praticada no país. Ressalta-se que isso não diminui o interesse em investir numa edificação verde, visto que é crescente o interesse do consumidor em contribuir para redução dos impactos ambientais.

Por fim, dado o interesse da empresa em atender o mercado consumidor cada vez mais sensível às questões ambientais, a aquisição de um imóvel equipado com um sistema de reúso pode significar um desconto no preço de compra da edificação.

Para trabalhos futuros, sugere-se adoção de um modelo de estação de tratamento de água cinza mais adequado. Além disso, é possível ampliar os cálculos de forma a definir a partir de quantos pavimentos e com quantos apartamentos por pavimento é possível obter a viabilidade econômica do sistema.

6 AGRADECIMENTOS

Agradeço à minha orientadora Márcia que me ajudou durante todo o mestrado, agradeço também a empresa JCosta Construtora que me cedeu os projetos do empreendimento para o estudo de caso e agradeço a minha família por todo o apoio.

7 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Faria ICF, Martins MVL; **Metodologia:** Faria ICF, Martins MVL; **Investigação:** Faria ICF, Martins MVL; **Redação:** Faria ICF, Martins MVL; **Revisão & Edição:** Faria ICF, Martins MVL; **Supervisão:** Martins MVL.

8 REFERÊNCIAS

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 8160:** Sistemas prediais de esgoto sanitário - Projeto e execução. Rio de Janeiro: ABNT, 1999.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 16.783**: uso de fontes alternativas de água não potável em edificações. Rio de Janeiro: ABNT, 2019a.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 16.782**: Conservação de água em edificações – Requisitos, procedimentos e diretrizes. Rio de Janeiro: ABNT, 2019b.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 5626**: Sistemas prediais de água fria e água quente – Projeto, execução, operação e manutenção. Rio de Janeiro: ABNT, 2020.

BRASIL. **Lei Federal n. 9.718, de 27 de novembro de 1998**. Altera a Legislação Tributária Federal. Brasília, DF: Presidência da República, 1998. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9718.htm. Acesso em: 28 jan. 2023.

BRASIL. **Lei Federal n. 12.546/2011, de 14 de dezembro de 2011**. Institui o Regime Especial de Reintegração de Valores Tributários para as Empresas Exportadoras (Reintegra); dispõe sobre a redução do Imposto sobre Produtos Industrializados (IPI) à indústria automotiva; altera a incidência das contribuições previdenciárias devidas pelas empresas que menciona; altera as Leis nº 11.774, de 17 de setembro de 2008, nº 11.033, de 21 de dezembro de 2004, nº 11.196, de 21 de novembro de 2005, nº 10.865, de 30 de abril de 2004, nº 11.508, de 20 de julho de 2007, nº 7.291, de 19 de dezembro de 1984, nº 11.491, de 20 de junho de 2007, nº 9.782, de 26 de janeiro de 1999, e nº 9.294, de 15 de julho de 1996, e a Medida Provisória nº 2.199-14, de 24 de agosto de 2001; revoga o art. 1º da Lei nº 11.529, de 22 de outubro de 2007, e o art. 6º do Decreto-Lei nº 1.593, de 21 de dezembro de 1977, nos termos que especifica; e dá outras providências. Brasília, DF: Presidência da República, 2011. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2011/lei/l12546.htm. Acesso em: 28 jan. 2023.

BOTELHO, M. H. C.; RIBEIRO JÚNIOR, G. A. **Instalações hidráulicas prediais**: usando tubos de PVC e PPR. 3. ed. São Paulo: Blucher, 2010.

CBIC – CÂMARA BRASILEIRA DA INDÚSTRIA DA CONSTRUÇÃO. **A inovação na construção civil no Brasil sob a ótica do consumidor**. São Paulo: Instituto Sensus, 2014.

DARKO, A.; CHAN, A. P. C.; HUO, X.; OWUSU-MANU, D.-G. A scientometric analysis and visualization of global green building research. **Building And Environment**, Kidlington, v. 149, p. 501-511, 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2018.12.059>.

FEBRABAN – FEDERAÇÃO BRASILEIRA DE BANCOS. Comissão de Responsabilidade Social e Sustentabilidade. **Café com sustentabilidade**: construção sustentável. 17. ed. São Paulo: Febraban, 2010.

GONÇALVES, R. F.; BAZZARELLA, B. B. Reuso de águas cinzas e gerenciamento alternativo das águas amarelas (urina) em

áreas urbanas. Anais eletrônicos do Workshop sobre Reuso. Campina Grande, PB, 2005.

GONÇALVES, R. F.; JORDÃO, E. P. Introdução. In: GONÇALVES, R. F. (coord.). **Uso racional da água em edificações**. Rio de Janeiro: ABES, 2006. p. 1-28.

GONÇALVES, R. F.; KELLER, R. P.; FRANCI, T. K. Análise comparativa das práticas de reúso de água cinza em edificações urbanas na Alemanha e no Brasil. **Revista DAE**, São Paulo, v. 67, n. 217, p. 75-89, 2019. <http://dx.doi.org/10.4322/dae.2019.024>

GONÇALVES, R. F.; SIMÕES, G. M. S.; WANKE, R. Reuso de águas cinzas em edificações urbanas: estudo de caso em Vitória (ES) e Macaé (RJ). **Revista AIDIS**, Cidade do México, v. 3, n. 1, p. 120-131, 2010.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo 2010**: amostra – famílias. Brasília, DF: IBGE, 2017. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pesquisa/23/24161>. Acesso em: 28 nov. 2021.

MIERZWA, J. C. *et al.* Avaliação econômica dos sistemas de reuso de água em empreendimentos imobiliários. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL, 30., 2006, Punta Del Este. **Anais [...]**. Punta Del Este: AIDS, 2006.

MINAS GERAIS (Estado). **Resolução ARSAE-MG nº 154, de 28 de junho de 2021**. Autoriza a Companhia de Saneamento de Minas Gerais – Copasa a aplicar aos serviços públicos de abastecimento de água e de esgotamento sanitário prestados as tarifas constantes do Anexo I desta resolução, aprova as regras a serem observadas pela Copasa para o próximo ciclo tarifário e dá outras providências. Belo Horizonte, MG, 29 jun. 2021. Disponível em: <https://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=53949>. Acesso em: 13 set. 2024.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Cartilha Moradias Sustentáveis**: economia e durabilidade. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2013. Disponível em: <https://www.gov.br/mma/pt-br/noticias/mma-orienta-sobre-obras-sustentaveis>. Acesso em: 14 set. 2024.

PEREIRA, G. R. *et al.* Marketing verde: fatores da geração Z sobre questões ambientais. **Consumer Behavior Review**, Recife, v. 1, n. 2, p. 58-72, 2017.

PIRES, F. M. **Análise do comportamento sustentável das empresas do setor da construção civil da Grande Florianópolis**. 2008. Monografia (Especialização em Ciências Econômicas) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2008.

RINAUDO, J.-D.; NEVERRE, N.; MONTGINOUL, M. Simulating the impact of pricing policies on residential water demand: a southern France case study. **Water Resources Management**,

[s. l.], v. 26, p. 2057-2068, 2012. <https://doi.org/10.1007/s11269-012-9998-z>

SANT'ANA, D.; BOEGER, L.; VILELA, L. Aproveitamento de águas pluviais e o reuso de águas cinzas em edifícios residenciais de Brasília – Parte 2: viabilidade técnica e econômica. **Paranoá**, Brasília, DF, v. 6, n. 10, p. 85-93, 2013. <https://doi.org/10.18830/issn.1679-0944.n10.2013.12126>

SCRAMIN, L. Unicamp desenvolve tecnologia para construções mais sustentáveis. **Jornal da Unicamp**, Campinas, 24 maio 2022. Disponível em: <https://www.unicamp.br/unicamp/ju/noticias/2022/05/24/unicamp-desenvolve-tecnologia-para-construcoes-mais-sustentaveis>. Acesso em: 16 set. 2023.

TOMAZ, Plínio. Aproveitamento de água de chuva de telhados em áreas urbanas para fins não potáveis: diretrizes básicas para um projeto. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE CAPTAÇÃO DA ÁGUA DE CHUVA, 6., Belo Horizonte, 2007.

ZAULI, A. O. **Uso eficiente de água em edificações residenciais**. 2013. Monografia (Especialização em Construção Civil) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2013.

ZHAO, C.; LIU, M; WANG, K.. Monetary valuation of the environmental benefits of green building: a case study of China. **Journal Of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 365, e132704, 2022. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.132704>

Estudo do potencial de colmatação de membranas em um BRM em batelada sequencial com leito móvel utilizando efluente de indústria papeleira

Study of the potential of membrane fouling in a MBR in sequential batch with mobile bed using effluent from paper manufacturing industry

- **Data de entrada:**
27/04/2023
- **Data de aprovação:**
16/10/2023

Thiago Schactae de Almeida^{1*} | Carlos Magno de Sousa Vidal² | Carlos Raphael Pedroso² | Aline Trog-Ferreira³ | Guilherme Gavlak² | DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.054>

ORCID ID

Almeida TS  <https://orcid.org/0000-0003-2748-778X>
Vidal CMS  <https://orcid.org/0000-0002-5839-5610>

Pedroso CR  <https://orcid.org/0000-0003-0991-7088>
Trog-Ferreira A  <https://orcid.org/0000-0003-1882-0165>
Gavlak G  <https://orcid.org/0000-0001-9758-3860>

Resumo

O sistema de biorreator à membrana em batelada sequencial com leito móvel (BRM-SB-LM) é uma excelente alternativa ao tratamento de efluentes da produção de papel. No entanto, a colmatação pode ser um parâmetro limitante em sua operação, pois causa o aumento dos custos, principalmente com energia, uma vez que é necessária a aplicação de uma pressão transmembrana (PTM) maior de acordo com o grau de colmatação da membrana. Neste contexto, o objetivo desta pesquisa foi avaliar o fenômeno da colmatação da membrana no tratamento de efluente da indústria de papel. Para tanto, operou-se um BRM-SB-LM em escala piloto com ciclos de quatro horas com aeração contínua, durante três meses, sem a necessidade de limpeza na membrana e com baixa velocidade de colmatação ($0,287 \text{ KPas} \cdot \text{dia}^{-1}$). Houve uma remoção de 89,65% da demanda química de oxigênio (DQO), sendo a membrana o principal fator para esse resultado. As concentrações de proteínas e polissacarídeos dos produtos microbianos solúveis (SMP) foram as principais contribuintes para a incrustação da membrana.

Palavras-chave: Efluente da produção de papel. Biorreator à membrana. Colmatação. Produtos microbianos solúveis. Substâncias poliméricas extracelulares.

Abstract

The sequential batch membrane bioreactor system with moving bed (MBR-SB-LM) is an excellent alternative in the treatment of effluents from paper production. However, fouling can be a limiting parameter in its operation, as it increases costs, especially with energy, since it is necessary to apply a higher PTM according to the degree of fouling of the membrane. In this context, the objective of the present research was to evaluate the phenomenon of membrane fouling in the treatment of effluent from the paper industry. For this purpose, MBR-SB-LM was operated on a pilot scale with cycles of 4 hours with continuous aeration, for 3 months, without the need for membrane cleaning and presenting a low fouling rate ($0.287 \text{ KPas} \cdot \text{day}^{-1}$). There was a removal of 89.65% of COD, with the

¹ Universidade Estadual de Ponta Grossa - Ponta Grossa - Paraná - Brasil

² Universidade Estadual do Centro Oeste - Itararé - Paraná - Brasil

³ Universidade Federal do Paraná - Curitiba - Paraná - Brasil

* **Autor correspondente:** thienschactae@gmail.com

membrane being the main contributor to this removal. The concentrations of SMP proteins and polysaccharides were the main contributors to membrane fouling.

Keywords: Paper production effluent. Membrane bioreactor. Fouling. Soluble microbial products. Extracellular polymeric substances.

1 INTRODUÇÃO

Em 2015, a indústria de fabricação de celulose e papel teve um consumo de 2,51 m³/s, evidenciando, assim, o alto coeficiente de retorno da água na forma de efluente desse empreendimento (Brasil, 2017; 2019). Com uma geração em torno de 30 a 60 m³ de efluente por tonelada de polpa produzida, esse volume varia de acordo com as técnicas e os métodos de produção em cada fábrica. Pelos processos de polpação e branqueamento, principalmente, as fibras são transformadas em polpas e estas, por sua vez, em papel. Consequentemente, esses processos geram efluentes contendo compostos recalcitrantes e altamente tóxicos (Bajpai, 2018; Garg; Tripathi, 2011; Gupta; Bhardwaj, 2015), caracterizando-se, assim, altas demandas químicas e biológicas de oxigênio (DQO e DBO₅), causando assoreamento nos corpos hídricos receptores, odores desagradáveis e desregulação endócrina da biota aquática, entre outras consequências, tais como mutagenicidade, efeitos genotóxicos, bioacumulação, biomagnificação e letalidade de peixes (Latorre *et al.*, 2004; Pokhrel; Viraraghavan, 2004).

Para reduzir o potencial tóxico do efluente da indústria de papel e celulose, utilizam-se técnicas de tratamento de efluente, podendo ser químicas, físicas, físico-químicas e/ou biológicas (Tavares; Xavier; Evtuguin, 2014). Os tratamentos biológicos são os mais comuns, entre eles estão os biorreatores de membranas (BRM), que utilizam um método de tratamento biológico associado a uma separação sólido-líquido através de membranas filtrantes. Isso permite uma maior remoção da matéria orgânica, uma vez que os sólidos segregados pela membrana permanecem no interior

do biorreator. Esse processo é caracterizado por ser compacto, porém com elevadas demandas de energia e necessitando o controle da colmatação das membranas (Sperling, 2017).

As membranas são materiais seletivos utilizados para reter determinadas substâncias na água. Sua seletividade está ligada ao diâmetro do poro, dessa forma, quanto menor o diâmetro, mais seletiva a membrana será. Para que a água passe através dela é necessária a aplicação de uma pressão. O material retido no concentrado (*i.e.* licor misto) tende a acumular-se na superfície da membrana, influenciando seu fluxo e aumentando a pressão exercida para que a água continue passando através dos poros (pressão transmembrana – PTM), manifestando, assim, o fenômeno da colmatação (Judd; Judd, 2006).

A utilização de biomídias a fim de promover a fixação de biomassa, também chamada de biofilme nos reatores de leito móvel, pode ser uma alternativa para reduzir o potencial de colmatação. O uso de biomídias permite que o biorreator se torne mais compacto, pois elas aumentam a área superficial para adesão da biomassa. Dessa forma, o emprego de biomídias permite uma capacidade de tratamento significativamente maior que os sistemas de lodos ativados, além de alterar a concentração de substâncias poliméricas extracelulares (EPS) e produtos microbianos solúveis (SMP), reduzindo o potencial de colmatação do licor misto (Duan *et al.*, 2013; Judd; Judd, 2006; Ødegaard; Rusten; Westrum, 1994).

Portanto, este trabalho tem por finalidade monitorar os parâmetros de DQO, SMP e EPS ao decorrer

da operação de um biorreator à membrana em batelada sequencial de leito móvel (BRM-BS-LM) no tratamento de efluente proveniente de uma indústria de papel, após seu tratamento primário (decantação), e dessa forma, correlacionar seus valores com as variações da PTM e determinar o índice de incrustação da membrana (MFI) junto com a Resistência Específica de Torta (RST). Por fim, a pesquisa pretende avaliar o potencial de colmatação da membrana que o licor misto desse efluente contém.

2 METODOLOGIA

2.1 Unidade experimental e operação do BRM

A unidade piloto de BRM é composta por uma coluna cilíndrica de acrílico com 14,5 cm de diâmetro e 150 cm de altura, com um volume total de 20 L. Dentro do reator foi instalada uma membrana submersa de fibra oca, modelo ZW-10 (Zenon Environmental Inc). Para filtração, conectou-se uma bomba peristáltica à membrana. Uma bomba centrífuga e uma bomba linear de ar foram utilizadas para encher o reator, junto com uma mangueira porosa localizada no fundo do reator, para fornecimento de oxigênio e homogeneização do reator. Um painel de comando foi instalado para automatização das operações do BRM. Utilizou-se um anteparo para contenção das biomídias na metade superior do reator. As biomídias da marca AMB BioMedia™ de forma cilíndrica, 15 mm de diâmetro e superfície de $550 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$, preencheram cerca de 30% do volume do reator (5,49 L). Subtraindo-se o volume ocupado pelas biomídias e pela membrana, o volume útil do reator corresponde a 13,7 L. Na Figura 1 encontra-se a representação esquemática do biorreator utilizado.

O BRM foi mantido sob ciclos operacionais de 4 horas (equivalente a um tempo de detenção hidráulica – TDH de 10,96 horas) e uma demanda específica de aeração (SAD) de $0,3 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$. Esse ciclo era subdividido em um período de enchimento (correspondendo a um minuto), então se iniciava o período de aeração (com duração de

3 horas e 29 minutos), finalizando com o processo de filtração (duração de 30 minutos): esse período alternava-se em ciclos de nove minutos de filtração e um minuto de descanso para relaxamento da membrana. Nesse tempo de filtração se obtém um volume de 5 L de permeado (taxa de troca volumétrica de 36,49%), representando um fluxo de $10,75 \text{ L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$.

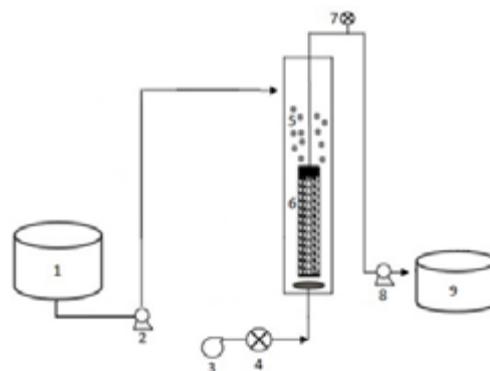


Figura 1 – Esquema da unidade piloto do BRM.

Nota: 1 – Reservatório do afluente. 2 – Bomba de alimentação do BRM. 3 – Bomba de aeração. 4 – Rotâmetros. 5 – Biomídias. 6 – Módulo de membrana. 7 – Vacuômetro. 8 – Bomba para filtração. 9 – Reservatório do permeado.

2.2 Monitoramento, determinação da matéria orgânica e sólidos

As amostras eram retiradas do licor misto para a determinação dos Sólidos Suspensos Totais (SST). Para a determinação de DQO utilizou-se as amostras brutas do efluente, do licor misto e do permeado. Ambas as análises foram executadas duas vezes por semana e de acordo com *Standard Methods for the examination of water and wastewater* (APHA, 2017).

2.3 Determinação do produto microbiano solúvel (soluble microbial products – SMP) e substâncias poliméricas extracelulares (extracellular polymeric substances – EPS)

As amostras utilizadas para os ensaios foram coletadas do licor misto do BRM, após o final de um ciclo de aeração (i.e. durante o período de filtração), e foram executadas semanalmente. A amostragem para proteínas foi obtida pelo

método de Lowry *et al.* (1951) e a amostragem de polissacarídeos pelo método de Dubois *et al.* (1956), que utiliza a glicose para determinar a curva padrão. Para a determinação das respectivas concentrações de SMP e EPS, utilizou-se um espectrofotômetro nos comprimentos de 760 e 490 nm, respectivamente.

2.4 Índice de incrustação de membrana (membrane fouling index – MFI)

Este parâmetro foi analisado segundo o descrito por Boerlage *et al.* (2003), através de ensaios de bancada quinzenais. Os ensaios eram realizados utilizando 500 mL do licor misto e 500 mL do sobrenadante. Ambos eram filtrados em membrana de acetato de celulose (0,45 µm), em uma unidade de filtração de bancada, sob uma pressão de 0,5 bar e o permeado era pesado a cada 20 s de filtração em uma balança de precisão. O índice de incrustação da membrana foi calculado por meio da relação entre a razão tempo de filtração por volume do permeado (t/v) e o volume de permeado (v) (Equação 1).

$$MFI = \frac{t/v}{v} \quad \text{Equação 1}$$

Em que: t é o tempo (s) e v o volume (m^3).

Então, constrói-se o gráfico e se obtém o coeficiente de inclinação da reta gerada, sendo este o valor do MFI. Com esse valor, determina-se a resistência específica da torta (RST dado por $m \cdot kg^{-1}$) (Equação 2). Este valor refere-se à resistência que a torta de sólidos na superfície da membrana inflige durante a filtração (Schippers; Verdouw, 1980; Wang; Li; Houang, 2007).

$$RST = \frac{2000 \cdot A^2 \Delta P}{\mu \cdot C} \cdot \frac{t/v}{v} \quad \text{Equação 2}$$

Em que: RST é a resistência específica da torta; ΔP é a pressão aplicada (KPa); A é a área de filtração da membrana (m^2); C o teor de SST do licor misto ($kg \cdot m^{-3}$); μ a viscosidade dinâmica do permeado (0,00089 Pa.s); t o tempo de filtração (s); e v o volume de permeado (m^3).

2.5 Monitoramento da pressão transmembrana (PTM)

O monitoramento da PTM foi feito periodicamente através de um vacuômetro digital (marca *General VC 9200*). A velocidade de colmatção pode ser calculada pela fórmula da velocidade adaptada ou pode ser entendida como o coeficiente angular da reta de tendência de um gráfico Pressão versus Tempo, em que se calcula a diferença de pressão obtida no período de tempo desejado (Equação 3).

$$VC = \frac{\Delta P}{\Delta t} \quad \text{Equação 3}$$

Em que: VC é a velocidade de colmatção ($KPa \cdot dia^{-1}$); ΔP a variação da pressão (kPa); e Δt a variação do tempo (dias).

2.6 Correlação e tratamento dos dados

Os dados foram tratados pelo software Excel. As correlações elaboradas foram calculadas utilizando o modelo Pearson para o tratamento dos dados. Para elaborar as correlações entre as concentrações de DQO, proteínas e polissacarídeos com o aumento de resistência à filtração, os dados foram agrupados em médias simples, correspondentes aos períodos anteriores em que os ensaios foram feitos e relacionados com o aumento da PTM.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Figura 2 encontra-se o perfil de remoção de DQO e a evolução da PTM ao longo do tempo de operação do BRM. Pode-se observar na Figura 2a que os níveis de DQO para o efluente bruto mostraram-se com uma variação ao longo dos dias operacionais, com valores médios de $335,12 \pm$

78,62 mgL⁻¹. O seu percentual de remoção biológica exibiu uma média de 26,73 ± 9,17%, enquanto para a membrana, esses valores correspondem a 85,25 ± 5,48% de remoção. A remoção média global de

DQO resultou numa média de 89,65%, superior aos 75% de remoção encontrados por Oliveira; Rabelo; Nariyoshi (2014). Nota-se, portanto, que a membrana exerce papel primordial na remoção da DQO.

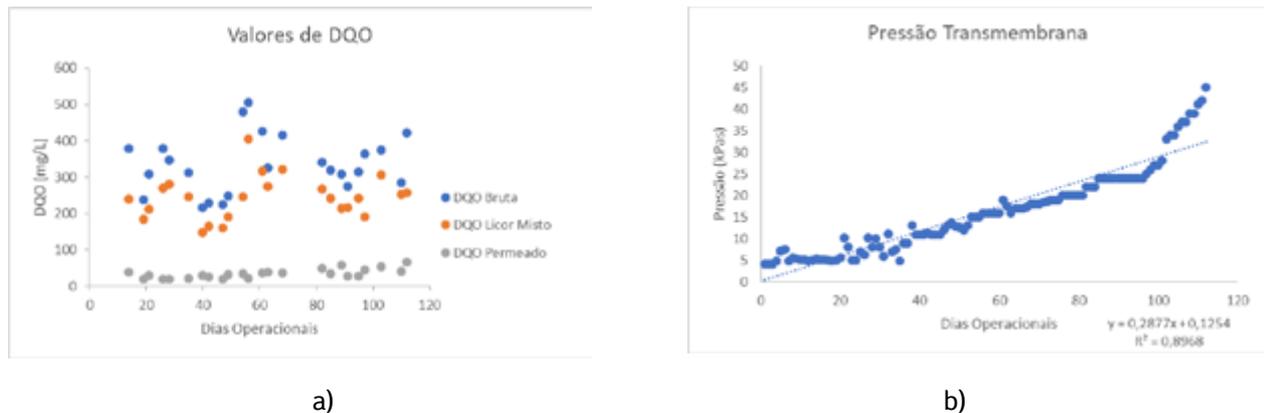


Figura 2 – Perfil de remoção da DQO e evolução da PTM no decorrer do tempo de operação do BRM.

Nota: a) pontos em azul: DQO bruta; pontos em laranja: DQO do licor misto; pontos em cinza: DQO do permeado. b) pontos em azul: valores de PTM.

Podemos notar pela Figura 2b que a correlação entre a DQO removida e o aumento da PTM apresentou um $R^2 = -0,55$. Essa baixa remoção biológica de DQO está de acordo com o observado por Elnakar; Buchanan (2019), pois as frações da DQO de rápida biodegradação no efluente da indústria de papel e celulose compõem apenas 22%, e disso, 4% são de biodegradação lenta. O restante é composto por materiais recalcitrantes orgânicos e inorgânicos, evidenciando-se, assim, o comportamento acima descrito, em que a membrana é a principal responsável pela remoção da DQO. Porém, ressalta-se que neste experimento, o BRM operou com uma concentração média de 2.179,12 mg.L⁻¹ de sólidos suspensos totais (SST), enquanto que Hai; Yamamoto (2011) observam que concentrações superiores a 12.000 mg.L⁻¹ podem ser suportadas facilmente por esse sistema. Dessa forma, a concentração SST no BRM nesta pesquisa pode ser considerada baixa.

Durante os três meses de operação do BRM, não foi observada a necessidade de executar uma limpeza (física ou química) na membrana. O valor máximo atingindo da PTM nesse período foi de 45 kPas. Ressalta-se que o valor máximo de operação para a PTM é de 60 kPas, de acordo com o fabricante. Notou-se que nos últimos 20 dias de operação houve uma elevação da PTM mais intensa, quando comparada ao período anterior. Fato este também observado por Pollice *et al.*, (2005), pois houve um rápido crescimento da PTM. Judd; Judd (2006) observam que esse comportamento está relacionado com a adsorção de SMP na membrana, iniciando-se a formação do biofilme. Posteriormente, com o desenvolvimento da torta e bloqueio dos poros, há uma rápida evolução da PTM.

A velocidade de colmatação da membrana é dada por 0,2877 kPas.dia⁻¹ e um R^2 de 0,8968; uma velocidade consideravelmente baixa, cerca de metade

da encontrada por Costa *et al.*, (2017) durante a operação de um BRM utilizando efluente sanitário.

Na Figura 3 temos a comparação entre os valores de MFI obtidos e a resistência específica da torta ao longo do tempo de operação. Podemos notar que os valores de MFI (Figura 3a) foram positivos tanto para o licor misto quanto para o sobrenadante. Nota-se, ainda, que os valores de MFI para o licor

misto foram superiores em relação aos valores obtidos para o sobrenadante, indicando que o licor misto apresentou uma resistência à filtração superior ao sobrenadante. Porém, observou-se valores insignificantes de R^2 . Meng *et al.*, (2006) concluíram que a presença de bactérias filamentosas pode dificultar a filtração do licor misto, sendo essa uma possível explicação para o comportamento acima descrito.

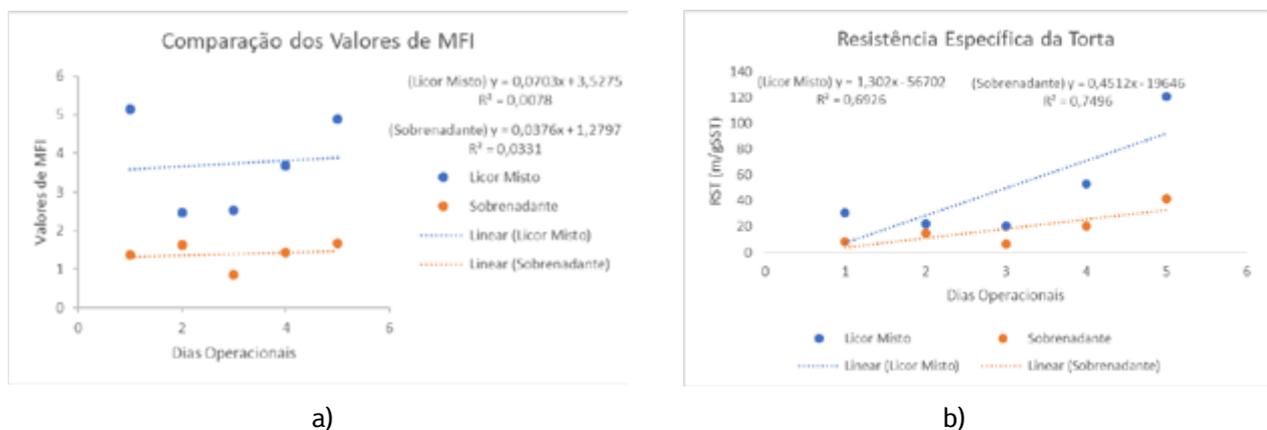


Figura 3 – Comparação entre os valores de MFI obtidos e a evolução da RST ao decorrer do tempo de operação do BRM.

Nota: Os pontos em azul são correspondentes ao licor misto; pontos em laranja correspondem ao sobrenadante.

A partir dos valores de RST (Figura 3b) verificamos que os valores também foram crescentes. Seus coeficientes angulares para o licor misto e o sobrenadante foram de 1,30 e 0,45 e um valor de R^2 correspondente a 0,69 e 0,75, respectivamente. Os valores correspondentes à Resistência da Torta (RST) elevaram-se no mesmo período em que os valores de MFI também se elevaram. A RST do licor misto elevou-se com um maior coeficiente angular, em comparação com RST do sobrenadante. No decorrer dos dias operacionais, a resistência à filtração tende a aumentar por conta das substâncias presentes tanto no licor

misto quanto no sobrenadante. A formação da espessura da torta na superfície da membrana, a composição e concentração das substâncias no licor misto (sólidos suspensos, EPS, micro e macromoléculas de origem biológicas), o tamanho das partículas e suas condições de operação (aeração, limpezas físicas e químicas) também podem influenciar diretamente no aumento dos valores da PTM observados nas condições testadas (Bella; Trapani, 2019). Na Figura 4 encontra-se o comportamento da produção de proteínas e polissacarídeos ao longo da operação do BRM.

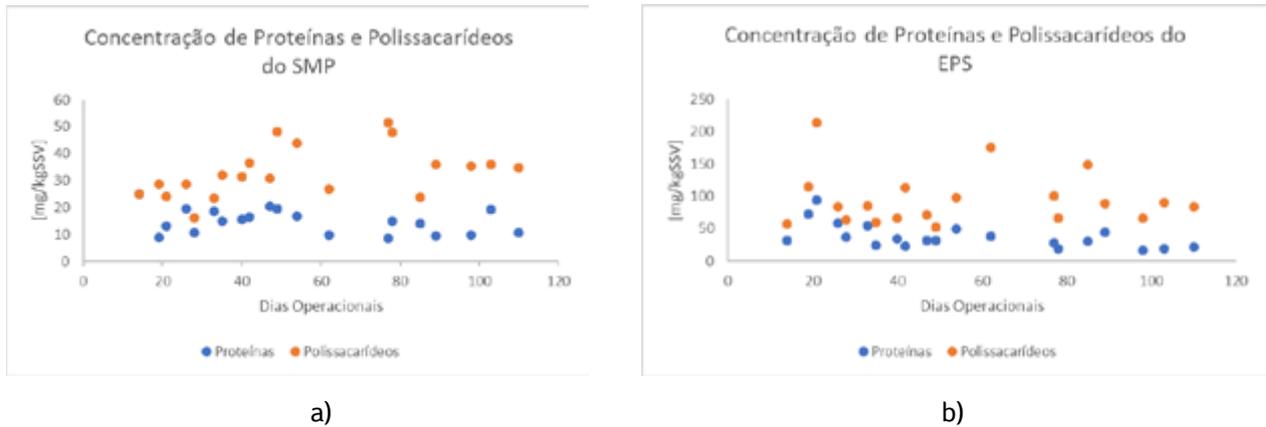


Figura 4 – Demonstração do comportamento da produção de proteínas e polissacarídeos no decorrer da operação do BRM.

Pode-se notar uma concentração de polissacarídeos mais elevada durante todo o período de operação do BRM, tanto para o SMP quanto para o EPS (Figura 4a e 4b). A Tabela 1 mostra a matriz de

correlações entre as variações das concentrações de proteínas e polissacarídeos em relação ao incremento da PTM no decorrer do tempo de operação do BRM.

Tabela 1 – Matriz de correlações.

	Proteínas (SMP)	Polissacarídeos (SMP)	Proteínas (EPS)	Polissacarídeos (EPS)	PTM
Proteínas (SMP)	1				
Polissacarídeos (SMP)	0,059	1			
Proteínas (EPS)	-0,441	-0,911	1		
Polissacarídeos (EPS)	-0,743	-0,524	0,82	1	
PTM	0,554	0,714	-0,915	-0,962	1

Gao *et al.*, (2013) evidenciaram que a temperatura exerce influência na concentração de proteínas e polissacarídeos no licor misto. Dessa forma, em temperaturas mais elevadas (entre 20 e 30° C), há o predomínio de polissacarídeos, enquanto em temperaturas menores há a predominância de proteínas. Nas condições testadas, o BRM apresentava uma temperatura média de 20,2° C, sendo um fator influente no comportamento descrito acima.

Observa-se que as proteínas e os polissacarídeos do SMP são os principais contribuintes para o incremento da PTM, com correlações positivas de 0,55 e 0,71, respectivamente. As concentrações de proteínas e polissacarídeos encontradas no EPS diminuíram com o aumento da PTM, apresentando uma forte correlação negativa de - 0,91 e - 0,96, respectivamente. Essas associações destacam a participação do SMP na colmatção da membrana. A matéria orgânica solúvel é a principal razão

do entupimento e/ou bloqueamento dos poros, através da adsorção do material secretado pelos microrganismos (*i.e.*, SMP) no interior da membrana ou na entrada dos poros (Bella; Trapani, 2019; Erkan; Bakaraki; Engin, 2018). Dessa forma, Hai e Yamamoto (2011) observaram que o SMP é o principal componente formador do biofilme na superfície da membrana. As concentrações de proteínas e polissacarídeos presentes no EPS mostraram-se correlatas positivamente, com $R^2 = 0,82$, aproximadamente.

A associação entre proteínas e polissacarídeos presentes no SMP mostrou-se insignificante com um $R^2 = 0,06$, aproximadamente, enquanto as outras associações mostraram-se negativas. Destacamos as correlações entre as proteínas do EPS e polissacarídeos do SMP, com um $R^2 = -0,91$; e os polissacarídeos do EPS com as proteínas do SMP, com um $R^2 = -0,74$, sugerindo um comportamento em que o aumento dos polissacarídeos no SMP é acompanhado por uma diminuição nas proteínas do EPS e o aumento das proteínas no SMP é acompanhado pela redução dos polissacarídeos do EPS.

Hong *et al.* (2018) concluíram que as frações hidrofóbicas do SMP menores que 20 kDa são os principais componentes do entupimento dos poros da membrana, através da adsorção em suas paredes internas, junto com outras substâncias advindas da degradação das frações do *Loosely Bound* (LB) EPS. Já as frações mais pesadas, formadas por LB e *Tightly Bound* (TB) EPS, juntas aos compostos intracelulares, oriundos da morte celular, formam as camadas da torta. A baixa concentração de EPS produz um efeito de pré-filtração, enquanto as concentrações altas induzem uma colmatação mais severa (Bella; Trapani, 2019; Hai; Yamamoto, 2011). Com isso, pode-se concluir que existe uma concentração ótima de EPS para a operação do BRM.

A Figura 5 mostra o comportamento geral da concentração de SMP e EPS ao decorrer do tempo de operação do BRM junto da variação da PTM.

Percebeu-se que a oscilação na concentração de polissacarídeos e proteínas no decorrer do tempo de operação foi semelhante ao comportamento da DQO. Os valores médios de proteínas são de 53,13 mg.g SSV⁻¹ (14,79 do sobrenadante e 38,34 do licor misto), já os polissacarídeos somaram 128,35 mg.gSSV⁻¹ (32,99 do sobrenadante e 95,36 do licor misto). Destaca-se que as concentrações de polissacarídeos contidos no EPS sobressaíram-se durante todo o período de operação do BRM. As concentrações de proteínas do EPS permaneceram elevadas, sugerindo uma possível relação com a maior resistência à filtração observada no licor misto, tanto nos ensaios do MFI quanto no cálculo da RST. Um comportamento semelhante foi observado por Filloux *et al.*, (2016), onde os autores mostraram que os biopolímeros de alto peso molecular, tais como os EPS, são os principais responsáveis pela colmatação reversível da membrana e a formação da torta.

A colmatação tende a ser maior em efluentes com cargas inorgânicas elevadas. As relações entre C/N (Carbono/Nitrogênio) e P/C (Proteína/Carbono) afetam diretamente a produção de EPS e a formação da torta, respectivamente. Arabi; Nakhla (2008) constataram que uma alta relação de P/C resulta numa resistência maior na filtração, causada pela torta. O uso de EPS facilita, principalmente, a fixação de pequenos flocos e partículas na superfície da membrana. Efluentes industriais normalmente têm uma razão C/N muito elevada, afetando diretamente a colmatação da membrana (Erkan; Bakaraki; Engin, 2018).

Xie *et al.* (2013) observaram que a relação de DQO solúvel e nitrogênio (DQO/N) alteram a produção de SMP. Processos endógenos, nos quais ocorre a hidrólise do EPS, podem elevar a concentração de SMP. A alta razão de DQO/N foi observada por Ly *et al.* (2018) como a condição significativa para o agravamento da colmatação por polissacarídeos. Os fatores mencionados acima mostram que situações semelhantes já foram encontradas

por outros pesquisadores no que diz respeito ao comportamento de proteína e polissacarídeos em BRM, sustentando que a elevada concentração de polissacarídeos observada no experimento pode ser em decorrência de uma deficiência de nitrogênio associada a outros fatores, como a temperatura, anteriormente mencionado.

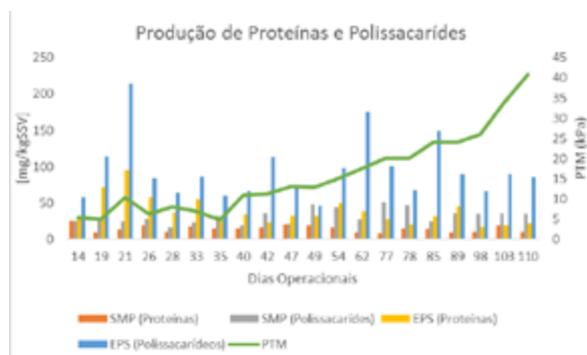


Figura 5 – Concentração de proteínas e polissacarídeos junto com a variação da pressão transmembrana no decorrer da operação do BRM.

Dentro das condições testadas observamos que a colmatação causada por elementos de baixo peso molecular foi significativamente mais pronunciada durante toda a operação. Filloux *et al.*, (2016) verificaram que os componentes de baixo peso molecular (*i.e.*, SMP) são responsáveis pela colmatação irreversível. A deficiência de nitrogênio, mencionada acima na relação C/N, pode explicar a baixa produção de EPS, estando de acordo com o encontrado por Chang e Lee (1998). Sendo um elemento fundamental para a síntese de proteínas, produção de novas células e do ácido nucleico, ele, conseqüentemente, afeta a produção de EPS pelos microrganismos. A falta de nitrogênio induz uma diminuição na concentração de proteína. Erkan *et al.* (2016) encontraram uma relação positiva entre a elevada razão C/N e a concentração de polissacarídeos, sugerindo uma possível explicação para o comportamento entre proteínas e polissacarídeos observado durante a operação do BRM.

Tal como a aeração contínua é um fator atenuante da colmatação, o TDH também é um importante

parâmetro com influência na colmatação em BRM, pois aumenta a concentração de proteínas e polissacarídeos no reator conforme reduz o tempo de detenção (Costa *et al.*, 2018). O TDH, além de proporcionar oxigênio para os microrganismos, promove a agitação do licor misto. Esse fenômeno produz também a agitação das fibras da membrana, de forma a diminuir a deposição de sólidos em sua superfície. Conseqüentemente, há uma redução na razão de colmatação, assim como uma menor taxa de incremento na PTM no decorrer do tempo de operação do BRM e há uma diminuição na viscosidade do licor misto (Chang *et al.*, 2002; Erkan; Bakaraki; Engin, 2018), acarretando numa redução na necessidade de limpezas físicas da membrana, assim como as limpezas químicas (Costa *et al.*, 2017). Essas estratégias operacionais contribuíram para uma baixa velocidade de colmatação.

O sistema de tratamento utilizado neste trabalho demonstrou ser, além de eficiente na remoção das substâncias orgânicas presentes no efluente, um método de tratamento pouco oneroso. De acordo com o que Dalri-Cecato *et al.* (2019) observaram, um BRM custa R\$ 0,63 por m³ de água com qualidade para reuso, o que evidencia um excelente custo-benefício e possibilita o emprego de um BRM como uma tecnologia para o tratamento de efluentes em escala industrial, viabilizando uma operação de baixo custo. Cabe destacar que a produção de água de reuso oriunda do tratamento proposto, pode possibilitar um potencial para sua reutilização em atividades que demandam água de qualidade inferior, incentivando outras iniciativas voltadas para a sustentabilidade e a preservação dos recursos hídricos.

4 CONCLUSÃO

Neste trabalho observamos a complexidade dos parâmetros relacionados com o potencial incrustante do licor misto em um BRM-BS-LM. Notou-se uma alta eficiência na remoção da DQO, com

média global de 89,65%, porém não foram observadas contribuições da DQO para a colmatação da membrana. No entanto, os polissacarídeos e as proteínas contidos no SMP contribuíram no processo de colmatação.

Em suma, os resultados demonstraram excelente viabilidade no implemento de BRM para o tratamento de efluentes de uma indústria de produção de papel. A velocidade de colmatação foi demasiadamente lenta, não necessitando de nenhuma limpeza durante três meses de operação, e seu baixo potencial incrustante fazem deste método de tratamento uma alternativa muito atraente e de baixo custo.

5 AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) – Código de Financiamento 001.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Supervisão: Vidal CMS, Pedroso CR; **Metodologia:** Vidal CMS, Pedroso CR; **Investigação:** Vidal CMS, Almeida TS; **Redação – Primeira versão:** Almeida TS; **Redação – Revisão & Edição:** Trog-Ferreira A, Gavlak G.

7 REFERÊNCIAS

ARABI, S.; NAKHLA, G. Impact of protein/carbohydrate ratio in the feed wastewater on the membrane fouling in membrane bioreactors. **Journal of Membrane Science**, Amsterdam, v. 324, p. 142-150, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2008.07.026>

APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 23rd ed. Washington, DC, 2017. 2670 p.

BAJPAI, P. **Biotechnology for pulp and paper processing**. 2nd ed. Singapura: Springer Nature Singapore, 2018. 588 p.

BELLA, D. B.; TRAPANI, D. D. A brief review on the resistance-in-series model in membrane bioreactors (MBRs). **Membranes**, Basel, v. 9, p. 9-24, 2019. <https://doi.org/10.3390/membranes9020024>

BOERLAGE, S. F. E. *et al.* The MFI-UF as a water quality test and monitor. **Journal of Membrane Science**, Amsterdam,

v. 211, p. 271-289, 2003. [https://doi.org/10.1016/S0376-7388\(02\)00427-1](https://doi.org/10.1016/S0376-7388(02)00427-1)

BRASIL. Agência Nacional de Águas. **Manual de usos consuntivos da água no Brasil**. Brasília, DF, 2019.

BRASIL. Agência Nacional de Águas. **Água na indústria**. Brasília, DF, 2017.

CHANG, I. S.; LEE, C. H. Membrane filtration characteristics in membrane-coupled activated sludge system: the effect of physiological states of activated sludge on membrane fouling. **Desalination**, Amsterdam, v. 120, p. 221-233, 1998. [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(98\)00220-3](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(98)00220-3)

CHANG, I. S. *et al.* Membrane fouling in membrane bioreactors for wastewater treatment. **Journal of Environmental Engineering**, Reston, v. 128, p. 1018-1029, 2002.

COSTA, R. E. da. *et al.* Comparative study on treatment performance, membrane fouling, and microbial community profile between conventional and hybrid sequencing batch membrane bioreactors for municipal wastewater treatment. **Environmental Science and Pollution Research**, Landsberg, v. 28, p. 32767-32782, 2018. [10.1007/s11356-018-3248-8](https://doi.org/10.1007/s11356-018-3248-8)

COSTA, R. E. *et al.* Assessing the performance and microbial community of hybrid moving bed and conventional membrane bioreactors treating municipal wastewater. **Environmental Technology**, London, v. 40, p. 716-729, 2017. [10.1080/09593330.2017.1404137](https://doi.org/10.1080/09593330.2017.1404137)

DALRI-CECATO, L. *et al.* Estimativas dos custos de operação de um biorreator à membrana. **Revista DAE, São Paulo**, v. 67, p. 90-102, 2019. [10.4322/dae.2019.025](https://doi.org/10.4322/dae.2019.025)

DUAN, L. *et al.* The characteristics of extracellular polymeric substances and soluble microbial products in moving bed biofilm reactor-membrane bioreactor. **Bioresource Technology**, Barking, v. 148, p. 436-442, 2013. [10.1016/j.biortech.2013.08.147](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.08.147)

DUBOIS, M. *et al.* Colorimetric method for determination of sugars and related substances. **Analytical Chemistry**, Washington, DC, v. 28, n. 3, p. 350-356, 1956. <https://doi.org/10.1021/ac60111a017>

ELNAKAR, H.; BUCHANAN, I. D. Pulp and paper mill effluent management. **Water Environment Federation**, [S. l.], v. 9, p. 1069-1071, 2019. <https://doi.org/10.1002/wer.1179>

ERKAN, H. S. *et al.* Effect of carbon to nitrogen ratio of feed wastewater and sludge retention time on activated sludge in a submerged membrane bioreactor. **Environmental Science and Pollution Research**, Alemanha, v. 23, p. 10742-10752, 2016. [10.1007/s11356-016-6215-2](https://doi.org/10.1007/s11356-016-6215-2)

ERKAN, H.S.; BAKARAKI, N.; ENGIN, G. Ö. Chapter Five - Membrane bioreactors for wastewater treatment. **Comprehensive Analytical Chemistry**, [S. l.], v. 81, p. 151-200, 2018.

- FILLOUX, E. *et al.* Investigating the relative contribution of colloidal and soluble fractions of secondary effluent organic matter to the irreversible fouling of MF and UF hollow fibre membranes. **Separation and Purification Technology**, Amsterdam, v. 170, p. 109-115, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2016.06.034>
- GAO, D. W. *et al.* Membrane fouling related to microbial community and extracellular polymeric substances at different temperatures. **Bioresource Technology**, Barking v. 143, p. 172-177, 2013. [10.1016/j.biortech.2013.05.127](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.05.127)
- GARG, S. K.; TRIPATHI, M. Strategies for decolorization and detoxification of pulp and paper mill effluent. **Reviews of Environmental Contamination and Toxicology**, New York, v. 212, p. 113-136, 2011. [10.1007/978-1-4419-8453-1_4](https://doi.org/10.1007/978-1-4419-8453-1_4)
- GUPTA, S.; BHARDWAJ, N. K. **Advances in the treatment of pulp and paper mill wastewater**. New York: CRC, 2015. p. 26.
- HAI, F. I.; YAMAMOTO, K. Membrane biological reactors. **Treatise on Water Science**, Amsterdam, p. 571-613, 2011. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-53199-5.00096-8>
- HONG, P. N. *et al.* Polarity-molecular weight profile of extracellular polymeric substances in a membrane bioreactor: comparison between bulk sludge and cake layers. **Journal of Water and Environment Technology**, [S. l.], v. 16, n. 1, p. 40-53, 2018. <https://doi.org/10.2965/jwet.17-020>
- JUDD, S.; JUDD, C. **The MBR book: principles and applications of membrane bioreactors in water and wastewater treatment**. 2ª ed. Oxford: Elsevier, 2011.
- LATORRE, A. *et al.* Organic Compounds in Paper Mill Wastewaters. In: BARCELÓ, D.; ANDREY, G. **The Handbook of Environmental Chemistry**. Barcelona: Springer, 2004. v. 2.
- LOWRY, O. H. *et al.* Protein measurement with folin phenol reagent. **Journal of Biological Chemistry**, Baltimore, v. 193, p. 265-275, 1951.
- LY, Q. V. *et al.* Effects of COD/N ratio on soluble microbial products in effluent from sequencing batch reactors and subsequent membrane fouling. **Water Research**, Oxford, v. 134, p. 13-21, 2018. [10.1016/j.watres.2018.01.024](https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.01.024)
- MENG, F. *et al.* Effect of filamentous bacteria on membrane fouling in submerged membrane reactor. **Journal of Membrane Science**, Amsterdam, v. 272, p. 161-168, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2005.07.041>
- ØDEGAARD, H.; RUSTEN, B.; WESTRUM, T. A new moving bed biofilm reactor – Applications and results. **Water Science and Technology**, London, v. 29, n. 10-11, p. 157-165, 1994. <https://doi.org/10.2166/wst.1994.0757>
- OLIVEIRA, D. V. M. de; RABELO, M. D.; NARIYOSHI, Y. N. Evaluation of a MBBR (moving bed biofilm reactor) pilot plant for treatment of pulp and paper mill wastewater. **International Journal of Environmental Monitoring and Analysis**, New York, v. 2, p. 220-225, 2014.
- POKHREL, D.; VIRARAGHAVAN, T. Treatment of pulp and paper mill wastewater – a review. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 333, p. 37-58, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.05.017>
- POLLICE, A. *et al.* Sub-critical flux fouling in membrane bioreactors — a review of recent literature. **Desalination**, Amsterdam, v. 174, p. 221-230, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2004.09.012>
- SCHIPPERS, J. C.; VERDOUW, J. The modified fouling index, a method of determining the fouling characteristics of water. **Desalination**, Amsterdam, v. 32, p. 137-148, 1980. [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(00\)86014-2](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(00)86014-2)
- SPERLING, M. V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2017. 470 p.
- TAVARES, A. P. M.; XAVIER, M. R. B.; EVTUGUIN, D. V. Biotechnology applications in pulp and paper industry. In: SINHA, S. **Biotechnology**: Volume 12: Bioprocess Engineering. Houston: Stadium Press, 2014. p. 561-581.
- XIE, W. M. *et al.* Evaluating the impact of operational parameters on the formation of soluble microbial products (SMP) by activated sludge. **Water Research**, Oxford, v. 47, p. 1073-1079, 2013. [10.1016/j.watres.2012.11.022](https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.11.022)
- WANG, X. M.; LI, X. Y.; HOUANG, X. Membrane fouling in a submerged membrane bioreactor (SMBR): characterisation of the sludge cake and its high filtration resistance. **Separation and Purification Technology**, Amsterdam, v. 52, p. 439-445, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2006.05.025>

Análise bibliométrica e sistemática das tendências de pesquisas sobre o potencial da economia circular no gerenciamento de Resíduos Eletroeletrônicos (REEE) no período de 2008 a 2022

Bibliometric and systematic analysis of research trends on the potential of the circular economy in the management of Electronic Waste (WEEE) from 2008 to 2022

- **Data de entrada:** 02/09/2023
- **Data de aprovação:** 27/10/2023

Rayanne Maria Galdino Silva^{1*} | Claudia Coutinho Nóbrega¹ | Ana Cecília Novaes de Sá¹ | Lílian de Queiroz Firmino² | Gracielle Ferreira de Souza¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.55>

ORCID ID

Silva RMG  <https://orcid.org/0000-0001-8288-0934>
Nóbrega CC  <https://orcid.org/0000-0003-3459-185X>

Sá ACN  <https://orcid.org/0000-0002-4939-8844>
Firmino LQ  <https://orcid.org/0000-0002-3919-4100>
Souza GF  <https://orcid.org/0000-0001-6634-5018>

Resumo

A reutilização e a reciclagem são as principais técnicas usadas para implementação da Economia Circular (EC) aos Resíduos Eletroeletrônicos (REEE). Assim, este estudo visa fornecer uma visão do estado da arte acerca dessas estratégias. Para isso, um conjunto de 27 artigos foram minuciosamente estudados de forma bibliométrica e sistemática. Foi utilizado o Microsoft Excel e o Mendeley para organização dos dados e o software VOSviewer para gerar uma rede de interação das palavras-chave. Identificou-se o Reino Unido e a Irlanda como os maiores emissários de artigos no tema, que ganhou enfoque a partir de 2017. O *Journal of Cleaner Production* e *Waste Management* foram os periódicos com maior número de publicações. A revisão sistemática revelou que os subtemas mais explorados foram o gerenciamento dos REEE, especialmente no que diz respeito às barreiras e facilitadores da EC, e o potencial de reutilização e de reciclagem com ênfase nas tecnologias utilizadas na mineração urbana.

Palavras-chave: Saneamento ambiental. Gestão de resíduos. Mineração urbana. Gerenciamento de REEE. Reúso. Fim de vida. Remanufatura.

Abstract

Reuse and recycling are the main techniques used to implement the Circular Economy (CE) to Electronic Waste (WEEE), so this study aims to provide a state-of-the-art view on these strategies. For this, a set of 27 articles were thoroughly trained in a bibliometric and systematic way. Microsoft Excel and Mendeley were used to organize the data and the VOSviewer Software to generate an interaction network of keywords. The United Kingdom and Ireland were identified as the largest emissaries of articles on the subject, which gained an approach from 2017. The Journal of Cleaner Production and Waste Management were the journals with the highest number of publications. The systematic review revealed that the most explored subtopics were WEEE management, especially with regard to EC barriers and facilitators, and the potential for reuse and recycling with an emphasis on technologies used in urban mining.

Keywords: Environmental sanitation. Waste management. Urban mining. WEEE management. Reuse. End of life. Remanufacturing.

¹ Universidade Federal da Paraíba – João Pessoa – Paraíba – Brasil

² Universidade Federal de Campina Grande – Campina Grande – Paraíba – Brasil.

*Autor correspondente: rayannemaria2014@gmail.com

1 INTRODUÇÃO

Os avanços tecnológicos garantiram a disseminação de Equipamentos Eletroeletrônicos (EEE) nos últimos tempos. Esse cenário, somado ao crescimento da globalização, urbanização, altos níveis de renda disponíveis e cultura consumista, resultou em uma ampla utilização de EEE, o que, por sua vez, gerou uma quantidade significativa de resíduos produzidos desses equipamentos no final de sua vida útil, os denominados Resíduos de Equipamentos Eletroeletrônicos REEE ou WEEE, a sigla em inglês para Waste Electrical and Electronic Equipment (Shittu; Williams; Shaw, 2022).

De acordo com dados estimados, cerca de 54 milhões de toneladas de REEE foram produzidos em todo o mundo no ano de 2019, excluindo-se os painéis fotovoltaicos (Forti *et al.*, 2020; Shittu; Williams; Shaw, 2021). Estimando-se uma taxa de aumento de 2 milhões de toneladas ao ano, no ano de 2023 previa-se uma geração superior a 74 milhões de toneladas (Forti *et al.*, 2020).

Os REEE possuem uma composição variada, podendo conter substâncias perigosas, como cádmio, bário, mercúrio, bifenilos polibromados, bifenilos policlorados e retardadores de chama a base de brometo. Essa diversidade de componentes torna a gestão dos REEE desafiadora, especialmente quando se trata do ambiente doméstico (Neto *et al.*, 2023).

Apesar dos desafios apresentados, a reciclagem de REEE é uma atividade de interesse econômico devido à presença de metais valiosos, como ouro, prata, cobre, platina, paládio, entre outros, bem como são uma excelente fonte de matérias-primas críticas (Anandh *et al.*, 2021). Esses recursos podem ser recuperados durante o processo de reciclagem, proporcionando benefícios econômicos significativos (Cesaro *et al.*, 2018).

Uma parcela substancial de REEE não é devidamente coletada nem processada por meio de canais formais, gerado em seu descarte incorreto ou aterramento

(Forti *et al.*, 2020). Essa abordagem, conhecida como economia linear, tem levado à perda de materiais e ineficiência no uso dos recursos disponíveis (Shittu; Williams; Shaw, 2021).

O modelo econômico dominante é o modelo linear de “pegar, fabricar e dispor”, o qual necessita de enormes quantidades de energia e recursos, sendo, na realidade em que opera, cada vez mais inadequado (MacArthur, Waughray, 2016; Farias *et al.*, 2021). Além disso, aumentar a eficiência, reduzir o uso dos recursos e da energia fóssil apenas adia o inevitável, porém não tem capacidade para mudar a natureza finita dos estoques do planeta, tornando-se necessária uma alteração mais fundamental do sistema operacional, do modelo econômico linear para o modelo circular.

De acordo com Opris (2019), o setor eletrônico está baseado em uma visão errônea de recursos infinitos e desfrute de produtos de maneira insustentável. Somado a esse fato, os EEE são substituídos muito antes do seu tempo de vida útil acabar, tornando-se um fluxo de resíduos especial (Goosey; Goosey, 2020; Islam; Huda, 2020a).

Segundo Baldé *et al.* (2017), é necessário adotar os modelos de economia circular para incentivar o fechamento do ciclo de materiais através de melhor design de componentes, reutilização, reciclagem etc., mitigando a poluição ambiental.

Diante do contexto, torna-se notável a necessidade de adoção de práticas que vão ao encontro do que é proposto na Economia Circular (EC), isto é, que os resíduos sejam considerados recursos e resulte na diminuição de extração de matéria-prima virgem.

A economia circular é mais que um conceito. Ela é caracterizada como uma economia intencionalmente restauradora e regenerativa por design, com o intuito de conservar produtos, componentes e materiais no seu maior tempo de vida útil e valor, entendido como um ciclo de desenvolvimento

positivo e contínuo que aprimora e preserva os recursos naturais, otimiza o sistema de produção e reduz seus riscos, com foco na gestão de estoques finitos e fluxos renováveis (MacArthur; Waughray, 2016). Esse modelo de economia inclui a prolongação da vida útil dos produtos (reutilização, reforma e remanufatura), como também a utilização de recursos secundários por meio da recuperação material (reciclagem) (Stahel, 2016).

As técnicas de reuso e reciclagem oferecem benefícios ao meio ambiente, por evitar a poluição e a contaminação, à sociedade e à saúde de pessoas, além de servirem para o aprendizado e a inclusão social e digital. No que diz respeito ao reuso, de acordo com Sauv   *et al.* (2016), a EC prioriza o mesmo, assim como a remanufatura, em detrimento à reciclagem. Por outro lado, as técnicas de reciclagem são indispensáveis nos casos de não possibilidade de reuso dos produtos em fim de vida útil. De acordo com MacArthur *et al.* (2013) e MacArthur (2015), a EC mostra alta relevância para os REEE, entre outros resíduos.

Nesse sentido, a bibliometria    amplamente reconhecida como uma ferramenta crucial para a análise teórica do estado da arte em várias áreas de pesquisa. Conseqüentemente, essa ferramenta oferece uma compreensão mais aprofundada da evolu  o do conhecimento, permitindo identificar áreas de pesquisa emergente (Silva, 2021). Por meio da aplica  o de métodos quantitativos e estatísticos, a bibliometria permite a mensura  o e a análise de padrões de produ  o científica, tais como a quantidade de publica  es, a distribui  o de autores e a frequência de respostas em determinado campo de estudo (Tsai *et al.*, 2020).

O atual estudo visa    elabora  o de uma revisão bibliométrica e sistemática, buscando abranger as produ  es científicas em duas bases de pesquisas que contemplam as questões relativas ao potencial da reutiliza  o e de reciclagem dos REEE no contexto da economia circular, no período de 2008 a 2022.

2 METODOLOGIA

Este estudo de revisão bibliométrica e sistemática foi realizado por meio da defini  o da cole  o de artigos, da avalia  o bibliométrica e da avalia  o sistemática.

2.1 Cole  o de artigos

Neste trabalho, buscou-se verificar a produ  o científica em periódicos indexados nas bases de dados *Scopus* e *Science Direct* acerca do potencial de reutiliza  o e reciclagem de REEE no contexto da economia circular, desenvolvidos e publicados entre os anos de 2008 e 2022. De acordo com Bramer *et al.* (2017) e Key (2020), um único banco de dados não    suficiente para reunir todas as referências necessárias para uma revisão de literatura sistemática, e isso pode resultar em uma tendência de escolha.

Foram utilizadas nos títulos, nos resumos e nas palavras-chave os seguintes indicadores de pesquisa e operadores booleanos (“WEEE” OR “WEE”) AND (“Reuse” OR “Recycling”) AND “Potential” AND “Circular Economy”.

Para aumentar a confiabilidade e qualidade da pesquisa, foram utilizados os seguintes critérios de inclusão: (i) artigo de pesquisa indexados; (ii) o período de publica  o entre 2008 e 2022; (iii) artigos publicados em qualquer país e nos idiomas português, inglês ou espanhol; e (iv) artigos com ou sem open access. Excluíram-se as publica  es: (i) que não eram artigos de pesquisa, ou seja, desconsiderou-se obras de congressos, livros, notícias, revisões bibliográficas, pesquisas documentais e outros; (ii) que se encontravam fora do limite de tempo definido na busca; e (iii) artigos que não tinham foco no tema abordado.

Dos artigos encontrados, apenas 61 atenderam aos critérios de inclusão, somando-se os artigos obtidos nas duas bases de busca, sendo 34 da *Scopus* e 27 da *Science Direct*. Para organizar e gerenciar os artigos para leitura, além da elimi-

nação de duplicatas, todos os documentos foram importados para o *Software Mendeley*, uma biblioteca digital desenvolvida para pesquisadores, cientistas e estudantes (Owan; Agurokpon, 2022), empregada como ferramenta de gerenciamento de referências (Ravikumar; Boruah; Ravikumar, 2022; Setiawan *et al.*, 2023).

Na seleção dos artigos, foi realizada a leitura do título e do resumo; posteriormente, os artigos pré-selecionados foram lidos completamente para avaliar se atendiam aos critérios de inclusão para o estudo. Por fim, 27 artigos foram identificados como resultado do processo de filtragem, já havendo feito a retirada de 14 duplicatas.

2.2 Revisão bibliométrica

O método bibliométrico é uma técnica quantitativa e estatística de medição de pesquisa documental (Araújo, 2006). Essa abordagem contribui para analisar a evolução dos estudos em uma disciplina científica, indicando tendências de desenvolvimento da arte (Li *et al.*, 2017). Essa análise envolve a coleta, a organização e a análise de dados bibliográficos e busca avaliar e medir o impacto, a produção e a disseminação do conhecimento em uma área específica, com base em indicadores bibliométricos.

Foi utilizado o programa Microsoft Excel para realizar o processamento e a análise das informações quantitativas levantadas. Também se fez uso do VOSviewer 1.6.19 para traçar o progresso científico, analisando a rede de interação entre as palavras-chave e fornecendo informações sobre os artigos científicos.

O VOSviewer é um software de mineração de texto que proporciona a criação de mapas de rede com o objetivo de explorar a bibliometria de maneira visual (Loch; Giglio; Campos, 2018; Van Eck; Waltman, 2010), pode ser utilizado para a construção de redes de publicações científicas, revistas científicas, investigadores, organizações de pesquisa, países, palavras-chave ou termos. Essas redes podem ser formadas por meio de

diferentes tipos de conexões, como coautoria, coocorrência, citação, acoplamento bibliográfico ou links de cocitação (Loch; Giglio; Campos, 2018).

2.3 Análise sistemática

Revisão sistemática é uma abordagem de pesquisa que busca sintetizar e resumir de forma sistemática e imparcial as evidências disponíveis em estudos primários relevantes sobre uma pergunta de pesquisa específica (Higgins *et al.*, 2022).

A análise sistemática fornece contexto e evidências sobre o tema, possibilitando a identificação dos principais pontos, metodologias usuais, resultados, bem como as perspectivas futuras, a partir da leitura dos artigos (Assis; Gonçalves, 2022).

Essa fase foi executada por meio de uma leitura minuciosa dos artigos científicos completos, em que foram selecionados cuidadosamente os dados e informações pertinentes. O objetivo foi obter uma visão abrangente dos principais aspectos relacionados ao tema, incluindo as pesquisas já realizadas, as tendências futuras e as lacunas que ainda demandam estudos mais aprofundados.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nos últimos tempos, tem havido um notável aumento nos interesses de pesquisa no tema da economia circular. Vários estudos investigaram diferentes formas de tentar implementar esse conceito aos EEE e seus consequentes resíduos, acoplando o gerenciamento à conscientização de não geração, às atividades de reutilização, às novas tecnologias de reciclagem dos materiais presentes nos REEE e da mineração urbana em Minas Urbanas Distintas (MUD).

3.1 Tendência do número de publicações ao longo dos anos

Foram identificados 27 artigos sobre o potencial de reutilização e reciclagem dos REEE no contexto da economia circular no intervalo temporal entre 2008 e 2022. A distribuição das publicações ao longo do período analisado é mostrada na Figura 1.

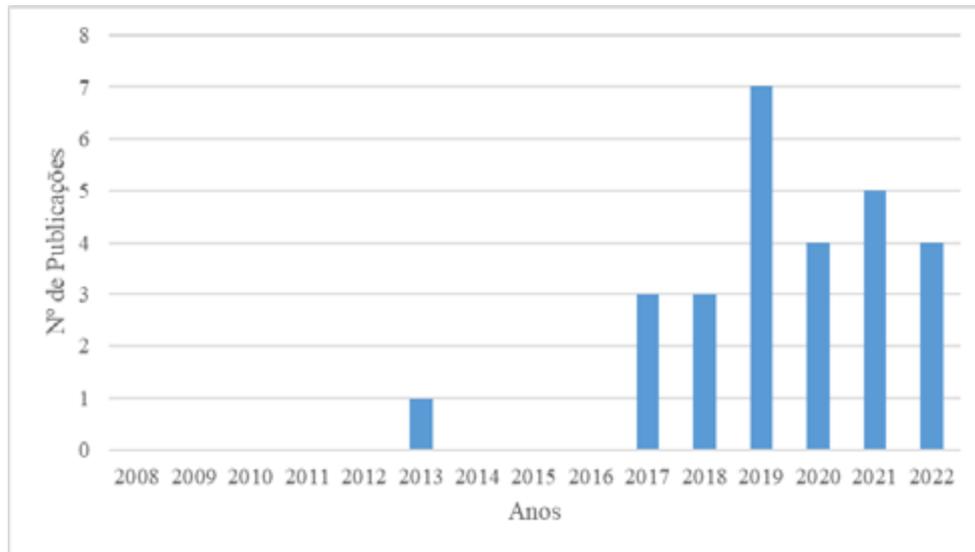


Figura 1 – Tendência de publicações no período temporal de 2008 a 2022.

Percebe-se uma flutuação no número de publicações ao longo dos anos, sendo constatada a inexistência de artigos até 2012; apenas 1 artigo publicado no tema em 2013 (Ongondo *et al.*, 2013); e uma lacuna na produção científica de 2014 a 2016. O crescimento de publicações aconteceu no ano de 2017 e apresentou um pico no número de artigos publicados em 2019. De 2020 a 2022, o crescimento na quantidade de artigos vem mantendo uma relativa constância.

Observa-se que a aplicação da economia circular aos EEE é um tema que tem ganhado relevância nos últimos anos, e com tendências crescentes para o futuro. Tal fato mostra o interesse da comunidade científica sobre o tema, que se justifica pela notoriedade da problemática da gestão dos REEE, à sua crescente geração e à necessidade de implementação de técnicas de controle e monitoramento propostos pela economia circular. Também pode-se verificar que a aplicação da economia circular aos REEE trata-se de um tema relativamente novo, que ganhou maior notoriedade a partir de 2017.

3.2 Categoria dos periódicos

A avaliação dos periódicos nos quais as produções científicas são indexadas exerce uma influência sig-

nificativa no processo de identificação e seleção do local de publicação desejado (Larivière; Sugimoto, 2019). Nessa análise, são levadas em consideração tanto a prevalência quanto a relevância conferida pela revista a um determinado tema. Os pesquisadores consideram fatores como o renome do periódico, sua reputação no meio acadêmico, o alcance e a visibilidade da publicação, bem como a importância atribuída ao tema específico.

A *Journal Impact Factor* (JFI) é uma métrica usada para avaliar periódicos científicos, sendo calculada com base em dados indexados na *Web of Science Core Collection*. É comumente compreendido como uma medida do número médio de citações recebidas pelos artigos publicados em um periódico específico em um período de tempo determinado, embora sua metodologia de cálculo não corresponda exatamente a essa interpretação (Larivière; Sugimoto, 2019).

É possível afirmar que os artigos escolhidos se encontram veiculados em 13 periódicos, evidenciando o crescente interesse das diversas revistas em abordar a aplicação da economia circular aos REEE (Tabela 1). No entanto, dentre esse conjunto, apenas 4 revistas apresen-

taram duas ou mais publicações sobre o tema, mostrando que o tema precisa ser mais trabalhado no meio acadêmico. O periódico *Journal of Cleaner Production* se destaca com o maior

número de trabalhos científicos publicados, e apresentou um total de 8 trabalhos científicos publicados, o que corresponde a aproximadamente 30% do total (Tabela 1).

Tabela 1 – Periódicos que produziram artigos da área.

Periódico	Número de publicações	Journal Impact Factor (JFI)
Detritus	2	1,7
Environmental Science and Pollution Research	1	5,8
International Journal of Sustainable Development and Planning	1	-
Journal of Cleaner Production	8	11,1
Journal of Environmental Management	1	8,7
Journal of Industrial Ecology	1	5,9
Procedia Manufacturing	1	-
Resources Policy	1	10,2
Resources, Conservation and Recycling	3	13,2
Revista de Gestao	1	1,2
Sustainability (Switzerland)	1	3,9
Waste and Biomass Valorization	1	3,2
Waste Management	5	8,1

Ainda analisando a Tabela 1, observa-se que o periódico *Waste Management* se destaca com um número significativo de 5 publicações no tema. Já as revistas *Resources, Conservation and Recycling*, e *Detritus* apresentaram 3 e 2 publicações, respectivamente. As demais revistas apresentaram somente uma publicação no tema específico nos últimos 15 anos.

Os periódicos *Resources, Conservation and Recycling* e *Journal of Cleaner Production* se destacaram pelo Fator de Impacto (FI) mais alto, com valores de 13,2 e 11,1, respectivamente.

3.3 Distribuição geográfica das publicações

A avaliação da contribuição por países é extremamente crucial, uma vez que permite identificar as regiões com maior interesse no assunto, bem como as nações que promovem a realização de

estudos para apoio ao desenvolvimento científico e tecnológico em determinadas áreas de pesquisa (Polat *et al.*, 2022).

De acordo com os dados disponíveis, foram observadas as contribuições de 14 países, apresentando uma variedade de participação e envolvimento na produção científica (Figura 2). Os dados foram analisados de acordo com a nacionalidade dos autores. Foi observado que o interesse pelo potencial da economia circular na gestão de REEE foi concentrado em 6 nacionalidades diferentes, que apresentaram duas ou mais publicações, e foram responsáveis por 70% dos artigos. O Reino Unido, com uma contribuição de 22%, desponta como o país mais proeminente na área de estudo, seguido pela Irlanda (14%), Itália (11%), Alemanha (7%), Austrália (7%) e Bélgica (7%).

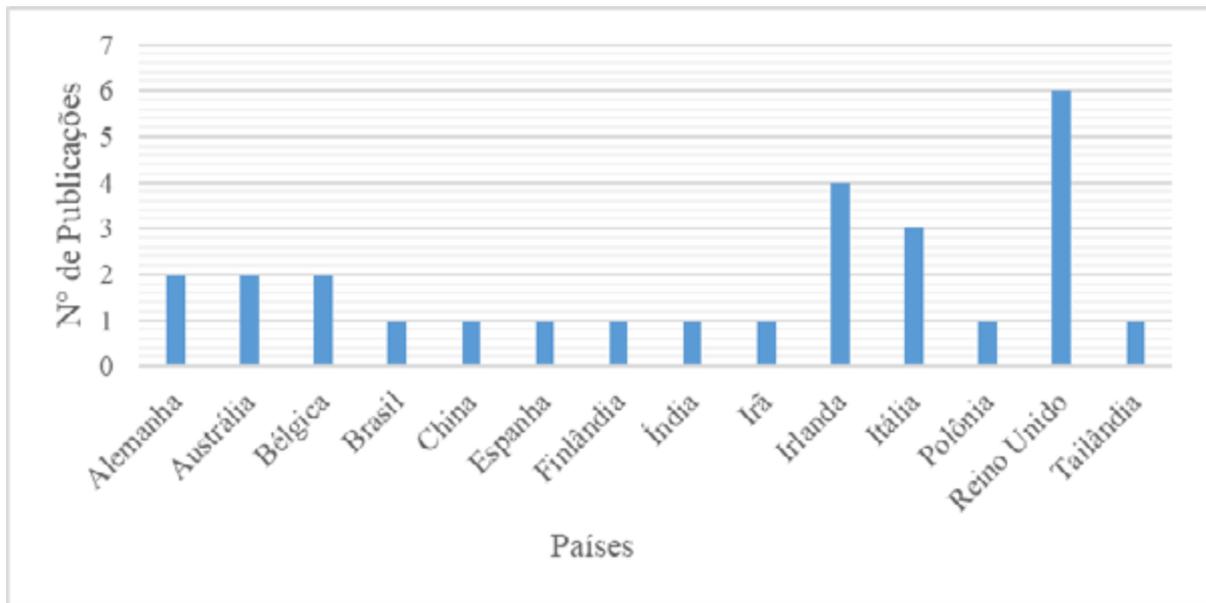


Figura 2 – Quantidade de publicações científicas registradas por países no ScienceDirect e Scopus no tema abordado.

3.4 Análises de citações

A avaliação da performance acadêmica não se limita apenas à produção científica, mas também considera o número de citações recebidas por uma publicação específica (Farias *et al.*, 2021). De acordo com Zupic e Čater (2015), a quantidade de vezes em que um documento é citado indica sua influência no campo de pes-

quisa. Assim, a Tabela 2 apresenta o *ranking* dos 12 artigos mais citados.

Os trabalhos de Parajuly e Wenzel (2017a), Marra *et al.* (2018), Meester *et al.* (2019) e Islam e Huda (2019) foram os mais referenciados, destacando-se pela relevância de suas abordagens e indicando que essas pesquisas têm exercido uma influência significativa.

Tabela 2 – Ranking dos artigos científicos com maior destaque em termos de citação.

Ranking	Título	Nº de citações	Autores
1º	Potential for circular economy in household WEEE management	163	(PARAJULY; WENZEL, 2017a)
2º	Bioleaching of metals from WEEE shredding dust	95	(MARRA <i>et al.</i> , 2018)
3º	Using material flow analysis and life cycle assessment in decision support: A case study on WEEE valorization in Belgium	91	(MEESTER <i>et al.</i> , 2019)
4º	E-waste in Australia: Generation estimation and untapped material recovery and revenue potential	63	(ISLAM; HUDA, 2019)
5º	ICT reuse in socio-economic enterprises	62	(ONGONDO <i>et al.</i> , 2013)
6º	Potentials and Barriers for Tantalum Recovery from Waste Electric and Electronic Equipment	57	(UEBERSCHAAR <i>et al.</i> , 2017)
7º	Investigating the reasons for storage of WEEE by residents – A potential for removal from households	56	(NOWAKOWSKI, 2019)

Ranking	Título	Nº de citações	Autores
8º	Repurposing end of life notebook computers from consumer WEEE as thin client computers – A hybrid end of life strategy for the Circular Economy in electronics	51	(COUGHLAN; FITZPATRICK; MCMAHON, 2018)
9º	Towards Increased Recovery of Critical Raw Materials from WEEE– evaluation of CRMs at a component level and pre-processing methods for interface optimisation with recovery processes	45	(CHARLES <i>et al.</i> , 2020)
10º	Towards a more circular economy for WEEE plastics – Part A: Development of innovative recycling strategies	40	(WAGNER <i>et al.</i> , 2019)
11º	An approach to favor industrial symbiosis: the case of waste electrical and electronic equipment	40	(MARCONI <i>et al.</i> , 2018)
12º	Product family approach in e-waste management: A conceptual framework for circular economy	39	(PARAJULY; WENZEL, 2017b)

No que diz respeito ao conteúdo dos artigos mais citados, Parajuly e Wenzel (2017a) exploraram o potencial de reutilização e reciclagem dos REEE como as principais abordagens impulsionadas para promover a economia circular. Os REEE foram caracterizados em Odense, na Dinamarca, para investigar a sua funcionalidade restante e seu potencial de reutilização, e explorar o potencial de reciclagem através da desmontagem para determinação da composição material.

Marra *et al.* (2018) trabalharam com o tema de mineração urbana, utilizando o método de biolixiviação (aplicação da biohidrometalurgia) para reciclar metais básicos, metais preciosos e elementos de terras raras do pó da trituração de REEE.

Em seu estudo, Meester *et al.* (2019) demonstraram como a aplicação da análise de fluxo de material e da avaliação do ciclo de vida pode ser utilizada para antecipar os fluxos de materiais e avaliar os potenciais benefícios ambientais da cadeia de reciclagem. Essas abordagens oferecem orientação valiosa tanto para os formuladores de políticas quanto para as indústrias, possibilitando uma tomada de

decisão eficaz. Além disso, realizaram um estudo de caso em Flandres, na Bélgica, onde explorou o potencial de aplicações de alto nível e aplicações de baixo custo (aterros sanitários ou incineração) dos materiais contidos nos REEE, como os materiais ferrosos e não ferrosos, metais preciosos e plásticos.

Islam e Huda (2019) forneceram uma estimativa do consumo de EEE colocados no mercado, a geração de REEE e o estoque de produtos EEE, na Austrália, no período de 2000 a 2047. O estudo considerou 7 categorias que abrangem 51 tipos diferentes de produtos. Para realizar os cálculos, foram aplicadas técnicas como a suavização exponencial dupla de Holt para estimar os produtos colocados no mercado no passado e no futuro, e o uso da função de distribuição Weibull para calcular a geração de REEE ao longo do tempo. Ademais, o estudo avaliou o material que pode ser potencialmente recuperado e o potencial de receita dos produtos regulamentados, como computadores, televisores e outros periféricos de TI, abrangidos pelo esquema de reciclagem de televisão e computador NTCRS, bem como os REEE gerados fora da cobertura atual desses produtos.

3.5 Análise de copalavras

Dentro do escopo das copalavras, foi realizada uma análise da coocorrência das palavras-chave com o objetivo de identificar os termos mais usados pelos pesquisadores e mapear a estrutura de conhecimento em um determinado campo científico (Anandh *et al.*, 2021; Hu *et al.*, 2023).

Para classificar os termos mais relevantes, foi definido um mínimo de duas ocorrências da mesma

palavra-chave, isto é, que apareceram pelo menos 2 vezes no conjunto de artigos selecionados. Como consequência, dentre as 92 palavras-chave, apenas 13 atenderam à condição.

No VOSviewer foi criado um mapa de relação de palavras-chave (Figura 3). Os resultados destacaram que as palavras-chave “circular economy” e “weee” são amplamente utilizadas em comparação com as outras.

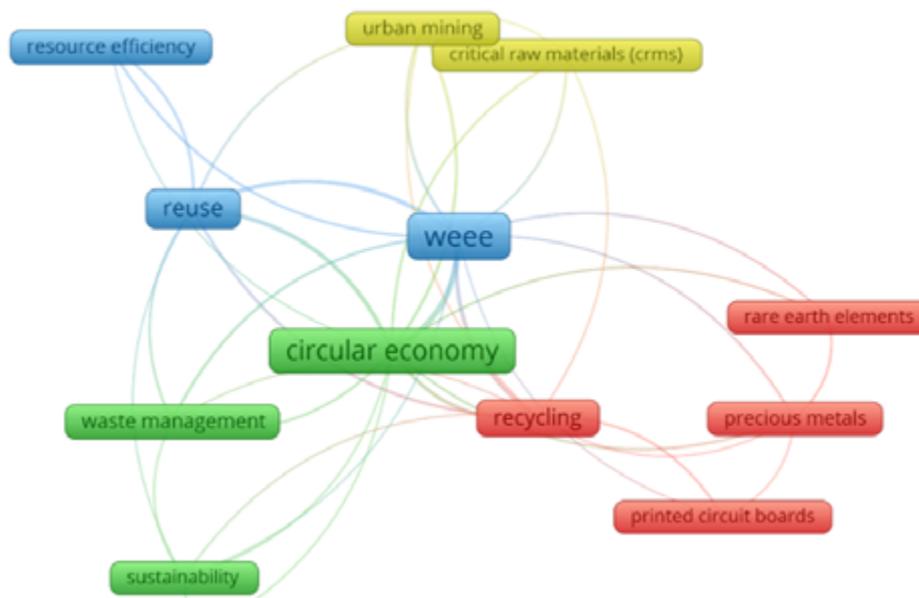


Figura 3 – Rede de coocorrência das palavras-chaves.

Foi conduzida uma análise dos *clusters* das palavras-chave presentes nos artigos. Observa-se que as palavras “economia circular” e “weee” ocupam uma posição central, estando relacionadas a todas as outras. Algumas palavras-chave ficam associadas a um grupo específico, e não a todas as demais (Loch; Giglio; Campos, 2018). Assim, dentre as 13 palavras-chave distintas nos artigos, o programa gerou 4 *clusters*.

O *cluster* verde está diretamente relacionado à gestão e ao gerenciamento dos REEE com apli-

cação dos conceitos da economia circular e da sustentabilidade. Já o *cluster* azul representa artigos ligados à reutilização dos REEE e à eficiência dos recursos empregados, tido como principal foco da economia circular, uma vez que estende o tempo de vida útil dos produtos.

O terceiro *cluster* a ser comentado é o vermelho. Este está relacionado a estratégias de reciclagem dos REEE e ao aproveitamento do material presente nesses resíduos, como os metais preciosos e os elementos de terra rara. Na mesma linha de

estudo está o *cluster* amarelo, que compreende artigos sobre o tema de mineração urbana e aproveitamento dos recursos naturais essenciais que estão presentes nos REEE, como os Critical Raw Materials (CRMs), que são materiais críticos e estratégicos para a economia e a indústria, que podem enfrentar desafios de provisão e risco de escassez. Dessa forma, constata-se que o tema reciclagem, acoplado à mineração urbana, tem recebido mais enfoque que a reutilização, fato também observado no artigo publicado por Anandh *et al.* (2021).

3.6 Revisão sistemática

Os artigos selecionados para a pesquisa passaram por uma revisão sistemática, revelando que esses estudos se concentram em aspectos da gestão e do gerenciamento dos REEE (9 artigos), mineração urbana (8 artigos) e potencial de reutilização e reciclagem (10 artigos).

3.6.1 Gestão e gerenciamento de resíduos eletroeletrônicos (REEE)

A correta gestão e o gerenciamento de REEE desempenham um papel crucial para se alcançar as metas da economia circular. Por meio do gerenciamento adequado, os REEE podem ser coletados, desmontados, separados e processados para recuperar metais, plásticos e outros materiais valiosos. Esses materiais podem então ser reintroduzidos na cadeia de suprimentos como novas matérias-primas, substituindo a necessidade de extrair recursos naturais virgens. Nesse contexto, várias pesquisas têm sido desenvolvidas na área.

Brito *et al.* (2022) analisaram a cadeia de remanufatura reversa de EEE e REEE e sua interação com a economia circular na Recicladora Urbana (Reurbi), em São Paulo, Brasil. A análise foi realizada por meio de métodos qualitativos com entrevistas que explanaram questões como motivos para trabalhar com EEE e REEE em fim de vida; volumes de materiais comercializados e situação do mercado.

Os referidos autores concluíram que o mercado de EEE remanufaturados em fim de vida é pequeno; os desmontadores doam EEE remanufaturados para uma organização não governamental (ONG) em troca do benefício indireto da dedução do Imposto sobre Circulação de Mercadorias e Serviços (ICMS); não existe um mercado consolidado para peças e componentes de EEE pós-consumo, e os desmontadores encaminham esses materiais para empresas de reciclagem. Brito *et al.* (2022) consideram que existe um grande potencial de mercado relacionado à logística reversa de REEE e EEE em fim de vida, como fonte de matéria-prima, e que ainda precisa ser explorado no Brasil, gerando novos empregos e renda.

Por sua vez, Kumar *et al.* (2022) consideraram a perspectiva de várias partes interessadas para identificar facilitadores da gestão sustentável de REEE em uma economia emergente, a Índia. O estudo utilizou o método Delphi para finalizar os capacitadores identificados a partir de uma revisão abrangente da literatura que resultou numa lista de 23 facilitadores, sendo os mais importantes: responsabilidade estendida do produtor, monitoramento de importação ilegal e despejo, regulamentos ambientais e políticas de REEE, e uso de tecnologias verdes ou mais limpas para reciclagem de resíduos. Kumar *et al.* (2022) afirmam que a conscientização da comunidade é o facilitador mais significativo para a gestão sustentável de REEE. Isso envolve a disseminação do conhecimento sobre reciclagem, o descarte adequado, a reutilização de produtos e a eliminação de tóxicos.

No estudo desenvolvido por Aminoff e Sundqvist-Andberg (2021) foram investigados os fatores que levam a restrições e bloqueios para implementação da economia circular na gestão de REEE na Finlândia. O método consistiu em estudo de caso único e integrado com coleta de dados primários obtidos através de entrevistas semiestruturadas. As principais restrições levantadas foram categorizadas em: organizacional, cadeia

de suprimentos, econômica e de mercado, institucional e de infraestrutura e tecnológica, com destaque na interação entre essas restrições, que podem impedir a implementação de soluções avançadas de reciclagem e bloqueio no sistema de EC. Os autores concluíram que responsabilidade estendida do produtor, questões técnico-econômicas e tensões na cadeia de suprimentos são os principais bloqueios à implementação da economia circular e transformação no sistema de gestão de REEE.

Phoochinda e Kriyapak (2021) estudaram a situação do setor de reciclagem de REEE na Tailândia por meio da utilização do Balanced Scorecard, que considera indicadores de eficácia, gerenciamento de REEE, grupos-alvo e aprendizado e desenvolvimento. Em seguida, foi realizada uma avaliação da oportunidade de negócios no gerenciamento de REEE, fornecendo diretrizes para orientar o desenvolvimento do setor de reciclagem de REEE na Tailândia.

Os desafios no gerenciamento de REEE na Tailândia incluem falta de infraestrutura, ausência de um sistema eficiente de gerenciamento de resíduos sólidos, falta de diretrizes claras e conscientização limitada sobre o valor dos REEE. Isso resulta em descarte inadequado, com risco de poluição química. A coleta informal de resíduos de alto valor também apresenta preocupações de segurança e exposição a produtos químicos prejudiciais. Além disso, o estudo identificou um potencial de valor significativo, estimado em mais de 9 bilhões de bahts, na reciclagem de REEE no país, levando em conta o volume gerado e a presença de materiais valiosos. Esse potencial indica oportunidades de crescimento no mercado de reciclagem de REEE no país (Phoochinda; Kriyapak, 2021).

Ainda no sentido de melhorar o sistema de gerenciamento de REEE, Islam e Huda (2020b) empregaram uma abordagem combinada de processo Delphi-Analytic Hierarchy (AHP) para

identificar os EEE críticos em fim de vida que precisam ser considerados no futuro gerenciamento de REEE na Austrália. Após análise da composição do material de cada produto e aplicação do referido método, 22 produtos significativos foram identificados. A análise de sensibilidade revelou variações na classificação dos produtos, mas os pequenos equipamentos, painéis solares fotovoltaicos e máquinas de lavar mantiveram posições consistentes na lista.

Outro ponto relevante e documentado nos estudos é a decisão de gerenciamento REEE dos consumidores, isto é, estocagem, retenção, reutilização e descarte de REEE influenciam fortemente o potencial de exploração de uma Mina Urbana Distinta. Uma pesquisa realizada em Southampton, Reino Unido, por Wilkinson e Williams (2020) revelou altos níveis de propriedade de HE, com uma média de 12 itens por família. Essa acumulação ocorre especialmente com dispositivos menores ou mais antigos, devido ao valor residual percebido. Para incentivar a recuperação de HE no final de vida útil, é necessário estabelecer pontos de coleta de REEE convenientes, promover campanhas de sensibilização e oferecer incentivos.

Na mesma linha de pesquisa, Nowakowski (2019) buscou identificar as razões pelas quais as pessoas armazenam EEE em fim de vida na Polônia. Os resultados indicam que a escolaridade, a idade, o gênero e o tipo de residência influenciam os padrões comportamentais de descarte de equipamentos, e a principal motivação para o armazenamento é a possibilidade de uso futuro dos equipamentos. O autor também traz à tona a necessidade de campanhas de conscientização para reduzir o armazenamento desnecessário de EEE.

Marconi *et al.* (2018) estudaram a reutilização de plástico de cabos elétricos e demonstraram que a implementação de modelos de simbiose industrial no setor de REEE pode resultar em cenários benéficos para todas as partes interessadas. Os

autores concluíram que os componentes/materiais em fim de vida podem ser reutilizados em diversas aplicações, e a abordagem e a plataforma propostas são capazes de identificar possíveis oportunidades de colaboração entre as partes interessadas, criando ciclos de vida fechados por meio da simbiose industrial.

Parajuly e Wenzel (2017b) propuseram apresentar uma estrutura conceitual baseada na Abordagem de Família de Produtos (PFA) para abordar os desafios do gerenciamento de REEE e facilitar a implementação da economia circular à indústria eletrônica. Os resultados indicaram que uma melhor categorização de EEE tem o potencial de melhorar a recuperação de material em fim de vida e facilitar a reutilização, a reforma e a remanufatura. Além disso, um sistema de coleta aprimorado, uma plataforma de pré-classificação e teste e um processamento centrado na família de produtos são os principais pontos identificados para melhoria do gerenciamento de REEE.

3.6.2 Mineração urbana

A mineração urbana é uma abordagem inovadora que busca resolver o esgotamento dos recursos naturais e reduzir a pegada de carbono associada à recuperação de metais a partir de fontes primárias. Por meio da reciclagem e do reaproveitamento de metais contidos nos REEE, a mineração urbana promove uma economia circular, transformando os resíduos em uma valiosa fonte secundária de metais (Baniyadi *et al.*, 2021). Para alcançar esse objetivo, métodos tradicionalmente utilizados na indústria de mineração, como pirometalurgia, hidrometalurgia e biolixiviação, podem ser aplicados para extrair os metais preciosos e valiosos presentes nos REEE, como explanado nos estudos a seguir.

No estudo realizado por Dong *et al.* (2022), foi adotada uma abordagem de Análise de Fluxo de Material (AFM) e Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) para modelar a dinâmica de estoque e fluxo do cobre. Os impactos ambientais da produção

secundária de cobre a partir de diferentes tipos de resíduos, como os REEE, foram explorados, investigando o potencial de redução da demanda primária de cobre e dos impactos ambientais associados na China. Foi constatado que, ao maximizar essas opções de “resíduo zero”, é possível obter um potencial de redução de 65% na demanda primária de cobre e aproximadamente 55% na redução potencial das emissões totais de gases de efeito estufa (GEE) e na demanda cumulativa total de energia até o ano de 2100.

Os autores supracitados também chegaram à conclusão de que a prevenção de resíduos deve ser a primeira prioridade; a reutilização é preferível à reciclagem, mas pode ser difícil de implementar em todas as indústrias da China, pois exige tecnologias adequadas para desmontar e remanufaturar de forma eficaz e eficiente e os altos custos das peças sobressalentes também tornam a remanufatura de certos produtos não lucrativa. A reciclagem é a principal opção para o aproveitamento de produtos de cobre no fim de vida, sendo que a reciclagem informal desempenha um papel significativo nos setores de REEE.

Na perspectiva do fluxo fechado do cobre, Baniyadi *et al.* (2021) avaliaram a recuperação do cobre, que representa 20% do peso das placas de circuito impresso (PCI) por biolixiviação por eletroextração. Seus resultados demonstraram que 75,8% do cobre disponível em PCI foram recuperados como uma folha de cobre de alta qualidade, com 99% de pureza.

De acordo com Charles *et al.* (2020), um conjunto de testes industriais mostraram que a desmontagem, a separação e a concentração de componentes de REEE podem ser eficazes na recuperação de Matérias Primas Críticas (MPC), mas o *design* e a falta de infraestrutura de recuperação adequada representam uma grande barreira para aumentar as taxas de reciclagem.

A recuperação pirometalúrgica tem limitações na recuperação de MPC, enquanto a recuperação de metais preciosos e do grupo da platina em placas de circuito impresso (PCBs) é mais viável. Para melhorar as perspectivas de eventual recuperação, o criocraqueamento é um método promissor para a desmontagem rápida de itens com invólucros de plástico, como telefones celulares; as guilhotinas podem ser usadas para abrir rapidamente caixas de LCD e cortar peças ricas em CRM ou de baixo valor de PCBs; e tratamento de banho de solda é útil para desmontagem de PCBs com peneiramento subsequente para segregar componentes desmontados simultaneamente de acordo com o potencial de reutilização e/ou conteúdo de CRM para recuperação de CRM a jusante. Cada um desses processos requer investimento de capital relativamente baixo e é potencialmente adequado para o mundo em desenvolvimento (Charles *et al.*, 2020).

No estudo realizado por Oestreicher *et al.* (2020) os REEE foram utilizados como fonte de ouro para a produção de nanopartículas de ouro estáveis (AuNP). A metodologia envolveu etapas de separação física e química, adaptadas às características complexas do REEE selecionado e do produto final. Esse estudo de caso demonstra que o REEE pode ser uma alternativa bem-sucedida às matérias-primas na obtenção de nanomateriais valiosos e úteis.

Ainda no contexto de extração de materiais preciosos presentes nos REEE, Marra, Cesaro e Belgiorno (2019) analisaram o potencial de recuperação de metais estratégicos, como metais preciosos e elementos de terras raras (REEs), por meio de um processo de lixiviação em várias etapas. O foco foi no pó resultante do tratamento industrial de trituração de REEE. Alumínio, cádmio, níquel e zinco foram completamente dissolvidos na solução de ácido sulfúrico e peróxido de hidrogênio, enquanto cerca de 80% do cobre foi extraído; além disso, $53 \pm 15\%$ de ouro

foi extraído em uma segunda etapa de lixiviação. O processo de lixiviação proposto demonstrou o potencial da hidrometalurgia na recuperação de metais valiosos e críticos presentes na poeira resultante da trituração de REEE, promovendo uma abordagem circular.

Marra *et al.* (2018) analisaram a biolixiviação em duas etapas para recuperar metais básicos, metais preciosos e elementos de terras raras de poeiras resultantes da trituração de REEE. Na primeira etapa, os metais básicos foram efetivamente lixiviados da poeira em 8 dias pelo *Acidithiobacillus thiooxidans* (DSM 9463), resultando em altas taxas de mobilização para cério, európio e neodímio (>99%), e rendimentos de extração de 80% para lantânio e ítrio. Na segunda etapa, a bactéria *Pseudomonas putida* WSC361 mobilizou 48% do ouro da poeira lixiviada pelo *A. thiooxidans* em apenas 3 horas. Os autores reafirmaram o potencial de aplicação da biohidrometalurgia para a recuperação de recursos a partir do pó de trituração de REEE.

Ueberschaar *et al.* (2017) identificaram barreiras na recuperação de tântalo, uma matéria-prima crítica, presentes nos REEE. Foram observadas grandes diferenças na aplicação de tântalo nos REE, assim o potencial de tântalo de dispositivos colocados no mercado ou de REEE difere entre produtos e regiões. Em termos gerais, é possível a reciclagem de tântalo de REEE, no entanto a remoção dos tântalos visualmente identificáveis (VICs) não permite a separação completa do tântalo contido nos dispositivos. A taxa de separação é inferior a 60% para monitores de tela plana e HDDs, e ainda menor para *smartphones* e PCs de mesa. Além disso, a separação dos VICs resulta na remoção de até 50% da prata presente nos dispositivos, devido ao *design* dos VICs e ao uso de conectores prateados. Isso cria um desafio significativo para o processo de reciclagem.

Por fim, Wagner *et al.* (2019) apresentaram estratégias de reciclagem de plásticos de REEE. Foram apresentadas análises SWOT e estratégias de reciclagem, com ênfase na viabilidade técnica e econômica. Os resultados mostraram um alto potencial de recuperação de valor dos plásticos utilizados nas tampas traseiras de TVs LCD.

3.6.3 Potencial de reutilização e de reciclagem

As tendências de consumo de EEE estão crescendo nos países desenvolvidos e em desenvolvimento. Dessa forma, torna-se fundamental, como ferramenta de gerenciamento, a estimativa de geração de EEE e REEE, o potencial de reutilização, remanufatura e reciclagem, e a identificação do potencial de receita líquida, possivelmente obtidos através da implementação dessas atividades, sugeridas pela economia circular. Foram esses fatores que os próximos autores dessa revisão investigaram em seus trabalhos. Além disso, esses estudos fornecem informações úteis sobre a composição dos REEE e sua importância nos processos de recuperação de materiais.

Panchal, Singh e Diwan (2021) realizaram um importante trabalho de avaliação do potencial econômico dos recursos secundários (matérias-primas comuns, preciosas e críticas) presentes nos REEE em função dos preços de mercado na Índia. O “Modelo de Oferta de Mercado” foi empregado para estimar a geração de REEE usando dados de EEE colocados no mercado juntamente com a estimativa de vida útil média do produto. A taxa de reciclagem de cada metal foi considerada para determinar a quantidade de metal que pode ser extraída após a reciclagem.

Foi constatado que o consumo de eletroeletrônicos está aumentando constantemente. Além do cobre, que apresenta a maior quantidade disponível para reciclagem (637,2 Kt), os principais materiais comuns disponíveis em quantidade são plásticos, vidro, estanho, aço/ferro e alumínio, que têm 484,2 Kt, 128 Kt, 14,1 Kt, 11,8 Kt

e 1,1 Kt embutidos na coleta estimada de REEE, e suas taxas de reciclagem são de 25%, 95%, 75%, 80% e 60%, respectivamente (Panchal; Singh; Diwan, 2021).

Os materiais disponíveis em menor quantidade seriam: cromo (0,076 ton), molibdênio (0,048 ton), titânio (2,78 ton) e tungstênio (2,78 ton). A taxa de reciclagem desses metais é de 87%, 30%, 91% e 25%, respectivamente. Os metais preciosos levados em consideração foram prata (395,6 toneladas), níquel (98,5 toneladas) e ouro (88,6 toneladas), com taxas de reciclagem de 58%, 63% e 40%, e podem fornecer cerca de 229,4 toneladas, 62,1 toneladas e 35,4 toneladas, respectivamente. A quantidade máxima de matérias-primas críticas está disponível em antimônio (669 toneladas em 2019-20), seguido de ítrio (103 toneladas em 2019-20), paládio (42,4 toneladas em 2019-2020) e európio (7,5 toneladas em 2019-2020) (Panchal; Singh; Diwan, 2021).

Através da aplicação da Análise de Fluxo de Material e da Avaliação do Ciclo de Vida, Meester *et al.* (2019) anteciparam os fluxos de materiais e avaliaram os potenciais benefícios ambientais da cadeia de reciclagem. A partir de um estudo de caso em Flandres, na Bélgica, constatou-se que apenas 32% dos materiais de REEE são atualmente reciclados para aplicações de alto nível, enquanto 68% são perdidos em aplicações de baixo custo, aterros sanitários ou incineração. Metais ferrosos, não ferrosos, preciosos e plásticos têm diferentes taxas de recuperação de materiais de alta qualidade. Além disso, o estudo enfatiza o comportamento do consumidor e o progresso tecnológico como os fatores mais promissores para melhorar a recuperação de materiais e obter benefícios ambientais significativos.

De acordo com Islam e Huda (2019), na Austrália, o crescimento médio anual da geração de REEE será de cerca de 3%, para o período projetado de 2018 a 2047. A quantidade de ferro recuperável e

de plástico foi estimada em 201 kt e 174 kt, respectivamente, em 2000, e espera-se que aumente para 1.315 kt e 1.051 kt até 2047. Os metais preciosos, como ouro (Au), platina (Pt) e paládio (Pd), mostraram uma tendência crescente ao longo do período de 2000 a 2047. Estima-se que aproximadamente 544 toneladas de prata (Ag) sejam recuperáveis até 2047. Em relação aos produtos não regulamentados no National Television and Computer Recycling Scheme (NCTCRS), o total de metais e plásticos recuperáveis foi de 546 kt em 2012, aumentando para 887 kt em 2017.

De forma geral, sugere-se que a reciclagem seja adotada apenas após esgotar as opções viáveis de reutilização, como uma abordagem prática para o gerenciamento sustentável desses equipamentos (Parajuly; Wenzel, 2017a; Shittu *et al.*, 2021). É sobre isso que versam os próximos artigos.

Além da eficiência de recursos, a reutilização de REEE é uma importante medida de prevenção de geração de resíduos, pois prolonga a vida útil do produto eletrônico (conservação de valor) (Ongondo *et al.*, 2013).

O mais citado estudo dessa revisão, realizado por Parajuly e Wenzel (2017), avaliou o potencial de reutilização e o potencial de reciclagem dos REEE domésticos coletados na Dinamarca. Para isso, um total de 4.704 kg de REEE dentro das frações de coleta de “pequenos aparelhos” e “monitores” foi coletado, depois foram estimadas as receitas potenciais de revenda, bem como de recuperação de material. Por fim, verificou-se que as frações de pequenos eletrodomésticos contêm 22% e monitores, 7% de produtos totalmente funcionais. Isso indica um potencial de revenda de até 247€ por gaiola de REEE domésticos coletados.

Shittu *et al.* (2021) por sua vez, avaliaram o potencial de reutilização de REEE provenientes de um alojamento de estudantes na Universidade de Southampton, no Reino Unido. Houve três períodos de pesquisa, junho, julho e setembro

de 2019. Os métodos empregados neste projeto foram baseados no estudo de caracterização de REEE realizado por Parajuly e Wenzel (2017). Os resultados revelaram que 97% itens inspecionados eram reutilizáveis, e foram doados a instituições de caridade. O estudo fornece evidências de que o sistema de recuperação de REEE baseado em reutilização promove um meio eficaz para prolongar o tempo de vida dos EEE. Além disso, os autores recomendaram fortemente a implementação de um sistema estrategicamente planejado e adaptado nas universidades para a recuperação e redistribuição de EEE.

Messmann *et al.* (2019) desenvolveram uma metodologia para avaliar o quantitativo de resíduos potencialmente reutilizáveis no estado alemão da Baviera. Depois, a partir de dados primários obtidos de 61 pontos de coleta, quantifica um potencial teórico para a preparação para reutilização de 3.827 REEE, 1.132 móveis usados e 245 bens de lazer usados no estado alemão da Baviera. Como resultado, foi observado que 13% a 16% dos fluxos de resíduos podem ser imediatamente reutilizados, dependendo do tipo de resíduo. Além disso, um potencial adicional de 13% a 29% poderia ser aproveitado por meio de mudanças no processo de coleta, armazenamento e tratamento de resíduos nos pontos de coleta.

Em seu estudo, Shittu, Williams e Shaw (2022) visaram avaliar o potencial de reutilização de REEE e sua integração na economia circular por meio de pesquisa *online* em um grupo regional de universidades do Reino Unido. Os resultados revelaram prática frequente de estocagem e acumulação. Estimativas indicaram o acúmulo de cerca de 400.000 pequenos EEE na área pesquisada e mais de 17 milhões de dispositivos em todo o Reino Unido, com valores de reutilização estimados em mais de £13 milhões e £571 milhões, respectivamente.

Coughlan, Fitzpatrick, McMahon (2018) analisaram o potencial de reutilização de um total de 246 *notebooks*, usando uma metodologia desenvolvida para identificar, testar, analisar e desmontar dispositivos adequados para reaproveitamento. Os resultados indicaram 9% de *notebooks* adequados para reaproveitamento como computadores thin cliente. Além disso, uma ACV baseada na Demanda Cumulativa de Energia (CED) mostrou economias significativas ao estender a vida útil dos *notebooks*, compensando a produção de novos computadores thin client em várias situações.

No mesmo contexto, Ongondo *et al.* (2013) estudaram a atividade de reutilização de equipamentos de Tecnologia da Informação e Comunicação (TIC) tratados pelas empresas socioeconômicas no Reino Unido, em 2010. Nesse mesmo ano, foram reutilizados cerca de 143.750,0 aparelhos. No entanto, não foi possível prever a quantidade de EEE colocados no mercado ou a quantidade de REEE gerados. Os autores observaram que as maiores barreiras à reutilização eram as dificuldades na comercialização dos produtos e as exigências legislativas numerosas.

De acordo com McMahon, Johnson e Fitzpatrick (2019), os fatores relatados em entrevistas como facilitadores ou inibidores do sucesso da preparação para a reutilização em estados-membros da União Europeia bem-sucedidos na atividade, como no Reino Unido, na Bélgica, na França, na Áustria e na Espanha, foram comparados com o sistema utilizado na Irlanda, que ainda não atingiu sucesso na preparação para a reutilização. Os resultados mostraram que os fatores-chave incluíram a participação de empresas sociais, a adoção de padrões de qualidade, o suporte de organizações de reutilização, o acesso aos materiais no ponto de entrega dos usuários finais e a promoção de relacionamentos positivos entre as organizações de preparação para reutilização e os produtores responsáveis pela gestão dos resí-

duos. No entanto, constatou-se que esses fatores estavam amplamente ausentes na Irlanda.

4 CONCLUSÃO

Este artigo apresenta uma revisão bibliométrica e sistemática de 27 artigos selecionados especialmente para abordar o tema de avaliação do potencial da reutilização da reciclagem de REEE como vias de implementação da economia circular, no período de 2008 a 2022.

Na análise bibliométrica, foram avaliados alguns tópicos específicos: a distribuição geográfica das publicações, que identificou o Reino Unido e a Irlanda como os maiores promissores no tema trabalhado; a tendência do número de publicações ao longo dos anos, que mostrou o grande despertar a partir de 2017, com pico em 2019, e uma grande lacuna nos anos anteriores; os periódicos que mais publicaram no tema, no caso, o *Journal of Cleaner Production* e *Waste Management*; e o *ranking* dos artigos mais citados.

Por fim a esta avaliação quantitativa, foi realizada a análise das copalavras, por meio do *VOSviewer*. Os agrupamentos formados na rede de interação geraram 4 *cluster*, indicando a predominância de artigos com foco em gerenciamento dos REEE, reutilização, reciclagem e mineração urbana.

Na análise sistemática, comprovou-se os agrupamentos de subtemas apresentados na rede de interação. Predominou-se artigos nos temas de gerenciamento de REEE, enfatizado as barreiras e facilitadores, apontado como principal foco quando se pretende mudar de uma economia linear para circular no contexto dos REEE.

Os trabalhos selecionados têm foco, de forma bem numerosa, nas estratégias de recuperação das matérias-primas secundárias provenientes dos REEE, chamado de mineração urbana. Métodos de pirometalurgia, hidrometalurgia e biolixiviação podem ser aplicados para extrair os metais pre-

ciosos e valiosos presentes nos REEE, assim como aplicação tradicional nos processos de extração de minérios.

No que diz respeito à reutilização, a maior parte dos autores focaram em identificar, caracterizar e testar a funcionalidade, e condições visuais dos REEE para categorizar em reutilizáveis ou aptos apenas para reciclagem. A composição material, o potencial de reutilização e de reciclagem e os ganhos econômicos com estas atividades foram estimados em diferentes localidades, e para diferentes tipos de REEE.

5 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Silva RMG; **Metodologia:** Silva RMG e Sá ACN; **Investigação:** Silva RMG; **Redação Primeira versão:** Silva RMG; **Redação Revisão & Edição:** Silva RMG, Nóbrega CC, Sá ACN, Firmino LQ e Souza GF; **Supervisão:** Nóbrega CC.

6 REFERÊNCIAS

AMINOFF, A.; SUNDQVIST-ANDBERG, H. Constraints leading to system-level lock-ins the case of electronic waste management in the circular economy. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 322, p. 1-10, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.129029>

ANANDH, G. et al. Reuse assessment of WEEE: systematic review of emerging themes and research directions. **Journal of Environmental Management**, Amsterdam, v. 287, nov. 2020, p. 112335, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112335>

ARAÚJO, C. A. Bibliometria: evolução histórica e questões atuais. **Em Questão**, Porto Alegre, v. 12, n. 1, p. 11-32, 2006.

ASSIS, T. I.; GONÇALVES, R. F. Valorization of food waste by anaerobic digestion: a bibliometric and systematic review focusing on optimization. **Journal of Environmental Management**, Amsterdam, v. 320, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115763>

BALDÉ et al. **The Global e-waste Monitor**. Bonn, Geneva, Vienna: UNU, ITU, ISWA. 2017.

BANIASADI, M. et al. Closed-loop recycling of copper from waste printed circuit boards using bioleaching and electro-winning processes. **Waste and Biomass Valorization**, Berlin, v. 12, n. 6, p. 3125-3136, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12649-020-01128-9>

BRAMER, W. M. et al. Optimal database combinations for literature searches in systematic reviews: A prospective exploratory study. **Systematic Reviews**, Berlin, v. 6, n. 1, p. 1-12, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1186/s13643-017-0644-y>

BRITO, J. L. R. et al. Reverse remanufacturing of electrical and electronic equipment and the circular economy. **Revista de Gestão**, São Paulo, v. 29, n. 4, p. 380-394, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1108/REG-02-2020-0011>

CESARO, A. et al. WEEE management in a circular economy perspective: An overview. **Global Nest Journal**, [S. l.], v. 20, n. 4, p. 743-750, 2018. DOI: <https://doi.org/10.30955/gnj.002623>

CHARLES, R. G. et al. Towards increased recovery of critical raw materials from WEEE – evaluation of CRMs at a component level and pre-processing methods for interface optimisation with recovery processes. **Resources, Conservation and Recycling**, Amsterdam, v. 161, p. 1-21, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104923>

COUGHLAN, D.; FITZPATRICK, C.; MCMAHON, M. Repurposing end of life notebook computers from consumer WEEE as thin client computers – A hybrid end of life strategy for the Circular Economy in electronics. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 192, p. 809-820, 2018.

DONG, D. et al. Assessing China's potential for reducing primary copper demand and associated environmental impacts in the context of energy transition and “Zero waste” policies. **Waste Management**, Amsterdam, v. 144, p. 454-467, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2022.04.006>

FARIAS, F. G. et al. Uma década de estudos sobre economia circular: tendências e reflexões através de Análise Bibliométrica Internacional. **Internext**, São Paulo, v. 16, n. 3, p. 289-305, 2021. DOI: <https://doi.org/10.18568/internext.v16i3.647>

FORTI, V. et al. **The Global E-waste Monitor 2020**: quantities, flows, and the circular economy potential. Geneva: UNU, 2020. Disponível em: https://ewastemonitor.info/wp-content/uploads/2020/11/GEM_2020_def_july1_low.pdf. Acesso em: 27 ago. 2024.

GOOSEY, E.; GOOSEY, M. Introduction and Overview. In: EDULJEE, G. H.; HARISSON, R. M. (Eds.). **Electronic Waste Management**. London: Royal Society of Chemistry, 2020. p. 1-32.

HIGGINS, J. P. T. et al. (Eds.). **Manual Cochrane para revisões sistemáticas de intervenções versão 6.3** (atualizado em fevereiro de 2022). Cochrane, 2022. Disponível em: <https://training.cochrane.org/handbook/current>

HU, X. et al. Mapping the research on desulfurization wastewater: Insights from a bibliometric review (1991-2021). **Chemosphere**, Amsterdam, v. 314, e137678, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.137678>

- ISLAM, M. T.; HUDA, N. E-waste in Australia: Generation estimation and untapped material recovery and revenue potential. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 237, e117787, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.117787>
- ISLAM, M. T.; HUDA, N. Assessing the recycling potential of “unregulated” e-waste in Australia. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 152, Amsterdam, e104526, 2020a. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104526>
- ISLAM, M. T.; HUDA, N. Reshaping WEEE management in Australia: an investigation on the untapped WEEE products. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 250, e119496, 2020b. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119496>
- KEY, J. How to undertake a literature search: Enhancing your search. **British Journal of Nursing**, London, v. 29, n. 8, p. 481-483, 2020. DOI: <https://doi.org/10.12968/bjon.2020.29.8.481>
- KUMAR, A. et al. Sustainable waste electrical and electronic equipment management guide in emerging economies context: a structural model approach. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 336, e130391, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.130391>
- LARIVIÈRE, V.; SUGIMOTO, C. R. The journal impact factor: a brief history, critique, and discussion of adverse effects. In: GLANZEL, W. et al. (Eds.). **Springer Handbook of science and technology indicators**. Cham: Springer, 2019. p. 3-24.
- LI, Y. et al. Sources of atmospheric pollution: a bibliometric analysis. **Scientometrics**, Amsterdam, v. 112, n. 2, p. 1025-1045, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11192-017-2421-z>
- LOCH, E. N.; GIGLIO, R. F.; CAMPOS, L. M. S. **Lean startup: revisão da literatura utilizando redes de co-ocorrência**. Engetec, p. 1-10, 2018. Disponível em: https://www.fateczl.edu.br/engetec/engetec_2018/ENGETEC_2018_paper_27.pdf. Acesso em: 27 ago. 2024.
- MACARTHUR, E. **Potential for Denmark as a Circular Economy**: delivering the circular economy e a toolkit for policymakers. Cowes: Ellen MacArthur Foundation, 2015.
- MACARTHUR, E. et al. Towards the circular economy. Economic and business rationale for a circular economy. **Journal of Industrial Ecology**, [S. l.], v. 1. n. 1, 2013.
- MACARTHUR, E.; WAUGHDRAY, D. **Intelligent Assets**: Unlocking the circular economy potential. Cowes: Ellen MacArthur Foundation, 2016.
- MARCONI, M. et al. An approach to favor industrial symbiosis: The case of waste electrical and electronic equipment. **Procedia Manufacturing**, Amsterdam, v. 21, p. 502-509, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.promfg.2018.02.150>
- MARRA, A. et al. Bioleaching of metals from WEEE shredding dust. **Journal of Environmental Management**, Amsterdam, v. 210, p. 180-190, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.12.066>
- MARRA, A.; CESARO, A.; BELGIORNO, V. Recovery opportunities of valuable and critical elements from WEEE treatment residues by hydrometallurgical processes. **Environmental Science and Pollution Research**, Amsterdam, v. 26, n. 19, p. 19897-19905, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-019-05406-5>
- MCCMAHON, K.; JOHNSON, M.; FITZPATRICK, C. Enabling preparation for re-use of waste electrical and electronic equipment in Ireland: Lessons from other EU member states. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 232, p. 1005-1017, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.05.339>
- MEESTER, S. et al. Using material flow analysis and life cycle assessment in decision support: A case study on WEEE valorization in Belgium. **Resources, Conservation and Recycling**, Amsterdam, v. 142, p. 1-9, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.10.015>
- MESSMANN, L. et al. Potentials of preparation for reuse: a case study at collection points in the German state of Bavaria. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 211, p. 1534-1546, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.264>
- NETO, J. F. O. et al. Waste of electrical and electronic equipment management from the perspective of a circular economy: A Review. **Waste Management and Research**, London, v. 41, n. 4, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1177/0734242X221135341>
- NOWAKOWSKI, P. Investigating the reasons for storage of WEEE by residents – A potential for removal from households. **Waste Management**, Amsterdam, v. 87, p. 192-203, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.02.008>
- OESTREICHER, V. et al. E-waste upcycling for the synthesis of plasmonic responsive gold nanoparticles. **Waste Management**, Amsterdam, v. 117, p. 9-17, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.07.037>
- ONGONDO, F. O. et al. ICT reuse in socio-economic enterprises. **Waste Management**, Amsterdam, v. 33, n. 12, p. 2600-2606, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.08.020>
- OPRIS, S. Electronics: A broken story about production and consumption. In: EDULJEE, G. H.; HARRISON, R. M. (Eds.). **Electronic Waste Management**. London: Royal Society of Chemistry, 2020. p. 213-245.
- OWAN, V. J.; AGUROKPON, D. C. **A digital library for researchers, scientists, and scholars**: Mendeley desktop application. Hershey: IGI Global, 2022.
- PANCHAL, R.; SINGH, A.; DIWAN, H. Economic potential of recycling e-waste in India and its impact on import of mate-

- rials. **Resources Policy**, Amsterdam, v. 74, e102264, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2021.102264>
- PARAJULY, K.; WENZEL, H. Potential for circular economy in household WEEE management. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 151, p. 272-285, 2017a. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.03.045>
- PARAJULY, K.; WENZEL, H. Product family approach in e-waste management: a conceptual framework for circular economy. **Sustainability (Switzerland)**, Basel, v. 9, n. 5, p. 1-14, 2017b. DOI: <https://doi.org/10.3390/su9050768>
- PHOOCHINDA, W.; KRIYAPAK, S. Electronic waste recycling business: solution, choice, survival. **International Journal of Sustainable Development and Planning**, [S. l.], v. 16, n. 4, p. 693-700, 2021. DOI: <https://doi.org/10.18280/ijstdp.160409>
- POLAT, Z. A. et al. Global scientific production on LADM-based research: A bibliometric analysis from 2012 to 2020. **Land Use Policy**, Amsterdam, v. 112, e105847, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105847>
- RAVIKUMAR, S.; BORUAH, B. B.; RAVIKUMAR, M. N. Correlation study between citation count and Mendeley readership of the articles of Sri Lankan authors. **Scientometrics**, Berlin, v. 127, n. 8, p. 4873-4885, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11192-022-04470-y>
- SAUVÉ, Sébastien; BERNARD, Sophie; SLOAN, Pamela. Environmental sciences, sustainable development and circular economy: Alternative concepts for trans-disciplinary research. **Environmental Development**, Amsterdam, v. 17, p. 48-56, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2015.09.002>
- SETIAWAN, A. M. et al. The user experience of Indonesian science teacher about Mendeley. INTERNATIONAL CONFERENCE ON CHEMISTRY AND SCIENCE EDUCATION, 2., Padang, 2021. **Proceedings [...]**. Melville, AIP Publishing, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1063/5.0125145>
- SHITTU, O. S. et al. Demonstrating EEE recovery for reuse in a distinct urban mine: a case study. **Detritus**, Amsterdam, v. 15, p. 78-93, 2021. DOI: <https://doi.org/10.31025/2611-4135/2021.15091>
- SHITTU, O. S.; WILLIAMS, I. D.; SHAW, P. J. Global E-waste management: Can WEEE make a difference? A review of e-waste trends, legislation, contemporary issues and future challenges. **Waste Management**, Amsterdam, v. 120, p. 549-563, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.10.016>
- SHITTU, O. S.; WILLIAMS, I. D.; SHAW, P. J. Prospecting reusable small electrical and electronic equipment (EEE) in distinct anthropogenic spaces. **Resources, Conservation and Recycling**, Amsterdam, v. 176, e105908, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.105908>
- SILVA, T. S. **Impacto da gestão socioambiental em rede colaborativa do Comitê Ecos de Pernambuco nos Planos de Logística Sustentável institucionais**. 2021. 90f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2021.
- STAHEL, W. R. The circular economy. **Nature News**, London, v. 531, n. 7595, p. 435, 2016.
- TSAI, F. M., BUI, T., TSENG, M., LIM, M. K., HU, J. Municipal solid waste management in a circular economy: A data-driven bibliometric analysis. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 275, e124132, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124132>
- UEBERSCHAAR, M. et al. Potentials and Barriers for Tantalum Recovery from Waste Electric and Electronic Equipment. **Journal of Industrial Ecology**, Amsterdam, v. 21, n. 3, p. 700-714, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1111/jiec.12577>
- VAN ECK, N. J.; WALTMAN, L. Software survey: VOSviewer, a computer program for bibliometric mapping. **Scientometrics**, Berlin, v. 84, n. 2, p. 523-538, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11192-009-0146-3>
- WAGNER, F. et al. Towards a more circular economy for WEEE plastics – Part A: Development of innovative recycling strategies. **Waste Management**, Amsterdam, v. 100, p. 269-277, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.09.026>
- WILKINSON, A.; WILLIAMS, I. Why do (W)eee hoard? the effect of consumer behaviour on the release of home entertainment products into the circular economy. **Detritus**, Padova, v. 12, p. 18-33, 2020. DOI: <https://doi.org/10.31025/2611-4135/2020.14004>
- ZUPIC, I.; ČATER, T. Bibliometric Methods in Management and Organization. **Organizational Research Methods**, London, v. 18, n. 3, p. 429-472, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1177/1094428114562629>

Pirólise de lodo de esgoto: uma revisão sistemática

Sewage sludge pyrolysis: a systematic review

- **Data de entrada:**
10/09/2023
- **Data de aprovação:**
27/10/2023

Filipe Baião Vieira^{1*} | Guido Vaz Silva¹ | Rodolfo Cardoso¹ | Carlos Frederico de Oliveira Barros¹ | Marco Antônio Franco Portella Lemos¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.56>

ORCID ID

Vieira FB  <https://orcid.org/0009-0007-7144-5540>
Silva GV  <https://orcid.org/0000-0002-9009-1027>

Cardoso R  <https://orcid.org/0000-0002-4411-2413>
Barros CFO  <https://orcid.org/0000-0002-5910-9524>
Lemos MAFP  <https://orcid.org/0009-0002-5653-707X>

Resumo

Com o aumento do número de estações de tratamento de esgoto, os métodos tradicionais de destinação do lodo (resíduo gerado no processo), como incineração, espalhamento em terras agrícolas e aterros sanitários, oferecem sérios riscos ambientais. O descarte ou a utilização do lodo são um problema devido ao grande volume produzido e ao teor de patógenos e metais pesados que podem estar contidos nesse resíduo, a depender das características do efluente e do tratamento adotado. Alternativas como digestão anaeróbia, gaseificação e pirólise vêm sendo estudadas para avaliação do seu potencial, porém referências teóricas transversais e estruturadas ainda não foram encontradas. Neste artigo foi realizada uma revisão sistemática da literatura que apresenta o estado da arte da aplicação da pirólise com o lodo de esgoto, com foco na comparação com outras tecnologias. O resultado do estudo mostra que a pirólise tem grande potencial como alternativa sustentável para destinação e valorização do lodo.

Palavras-chave: Pirólise. Lodo de esgoto. Revisão sistemática.

Abstract

With the increase in the number of wastewater treatment plants, traditional methods to dispose of sludge (a residue generated in the process), such as incineration, agricultural land spread, and landfills, pose serious environmental risks. The disposal or use of sludge offers a problem due to its large volume and the content of pathogens and heavy metals it may contain depending on the characteristics of the effluent and the adopted treatment. Alternatives such as anaerobic digestion, gasification, and pyrolysis have been studied to assess their potential but they still lack comprehensive and structured theoretical references. This study conducted a systematic literature review, describing the quality of applying pyrolysis to sewage sludge and focusing on a comparison with other technologies. Results show that pyrolysis holds great potential as a sustainable alternative for sludge disposal and valorization.

Keywords: Pyrolysis. Sewage sludge. Systematic review.

¹ Universidade Federal Fluminense – Rio das Ostras – RJ – Brasil

* **Autor correspondente:** fbaiao@id.uff.br

1 INTRODUÇÃO

O lodo de esgoto é um subproduto proveniente do processo de tratamento de esgoto, e espera-se que o volume gerado seja cada vez maior nos próximos anos devido ao aumento populacional, à construção de novas Estações de Tratamento Esgoto (ETE) (principalmente nos países em desenvolvimento) e aos requisitos cada vez mais rigorosos de descarte de efluentes nos corpos receptores. Segundo Gao *et al.* (2020), a quantidade de lodo de esgoto gerada nos Estados Unidos já ultrapassa 60 milhões de toneladas por ano, mais de 30 milhões de toneladas/ano na China e quase 20 milhões de toneladas/ano em países como Alemanha, Japão, Holanda e Inglaterra. No Brasil, a estimativa é de 10 milhões de toneladas por ano (IBGE, 2017).

De uma forma geral, as ETE visam remover a matéria orgânica e desinfetar o esgoto por meio de processos físicos, químicos e/ou biológicos, antes do efluente ser descartado na bacia hidrográfica. O aumento do número de ETE é primordial para garantir a qualidade dos recursos hídricos e a saúde humana, no entanto, com as estações em operação, surge um novo problema ambiental grave: a disposição final do lodo de esgoto (resíduo gerado no processo). O descarte adequado desse resíduo consiste em uma das etapas mais problemáticas de uma ETE, podendo representar até 60% do custo operacional (Hirata *et al.*, 2015; Miki; Andriqueti; Sobrinho, 2001).

Oladejo *et al.* (2019) explicam que, devido ao seu alto conteúdo orgânico volátil, o lodo de esgoto apresenta poder calorífico comparável à lenhita e às várias outras amostras de biomassa. Tal poder é um dos principais determinantes da adequação do lodo como combustível na geração de energia, bem como da necessidade de eliminação do alto teor de matéria orgânica antes do descarte. A recuperação de energia é vista por diversos autores como o método mais atrativo de destinação do lodo, eliminando a matéria orgânica volátil, reduzindo

o volume de resíduos e possibilitando o aproveitamento de nutrientes e/ou metais.

A pirólise é uma das possíveis formas de recuperação de energia com lodo sanitário e consiste em um processo termoquímico que decompõe essa matéria orgânica em um ambiente inerte. O processo de pirólise pode gerar três subprodutos: (I) um produto de vapor condensável, chamado bio-óleo, que pode ser utilizado como combustível ou refinado para produtos químicos especiais; (II) um produto gasoso não condensável, útil para gerar energia elétrica ou calor, que geralmente é fornecido para a própria planta de pirólise, e que, apesar de carecer de um aprofundamento semântico, neste relatório será denominado singás; e (III) um produto sólido carbonizado denominado *bio-char*, com várias aplicações possíveis – corretivo de solo, adsorvente e combustível neutro em carbono. O rendimento e as características de cada subproduto dependem da composição da matéria de entrada e as condições do processo, principalmente em relação à temperatura máxima, tempo de residência, taxa de aquecimento, modo de alimentação e propriedades do lodo (Kim; Parker, 2008; Oliveira; Fuji; Bevilacqua, 2021).

A pirólise é considerada uma tecnologia sustentável que resolve diversos problemas de destinação do lodo nos aspectos sociais, econômicos e ambientais, porém, sua utilização não está bem estabelecida e requer mais estudos sobre pré-tratamentos, otimização das condições de operação, estabilização de metais pesados, aplicação dos subprodutos, modelos de avaliação, entre outros assuntos (Oladejo *et al.*, 2019; Silva *et al.*, 2022).

Para a pirólise se tornar uma realidade no tratamento de lodo de esgoto no Brasil e no mundo, precisa superar alguns desafios, tanto operacionais quanto de gestão. Singh *et al.* (2020) alertam que ainda há a necessidade de reduzir a produção líquida de CO₂ no processo e encontrar utilidade

prática dos subprodutos em escala comercial, levando à gestão sustentável de todos os resíduos da biomassa. Para os autores, um estudo aprofundado sobre análise de custos, segurança e modelos de negócio relevantes ajudaria os formuladores de políticas e as empresas a considerarem a pirólise como uma alternativa viável.

Diante desse contexto, esta pesquisa, por meio de uma revisão sistemática da literatura, objetivou discutir a utilização da pirólise como alternativa para destinação/valoração do lodo proveniente das estações de tratamento de esgoto. A pesquisa explorou, principalmente, os benefícios e as limitações do emprego dessa tecnologia em relação a outros métodos de tratamento adotados.

2 MÉTODO PARA REVISÃO SISTEMÁTICA DA LITERATURA

A revisão sistemática da literatura (RSL) e a descoberta do estado da arte de determinado assunto

são fundamentais em qualquer projeto de pesquisa, visto que novos conhecimentos se desenvolvem a partir dos já existentes. Diversos autores apontam que o entendimento da literatura existente deve ser o primeiro passo na condução de um trabalho científico (Tranfield *et al.*, 2003; Pan *et al.*, 2013; Thomé *et al.*, 2016, Cauchick, 2019).

A forma de condução de uma RSL é muitas vezes tratada como uma tarefa simples e de fácil realização, porém, a falta de empenho e método nessa atividade impacta significativamente na qualidade dos resultados. Neste caso, a qualidade consiste em termos de abrangência, profundidade, rigor, consistência, clareza, análise e síntese do que já foi produzido sobre o assunto (Cauchick, 2019).

O método de pesquisa adotado na RSL foi elaborado com base nos estudos de Tranfield *et al.* (2003), Pan *et al.* (2013), Thomé *et al.* (2016) e Cauchick (2019). O quadro 1 explicita o método de pesquisa e o método de condução do trabalho.

Quadro 1 – Métodos de Pesquisa e Trabalho adotados.

Método de Pesquisa	Método de Trabalho
<p>Etapa 1 – Planejamento da Revisão Seleção do tema; localização e leitura da literatura para visão geral; definição do escopo da revisão, definição das questões de pesquisa.</p>	<p>Base de Dados: Scopus e Web of Science (WOS); String de Busca (WOS): TITLE-ABS-KEY (sewage sludge AND pyrolysis AND (valuation OR assessment OR impact)); String de Busca (Scopus): TITLE-ABS-KEY (pyrolysis OR biochar OR bio-char) AND sewage sludge AND (environment OR environmental OR social) AND (evaluation OR impact OR assessment) Leitura de 641 resumos.</p>
<p>Etapa 2 – Condução da Revisão Identificação e seleção do material; análise da qualidade das publicações, extração dos dados, análise e interpretação.</p>	<p>1) Seleção e leitura completa de 87 artigos; 2) Definição dos temas abordados; 3) Seleção dos 32 artigos mais relevantes.</p>
<p>Etapa 3 – Disseminação dos Resultados Organização e seleção da informação a ser apresentada; estruturação da apresentação do relatório.</p>	<p>1) Relatórios técnicos; 2) Publicação de artigos; 3) Apresentação às partes interessadas.</p>

Foram utilizadas as bases de dados *Scopus* e *Web of Science*. As palavras-chave utilizadas na base *Web of Science* foram aplicadas nas buscas da seguinte forma: *sewage sludge AND pyrolysis AND (valuation OR assessment OR impact)*. Para diversificar o caminho de pesquisa e ampliar a possibilidade de novos resultados, as buscas na base *Scopus* receberam algumas alterações nos termos, sendo realizada da forma que se apresenta: *(pyrolysis OR biochar OR bio-char) AND sewage sludge AND (environment OR environmental OR social) AND (evaluation OR impact OR assessment)*. Ambas as buscas abrangeram os campos título, resumo e palavras-chave.

Essa aplicação resultou em uma resposta de 641 artigos. Sobre esse conjunto, foram feitas análises bibliométricas, utilizando a ferramenta computacional *VOSviewer*, para desenvolvimento de conhecimento – ainda panorâmico – sobre características importantes e temas relevantes da amostra de artigos encontrada.

A fim de sintetizar o resultado para favorecer uma investigação aprofundada, foram lidos os títulos e resumos destes 641 artigos. Neles, foram encon-

trados diversos grupos com temas e abordagens semelhantes e, assim, foram selecionados 87, que se mostraram mais pertinentes e relevantes para a leitura analítica (Adler; Doren, 2010).

Em seguida, procedeu-se a leitura analítica dos 87 artigos e, por critério de relevância, abrangência e adequação ao objetivo do presente estudo, 32 serviram como material de trabalho para a continuidade da pesquisa.

3 DISCUSSÃO E RESULTADOS

3.1 Análise bibliométrica sobre amostra inicial

Ao todo, foram encontrados 641 artigos; destes, 298 (46,5%) têm origem na China e 55 (8,6%) nos Estados Unidos, sendo os países que mais publicaram materiais a respeito do tema. O Brasil aparece na oitava posição, com 31 (4,8%) artigos publicados. Entre os autores que aparecem com mais publicações a partir do filtro utilizado, estão: Wang, Y., com 16 artigos; Wang, H. com 14 artigos; e Ok, Y. S. e Li, J., com 13 artigos publicados cada. Também foram selecionados os dez principais periódicos internacionais que publicam sobre o assunto, como mostra a figura 1.

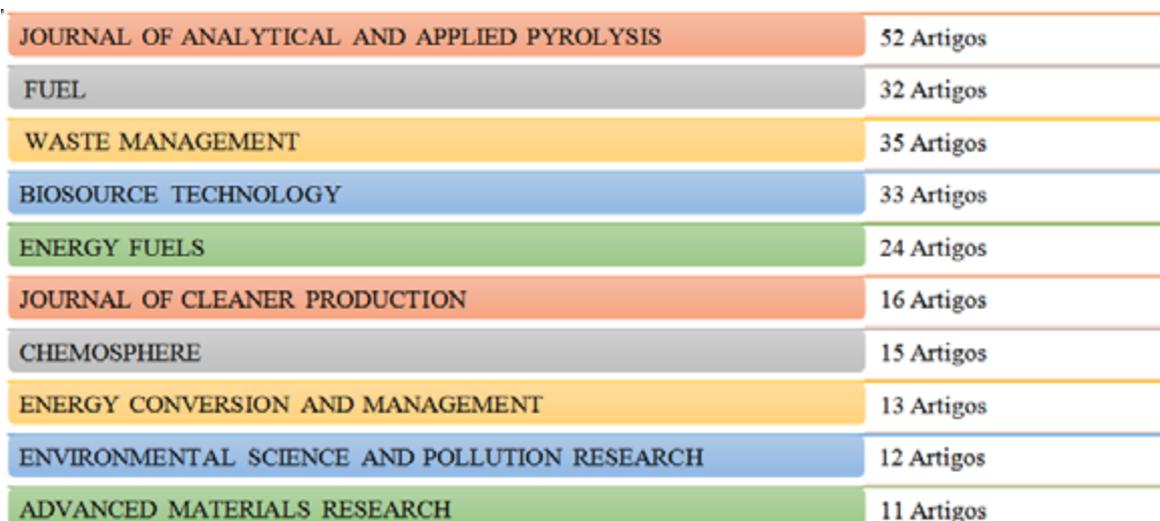


Figura 1 – Periódicos internacionais que mais publicam sobre pirólise de lodo de esgoto.

ou modelos de avaliação de impacto. Além disso, o termo “heavy metals”, também encontrado com frequência, está totalmente associado à composição química do *biochar*.

Além disso, o mapa evidencia alguns grupos de trabalho importantes relacionados à pirólise. Na parte superior, de tom azulado, estão pesquisas que abordam o tema pelo foco ambiental e social, com artigos sobre economia circular, avaliação do ciclo de vida, geração de energia limpa, alerta para práticas poluentes, entre outros temas que trazem a pirólise como instrumento no combate às mudanças climáticas. No canto direito, de tom alaranjado, encontram-se estudos de química sobre a composição do lodo, as reações dos elementos no reator de pirólise, a estabilização de metais pesados e sua biodisponibilidade, e mais. No canto esquerdo, esverdeado, nota-se a comparação entre dife-

rentes tecnologias de destinação e a geração de seus subprodutos.

3.2. Pirólise para tratamento de lodo de esgoto

A partir da leitura dos resumos e, posteriormente, dos artigos selecionados, foi possível perceber quais são as principais questões relacionadas à pirólise de lodo de esgoto, e os 32 artigos finais foram, então, agrupados de acordo com os seus temas específicos, se organizando em quatro categorias principais: 1) Avaliações ambientais, econômicas e sociais; 2) Comparação entre tecnologias de destinação do lodo; 3) Experimentos operacionais com pirólise; e 4) Análise dos subprodutos gerados no processo.

O quadro 2 mostra o agrupamento criado com os artigos selecionados. Nota-se que os artigos comumente abordam diversos temas relacionados à pirólise em uma mesma publicação, por isso aparecem em mais de uma categoria.

Quadro 2 – Agrupamento de artigos por tema de abordagem.

Grupos	Descrição	Artigos
Comparação entre tecnologias para destinação do lodo de esgoto	Avaliação das vantagens e desvantagens da pirólise em comparação a outras tecnologias de destinação e/ou valoração do lodo de esgoto.	Gao <i>et al.</i> (2020); Gil-Lalaguna <i>et al.</i> (2014); Cao e Pawlowski (2013); Mills <i>et al.</i> (2014); Oladejo <i>et al.</i> (2019); Raheem <i>et al.</i> (2018); Samolada e Zabaniotou (2014); Zhou <i>et al.</i> (2017).
Experimentos operacionais com pirólise de lodo de esgoto	Conclusões que tenham sido obtidas por meio de testes reais realizados em reator de pirólise com lodo de esgoto.	Barry <i>et al.</i> (2019); Ding e Jiang (2013); Folgueras, Alonzo e Días (2013); Freddo, Caib e Reid (2012); Kim e Parker (2008); Jin <i>et al.</i> (2016); Gao <i>et al.</i> (2020); Kwon <i>et al.</i> (2018); Udayanga <i>et al.</i> (2019); Shahbeig e Nosrati (2020); Li <i>et al.</i> (2021)
Análise dos subprodutos da pirólise de lodo de esgoto	Análises das propriedades e da utilização de um dos três subprodutos gerados na pirólise: <i>biochar</i> , <i>bio-óleo</i> e <i>singás</i> .	Barry <i>et al.</i> (2019); Gao <i>et al.</i> (2020); Freddo, Caib e Reid (2012); Jin <i>et al.</i> (2016); Gievers, Loewen e Nelles (2013); Kim e Parker (2008); Li <i>et al.</i> (2021); Wang <i>et al.</i> (2021); Jin <i>et al.</i> (2016); Singh <i>et al.</i> (2020).
Avaliações ambientais, econômicas e sociais da pirólise de lodo de esgoto	Avaliações de impactos ambientais, econômicos e sociais realizados com planta de pirólise de lodo de esgoto.	Huang, Mohamed e Lia (2022); Cao e Pawlowski (2013); Gievers, Loewen e Nelles (2013); Luo <i>et al.</i> (2021); Barry <i>et al.</i> (2019); Gao <i>et al.</i> (2020); Luo <i>et al.</i> (2021); Mills <i>et al.</i> (2014); Xin <i>et al.</i> (2018); Mainardis <i>et al.</i> (2021); Par, Ito e Suzuki (1984); Gil-Lalaguna <i>et al.</i> (2014); Shahbeig e Nosrati (2020); Xin <i>et al.</i> (2018); Mills <i>et al.</i> (2014); Zhou <i>et al.</i> (2017); Huang, Mohamed e Lia (2022); Li <i>et al.</i> (2021); Jin <i>et al.</i> (2016); Luo <i>et al.</i> (2021); Wang <i>et al.</i> (2021); Yuan, <i>et al.</i> (2015).

A busca exploratória evidenciou as fronteiras das pesquisas recentes sobre pirólise e forneceu a base para a realização de buscas mais específicas.

Entre o grupo de artigos sobre experimentos operacionais, destacam-se os testes de co-pirólise, que analisam os resultados de diferentes produtos utilizados como aditivos ao lodo de esgoto no reator; a influência das variáveis do processo (temperatura, tempo de residência, taxa de aquecimento, pressão, etc.) no rendimento dos subprodutos; e a influência da composição do lodo (umidade, metais pesados, constituintes orgânicos, etc.) nas características dos subprodutos e/ou na avaliação de riscos ambientais.

Em relação à aplicação dos subprodutos, a ênfase dos artigos se dá, principalmente, na utilização do *biochar*. Como componente agrícola, o *biochar* do lodo de esgoto tem alta estabilidade e intensifica a suplementação de nutrientes (P e N) e matéria orgânica, aumenta a capacidade de troca catiônica, tem capacidade de correção da acidez do solo e diminui a perda de nutrientes por lixiviação (Laird *et al.*, 2010). Dependendo de sua área superficial, polaridade e porosidade, também pode ser utilizado como adsorvente para remoção de contaminantes antibióticos de águas residuais, sendo capaz de absorver diferentes antibióticos de variados ecossistemas (Yao *et al.*, 2013). Ainda como adsorvente, Zhou *et al.* (2017) relatam que o *biochar* do lodo de esgoto é mais eficaz do que o carvão ativado na adsorção de metais pesados (Cd, Cu, Zn e Pb), devido ao seu alto teor de grupo ácido. Além disso, outros estudos realizados por autores como Mu'azu *et al.* (2017) e Liu *et al.* (2015) trazem o poder de adsorção do *biochar* em corantes têxteis e compostos fenólicos A.

A revisão sobre modelos de avaliação foi feita em torno dos três pilares da sustentabilidade, e, assim, foram analisados, separadamente, os temas de avaliação social, ambiental e econômica. O tema da avaliação social sobre plantas de pirólise de lodo de esgoto é bem pouco explorado na literatura. Nas buscas realizadas, foi possível encontrar inclinações de aspectos sociais, como em Shahbeig e Nosrati (2020) e Zhou *et al.* (2020), mas nenhuma metodologia contundente ou ferramenta computacional

de apoio. Em relação à avaliação ambiental, o principal método encontrado foi a análise do ciclo de vida (ACV), com utilização de diversos indicadores, como emissão líquida de carbono e energia consumida em cada fase, como visto em Cao e Pawlowski (2013), Gievers, Loewen e Nelles (2021), Luo *et al.* (2021), entre outros. Apesar do trabalho ter foco na literatura internacional, neste caso vale destacar a revisão crítica de ACV para lodo de esgoto, realizada no Brasil por Lopes *et al.* (2017). Na avaliação ambiental também foram encontrados testes para estipular a quantidade de metais pesados no *biochar* e sua biodisponibilidade, encontrados em Li *et al.* (2021), Wangz *et al.* (2021), Yuanz *et al.* (2015) e Gao *et al.* (2017). O grupo de avaliação econômica aborda o custo de instalação e manutenção da planta, com a utilização, principalmente, de ferramentas como fluxo de caixa, VPL e TIR. Os resultados alertam para o alto consumo de energia na secagem inicial do lodo e da importância da utilização dos subprodutos, determinante para equilibrar o balanço energético do processo e seu resultado financeiro (Barry *et al.* 2019; Luo *et al.*, 2021; Shahbeig; Nosrati, 2020; Xin *et al.*, 2018; Mills *et al.*, 2014).

Nesta revisão, foram explorados, com mais profundidade, os artigos que realizaram comparações entre diferentes tecnologias que podem ser utilizadas para destinação do lodo de esgoto, como exibido no tópico seguinte.

3.3 Comparação entre tecnologias para destinação do lodo de esgoto

Diversos autores avaliam as vantagens e desvantagens da pirólise em comparação a outras tecnologias de destinação e/ou valoração do lodo de esgoto. Em geral, a pirólise se destaca como um dos métodos mais eficientes do ponto de vista econômico e ambiental.

Gao *et al.* (2020) fizeram uma revisão crítica aprofundada sobre os principais métodos de conversão termoquímica do lodo de esgoto: combustão, pirólise e gaseificação. Em termos ambientais, os autores afirmam que as emissões de poluentes são consideravelmente menores para a pirólise, enquanto a combustão e incineração produzem mais poluentes nos gases e cinzas, resultando em danos ambientais

e custos de manutenção elevados. O artigo ainda destaca a capacidade da pirólise em reduzir o volume de lodo e não produzir resíduo descartável e frisa a importância do uso de catalisadores e aditivos para melhorar a qualidade dos subprodutos. Os autores apresentam as formas de destinação do lodo mais utilizadas em alguns países, sendo possível perceber

que o despejo inapropriado, os aterros sanitários e a incineração são os destinos mais comuns, o que reforça a necessidade de pesquisas em alternativas menos impactantes.

Oladejo *et al.* (2019) também realizaram uma vasta revisão sobre os métodos de destinação do lodo, como apresentado o quadro 3.

Quadro 3 – Benefícios e limitações dos métodos de tratamento de lodo.

Método	Categoria	Benefícios	Limitações
Digestão Anaeróbia	Tecnológica	- Aceita alto grau de umidade; - Biogás de alto poder calorífico; - Potencial para usinas combinadas de calor e energia.	- Alto tempo de reação; - Alta emissão de poluentes orgânicos no processo; - Baixa eficiência de conversão.
	Social e Ambiental	- Baixa emissão de carbono; - Criação de emprego local; - Uso do resíduo como fertilizante.	- Produz odor na localidade; - Requer tratamento apropriado para não causar riscos à saúde e ao meio ambiente.
	Econômica	- Elimina custos de transporte e descarte em aterros. - Possível venda de fertilizante e biogás	- Alto investimento e custo de manutenção.
	Pesquisas Futuras	- Rendimento e qualidade do biogás; Redução do tempo de reação; Pré tratamento do lodo; Redução de custos.	
Combustão	Tecnológica	- Tecnologia madura e conhecida; - Geração de calor e eletricidade; - Gás de combustão sem poluentes orgânicos.	- Necessidade de lodo de esgoto com baixa umidade; - Resíduos precisam ser destinados de forma adequada.
	Social e Ambiental	- Pode ser combinado com outros combustíveis para reduzir a emissão de gases do efeito estufa (GEE); - Fácil integração com tecnologias de captura de poluentes.	- Alta emissão de CO ₂ , NOx e SOx; - Pouca aceitação da população.
	Econômica	- Infraestrutura já existente; - Possibilidade de cointilização de combustíveis para reduzir custo; - Potencial economia de energia no processo de tratamento do lodo.	- Alto custo com tecnologia de limpeza de gás combustível; - Alto custo com destinação das cinzas; - Baixo controle de poluentes.
	Pesquisas Futuras	Problemas de corrosão; Reutilização das cinzas; emissões de metais pesados; Técnicas mais econômicas e eficientes de pré-processamento para secagem.	
Gaseificação	Tecnológica	- Altamente eficiente; - Potencial para produção de combustível líquido ou singás; - Tecnologia autossustentável.	- Lodo deve ter menos de 30% de umidade; - Reação complexa; - Tecnologia em estágio inicial.
	Social e Ambiental	- Desperdício mínimo; - Baixa emissão de GEE; - Baixa concentração de metais pesados.	- Poluentes orgânicos no exaustor; - Formação de poluentes tóxicos.
	Econômica	- Usinas em larga escala são mais viáveis economicamente; - Potencial de venda de energia de baixo carbono para indústrias.	- Alto custo de investimento e manutenção.
	Pesquisas Futuras	Experimentos operacionais para rendimento e qualidade do gás; Remoção de alcatrão no processo, problemas de corrosão; Técnicas de redução das emissões; Técnicas de pré-processamento para secagem do lodo.	
Pirólise	Tecnológica	- Potencial de desperdício zero; - Pode ser utilizado com lodo cru ou digerido; - Potencial para produção de combustível líquido ou singás.	- Lodo deve ter baixo teor de umidade; - Reação complexa; - Tecnologia em estágio inicial.
	Social e Ambiental	- Mínimo desperdício; - Baixa emissão de metais pesados.	- Possibilidade de concentração de metais pesados no <i>biochar</i> .
	Econômica	- Usinas em larga escala são mais viáveis economicamente; - Potencial de venda de energia de baixo carbono, <i>biochar</i> e bio-óleo para indústrias.	- Alto custo de investimento e manutenção.
	Pesquisas Futuras	Experimentos operacionais para rendimento e qualidade dos subprodutos; Possibilidades de utilização dos subprodutos; Técnicas de pré-processamento para secagem do lodo.	

Fonte: Adaptado de Oladejo *et al.*, 2019.

Em síntese, os autores explicam que o tempo de reação da digestão anaeróbia é demasiado longo e tem baixa eficiência de conversão de matéria orgânica, resultando em um lodo digerido de pouca biodegradabilidade e alto teor de orgânicos, impróprio para aplicações agrícolas, além de emitir gases poluentes no processo e demandar um alto valor de investimento e manutenção da planta. Entre as tecnologias termoquímicas, os autores corroboram a opinião de que a combustão é extremamente poluente, com elevadas emissões de CO₂, NOx e SOx, por exemplo, além de necessitarem de um plano de gestão dos resíduos (cinzas), apresentarem alto custo com limpeza dos gases e pouca aceitação por parte da população.

A gaseificação, assim como a pirólise, se mostra uma tecnologia mais complexa e em fase inicial de aplicação, no entanto, requer um lodo de entrada com teor ainda mais baixo de umidade e alto custo de lavagem dos gases. A gaseificação é vista pelos autores como uma pirólise estendida, que utilizará os voláteis e o carvão para oxidação e geração de outros tipos de reação, tornando o processo mais caro e com grandes fatores de risco. No estudo, a pirólise se mostra como o método mais promissor e factível de recuperação de energia do lodo, em termos ambientais, econômicos e sociais. Apesar dos elogios, o estudo aponta tópicos críticos e destaca o alto consumo de energia associado ao processo de secagem do lodo.

Cao e Pawlowski (2012) também compararam a pirólise de lodo esgoto com a digestão anaeróbia em termos de eficiência energética. A conclusão do estudo é que a digestão anaeróbia não tem capacidade de recuperar energia suficiente do lodo, como a pirólise, além de poder causar uma ampla gama de impactos ao meio ambiente se for tratada de forma inadequada. Constatou-se que a digestão anaeróbia requer um tempo de retenção de sólidos de vários dias, uma grande necessidade de espaço para os digestores, baixa variedade de

produtos e investimento de capital superior em comparação com processos termoquímicos.

Outros trabalhos, como o de Raheem *et al.* (2018), Samolada e Zabaniotou (2014) e Gil-Lalaguna *et al.* (2014), colocam os mesmos métodos já citados como as principais tecnologias para destinação e valoração do lodo de esgoto, chegando a resultados semelhantes sobre a pirólise.

4 CONCLUSÃO

Em teoria e no debate acadêmico, a pirólise se apresenta como a alternativa mais promissora para destinação/valoração do lodo de esgoto. Quando comparada a outras opções de descarte e de tratamentos termoquímicos, como digestão anaeróbia, incineração e gaseificação, a pirólise apresenta amplas vantagens em termos ambientais, econômicos e sociais.

A pirólise é capaz de proporcionar uma destinação adequada para o lodo proveniente das estações de tratamento de esgoto com mínimo impacto sobre o meio ambiente e reduzindo drasticamente os custos com a gestão de resíduos. O lodo, que geralmente é levado para aterros sanitários – acelerando o tempo de saturação e diminuindo a vida útil –, além dos gastos e riscos ambientais com transporte e despejo, passa a ser utilizado em um processo sustentável com a geração de três subprodutos (singás, bio-óleo e *biochar*), com alto valor comercial e/ou potencial de aplicação.

A avaliação dos subprodutos mostra que eles são os principais responsáveis por equilibrar o balanço energético e financeiro do processo de pirólise, principalmente devido ao excesso de gasto na etapa de secagem, e, portanto, a escolha da sua forma de destinação é fundamental para a viabilidade do projeto.

O principal problema apontado pelos indicadores de avaliação utilizados nos estudos é justamente o processo de secagem, ainda na etapa de pré-tratamento, para que possa ser alimentado no reator

de pirólise. A secagem do lodo é uma atividade que demanda alto consumo energético, equipamentos específicos e, conseqüentemente, mais recursos financeiros. Por esse motivo, foi possível perceber, na bibliometria desenvolvida, pesquisas recentes que buscam maneiras alternativas de diminuição do teor de umidade, principalmente com aditivos químicos e co-pirólise. A literatura deixa explícita, ainda, uma preocupação especial com a quantidade de metais pesados contidos no *biochar* e sua estabilidade, que podem comprometer a utilização no solo.

Por fim, vale destacar que a utilização da pirólise como alternativa para a gestão do lodo nas ETE necessita de mais trabalhos sobre sua aplicabilidade. A massiva conclusão dos estudos com referência em testes realizados em bancada, apesar de elucidar pontos importantes, ignora aspectos reais da implementação de uma planta em escala comercial, como custos de implantação e manutenção, comercialização e aplicação dos produtos, modelos de negócio, licenciamento ambiental, regulação e legislação, entre outros. Todos esses temas são ótimas oportunidades para desenvolver trabalhos futuros.

5 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Vieira FB, Silva GV, Lemos MAFF; **Aquisição de Financiamento:** Cardoso R, Barros CFO; **Investigação:** Vieira FB, Silva GV, Lemos MAFF; **Metodologia:** Silva GV; **Administração do Projeto:** Cardoso, R; **Supervisão:** Silva GV, Cardoso R, Barros CFO; **Validação:** Silva GV, Cardoso R, Barros CFO; **Redação Original:** Vieira FB; **Redação – Revisão e Edição:** Vieira FB, Silva GV, Cardoso R, Barros CFO.

6 FINANCIAMENTO

Este artigo integra o projeto de pesquisa “Desenvolvimento de Modelo de Negócio para Tratamento de Lodo por Pirólise Lenta à Tambor Rotativo em Tratamento de Esgoto do Estado do

Rio de Janeiro”. O projeto recebe financiamento da Fundação Carlos Chagas Filho de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro (FAPERJ) e envolve, entre outros agentes, pesquisadores da Universidade Federal Fluminense (UFF) e a Prolagos, concessionária responsável pelos serviços de saneamento básico em municípios da Região dos Lagos, no norte do estado do Rio de Janeiro.

7 7 REFERÊNCIAS <SUB1>

ADLER, M. J.; VAN DOREN, C. **Como ler livros** – Guia Clássico para a leitura inteligente. Tradução: Edward Horst Wolff e Pedro Sette-Câmara. 19. ed. São Paulo: É Realizações Editora, 2010.

BARRY, D. *et al.* Pyrolysis as an economical and ecological treatment option for municipal sewage sludge. **Biomass and Bioenergy**, Amsterdã, v. 122, p. 472-480, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2019.01.041>

CAO, Y; PAWŁOWSKI, A. Life cycle assessment of two emerging sewage sludge-to-energy systems: Evaluating energy and greenhouse gas emissions implications. **Bioresource Technology**, Barking, v. 127, p. 81-91, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.09.135>

CAUCHICK-MIGUEL, P. A. **Metodologia científica para engenharia**. Rio de Janeiro: Elsevier, 2019.

DING, H. S.; JIANG, H. Self-heating co-pyrolysis of excessive activated sludge with waste biomass: Energy balance and sludge reduction. **Bioresource Technology**, Barking, v. 133, p. 16-22, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.01.090>

FOLGUERAS, M. B; ALONSO, M.; DÍAZ, R. M. Influence of sewage sludge treatment on pyrolysis and combustion of dry sludge. **Energy**, Amsterdã, v. 55, p. 426-435, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2013.03.063>

GAO, N. *et al.* Thermochemical conversion of sewage sludge: A critical review. **Progress in Energy and Combustion Science**, Oxford, v. 79, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.pecs.2020.100843>

GIEVERS, F.; LOEWEN, A.; NELLES, M. Life cycle assessment of sewage sludge pyrolysis: Environmental impacts of *biochar* as carbon sequestrator and nutrient recycler. **Detritus**, Padova, v. 16, p. 94-105, 2013. <https://doi.org/10.31025/2611-4135/2021.15111>.

GIL-LALAGUNA, N. *et al.* Energetic assessment of air-steam gasification of sewage sludge and of the integration of sewage sludge pyrolysis and air-steam gasification of char. **Energy**, Amsterdã, v. 76, p. 652-662. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2014.08.061>.

- HIRATA, D. *et al.* O uso de informações patentárias para a valorização de resíduos industriais: o caso do lodo de tratamento de esgoto doméstico. **Revista de Ciências da Administração**, Florianópolis, v. 17, n. 43, p. 55-71, 2015.
- HUANG, C.; MOHAMED, B. A.; LI, L. Y. Comparative life-cycle assessment of pyrolysis processes for producing bio-oil, *biochar*, and activated carbon from sewage sludge. **Resources, Conservation and Recycling**, Amsterdã, v. 181, 2022.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa Nacional do Saneamento Básico**. Brasília, DF: Ministério da Saúde. 2017.
- JIN, J. *et al.* Influence of pyrolysis temperature on properties and environmental safety of heavy metals in *biochars* derived from municipal sewage sludge. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdã, v. 320, p. 417-426, 2016.
- KIM, Y.; PARKER, W. A technical and economic evaluation of the pyrolysis of sewage sludge for the production of bio-oil. **Bioresource Technology**, Amsterdã, v. 99, n. 5, p. 1409-1416, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.01.056>.
- KWON, E. E. *et al.* Effects of calcium carbonate on pyrolysis of sewage sludge. **Energy**, Amsterdã, v. 153, p. 726-731, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2018.04.100>
- LI, B. *et al.* Experimental investigation into the effect of pyrolysis on chemical forms of heavy metals in sewage sludge *biochar* (SSB), with brief ecological risk assessment. **Materials**, Basel, v. 14, n. 2, p. 1-13, 2021. <https://doi.org/10.3390/ma14020447>.
- LOPES, T. A. S. *et al.* Revisão crítica da literatura sobre aplicação da avaliação de ciclo de vida ao tratamento de esgotos. **Revista DAE**, São Paulo, v. 65, n. 208, 2017.
- LUO, H.; CHENG, F.; YU, B. Full-scale municipal sludge pyrolysis in China: Design fundamentals, environmental and economic assessments, and future perspectives. **Science of the Total Environment**, Amsterdã, v. 795, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148832>
- MAINARDIS, M. *et al.* Life cycle assessment of sewage sludge pretreatment for biogas production: From laboratory tests to full-scale applicability. **Journal of Cleaner Production**, Oxford, v. 322, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.129056>
- MIKI, M. K.; ANDRIGUETI, E. J.; SOBRINHO, P. Tratamento da fase sólida em estações de tratamento de esgotos. In: TSUTIYA, M. T. *et al.* (org.). **Biossólidos na agricultura**. São Paulo: SABESP, 2001. p. 41-87.
- MILLS, N. *et al.* Environmental & economic life cycle assessment of current & future sewage sludge to energy technologies. **Waste Management**, Nova York, v. 34, p. 185-195, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.08.024>
- OLADEJO, J. *et al.* A Review of Sludge-to-Energy Recovery Methods. **Energies**, Basel, v. 12, n. 1, 2019. <https://doi.org/10.3390/en12010060>
- OLIVEIRA, J. F.; FUJI, K.; BEVILACQUA, P. D. Caracterização da exposição humana a lodo de esgoto sanitário na cadeia: tratamento, uso agrícola e consumo de hortaliças. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 26, n. 2, 2021.
- RAHEEM, A. *et al.* Opportunities and challenges in sustainable treatment and resource reuse of sewage sludge: A review. **Chemical Engineering Journal**, Amsterdã, v. 337, p. 616-641, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.12.149>
- SAMOLADA, M. C.; ZABANIOTOU, A. A. Comparative assessment of municipal sewage sludge incineration, gasification and pyrolysis for a sustainable sludge-to-energy management in Greece. **Waste Management**, Nova York, v. 34, n. 2, p. 411-420, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.11.003>
- SHAHBEIG, H.; NOSRATI, M. Pyrolysis of municipal sewage sludge for bioenergy production: Thermo-kinetic studies, evolved gas analysis, and techno-socio-economic assessment. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, Amsterdã, v. 119, 2019.
- SILVA, L. G. *et al.* Pirólise de passivo de aterro de resíduos industriais para geração de carvão. **Revista DAE**, São Paulo, v. 70, n. 237, p. 229-243, 2022. DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2022.063>
- SINGH, S. *et al.* A sustainable paradigm of sewage sludge *biochar*: Valorization, opportunities, challenges and future prospects. **Journal of Cleaner Production**, Oxford, v. 269, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122259>
- THOMÉ, A. M. T.; SCAVARDA, L. F.; SCAVARDA, A. J. Conducting systematic literature review in operations management. **Production Planning & Control**, Abingdon v. 27, n. 5, p. 408-420, 2016.
- WANG, Z. *et al.* Effect of temperature on pyrolysis of sewage sludge: *Biochar* properties and environmental risks from heavy metals. **E3S Web of Conferences**, Les Ulis, v. 237, 2021. DOI: <http://dx.doi.org/10.1051/e3sconf/202123701040>
- XIN, C. *et al.* Economical feasibility of bio-oil production from sewage sludge through Pyrolysis. **Thermal Science**, Amsterdam, v. 22, p. 459-467. <http://dx.doi.org/10.2298/TSCI170921258X>
- YUAN, X. Z. *et al.* Speciation and environmental risk assessment of heavy metal in bio-oil from liquefaction/pyrolysis of sewage sludge. **Chemosphere**, Oxford, v. 120, p. 645-652, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.10.010>
- ZHOU, D. *et al.* Effects of *biochar*-derived sewage sludge on heavy metal adsorption and immobilization in soils. **International journal of environmental research and public health**, Basel, v. 14, n. 7, 2017. <http://dx.doi.org/10.3390/ijerph14070681>

Dimensionamento de cisterna para propriedades rurais baseada na frequência de veranicos: aplicação ao oeste de Santa Catarina

Cistern sizing for rural properties based on dry spell frequency: application to Western Santa Catarina, Brazil

- **Data de entrada:** 05/09/2023
- **Data de aprovação:** 21/02/2024

Christine Farias Coelho^{1*} | José Carlos de Araújo¹ | Felipe Augusto Sombra Cabral¹ | Márcio Antônio Nogueira Andrade²

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.57>

ORCID ID

Coelho CF  <https://orcid.org/0000-0002-7570-5350>
Araújo JC  <https://orcid.org/0000-0002-2649-151X>

Cabral FAS  <https://orcid.org/0000-0002-7564-0059>
Andrade MAN  <https://orcid.org/0009-0002-8197-1441>

Resumo

A sociedade contemporânea tenta adaptar-se às mudanças globais, que reduzem a oferta hídrica enquanto a respectiva demanda aumenta. Uma das estratégias de adaptação das propriedades rurais consiste na construção de cisternas, que servem como fonte extra de água durante a ocorrência de veranicos. O oeste catarinense, apesar de localizado em uma região com histórico de abundância hídrica, começa a lidar com momentos de escassez, o que demanda métodos para dimensionamento cientificamente embasado de cisternas. Este trabalho propõe, portanto, um método de dimensionamento de cisternas baseado na análise de frequência de veranicos e no balanço hídrico, aplicando-o ao oeste catarinense. Os resultados indicam que o veranico crítico (5% de probabilidade de excedência anual) varia tipicamente de um mês a um mês e meio, o que corresponde a volumes de cisternas tipicamente variando de 300 a 1.500 m³. Esses valores são de 20 a 30 vezes superiores aos das cisternas do semiárido brasileiro, tanto porque a demanda sobre a cisterna é muito diferente, quanto por causa das diferenças no modo de operação nas duas regiões brasileiras.

Palavras-chave: Gestão Hídrica. Balanço Hídrico. Regime de Chuvas. Veranicos. Seca.

Abstract

Contemporary society tries to adapt to the global changes that reduce water offer and increase its demand. One such adaptation in rural properties refers to cisterns, which work as extra water sources during dry spells. Western Santa Catarina State (oeste catarinense), in Brazil, although located in a water-abundant region, has begun to suffer with hydric scarcity in the last decades, thus demanding scientifically-based cistern sizing methods. This study offers a sizing method based on dry spell frequency and water balance in a rural property, applying it to oeste catarinense. Results indicate that critical dry spells (i.e., those with 5% annual exceedance probability) typically span from one to one and half months, which leads to cisterns ranging from 300 to 1,500 m³. These values are 20 to 30-fold those of the cisterns in the Brazilian semiarid. Such a considerable difference stems from differences in demand and operation across Brazilian regions.

Keywords: Water Management. Water Balance. Rainfall Regime. Dry Spell. Drought.

¹ Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, Ceará, Brasil.

² Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Santa Catarina, Brasil

* **Autor correspondente:** christinefarias@ufc.br

1 INTRODUÇÃO

Na sociedade contemporânea, a demanda por água aumenta com o tempo, porém, simultaneamente, a oferta hídrica é reduzida, mesmo em regiões onde tradicionalmente a água tem sido abundante (Mekonnen; Hoekstra, 2016). A combinação do aumento da demanda e da redução da oferta aponta para um sistema insustentável, com demanda reprimida, o que pode gerar consequências graves para saúde, economia, equilíbrio ambiental e, portanto, para o bem-estar social (Van Vliet *et al.*, 2021). Pesquisas indicam que as mais relevantes causas da redução da oferta de água são: (1) o aumento do uso consuntivo (aquele que retira mais água do sistema que repõe, como consumo humano e animal, agricultura, aquicultura, indústria e agroindústria), que reduz os estoques de água em rios, aquíferos e reservatórios (Rosa *et al.*, 2020); (2) o aumento do nível de barramento dos rios, tornando-os mais intermitentes (Datry; Bonada; Bolton, 2017); (3) o assoreamento dos reservatórios, que gera maiores vazões de evaporação e de extravasamento (Araújo; Güntner; Bronstert, 2006; Gil *et al.*, 2020); e (4) a poluição das águas, posto que água poluída é água indisponível (Acuña *et al.*, 2014; Belhassan, 2021). Essa realidade tende a se agravar à medida que o regime de chuvas seja alterado por causa de mudanças climáticas (Abedin *et al.*, 2019).

O estado de Santa Catarina (SC) também vem experienciando períodos prolongados de escassez hídrica nas últimas décadas (Lopes; Rupp; Ghisi, 2016). Ressalta-se que, em 2020, pelo menos 125 municípios catarinenses assinaram decretos de emergência em decorrência da seca prolongada. Rodrigues (2020) afirma que a situação se agravou em especial no oeste do estado, onde a anomalia negativa de precipitação no trimestre agosto-setembro-outubro foi em torno de 400 mm, impactando a agricultura. Observa-se que a vazão disponível nos rios ficou aquém dos valores outorgáveis, indicando que os gestores de SC

necessitam rever os instrumentos de controle do uso da água superficial (Miranda Júnior, Rodrigues; Cruz, 2020).

No sentido de reduzir a vulnerabilidade hídrica à população rural difusa durante os meses secos, a construção de reservatórios fechados, as cisternas de placas pré-moldadas (de ferrocimento), tem sido uma prática viável, com custos acessíveis, para facilitar o acesso à água e com efeitos diretos na saúde e segurança alimentar e nutricional dos usuários. Essa tecnologia social tem como objetivo o armazenamento da água de chuva e tem sido replicada com êxito na região semiárida do Brasil, onde se destina prioritariamente ao consumo humano (Nogueira; Milhorange; Mendes, 2020). Na região semiárida do Brasil, as cisternas são geralmente dimensionadas para acumular o suficiente para atender à demanda por água potável de uma família rural por, pelo menos, três meses. Em 2003, o Governo Federal lançou o Programa Um Milhão de Cisternas – P1MC (Brasil, 2018; Arsky, 2020) para apoiar a captação de água da chuva e outras tecnologias sociais, promovendo a construção de mais de 1 milhão de cisternas em 15 anos no Polígono das Secas. Batizada de “Programa Cisternas”, essa política pública tornou-se um marco histórico no Semiárido Brasileiro como a democratização de acesso à água, tendo a sua importância reconhecida internacionalmente, destacando-se, entre eles, o Prêmio Sementes 2009, da Organização das Nações Unidas – ONU (ver também Brasil, 2019; Diniz; Santos; Rozendo, 2022; Moura *et al.*, 2007).

O aproveitamento de água das chuvas já é objetivo de normatização pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). A NBR 15527:2019 define parâmetros de aproveitamento de água de chuvas, porém, além de não abranger edificações rurais, a norma não apresenta método do cálculo de volume de reservatórios (*e.g.* Sodré; Fukasawa; Oliveira, 2019). Este trabalho consiste, portanto, na proposição de um método para, com base na

frequência de veranicos (Araújo; Mamede; Lima, 2018; Magalhães et al., 2020), estimar a dimensão (capacidade volumétrica) de cisternas a serem instaladas em propriedades rurais. A área em que o estudo é aplicado é o oeste catarinense, particularmente a Região Hidrográfica RH1/SC (6.056 km²), que consiste nas bacias hidrográficas do Rio das Antas, bacias contíguas e afluentes do Rio Peperi-Guaçu, em que se localizam 35 municípios e residem cerca de 270 mil habitantes.

2 METODOLOGIA

2.1 Proposta de dimensionamento de cisterna

O balanço hídrico em questão corresponde à representação matemática dos fluxos de água em uma determinada área (Araújo; Güntner; Bronstert, 2006), conforme a Equação 1.

$$VD(t+\Delta t) = VD(t) + VA(t) - Q(t) \quad (1)$$

Na Equação 1, VD representa o volume de água disponível para atender às demandas da propriedade em um determinado dia (m³); VA representa o volume diário aportado, ou seja, a quantidade de água (m³) que chega à propriedade em cada dia, podendo ser por meio de rios, reservatórios, poços ou chuva; Q representa a demanda total, ou seja, o volume diário de água necessário para atender às demandas das propriedades, como suprimento humano e animal, produção agrícola e industrial, entre outras (m³); t representa o tempo de análise e Δt, o passo temporal de análise (dias). O volume diário aportado (VA) é dado pela Equação 2, e a demanda total (Q), pela Equação 3.

$$VA = VA(\text{firme}) + VA(\text{variável}) \quad (2)$$

$$Q = QG + QN \quad (3)$$

Na Equação 2, VA (firme) representa o volume aportado por fontes com elevada garantia, como poços de funcionamento contínuo, por exemplo; e VA (variável) representa o volume aportado por fontes que dependem diretamente das chuvas, o que aumenta a incerteza de seu aporte. Na

Equação 3, o termo QG representa a demanda garantida diária, ou seja, a parcela da demanda total que é suprida por fonte hídrica com elevada garantia, ou seja, suprida pela vazão firme (m³); e QN representa a demanda não garantida diária, parcela da demanda total que, não sendo suprida por fonte hídrica com elevada garantia, depende da chuva (m³). Simulando-se o balanço hídrico (Equações 1 a 3) com passos diários por um longo período, é possível estabelecer o volume útil da cisterna (VU, em m³) de acordo com a Equação 4.

$$VU(G) = VER(G).QN \quad (4)$$

Na Equação 4, VER corresponde ao veranico, que é função da garantia G desejada. Por veranico entende-se aqui o período contínuo sem chuva ou com chuva desprezível, medido em dias, durante a estação chuvosa (Magalhães et al., 2020). Observe-se que VU é o volume de água (m³) que deve ser mantido na cisterna, sempre que possível, para prevenção de um evento de seca, correspondendo ao volume mínimo recomendável para a cisterna.

Os dados de chuva foram analisados conforme os preceitos estabelecidos na Hidrologia, identificando-se, posto a posto, todos os veranicos ao longo das diversas décadas de medições. Para cada posto e para cada ano foi identificado o maior veranico, ou seja, o maior período contínuo de dias sem chuvas. Esses valores anuais de veranicos críticos foram hierarquizados (do maior para o menor) e a garantia anual (G, ou probabilidade de êxito) foi calculada pela Equação 5.

$$G = \frac{(n - 0,25)}{(N + 0,75)} \quad (5)$$

Na Equação 5, n representa o número de ordem do veranico (do maior para o menor); e N representa o número total de anos para os quais os veranicos foram calculados. O período de retorno dos veranicos identificados (TR), em anos, foi calculado pela Equação 6.

$$TR = \frac{1}{G} \quad (6)$$

O risco anual (R) de escassez foi calculado pela Equação 7a. O risco anual é a probabilidade de a seca ser igual ou maior àquela que estamos considerando, a cada ano. Em termos da cisterna, o risco anual representa a probabilidade de, a cada ano, a água armazenada na cisterna não ser suficiente para suprir a toda a demanda da propriedade. Risco decadal (R10, Equação 7b) corresponde à probabilidade de a seca ser igual ou maior àquela que estamos considerando pelo menos uma vez por década.

$$R = 1 - G \quad (7a)$$

$$R10 = 1 - G^{10} \quad (7b)$$

A dimensão total da cisterna, ou seja, seu volume (V, em m³) deve ser estimado com base na Equação 8, em que F é o fator de segurança, dado em função da vulnerabilidade da propriedade, e VU(G) é o volume útil da cisterna, função da garantia desejada (G).

$$V(G) = F.VU(G) \quad (8)$$

Para propriedades muito vulneráveis, recomenda-se F = 1,50; para propriedades medianamente vulneráveis, recomenda-se F = 1,35; e para propriedades pouco vulneráveis, recomenda-se F = 1,25. Esse fator é relevante também porque frequentemente a cisterna pode ser encontrada parcialmente vazia quando do início do veranico crítico.

A seguir apresenta-se a síntese do método proposto. Para o dimensionamento da cisterna de uma propriedade, inicialmente, identificam-se os postos pluviométricos, da região em que a propriedade se localiza, que disponham de maior

série contínua de dados consistentes. Se houver mais de um, deve-se eleger aquele(s) que melhor representa(m) o regime de chuvas da propriedade. Pode-se, portanto, identificar mais de um posto representativo de uma única propriedade. Nesse caso, recomenda-se fazer o dimensionamento da cisterna para cada posto de modo independente. O dimensionamento recomendável será a média dos volumes gerados para cada posto. A seguir, elege-se a garantia anual com a qual se deseja trabalhar. Não é possível, para nenhum método, ofertar garantia absoluta (100%). Recomenda-se garantia anual de 95%, mas os proprietários podem eleger outra garantia. De posse desse valor, avaliar a demanda não garantida da propriedade e estimar seu grau de vulnerabilidade, com base nas experiências de escassez hídricas dos últimos dez anos. O grau de vulnerabilidade será necessário para estimar o fator de segurança F. Procede-se, então, ao cálculo: (1) estima-se o veranico crítico (VER), em função da garantia G; (2) calcula-se o volume útil (VU, Equação 4); e (3) dimensiona-se o volume da cisterna (V, Equação 8).

2.2 Análise de dados pluviométricos

Foi realizada uma análise dos dados pluviométricos de todos os municípios que constam na região RH1 do oeste catarinense (Santa Catarina, 2018) junto à Agência Nacional de Águas (ANA), de modo particular no seu sistema de dados Hidroweb¹. Após a análise de consistência, foram identificados oito postos com pelo menos 21 anos de dados, ainda que com algumas lacunas. Observa-se na Figura 1 a localização dos municípios e postos pluviométricos selecionados para este estudo.

¹ Disponível em: <https://www.snirh.gov.br/hidroweb/apresentacao>. Acesso em: 1 maio 2021.

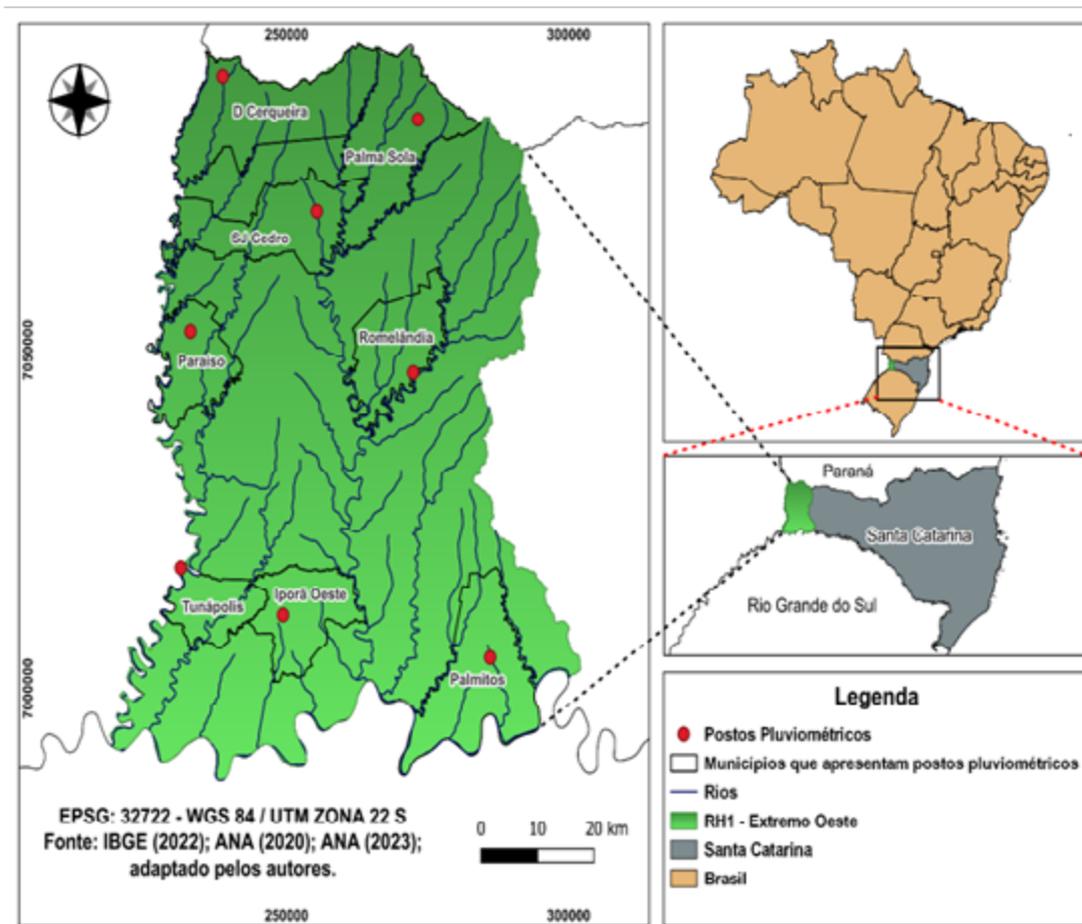


Figura 1 – Área de estudo e postos pluviométricos da Região Hidrográfica 1 do oeste de Santa Catarina.

Foram selecionados apenas os postos com lacunas inferiores a 10% do período total, conforme apresentado na Tabela 1.

Tabela 1 – Principais características dos oito postos do oeste catarinense usados para a análise neste trabalho.

Municípios	Código do posto pluviométrico	Início	Fim	Série (anos)	Falhas
Dionísio Cerqueira	2653002	1991	2020	30	5%
Iporã Oeste	2753013	1991	2020	30	8%
Palma Sola	2653013	1991	2020	30	5%
Palmitos	2753006	1991	2020	30	3%
Paraiso	2653029	2000	2020	21	6%
Romelândia	2653004	1991	2020	30	3%
São José do Cedro	2653005	1991	2020	30	3%
Tunápolis	2653030	2000	2020	21	4%

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

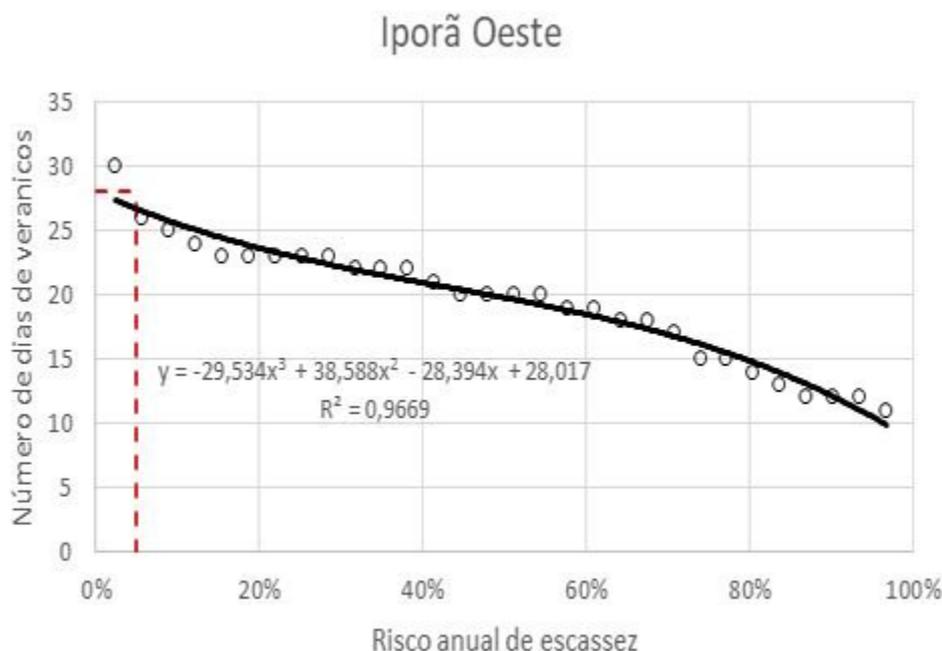
A Tabela 2 mostra os principais resultados das simulações para os oito postos analisados no âmbito deste trabalho. A Figura 1 mostra, para cada posto analisado, o número de dias de veranico crítico em função do risco anual de escassez. As retas vermelhas tracejadas representam o caso particular de risco anual igual a 5% ou, em outras palavras, a garantia anual de 95%.

Os resultados (Tabela 2 e Figura 2) indicam que, para o período de análise (décadas 1990 – 2020), o maior veranico variou de pouco menos de um mês (há quatro postos com veranico máximo entre 27 e 31 dias) a mais de dois meses (80 dias).

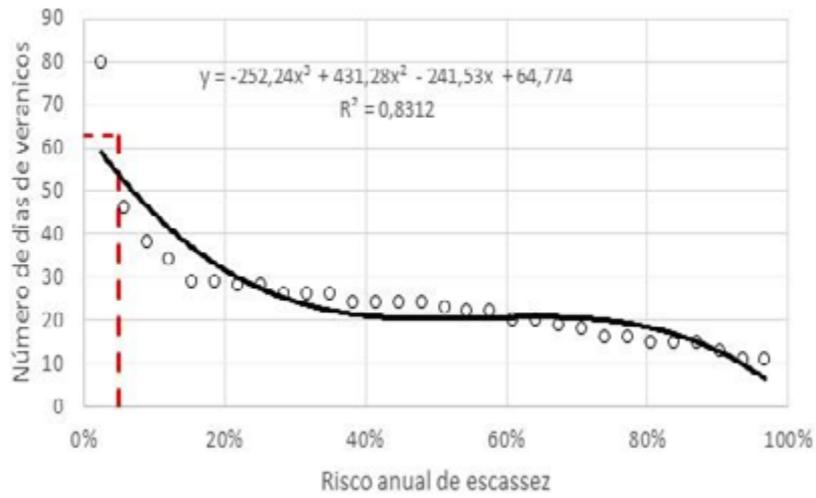
Observe-se que a mediana é pouco superior a um mês (38 dias) e que apenas um posto (Palma Sola) sofreu veranico máximo superior a dois meses. A tendência, portanto, é de veranicos máximos entre 27 e 40 dias (seis casos entre os oito analisados). Essa mesma tendência pode ser observada no veranico com 95% de ocorrência: mínimo de 26 e máximo de 63 dias. Seis dos oito postos indicam veranico com garantia de 95% muito próximos de um mês (entre 26 e 34 dias), sendo a mediana praticamente igual a um mês (31,5 dias). Portanto, podem ser esperados, na região, veranicos da ordem de um mês a um mês e meio a cada duas décadas, que corresponde ao período de retorno.

Tabela 2 – Principais resultados sobre os veranicos críticos para os oito postos do oeste catarinense: veranico para garantia (G) de 95% e máximo veranico observado na série.

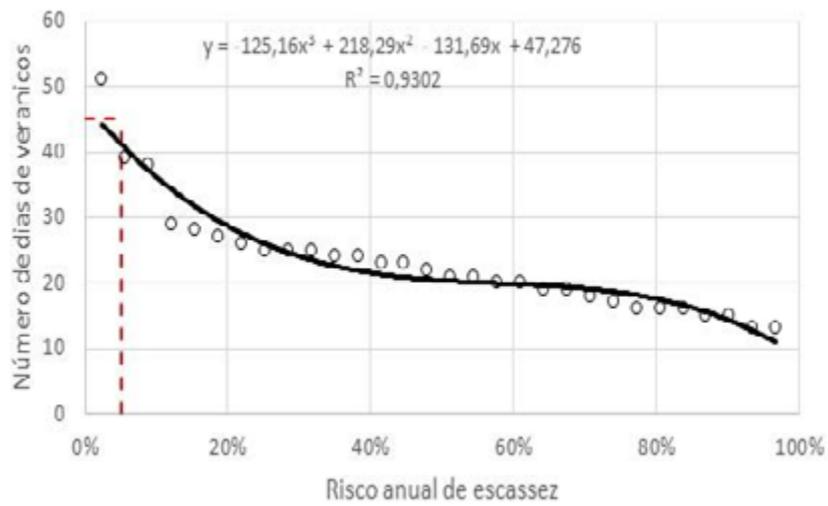
Município	Veranico (dias) para G = 95%	Veranico máximo observado (dias)
Dionísio Cerqueira	26	28
Iporã Oeste	28	30
Palma Sola	63	80
Palmitos	45	51
Paraíso	34	40
Romelândia	29	31
São José do Cedro	35	36
Tunápolis	26	27



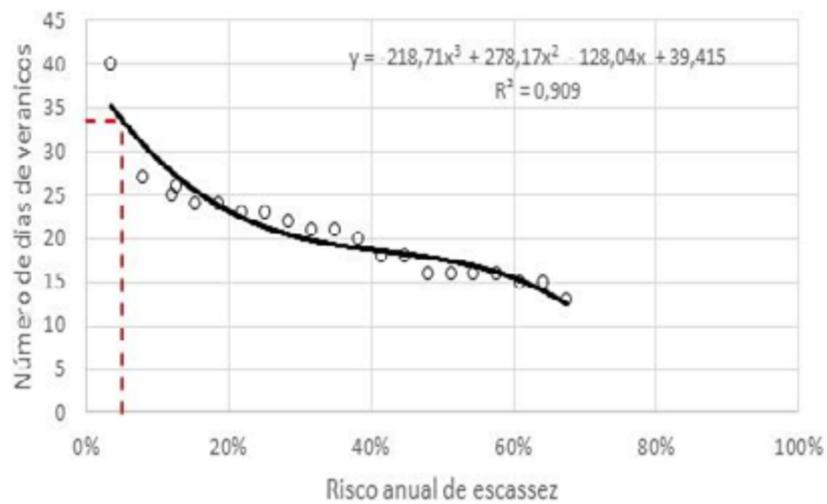
Palma Sola



Palmitos



Paraíso



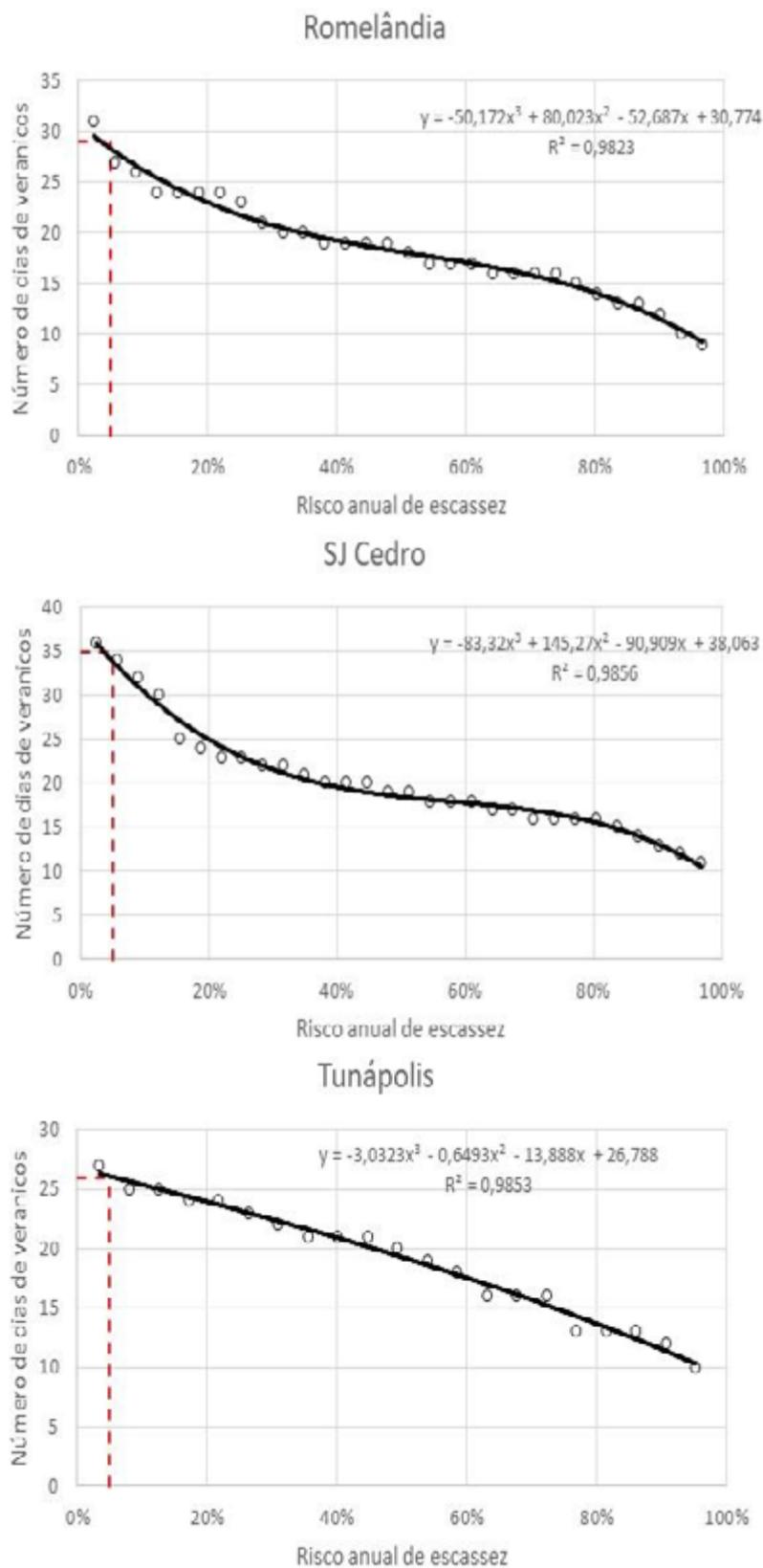


Figura 2 – Dados empíricos de veranicos críticos para oito postos do oeste catarinense, apresentados em função do risco anual de escassez. Em cada gráfico, a linha tracejada em vermelho indica o veranico com risco anual de escassez de 5% (garantia de 95%).

A título de exemplo, foi identificada uma propriedade representativa entre as que, no oeste catarinense, demandam a construção de uma cisterna. A propriedade, localizada nas proximidades do posto Paraíso, tem vulnerabilidade mediana e apresenta demanda total diária de 14,0 m³. A vazão firme, ou seja, o volume diário aportado com elevada garantia, provém de um poço capaz de ofertar 2,5 m³/dia. Portanto, a demanda não garantida deve corresponder a 11,5 m³/dia. Para garantia anual de 95%, o veranico crítico dura 34 dias (Figura 1 e Tabela 2). Aplicando-se a Equação 4 (QN = 11,5 m³ por dia), obtém-se o volume útil de 391 m³. Como a vulnerabilidade da propriedade à escassez hídrica é mediana, o fator recomendado (F) é de 1,35, o que indica volume total da cisterna de 528 m³. Esse valor é recomendado, mas não significa que o reservatório deva ter exatamente essa capacidade. Com base nos custos de construção e nas restrições técnicas, o volume final da cisterna pode variar. O fundamental é não construir a cisterna com volume inferior ao volume útil.

Com base nos valores paramétricos do oeste catarinense, pode-se inferir que as cisternas de ferrocimento (placas pré-moldadas) para essa região devam ter volume variando tipicamente de 300 m³ a 1.500 m³. Essa faixa de valores supera de 20 a 30 vezes o volume de cisternas construídas no semiárido brasileiro, cujos volumes característicos oscilam entre 15 e 50 m³ (Nogueira; Milhorce; Mendes, 2020). O motivo principal dessa diferença decorre da demanda por água a ser atendida pela cisterna. No oeste catarinense, as propriedades intencionam suprir, através das cisternas, sua demanda total, incluindo o processamento da produção agropastoril. No semiárido, entretanto, a cisterna é geralmente destinada unicamente ao consumo humano (Arsky, 2020). Nessa região, onde a escassez hídrica é frequente e severa (Araújo; Mamede; Lima, 2018), o abastecimento animal e para as atividades produtivas é suprido principalmente por meio de reservatórios superficiais (açudes), gerados após a construção

de barragens nos rios (Medeiros; Sivapalan 2020). Outra diferença fundamental é a operação da cisterna. No semiárido, o reservatório é normalmente preenchido por carro-pipa uma ou duas vezes durante a estação seca (Silva; Guerra; Gomes, 2019), que dura cerca de nove meses ao ano. Em Santa Catarina, entretanto, a expectativa é de que a cisterna possa suprir água durante todo o ano sem receber recarga hídrica de outra fonte, que não as disponíveis na propriedade.

Ressalta-se que as diretrizes do Plano Nacional de Saneamento Rural (PNSR), no que concerne ao eixo tecnológico, inclui o fomento ao aproveitamento de água da chuva entre as estratégias para o abastecimento de água. Esse documento elaborado com base na Lei n. 11.445/2007 apresenta alternativas adequadas às devidas realidades rurais (Brasil, 2019). De forma orientativa, o PNSR difunde os requisitos operacionais para as cisternas – abrangendo a limpeza prévia dos telhados e das calhas antes de cada estação chuvosa, etapa fundamental para a garantia da sustentação da tecnologia social em questão.

4 CONCLUSÕES

Apresenta-se um método de dimensionamento de cisternas para propriedades rurais baseado no balanço hídrico durante a ocorrência de um veranico crítico. Os dados fundamentais para a aplicação do método são: uma série consistida de dados diários de chuva de, pelo menos, 20 anos; estimativa de vulnerabilidade hídrica da propriedade rural; demanda hídrica e estimativa de oferta hídrica de alta e baixa garantia. Gerada a curva de frequência dos veranicos, identifica-se a duração do evento que corresponda à probabilidade de excedência anual estipulada pelo usuário (recomenda-se 5%, ou seja, garantia de 95%). O método foi aplicado ao oeste catarinense, onde os veranicos críticos duram tipicamente entre um mês e um mês e meio. Como consequência, as cisternas da região devem ter volume variando entre

300 e 1.500 m³, o que é cerca de 20 a 30 vezes o tamanho das cisternas construídas na região semiárida do Brasil. A diferença de dimensionamento entre essas duas regiões se explica tanto pela demanda hídrica que incide sobre a cisterna (muito superior no oeste catarinense), quanto pelo fato de as cisternas do semiárido contarem com recargas hídricas cíclicas por causa da longa estação seca (quase nove meses ao ano).

5 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Araújo JC; **Investigação:** Andrade MAN, Araújo JC e Coelho CF; **Redação - 1ª versão:** Araújo JC e Coelho CF; **Redação - revisão & edição:** Coelho CF, Araújo JC e Cabral FAS; **Supervisão:** Araújo JC.

6 REFERÊNCIAS

- ABEDIN, M.; COLLINS, A. E.; HABIBA, U.; SHAW, R. Climate change, water scarcity, and health adaptation in southwestern coastal Bangladesh. **International Journal of Disaster Risk Science**, Berlin, v. 10, p. 28-42, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13753-018-0211-8>
- ACUÑA, V.; DATRY, T.; MARSHALL, J.; BARCELÓ, D.; DAHM, C. N.; GINEBRED, A.; SABATER, S.[...]; PALMER, M. A. Why should we care about temporary waterways? **Science**, Washington, DC, v. 343, n. 6175, p. 1080-1081, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1246666>
- ARAÚJO, J. C. de; GÜNTNER, A.; BRONSTERT, A. Loss of reservoir volume by sediment deposition and its impact on water availability in semi-arid Brazil. **Hydrological Sciences Journal**, London, v. 51, n. 1, p. 157-170, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1623/hysj.51.1.157>
- ARAÚJO, J. C.; MAMEDE, G. L.; DE LIMA, B. P. Hydrological guidelines for reservoir operation to enhance water governance: application to the Brazilian Semi-arid Region. **Water**, Basel, v. 10, n. 11, p. 1-12, 2018. DOI: <https://doi.org/10.3390/w10111628>
- ARSKY, I. C. Os efeitos do Programa Cisternas no acesso à água no semiárido. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 55, p. 408-432, 2020. DOI: <http://dx.doi.org/10.5380/dma.v55i0.73378>
- BELHASSAN, K. Water scarcity management. **Water Safety, Security and Sustainability**, Cham, p. 443-462, 2021.
- BRASIL. Decreto nº 9.606, de 10 de dezembro de 2018. Regulamenta o Programa Nacional de Apoio à Captação de Água de Chuva e outras tecnologias sociais de acesso à água – Programa Cisternas. **Diário Oficial**, Brasília, DF, 2018. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2015-2018/2018/decreto/d9606.htm. Acesso em: 25 ago. 2023.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. **Programa Nacional de Saneamento Rural**. Brasília, DF: Ministério da Saúde; Fundação Nacional de Saúde, 2019. Disponível em: https://www.funasa.gov.br/documents/20182/38564/MNL_PNSR_2019.pdf. Acesso em: 25 ago. 2023.
- DATRY, T.; BONADA, N.; BOULTON, A. J. **Intermittent rivers & ephemeral streams: ecology & management**. Amsterdam: Elsevier, 2017.
- DINIZ, P. C. O.; SANTOS, C. F.; ROZENDO, C. Acesso à água para consumo humano no semiárido brasileiro: desafios, tensões e perspectivas do programa “Um Milhão de Cisternas”. **Contemporânea – Revista de Sociologia da UFSCar**, São Carlos, v. 12, n. 1, p. 95-119, 2022.
- GIL, M. M. L.; ARAÚJO, J. C.; MONTENEGRO, S.; VALENÇA, J. M. M. S. Increase in water-scarcity risk in a Brazilian dry-region reservoir. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 33, n. 4, p. 1025-1036, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1590/1983-21252020v33n418rc>
- LOPES, A. C.; RUPP, R. F.; GHISI, E. Assessment of the potential for potable water savings by using rainwater in houses in southern Brazil. **Water Science and Technology: Water Supply**, London, v. 16, n. 2, p. 533-541, 2016. DOI: <https://doi.org/10.2166/ws.2015.166>
- MAGALHÃES, A. J.; ALVES, J. M. B.; SILVA, E. M. D.; NUNES, F. T.; BARBOSA, A. C. B.; SANTOS, A. C. S. D.; SOMBRA, S. S. Veranicos no Brasil: observações e modelagens (CMIP5). **Revista Brasileira de Meteorologia**, São Paulo, v. 34, p. 597-626, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1590/0102-7786344072>
- MEDEIROS, P. H. A.; MURUGESU, S. From hard-path to soft-path solutions: slow-fast dynamics of human adaptation to droughts in a water scarce environment. **Hydrological Sciences Journal**, London, v. 65, n. 11, p. 1803-1814, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1080/02626667.2020.1770258>
- MEKONNEN, M. M.; HOEKSTRA, A. Y. Four billion people facing severe water scarcity. **Science Advances**, New York, v. 2, n. 2, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500323>
- MIRANDA JÚNIOR, G. X.; RODRIGUES, M. L. G.; CRUZ, G. S. A estiagem do outono 2020 em Santa Catarina: a atuação da Epagri, da medição do dado à análise da informação. **Agropecuária Catarinense**, Florianópolis, v. 33, n. 2, p. 11-14, 2020. Disponível em: <https://publicacoes.epagri.sc.gov.br/rac/article/view/1037>. Acesso em: 27 ago. 2024.
- MOURA, M. S. B.; GALVINCIO, J. D.; BRITO, L. T. L.; SOUZA, L. S. B.; SÁ, I. I. S.; SILVA, T. G. F. Clima e a água de chuva no

Semiárido. In: BRITO, L. T. L.; MOURA, M. S. B.; GAMA, G. F. B. (Orgs.). **Potencialidades da água de chuva no Semiárido brasileiro**. Petrolina: Embrapa Semiárido, 2007. p. 37-59.

NOGUEIRA, D.; MILHORANCE, C.; MENDES, P. Do Programa Um Milhão de Cisternas ao Água para Todos: divergências políticas e bricolagem institucional na promoção do acesso à água no Semiárido brasileiro. **IdeAs**, [S. l.], v. 15, 2020. DOI: <https://doi.org/10.4000/ideas.7219>

RODRIGUES, M. L. G. O monitoramento e avisos de eventos meteorológicos extremos de Santa Catarina em 2020. **Agropecuária Catarinense**, Florianópolis, v. 33, n. 3, p. 5-6, 2020. Disponível em: <https://publicacoes.epagri.sc.gov.br/rac/article/view/1082>. Acesso em: 27 ago. 2024.

ROSA, L.; CHIARELLI, D. D.; RULLI, M. C.; DELL'ANGELO, J.; D'ODORICO, P. Global agricultural economic water scarcity. **Science Advances**, New York, v. 6, n. 18, p. 1-10, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1126/sciadv.aaz6031>

SANTA CATARINA. **Plano de recursos hídricos da Bacia Hidrográfica Rio das Antas, bacias contíguas e afluentes**

do Peperi-Guaçu. Relatório Síntese. Florianópolis, p. 98, 2018.

SILVA, J. B.; GUERRA, L. D.; GOMES, R. A. A ralé hídrica e a elite da água no semiárido brasileiro: a articulação entre o mercado dos carros-pipa, as cisternas residenciais, as hidrobiopolíticas e seus agenciamentos. **Contemporânea**, São Carlos, v. 9, n. 3, p. 943-962, 2019. DOI: <http://dx.doi.org/0.4322/2316-1329.120>

SODRÉ, V. D. A.; FUKASAWA, B. N.; OLIVEIRA, M. R. Guia orientativo das normas de conservação de água, fontes alternativas não potáveis e aproveitamento de água de chuva em edificações. Brasília, DF: Câmara Brasileira da Indústria da Construção, 2019. Disponível em: https://cbic.org.br/wp-content/uploads/2019/11/Guia_Orientativo_Normas_de_Conservacao_de_Agua.pdf. Acesso em: 25 ago. 2023.

VAN VLIET, M. T.; JONES, E. R.; FLÖRKE, M.; FRANSSEN, W. H.; HANASAKI, N.; WADA, Y.; YEARSLEY, J. R. Global water scarcity including surface water quality and expansions of clean water technologies. **Environmental Research Letters**, [S. l.], v. 16, n. 2, p. 1-12, 2021.

Análise comparativa entre a fiscalização remota e presencial dos sistemas de abastecimento de água e de esgotamento sanitário de Minas Gerais: uma análise dos impactos da pandemia de covid-19

Comparative analysis between remote and on-site inspection of the water supply and sewerage systems in Minas Gerais

• **Data de entrada:**
29/05/2023

• **Data de aprovação:**
01/11/2024

Francis Anthony Cristóforo Warrener^{1*} | Lucas Marques Pessoa² | Uende Aparecida Figueiredo Gomes¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.58>

ORCID ID

Warrener FAC  <https://orcid.org/0009-0000-2697-1436>

Pessoa LM  <https://orcid.org/0009-0003-7284-3330>

Gomes UAF  <https://orcid.org/0000-0002-2750-8635>

Resumo

Este trabalho teve o objetivo de comparar os processos de fiscalização presencial e remota dos sistemas de abastecimento de água e de esgotamento sanitário de Minas Gerais, realizados pela Agência Reguladora de Serviços de Abastecimento de Água de Esgotamento Sanitário do Estado de Minas Gerais (Arsae-MG). A fiscalização remota começou a ser utilizada na Arsae-MG em 2019, devido às medidas de prevenção ao contágio da covid-19. No período analisado em 2019, foram fiscalizados 51 municípios e elaborados 91 relatórios, enquanto que em 2020 foram fiscalizados 52 municípios e elaborados 94 relatórios. Os dados apontam que a fiscalização remota apresentou maior produtividade na elaboração de relatórios e redução no tempo de atendimento às demandas recebidas. No entanto, os dados indicam complexidade da análise operacional e dificuldade na obtenção de informações. Dessa forma, o estudo observou potencialidades da fiscalização remota, indicando que as metodologias adotadas durante o período pandêmico podem ser utilizadas no contexto do fortalecimento da regulação em saneamento básico.

Palavras-chave: Saneamento Básico. Regulação. Fiscalização.

Abstract

This study aimed to compare the on-site and remote inspection of the water supply and sewage systems in Minas Gerais that is executed by Arsae-MG (the Regulatory Agency for Water Supply and Sewage Services of Minas Gerais). Remote inspection began to be used at Arsae-MG in 2019 due to measures to prevent the spread of COVID-19. In 2019, 51 municipalities were inspected and 91 reports were prepared, whereas 52 municipalities were inspected and 94 reports were prepared in 2020. Data indicate that remote inspection showed greater productivity in preparing reports and reduced the time to respond to demands. Thus, this study observed the potential of remote inspection, indicating that the methodologies adopted during the pandemic period can strengthen sanitation regulation.

Keywords: Sanitation. Regulation. Inspection.

¹ Universidade Federal de Minas Gerais – Belo Horizonte – Minas Gerais – Brasil.

² ARSAE – Belo Horizonte – Minas Gerais – Brasil.

* **Autor correspondente:** franciswarrener@hotmail.com

1 INTRODUÇÃO

Em 28 de julho de 2010, a Assembleia Geral da Organização das Nações Unidas (ONU), por meio da Resolução A/RES/64/292, declarou o acesso à água limpa e segura e o saneamento um direito humano essencial (ONU, 2010). No Brasil, ainda há muitos avanços necessários para a universalização dos serviços de saneamento básico. Um dos pilares essenciais para atingir esse objetivo é uma regulação atuante, eficiente, eficaz e efetiva.

Segundo o livro *Lei nacional de saneamento básico* (Brasil, 2009), os reguladores devem ter as seguintes competências: (i) normativa, (ii) adjudicatória, (iii) fiscalizatória, (iv) sancionatória e (v) de recomendação. O foco deste trabalho é a componente fiscalizatória da Agência Reguladora de Serviços de Abastecimento de Água e de Esgotamento Sanitário de Minas Gerais (Arsae-MG), desempenhada pela Gerência de Fiscalização Operacional da Arsae-MG (GFO), que consiste em monitorar a ação dos prestadores de serviços, assim como exigir atuação conforme as normativas pertinentes.

Atualmente, a Arsae-MG é responsável pela regulação dos serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário de todos os municípios que contrataram os seguintes prestadores de serviços: Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA-MG), COPASA Serviços de Saneamento Integrado do Norte e Nordeste de Minas Gerais S/A (COPANOR), Samotracia e Concessionária de Saneamento Básico de Araújos (SANARJ).

É nesse contexto que se destacam os principais objetivos da regulação: (i) proteger os interesses dos usuários quanto às obrigações e princípios da prestação do serviço; (ii) promover a eficiência e a inovação; e (iii) assegurar a estabilidade, a sustentabilidade e a robustez dos serviços prestados (Montenegro, 2013). Entre as diversas atuações da Arsae-MG, este trabalho busca analisar o papel da fiscalização operacional na garantia dos objetivos supracitados.

O processo de fiscalização operacional objetiva avaliar as condições técnicas e operacionais dos sistemas, assim como o atendimento aos usuários quanto aos padrões de qualidade na prestação dos serviços, em consonância com a legislação pertinente, em especial, à regulamentação expedida pela Arsae-MG. Desde o início dos processos de fiscalização operacional da Arsae-MG, em 2011, a fiscalização consiste na coleta preliminar de informações sobre o sistema de abastecimento de água e/ou de esgotamento sanitário; a coleta de informações *in loco*, por meio de viagens a campo; e, por fim, a elaboração de um Relatório de Fiscalização Operacional (RF), contendo todas as informações sobre o sistema, assim como as Não Conformidades (NCs) a serem resolvidas pelo prestador de serviços. Todo o processo de Fiscalização Operacional é desempenhado pela GFO.

Em 11 de março de 2020, a Organização Mundial da Saúde (OMS) declarou o surto do novo coronavírus, conhecido como covid-19, como uma pandemia global. Em resposta ao quadro pandêmico, as viagens a campo da equipe de fiscalização da Arsae-MG foram interrompidas e, com isso, a Agência teve de se adaptar às novas condições impostas.

Entre as vantagens dos processos de fiscalização remota, está o fato de que um mesmo fiscal consegue atuar paralelamente na fiscalização de duas localidades distintas e distantes (Agência Minas, 2020). Além disso, é possível que a fiscalização remota possibilite mais rapidez na elaboração dos Relatórios (devido à redução de tempo despendido com viagens), podendo assim fiscalizar mais municípios em menos tempo. Segundo a ABAR (2020), a atividade de fiscalização é a que mais utiliza recursos financeiros na regulação, fato que se justifica devido à atividade demandar gastos com as viagens e ter corpo técnico de atuação mais ostensiva. Em 2019, 26% das despesas da Arsae-MG foram relacionadas à atividade de fiscalização (ABAR, 2020). Ainda, 18% das despesas

foram relacionadas à regulação e normatização técnica, 19% à regulação e normatização econômica, 7% às atribuições Jurídicas, 4% à ouvidoria e 26% a outras despesas.

Diante dos fatos apresentados, observa-se que o processo de fiscalização remota deve ser estudado, no intuito de avaliá-lo e aprimorá-lo, sem perder de vista aquilo que precisa ser observado, de modo a garantir a qualidade da prestação dos serviços e o adequado atendimento aos usuários.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

O objetivo geral deste trabalho é analisar comparativamente o processo de fiscalização presencial e remota dos Sistemas de Abastecimento de Água (SAAs) e Sistemas de Esgotamento Sanitário (SEs), realizados pela Arsae-MG.

2.2 Objetivos específicos

Os objetivos específicos deste trabalho são:

- Avaliar se as não conformidades (NCs) apontadas nos relatórios de fiscalização remota e presencial sofreram alterações qualitativamente e quantitativamente;
- Avaliar se houve diferença no número de RFs elaborados e municípios fiscalizados, na fiscalização remota e presencial;
- Comparar o tempo de resposta a uma demanda, no processo de fiscalização remota e presencial.

3 METODOLOGIA

No intuito de comparar os processos de fiscalização remota e presencial, foram analisados os relatórios presenciais elaborados entre maio e outubro de 2019 e os relatórios remotos de maio a outubro de 2020. No período analisado em 2019, foram fiscalizados 51 municípios e elaborados 91 Relatórios de Fiscalização (RFs). Todos os RFs encontram-se no sítio eletrônico da Arsae-MG, o que possibilitou o

levantamento realizado. No período analisado em 2020, foram fiscalizados 52 municípios e elaborados 94 Relatórios. A diferença entre o número de relatórios e o número de municípios fiscalizados se dá pelo fato de que um município pode gerar mais de um RF, visto que os relatórios são segregados por diferentes sistemas (água e/ou esgoto) e localidade (sede e/ou distritos).

O período de maio a outubro de 2019 e de 2020 foi selecionado em razão dos seguintes fatores:

- Nos meses de dezembro e janeiro o orçamento da Agência fecha, impossibilitando viagens presenciais ou reduzindo-as, portanto, não é desejável que o período compreenda os meses de dezembro e janeiro;
- Até o mês de abril/2020, alguns relatórios elaborados ainda eram referentes às fiscalizações presenciais, portanto a amostra não deve incluir o mês citado;
- A partir de novembro/2020, alguns processos de fiscalização voltaram a ser realizados presencialmente, devido à flexibilização das medidas de isolamento social em MG, portanto a amostra não deve incluir o mês citado.

A partir dos pontos citados acima, optou-se por analisar todos os relatórios remotos elaborados entre maio e outubro de 2020. Com isso, optou-se também por analisar os relatórios presenciais referentes ao mesmo período, no ano de 2019.

Em cada RF, são apontadas as Não Conformidades (NCs) identificadas nos sistemas. As NCs são situações observadas na prestação do serviço em desacordo com as normas expedidas pela Arsae-MG ou outros órgãos competentes. Para cada RF analisado neste trabalho, foram registradas quais NCs foram aplicadas nos SAAs e SEs.

As NCs apontadas nos Relatórios foram divididas em sete categorias, conforme metodologia utilizada por Bastos *et al.* (2021), que contribuiu para a classificação de NCs utilizada na Resolução

Arsae-MG nº 133/2019. Além das sete categorias mencionadas, foi adicionada uma modalidade a mais, referente à NCs relacionadas a contratos. Os oito tipos de NCs aplicadas são: (1) Atendimento ao público; (2) Prestação de informações; (3) Infrações relacionadas ao gerenciamento do sistema; (4) Informações relacionadas às unidades operacionais; (5) Casa de química e laboratório; (6) Infrações relacionadas ao sistema de abastecimento de água; (7) Infrações relacionadas ao sistema de esgotamento sanitário; e (8) Contrato.

É importante ressaltar que em 9 de dezembro de 2019 foi publicada a Resolução Arsae-MG nº 133/2019, que eliminou algumas das NCs que eram aplicadas nos RFs, além de adicionar novas NCs passíveis de serem aplicadas nas fiscalizações. Por esse motivo, o número de NCs que poderiam ser aplicadas nos RFs mudou entre os dois anos analisados. Para as NCs aplicadas em RFs de 2019, que deixaram de existir, foi atribuída uma NC equivalente, presente na Resolução.

Alguns processos de fiscalização são originados internamente na Arsae-MG e outros são originados a partir de demandas externas, como do Ministério Público, Programa de Proteção e Defesa do Consumidor (Procon), Câmaras Municipais,

Prefeituras Municipais, Ouvidoria e Assembleia Legislativa. O presente trabalho também buscou comparar o tempo de resposta da Arsae-MG para responder uma demanda, no modelo de fiscalização remota e presencial.

O tempo de resposta foi definido como o número de dias corridos entre o recebimento da demanda na Arsae-MG e o envio do RF para o demandante pela equipe de fiscalização da Arsae-MG. Para obter uma análise mais detalhada, foi realizada a aplicação de estatística descritiva dos tempos de resposta nos períodos avaliados de 2019 e 2020, com auxílio do software *Microsoft Excel*. Para cada fiscalização realizada pela Arsae-MG, é atribuído um número de Processo no Sistema Eletrônico de Informações de Minas Gerais (SEI-MG). O documento enviado à Arsae-MG, que dá origem a fiscalização de uma localidade, encontra-se no Processo, assim como o e-mail de envio do RF, sendo possível, assim, definir o tempo de resposta de uma demanda, para todos os RFs analisados.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Tabela 1 apresenta a quantidade de municípios fiscalizados pela Arsae-MG e a quantidade de RFs elaborados, no período de maio a outubro de 2019 e maio a outubro de 2020.

Tabela 1 – Número de Municípios fiscalizados e Relatórios elaborados nos períodos avaliados.

Maio a outubro de 2019			Maio a outubro de 2020		
nº de municípios Fiscalizados	nº de RFs elaborados	nº de RFs elaborados por fiscal da GFO	nº de municípios Fiscalizados	nº de RFs elaborados	nº de RFs elaborados por fiscal da GFO
51	91	11,4	52	94	13,4

Observou-se que o número de municípios fiscalizados e de RFs produzidos não sofreu grandes alterações, apesar disso notou-se um aumento de 17,5% no número de relatórios elaborados por fiscal. Esse número aumentou devido à diminuição no número de fiscais na GFO entre os dois anos.

Foram avaliados o número de RFs referentes às SAAs e a Sistemas de Esgotamento Sanitário (SESs), assim como o número de Não Conformidades (NCs) aplicadas nos RFs, nos diferentes períodos analisados. A Tabela 2 apresenta os dados referentes aos RFs de SAAs e a Tabela 3 apresenta os dados referentes aos RFs de SESs.

Tabela 2 – Dados dos RFs de SAAs em 2019 e 2020.

SAA 2019			SAA 2020		
n° de RFs	n° de NCs aplicadas	n° de NC por RF	n° de RFs	n° de NCs aplicadas	n° de NC por RF
50	231	4,6	53	189	3,6

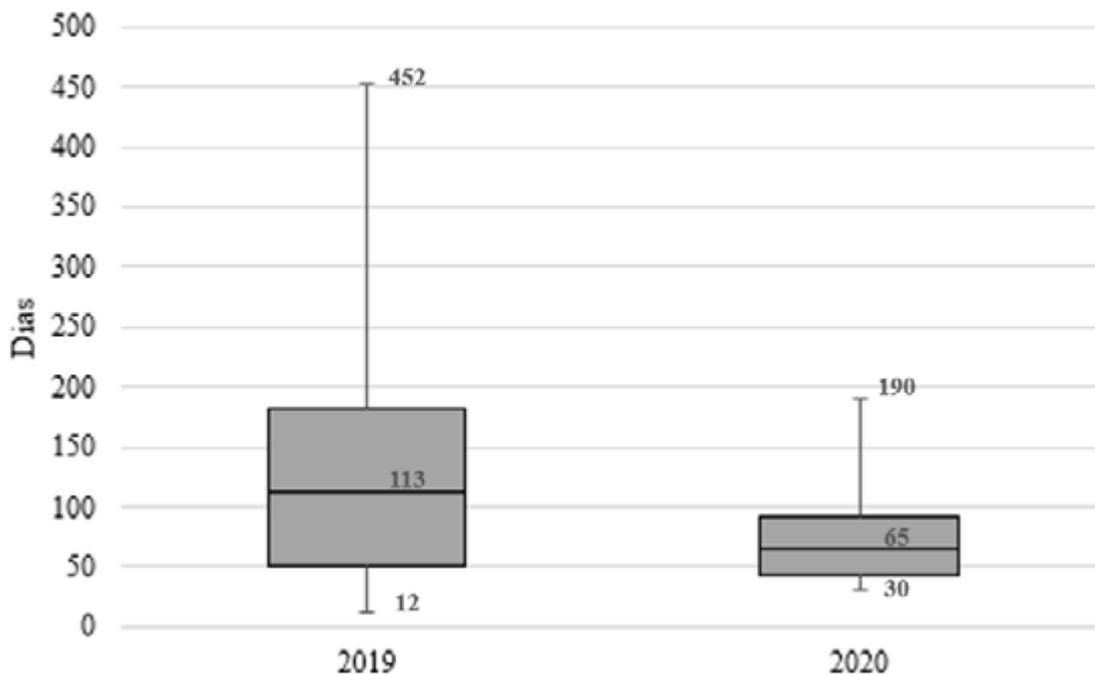
Tabela 3 – Dados dos RFs de SESs em 2019 e 2020.

SES 2019			SES 2020		
n° de RFs	n° de NCs aplicadas	n° de NC por RF	n° de RFs	n° de NCs aplicadas	n° de NC por RF
41	95	2,3	41	86	2,1

A partir das Tabelas acima, nota-se que não houve uma diminuição expressiva no número de NCs por RF de SES, ao contrário do número de NCs por RF de SAA, em que houve uma redução de 24%. Um dos prováveis motivos da redução observada é a diminuição no número de NCs relacionadas à Unidades Operacionais (reservatórios, estações elevatórias, captações, ETA, ETE, etc.), na fiscalização remota. Como nos SAAs existem mais unidades operacio-

nais, o efeito foi maior na redução do número de NCs por RF de SAA.

Analisou-se também o tempo gasto para o atendimento a uma demanda, isso é, o tempo em dias corridos entre o recebimento de um documento que gerou a fiscalização e o envio do RF para o demandante pela equipe da Arsae-MG. A Figura 1 apresenta os *box-plots* elaborados com os dados referentes ao atendimento às demandas.

**Figura 1 – Tempo de atendimento às demandas recebidas em 2019 e 2020 em dias corridos.**

A partir dos dados levantados, observou-se uma redução média de 44% no tempo de atendimento às demandas recebidas. Atribui-se essa redução a, principalmente, dois fatores: (i) na fiscalização remota não há tempo despendido com organização das viagens e com as viagens e (ii) na fiscalização remota um fiscal pode realizar a fiscalização de mais de um sistema ao mesmo tempo. A variação no tempo de atendimento às demandas diminuiu de 2019 para 2020, o que pode ser um fator positivo da fiscalização

remota, pois é possível informar ao demandante um intervalo mais preciso em que se espera que a demanda seja atendida.

4.1 Comparação das NCs aplicadas em sistemas de abastecimento de água

A Figura 2 apresenta a categoria e as porcentagens correspondentes às NCs aplicadas em SAAs, no período avaliado em 2019 e 2020. No período avaliado em 2019 foram aplicadas 28 NCs diferentes e em 2020 foram aplicadas 22 NCs distintas.

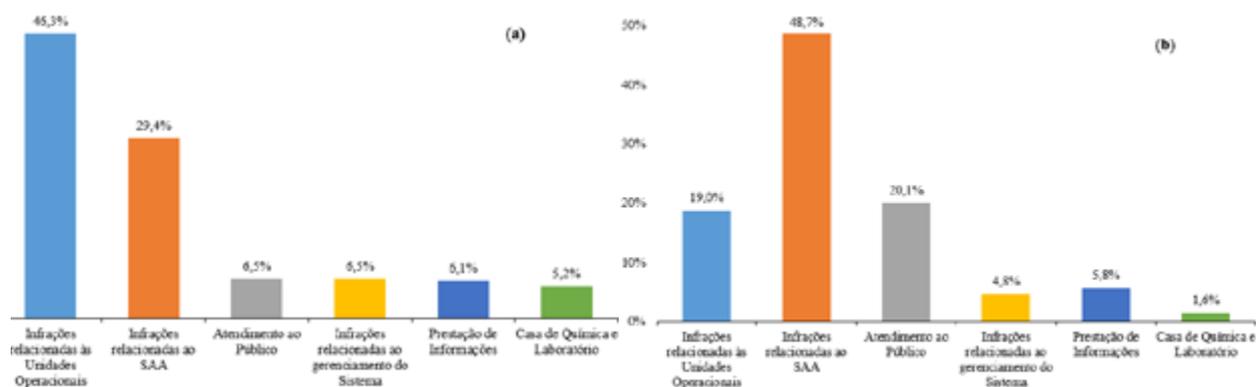


Figura 2 – Categoria e porcentagens das NCs aplicadas em RFs de SAAs no período de maio a outubro de 2019 (a) e maio a outubro de 2020 (b).

Comparando os dois gráficos, observa-se uma redução de 46% para 19% na quantidade de NCs de Infrações relacionadas às Unidades Operacionais, entre 2019 e 2020. Provavelmente essa redução se deve ao fato de que na fiscalização presencial os fiscais têm uma visão mais completa das unidades operacionais (reservatórios, estações elevatórias, captações, ETA etc.). A dificuldade em obter uma avaliação completa das unidades na fiscalização remota apresenta uma deficiência dela.

Entre 2019 e 2020, nota-se um aumento de 7% para 20% nas NCs referentes ao “Atendimento ao Público”. A NC “Deixar de cumprir os prazos estabelecidos pela Resolução Normativa da Arsae-MG para atendimento de solicitações de ligação ou de vistoria para ligação de água/esgoto.” foi a mais

utilizada na categoria Atendimento ao Público. Em 2019, 6,1% do total de NCs aplicadas foram referentes ao não cumprimento dos prazos de atendimento de solicitações e, em 2020, o valor subiu para 19,6%. A partir de novembro de 2019, os prazos para execução de serviços de ligação e vistoria de água/esgoto ficaram menos rígidos, conforme estabelecido pela Resolução Arsae-MG nº 131/2019, que revogou a Resolução Arsae-MG nº 40/2013. Com isso, é plausível assumir que o número de NCs referente a essas ordens de serviços deveria diminuir, porém não foi o caso. Diante disso, é possível que o aumento possa ser explicado por algum motivo relacionado às empresas terceirizadas, contratadas pelos Prestadores de Serviços, que executam as ordens de serviços. Vale ressaltar que a execução dos serviços depende da ida de

um profissional ao local e, devido às medidas de distanciamento social e aos casos de infecções de funcionários, houve redução no número de empregados disponíveis. Aqui é importante relacionar que o aumento das NCs referente ao “Atendimento ao Público” pode ser explicado pelos impactos negativos da pandemia nos Prestadores de Serviços e a consequente precarização do serviço prestado aos usuários, conforme exemplificado por Capodeferro e Smiderle (2020).

Houve uma diminuição de 5% para 1% das NCs relacionadas à “Casa de Química e Laboratório”. Tal redução pode ser atribuída ao fato de que a avaliação dos equipamentos e insumos utilizados nos laboratórios é dificultada na fiscalização remota. Diante disso, conclui-se que a impossibilidade da avaliação das condições da Casa de Química e do Laboratório, na fiscalização remota, é uma limitação que deve ser considerada.

Com relação às “Infrações relacionadas ao gerenciamento do Sistema”, houve uma redução de 7% para 5%. Em 2019, a NC “Deixar de manter equipamentos, componentes, mão de obra, instrumentos ou insumos necessários ao correto desempenho do sistema” foi a mais utilizada nessa categoria, correspondendo à 6,1% do total de NCs aplicadas. A NC mencionada não foi utilizada em nenhum RF de SAA, em 2020. A NC mais utilizada na categoria “Infrações relacionadas ao gerenciamento do Sistema” em 2020 foi a de “Deixar de manter

Croquis e Cadastros de rede atualizados”, representando 4,2% do total de NCs aplicadas. É possível que a NC mencionada tenha começado a ser mais aplicada no processo de fiscalização remota, devido à importância dos Croquis e Cadastros de Rede para uma boa avaliação do Sistema, visto que não foi realizada a vistoria em campo. Dito isso, salienta-se o fato de que, para que uma fiscalização remota seja realizada de maneira ideal, é necessário que as informações enviadas pelo Prestador sejam claras, verídicas e encaminhadas dentro dos prazos. Ressalta-se aqui que a assimetria de informações entre agência reguladora e empresa regulada, discutida por Araújo e Pires (2000), pode ter sido acentuada devido a maior dependência da Arsae-MG das informações disponibilizadas pelos Prestadores de Serviços na fiscalização remota.

A porcentagem de NCs de “Prestação de Informações” se manteve em 6% em 2019 e 2020. Conforme citado no parágrafo anterior, na fiscalização remota existe uma maior dependência da Arsae-MG no envio de informações por parte do Prestador. Diante disso, é razoável esperar um aumento na porcentagem dessas NCs, que não ocorreu.

Por fim, temos a categoria de NCs de “Infrações relacionadas ao SAA”, que foi a que apresentou a maior alteração em pontos percentuais. A Tabela 4 mostra a porcentagem em que cada NC dessa categoria apareceu em 2019 e 2020, em relação ao total de NCs aplicadas.

Tabela 4 – Porcentagem em que cada NC de “Infrações relacionadas ao SAA” apareceu em 2019 e 2020.

NC	%	
	2019	2020
Deixar de cumprir o Plano de Amostragem	11,7	24,9
Deixar de atender o Padrão de Potabilidade	10,4	11,1
Deixar de manter a pressão na rede dentro dos limites	2,6	1,1
Deixar de assegurar suprimento de água de forma contínua	2,6	0
Deixar de realizar inspeções trimestrais nos reservatórios	1,3	0,5
Deixar de realizar a lavagem do reservatório, após constatada a necessidade	0,9	0
Deixar de solucionar problemas operacionais que resultem em extravasamento em prazo superior ao prazo definido*	0	9,5
Deixar de realizar hidrometração das ligações	0	1,6
Total	29,5	48,7

*Essa NC não existia em 2019.

Percebe-se um aumento na porcentagem das NCs de “Infrações relacionadas ao SAA”, que pode ser explicado também pelo fato de que a NC de “Deixar de solucionar problemas operacionais que resultem em extravasamento em prazo superior ao prazo definido” não existia em 2019, sendo introduzida pela Resolução Arsa-MG n° 133/2019, em novembro de 2019. Além disso, nota-se um aumento significativo na porcentagem da NC referente ao descumprimento do plano de amostragem. Esse aumento pode ser resultado de um enfoque maior da equipe de fiscalização no controle de qualidade da água, durante o processo de fiscalização remota. Outra possibilidade é que

a rotina de coleta e realização de análises tenha piorado por parte do Prestador, no ano de 2020, em função de escalas reduzidas de trabalho por conta da pandemia e das medidas de distanciamento social, além dos afastamentos decorrentes da infecção de trabalhadores pelo vírus.

4.2 Comparação de NCs aplicadas em sistemas de esgotamento sanitário

A Figura 3 apresenta a categoria e as porcentagens correspondentes às NCs aplicadas em SESs no período avaliado de 2019 e 2020. No período avaliado foram aplicadas 19 NCs diferentes e em 2020 foram aplicadas 14 NCs distintas.

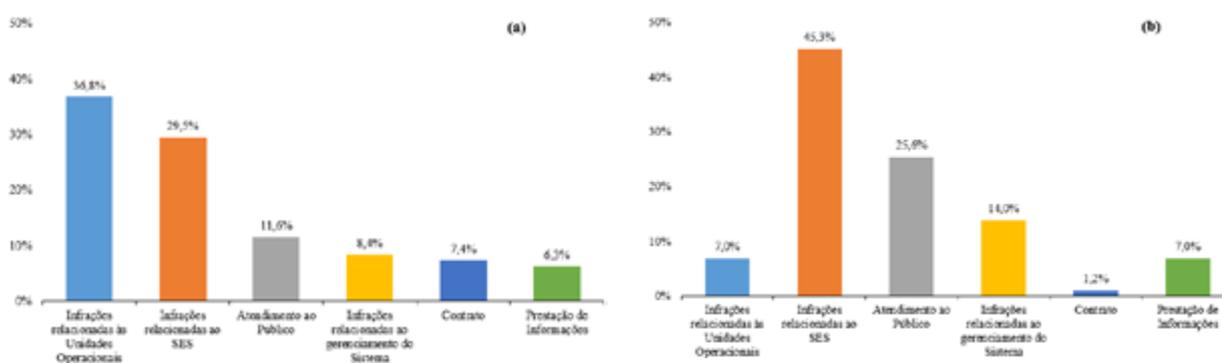


Figura 3 – Categoria e porcentagens das NCs aplicadas em RFs de SESs no período de maio a outubro de 2019 (a) e maio a outubro de 2020 (b).

A partir dos gráficos, observou-se uma redução de 37% para 7% nas NCs referentes à “Infrações relacionadas às Unidades Operacionais” em RFs de SESs, sendo a tipologia que sofreu a maior alteração em pontos percentuais entre 2019 e 2020. Essa redução provavelmente ocorreu pelo mesmo motivo observado nos RFs de SAAs: na fiscalização presencial os fiscais têm uma visão mais completa das unidades operacionais, que no caso de SESs consistem principalmente em elevatórias e unidades das ETEs. Nas fiscalizações presenciais, grande parte das NCs de “Infrações relacionadas às Unidades Operacionais” eram referentes ao mal funcionamento de unidades de tratamento de esgoto.

Houve um aumento de 12% para 26% das NCs de “Atendimento ao Público”. A única NC dessa modalidade que foi aplicada nos períodos analisados é a referente ao não cumprimento dos prazos estabelecidos para execução de ordens de serviços. Conforme discutido no item 4.1, os prazos para execução de ordens de serviços ficaram mais brandos entre 2019 e 2020 e, portanto, era de se esperar uma melhoria no atendimento aos prazos. Diante disso, uma das possibilidades é que o aumento do descumprimento aos prazos estabelecidos seja derivado de alguma ineficiência relacionada ao Prestador ou às empresas terceirizadas contratadas pelo Prestador para executar as ordens de serviços. Além disso, é possível que as medidas de contingenciamento e isolamento

decorrentes da pandemia possam ter dificultado o trabalho das empresas responsáveis pela execução das ordens de serviços.

Com relação à NC referente à “Contratos”, houve uma redução de 7% para 1%. Isso se deve ao fato de que em 2019 era comum os fiscais aplicarem essa NC para situações em que as metas do contrato não foram cumpridas ou em que o contrato foi firmado, mas o serviço não estava sendo prestado. Em 2020, essa NC deixou de existir, visto que a Resolução Arsa-MG nº 133/2019 não classifica o descumprimento de Contrato como uma NC. Cabe ressaltar que a Arsa-MG removeu essa modalidade de NC em 2020, visto que os RFs são focados nas condições técnico-operacionais dos sistemas e não no âmbito jurídico da prestação do serviço.

Houve um aumento de 30% para 45% nas NCs de “Infrações relacionadas ao SES”, entre 2019 e 2020. Um dos motivos que explicam o aumento é o fato de que em 2019 não existia prazo para correção de extravasamento de esgoto. É importante ressaltar que essa NC apareceu em RFs de SESs em 2019 devido à adaptação de NCs realizada no presente trabalho. A partir de novembro de 2019, estabeleceu-se um prazo para correções de extravasamentos e, caso o prazo fosse descumprido, a NC “deixar de solucionar problemas operacionais que resultem em by-pass frequente ou extravasamento dentro do prazo definido” era aplicada. Com isso, observou-se um aumento de 5,3% para 14% na aplicação dessa NC. Houve um aumento na aplicação da NC referente à descumprimento da frequência de monitoramento da ETE (12,6% para 16,3%) e da NC referente à descumprimento do padrão de lançamento de efluentes em cursos d’água (10,5% para 15,1%). Não é possível atribuir esses aumentos à fiscalização remota, visto que a documentação referente ao monitoramento das ETEs é solicitada e, portanto, não depende de inspeções em campo. O aumento do descumprimento da frequência de monitoramento e dos

padrões de lançamento pode estar relacionado à uma piora na operação das ETEs, causada por impactos decorrentes da pandemia da covid-19.

As “Infrações relacionadas ao gerenciamento do sistema” tiveram um aumento de 8% para 14%. Esse aumento pode ser explicado pelo fato de que em 2019 a NC “Deixar de manter Croquis e Cadastros de rede atualizados” representava 1,1% do total de NCs aplicadas e, em 2020, passou para 11,6%. Assim como nos RFs de SAAs, isso se deve ao fato de que na fiscalização remota os Croquis e Cadastros de Rede são de suma importância para realizar uma análise do sistema.

A porcentagem de NCs de “Prestação de Informações” teve um aumento de 6% para 7%. A única diferença observada foi que em 2019 a NC de não envio de informação solicitada correspondia a 5,3% e em 2020 diminuiu para 4,7%, e em 2019 a NC de não envio de informação prevista correspondia a 1,1% e em 2020 passou para 2,3%.

5 CONCLUSÕES

A partir dos levantamentos realizados, constatou-se que não houve uma grande diferença entre o número de RFs referentes à fiscalização presencial (91) e referentes à fiscalização remota (94). Observou-se uma redução maior no número de NCs por RF de SAA (4,6 em 2019 para 3,6 em 2020) do que no número de NCs por RF de SES (2,3 em 2019 para 2,1 em 2020).

Houve uma redução no tempo médio de atendimento às demandas na fiscalização presencial (135,6 dias), quando comparado à fiscalização remota (75,9 dias). Essa redução representa uma vantagem da fiscalização remota, visto que quanto mais rápido uma demanda for atendida, mais rápido os problemas que geraram a demanda serão solucionados.

A partir dos trabalhos realizados, considerou-se que as principais deficiências da fiscalização remota são:

- Não conseguir avaliar com precisão as condições das unidades operacionais (ETAs, ETEs, estações elevatórias, reservatórios, captações etc.);
- Não conseguir determinar se os laboratórios estão em condições adequadas de funcionamento e se os insumos e reagentes utilizados estão dentro dos prazos de validade.

As principais vantagens da fiscalização remota são:

- Maior produtividade na elaboração de Relatórios, podendo realizar a fiscalização de mais municípios em menos tempo, quando comparado à fiscalização presencial;
- Redução no tempo de atendimento às demandas recebidas.

Ressalta-se que, para que a fiscalização remota seja realizada de maneira adequada, é necessário que o Prestador de Serviços encaminhe informações claras, verídicas e dentro dos prazos estabelecidos. Tal dependência do Regulador com relação ao ente regulado consiste em um desafio da fiscalização remota. Outro ponto importante a se destacar é a dificuldade enfrentada neste trabalho em determinar se as mudanças qualitativas e quantitativas das NCs são resultados da fiscalização remota ou se são efeitos da pandemia na prestação do serviço. Conclui-se que a fiscalização remota é uma ferramenta importante e que deve ser aprimorada para ser utilizada com maior eficiência.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Concepção do artigo: Warrener FAC, Pessoa LM, Gomes UAF; **Metodologia:** Warrener FAC, Pessoa LM, Gomes UAF; **Discussão dos resultados:** Warrener FAC, Pessoa LM, Gomes UAF; **Redação – Primeira versão:** Warrener FAC; **Redação – Revisão e Edição:** Warrener FAC, Pessoa LM, Gomes UAF.

7 REFERÊNCIAS

AGÊNCIA REGULADORA DE SERVIÇOS DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA E DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO DE MINAS GERAIS

(Arsae-MG). **Resolução Arsae-MG nº 40, de 3 de outubro de 2013**. Estabelece as condições gerais para prestação e utilização dos serviços públicos de abastecimento de água e de esgotamento sanitário regulados pela ARSAE-MG. Belo Horizonte: Arsae-MG, 2013.

AGÊNCIA REGULADORA DE SERVIÇOS DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA E DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO DE MINAS GERAIS (Arsae-MG). **Resolução Arsae-MG nº 131, de 13 de novembro de 2019**. Estabelece as condições gerais para prestação e utilização dos serviços públicos de abastecimento de água e de esgotamento sanitário regulados pela ARSAE-MG. Belo Horizonte: Arsae-MG, 2019a.

AGÊNCIA REGULADORA DE SERVIÇOS DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA E DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO DO ESTADO DE MINAS GERAIS (Arsae-MG). **Resolução Arsae-MG nº 133, de 09 de dezembro de 2019**. Dispõe sobre o procedimento de fiscalização e a aplicação de sanções aos prestadores de serviços públicos de abastecimento de água e de esgotamento sanitário regulados pela ARSAE-MG. Belo Horizonte: Arsae-MG, 2019b.

ARAÚJO, H. C. de; PIRES, J. C. L. Regulação e arbitragem nos setores de serviços públicos no Brasil: problemas e possibilidades. **Revista de Administração Pública**, Rio de Janeiro, v. 34, n. 5, p. 9-28, 2000.

AGÊNCIA MINAS. Arsae-MG adota fiscalização remota durante pandemia. **Agência Minas**, Belo Horizonte, 21 maio 2020. Disponível em: <https://www.agenciaminas.mg.gov.br/sala-de-imprensa/arsae-mg-adota-fiscalizacao-remota-durante-pandemia>. Acesso em: 27 ago. 2024.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE AGÊNCIAS DE REGULAÇÃO (ABAR). Relatório Regulação Saneamento Básico 2020. **ABAR**, Brasília, DF, 2020. Disponível em: <https://abar.org.br/biblioteca/#1536N-9myXlvs75YsMioHrF-qjXzuv6led>. Acesso em: 24 set. 2021.

BASTOS, M. M. A.; NOGUEIRA, D.; PESSOA, V. C. de S.; GOMES, R. T. L. Análise quantitativa e definição de prazos para correção das não conformidades operacionais no pós-fiscalização da Arsae-MG: contexto anterior à resolução de sanções. **Revista Regulação em Foco**, Belo Horizonte, v. 1, n. 2, p. 36-43, 2021.

BRASIL. Ministério das Cidades. **Lei Nacional de Saneamento Básico**: perspectivas para as políticas e gestão dos serviços públicos – Instrumentos das políticas e da gestão dos serviços públicos de Saneamento Básico. Brasília, DF: Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, 2009. v. 1. Disponível em: <https://web.bndes.gov.br/bib/jspui/handle/1408/2161>. Acesso em: 13 set. 2021.

CAPODEFERRO, M. W.; SMIDERLE, J. J. A resposta do setor de saneamento no Brasil à COVID-19. **Revista de Administração Pública**, Rio de Janeiro, v. 54, n. 4, p. 1022-1036, 2020. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/0034-761220200324>.

MONTENEGRO, M. H. Regulação de Serviços Públicos de Saneamento Básico. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL DE

ENGENHARIA DE SAÚDE PÚBLICA, 4., 2013, Belo Horizonte. *Anais [...]*. Belo Horizonte: Adasa, 2013. Disponível em: http://www.funasa.gov.br/site/wp-content/uploads/2013/05/Marcos_Helano.pdf. Acesso em: 13 set. 2021.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS (ONU). The right to water. **Human Rights**, Genebra, n. 35, 2010. Disponível em: <http://www.ohchr.org/Documents/Publications/FactSheet35en.pdf>. Acesso em: 5 dez. 2022.

Proposta de um guia de boas práticas para a gestão de resíduos da construção civil em municípios de pequeno e médio porte

Proposal of a guide of good practices to manage construction and demolition waste in small and medium cities

- **Data de entrada:**
12/10/2022
- **Data de aprovação:**
06/11/2023

Janne Kelly Oliveira Rodrigues^{1*} | Ana Bárbara de Araújo Nunes¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.59>

ORCID ID

Rodrigues JKO  <https://orcid.org/0000-0002-5262-833X>

Nunes ABA  <https://orcid.org/0000-0001-5845-6252>

Resumo

A indústria da construção civil é considerada uma das atividades mais importantes para o desenvolvimento social e econômico de uma sociedade, porém, comporta-se como grande geradora de impactos ao meio ambiente, principalmente os relacionados à elevada geração de resíduos e sua disposição inadequada. A gestão desses resíduos é de competência municipal, porém, existe uma grande dificuldade, especialmente dos municípios de pequeno e médio porte, em atender às exigências legais, comprometendo o desenvolvimento da gestão eficiente desses resíduos. Dessa forma, esta pesquisa propõe um guia de boas práticas para a gestão dos Resíduos da Construção Civil (RCC) aos municípios cearenses de pequeno e médio porte, com a finalidade de fornecer fundamentos para o desenvolvimento de estratégias para municípios que buscam adequar a gestão desses resíduos. Com base nos resultados obtidos, foi possível verificar que os municípios avaliados ainda apresentam uma gestão ineficiente dos RCC, pois a maioria não dispõe de instrumentos regulamentadores, além de adotar uma coleta indiferenciada desses resíduos. Existem iniciativas de reutilização dos RCC na manutenção de vias públicas, no aterramento de terrenos e em obras públicas. Porém, com relação à disposição final, constatou-se que a situação se apresenta crítica, pois, em sua maioria, são dispostos em lixões. Com base nas necessidades encontradas, foram propostas 12 estratégias e 36 ações, visando orientar o planejamento inicial para a implantação da gestão dos RCC nesses municípios.

Palavras-chave: Resíduos da Construção Civil. Gestão municipal. Municípios de pequeno e médio porte.

Abstract

The construction industry is considered one of the most important activities for the social and economic development of a society. However, this sector behaves as a major generator of impacts to the environment, especially those related to high waste generation and their improper disposal. The management of this waste is a municipal competence small and medium cities face especially great difficulties to meet legal requirements, compromising the development of the efficient management of this waste. Thus, this research proposes a guide of good practices to manage construction and demolition waste (CDW) for small- and medium-sized

¹ Universidade Federal do Ceará – Fortaleza – Ceará – Brasil.

* **Autor correspondente:** jkor.oliveira@gmail.com

municipalities in Ceará to provide grounds for the development of strategies for municipalities that seek to adapt the management of this waste. Results evinced that the evaluated municipalities still inefficiently manage CDW, most of which neither have regulatory instruments nor differentiate the collection of this waste. This study found initiatives to reuse CDW to maintain public roads, landfill, and public works. However, final disposal experiences a critical situation as most waste is disposed in landfills. Based on these needs, this study proposed 12 strategies and 36 actions to guide initial planning for implementing the management of CDW in these municipalities.

Keywords: Construction and Demolition Waste. Municipal management. Small and medium size cities.

1 INTRODUÇÃO

A indústria da construção civil é considerada uma das atividades mais importantes para o desenvolvimento social e econômico de uma sociedade. A crescente demanda por construção é resultante da rápida urbanização dos grandes centros urbanos e contribui significativamente para o aumento do consumo de recursos naturais e favorece a geração de resíduos e seus impactos associados (Passarini *et al.*, 2014; Wu *et al.*, 2016).

Esse setor comporta-se como grande gerador de impactos ao meio ambiente, incluindo: consumo dos recursos naturais, cerca de 20 a 50 % do total extraído em todo o planeta; produção e transporte de materiais e componentes; concepção de projetos; execução (construção); práticas de uso e manutenção; e, ao final da vida útil, a demolição/desmontagem, além da destinação de resíduos gerados (Cassa; Carneiro; Brum, 2001; Santos *et al.*, 2011).

Os Resíduos da Construção e Demolição (RCC) são compostos por uma grande variedade de materiais provenientes das atividades de construção, reforma, reparos e demolições de obras de construção civil e os resultantes de preparação e da escavação de terrenos (Brasil, 2002). São necessárias ações relacionadas ao planejamento e à gestão eficiente para esses resíduos, envolvendo aspectos econômicos, ambientais e sociais, para reduzir a quantidade de geração (Shen *et al.*, 2010; Ajayi *et al.*, 2017).

A partir de legislações mais restritivas no âmbito dos RCC, como a resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama) nº 307, de 05 de julho de 2002, e da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída pela lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010, foram estabelecidos diretrizes, critérios e procedimentos, além de metas e instrumentos de planejamento e controle para a gestão desses resíduos (Brasil, 2002; Brasil, 2010). A gestão desses resíduos é de competência municipal, sendo o Plano Municipal de Gestão de Resíduos da Construção Civil (PMGRCC) um instrumento para a sua implementação. Na prática, existe uma grande dificuldade, especialmente dos municípios de pequeno e médio porte, em atender às exigências, pois fatores como a falta de recursos, a ausência de profissionais qualificados para elaborar, discutir e aplicar as práticas estabelecidas, a inexistência, em muitos casos, de infraestrutura e a cultura social comprometem o desenvolvimento da gestão eficiente desses resíduos (Marques, 2019; Maia; Reis; Marques Neto, 2019).

Dessa forma, este trabalho teve como objetivo elaborar um guia de boas práticas para a gestão dos RCC para os municípios cearenses de pequeno e médio porte, com a finalidade de contribuir para a redução dos impactos ambientais causados pelos RCC e fornecer fundamentos para o desenvolvimento de estratégias para os municípios que buscam adequar a sua gestão.

2 METODOLOGIA

2.1 Caracterização da área de estudo

Este estudo foi desenvolvido no Estado do Ceará, localizado no Nordeste brasileiro. O Estado tem uma área total de 148.886,31 km², sendo composto por 184 municípios (MEDEIROS *et al.*, 2017). Para a classificação dos municípios cearenses, segundo o porte populacional, foram utilizadas as definições propostas na Norma Técnica nº 52 (2012), do Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará – IPECE, baseado no Censo Demográfico de 2010 e nos critérios sugeridos pelo Ministério do Desenvolvimento Social e Combate à Fome – MDS e a Secretaria do Trabalho e Desenvolvimento Social - STDS. A tabela 1 mostra a estratificação dos 184 municípios cearenses, de acordo com o porte populacional.

A regionalização do Estado do Ceará, proposta para a Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (GIRS) no estado, também foi utilizada como critério. Além de avaliar fatores relacionados às características geoambientais, socioeconômicas, culturais e de rede de fluxos dos municípios cearenses, essa regionalização levou em consideração os arranjos já formados por meio dos consórcios para disposição final de resíduos, resultando na divisão do estado em 14 regiões (Ceará, 2015). Para seleção da área de estudo, optou-se pela região com a maior quantidade de municípios de pequeno e médio porte, resultando na Região Sertão Centro-Sul, composta por 24 municípios, conforme pode ser observado na Tabela 2.

Tabela 1 – Estratificação dos municípios cearenses de acordo com o porte populacional.

Porte	População	Municípios	
		Quantidade	%
Pequeno I	Até 20.000 habitantes	92	50,0
Pequeno II	De 20.001 a 50.000 hab.	59	32,1
Médio	De 50.001 a 100.000 hab.	25	13,6
Grande	De 100.001 a 900.000 hab.	7	3,8
Metrópole	Superior a 900.000 hab.	1	0,5
	Total:	184	100%

Fonte: Adaptado do Governo do Estado do Ceará (2012).

Tabela 2 – Regionalização dos municípios cearenses de acordo com a proposta para GIRS no estado.

Região	Municípios		
	Quantidade	%	Porte
Cariri	26	14,1%	P, M, G
Chapada da Ibiapada	8	4,3%	P, M
Litoral Leste	8	4,3%	P, M
Litoral Norte	13	7,1%	P, M
Litoral Oeste	16	8,7%	P, M, G
Maciço de Baturité	12	6,0%	P
Médio Jaguaribe	15	8,2%	P, M
RMF-A	5	2,7%	P, M, Metrópole
RMF-B	9	4,9%	P, M, G
Sertão Central	11	6,0%	P, M
Sertão Centro Sul	24	13,0%	P, M
Sertão Crateús	12	6,5%	P, M
Sertão dos Inhamuns	5	2,7%	P, M
Sertão Norte	20	10,9%	P, M, G

Fonte: Adaptado de Ceará (2015).

Nota: P – Pequeno porte; M – Médio porte; G – Grande porte.

3.1.1 Dimensão político-econômica

Como pode ser observado na Figura 2, verifica-se que nenhum dos municípios avaliados apresenta o PMGRCC, porém, em um deles, foi informado que o plano estava em fase de elaboração. A meta estabelecida para a elaboração do PMGRCC, na região em estudo, se torna difícil de ser alcançada, já que o prazo se encerra no ano de 2022 (Governo do Estado do Ceará, 2018). Quanto à existência de legislação aplicada aos RCC, das cinco cidades analisadas, quatro não apresentam leis relacionadas aos RCC. Mas constatou-se a iniciativa da elaboração em uma das cidades, motivada pelo aumento da quantidade de obras no município.

Nenhum dos municípios exige o Plano de Gerenciamento de Resíduos da Construção Civil (PGRCC) dos grandes geradores. A ausência de disciplinamento dos geradores influencia diretamente nos costumes populacionais, resultando em descartes incorretos dos resíduos. Portanto, é necessário que seja exigido o PGRCC durante o processo de licenciamento ou na emissão de alvarás de construção, para que os geradores exerçam as responsabilidades pertinentes ao manejo dos RCC, medida que também deve ser aplicada às obras públicas. Nas licitações realizadas por cada município, seja para novas construções, reparos ou reformas, verificou-se que apenas um município exige que a empresa prestadora dos serviços execute a gestão dos RCC, conforme é indicado na Figura 2.

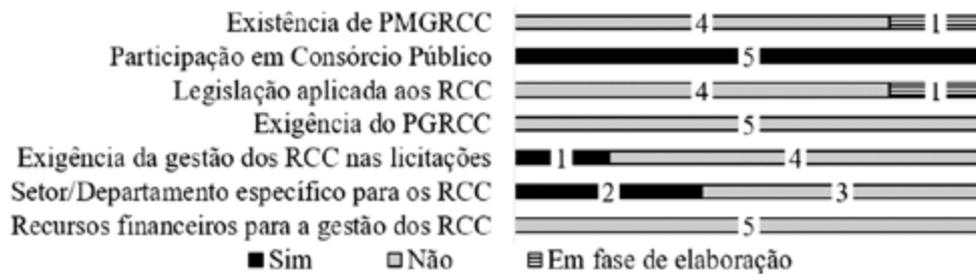


Figura 2 – Dimensão Político-Econômica da gestão dos RCC nos municípios avaliados.

De acordo com a Figura 2, constatou-se que apenas duas das cidades analisadas têm setor ou departamento responsável pela gestão dos RCC. A formação de uma equipe técnica é fundamental para planejar as ações relacionadas aos resíduos da construção civil, definindo-se as prioridades para a obtenção de melhorias na gestão desses resíduos no município.

Além disso, nenhuma das cidades possuem recursos financeiros exclusivos para a gestão dos RCC, porém todas participam de consórcios públicos para a gestão dos resíduos sólidos, conforme é indicado na Figura 2. Esse fator contribui para o desenvolvimento regional e pode ser considerado como uma oportunidade para efetivar

a gestão dos RCC, pois os municípios que optam por soluções consorciadas intermunicipais para a gestão dos resíduos sólidos são priorizados no acesso aos recursos da União (Brasil, 2010).

3.1.2 Dimensão operacional

As informações sobre a geração e caracterização dos RCC são essenciais para a elaboração de políticas públicas mais sólidas e efetivas para o município, com a finalidade de evitar as disposições irregulares desses resíduos (Ribeiro *et al.*, 2021). Como pode ser observado na Figura 3, os municípios avaliados não apresentam a caracterização dos RCC gerados e a maioria não tem o controle do volume ou massa dos RCC coletados.

Isso se torna um ponto negativo, uma vez que essas informações são instrumentos importantes para se conhecer quantitativa e qualitativamente

os resíduos produzidos, sendo consideradas fundamentais para o planejamento e definição da destinação deles.

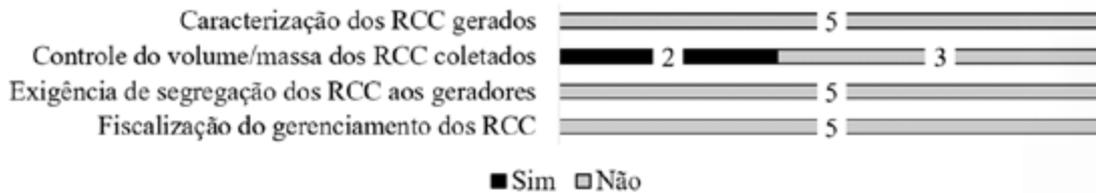


Figura 3 - Dimensão Operacional da gestão dos RCC nos municípios avaliados.

A segregação dos resíduos no local em que foram gerados facilita a caracterização, identificação e quantificação deles, possibilitando que seja realizado um planejamento adequado, visando reduzir, reutilizar, reciclar e a destinação final. Porém, como pode ser observado na Figura 3, as cidades avaliadas não exigem dos geradores a segregação dos RCC.

Conforme é indicado na Figura 3, nenhum município realiza a fiscalização do gerenciamento dos RCC, o que pode resultar no aumento de disposições inadequadas, ocasionando diversos impactos ambientais urbanos, elevando os custos com os serviços públicos de coleta, transporte e destinação final (SINDUSCON, 2005).

Quanto à disposição final, verificou-se que, em quatro dos cinco municípios analisados, os RCC são depositados nos lixões ou em aterro sanitário. A maioria desses resíduos é composta por classes A e B, materiais com altos índices de reaproveitamento e/ou reciclagem, sendo fundamental o desenvolvimento de ações para incentivar o seu reaproveitamento.

Como medida para reduzir os impactos causados pelos resíduos sólidos e em busca da eliminação dos lixões, o estado do Ceará passou a implementar o Plano de Coletas Seletivas Múltiplas (PCSM). A proposta adotada nesse plano é

implantar uma Central de Manejo de Resíduos (CMR) na sede de cada município, composta por unidade de compostagem, áreas de manejo de resíduos volumosos, verdes e secos, além dos resíduos de logística reversa. A CMR também apresenta uma área para operação de resíduos da construção civil e terá como rede de apoio os Ecopontos para o recebimento de pequenos volumes entregues voluntariamente pelos municípios. A CMR está em fase de construção em quatro dos cinco municípios avaliados (Governo do Estado do Ceará, 2018).

3.1.3 Dimensão ambiental

Os RCC representam um significativo percentual dos resíduos sólidos produzidos nas áreas urbanas, e a sua disposição em locais inadequados contribui para a degradação da qualidade ambiental (Brasil, 2002). Controlar e monitorar as disposições desses resíduos favorece a minimização dos impactos ambientais causados por eles. Porém, entre os municípios avaliados, apenas dois realizam o controle e monitoramento de disposição dos RCC, conforme é indicado na Figura 4. Além disso, apenas uma cidade realiza o cadastro ou licenciamento das empresas de transporte dos RCC. Ao licenciar os transportadores, os geradores passam a contratar empresas que estejam validadas pela prefeitura, tendo uma maior garantia da destinação correta desses resíduos.

De acordo com a Figura 4, observa-se que existe o reaproveitamento dos RCC em dois dos municípios analisados. Esses resíduos são reaproveitados no aterramento de terrenos irregulares, na manutenção de vias públicas e estradas vicinais, além de também serem utilizados em obras públicas, conforme indicado pelos responsáveis pelo preenchimento do formulário. Como ainda não é exigido pelos municípios avaliados que os geradores realizem a segregação dos RCC (Figura 3), garantir que essa etapa seja executada de forma correta se torna uma tarefa difícil. Os resíduos da classe A podem ser reaproveitados nos casos indicados,

porém, é necessário que eles não estejam misturados com as outras classes dos RCC. Aplicar os RCC sem a correta segregação pode ocasionar diversos impactos ambientais, pois esses resíduos apresentam resíduos perigosos em sua composição (Lima; Cabral, 2013).

Nota-se, ainda, que em nenhum município é realizada a reciclagem dos RCC (Figura 4), fato que pode ser justificado pelo elevado investimento financeiro para a instalação e operação de uma usina de reciclagem, podendo não ser economicamente viável para um município de pequeno porte.

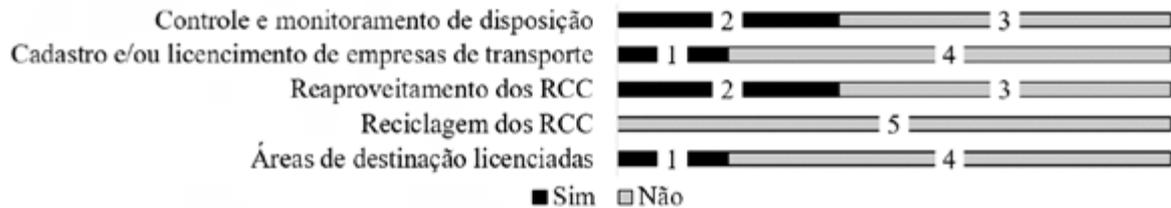


Figura 4 – Dimensão Ambiental da gestão dos RCC nos municípios avaliados.

Como é indicado na Figura 4, as áreas utilizadas para a destinação dos RCC não são licenciadas em quatro dos cinco municípios avaliados. Um dos critérios que deve constar no PMGRCC é o estabelecimento de processos de licenciamento para as áreas de beneficiamento e reservação de resíduos e de disposição final de rejeitos e o cadastramento de áreas, públicas ou privadas, aptas para recebimento, triagem e armazenamento temporário de pequenos volumes (Brasil, 2002). Dessa forma, é necessário agir integralmente com os órgãos ambientais, o poder público municipal e a iniciativa privada para identificar e licenciar áreas propícias para: transbordo, triagem e aterro de inertes (Fernandes, 2013).

3.1.4 Dimensão social

Conforme é indicado na figura 5, não existe associação de catadores em quatro dos cinco

municípios analisados. Além disso, verifica-se que na maioria dos municípios avaliados os geradores dos RCC não realizam coleta seletiva nos canteiros de obras. Os resíduos da classe B são os resíduos recicláveis, como plásticos, papelão, metais, vidros, madeiras e entre outros, e correspondem cerca de 6,40% dos RCC (Lima; Cabral, 2013). Uma solução viável economicamente e ambientalmente correta seria a implantação de um programa de coleta seletiva em canteiro de obras e formação de parcerias com as associações de catadores, para que estes resíduos voltem à cadeia produtiva e gerem renda (Rodrigues, 2019).

Ademais, a maioria das cidades avaliadas não tem canal de comunicação e informação sobre a gestão dos RCC, nem existe implementado um sistema de disque-denúncia, como pode ser observado na Figura 5. Os canais de comunicação e informação sobre os RCC têm a finalidade de

fornecer aos geradores e à sociedade civil as alternativas disponíveis para o manejo adequado desses resíduos no município, podendo também

apresentar dados relacionados à sua geração e destinação, tornando-se, portanto, ferramentas fundamentais para a gestão dos RCC.

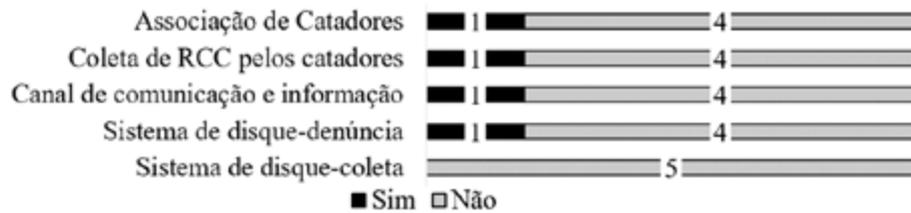


Figura 5 – Dimensão Social da gestão dos RCC nos municípios avaliados.

Quanto ao sistema de disque-coleta, verifica-se que em nenhuma das cidades analisadas ele está implementado. Esse sistema serve como instrumento para a destinação dos RCC nos municípios, já que, em sua maioria, a coleta é realizada pelo poder público, e favorece a redução das disposições inadequadas, facilitando à população o acesso de um serviço de coleta diferenciada destes resíduos.

3.1.5 Dimensão educacional

As iniciativas de educação ambiental contribuem para a minimização e eliminação das disposições inadequadas dos RCC, além disso,

elas orientam os pequenos e grandes geradores quanto às prioridades que devem ser consideradas no gerenciamento dos RCC, incluindo a não geração, seguida pela redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos (Brasil, 2010).

Como pode ser observado na Figura 6, apenas um município fornece orientações sobre a gestão dos RCC, sendo somente para os grandes geradores. Apesar da iniciativa, os pequenos geradores não recebem as devidas orientações e são responsáveis pela maior parte dos RCC gerados num município (Lowen; Nagalli, 2020).

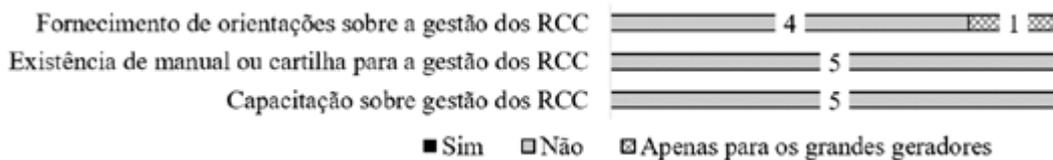


Figura 6 – Dimensão Educacional da gestão dos RCC nos municípios avaliados.

Além disso, nenhum dos municípios avaliados fornecem manual ou cartilha para orientar os geradores quanto à gestão dos RCC, nem ofertam capacitação aos geradores quanto ao correto manejo dos RCC, conforme é indicado na Figura 6.

Estender as ações de educação ambiental aos pequenos e grandes geradores, por meio de capacitação e fornecimento de orientações, além de incentivar as práticas de segregação na fonte geradora, reduz a geração de resíduos e facilita

a identificação do destino correto para cada tipologia.

3.2. Guia de boas práticas

O guia de boas práticas foi elaborado com base nas necessidades encontradas na análise da situação da gestão dos RCC nos cinco municípios da Região Sertão Centro-Sul. As estratégias propostas estão estruturadas em cinco dimensões, sendo cada uma composta por um conjunto de ações que visa orientar o planejamento inicial e implantar a gestão dos RCC nos municípios. No total são propostas 12 estratégias e 36 ações.

3.2.1 Detalhamento das estratégias da dimensão político-econômica

As estratégias da dimensão político-econômica são medidas que visam à regulamentação da gestão dos RCC no âmbito municipal, à formação de equipe técnica e à viabilização da sustentabilidade

econômico-financeira, conforme são indicadas na Tabela 3.

A gestão dos RCC é realizada a partir das ações relacionadas à regulamentação que determina as obrigações e os direitos dos agentes envolvidos, sendo considerada um dos fatores críticos para a obtenção de sucesso (Lu; Yuan, 2010). Conforme é indicado na Tabela 3, as ações da Estratégia 1 (Regulamentar a gestão dos RCC na esfera municipal) envolvem: a elaboração de legislação municipal aplicada aos RCC para regulamentar e determinar as obrigações e direitos dos agentes envolvidos com a gestão desses resíduos; a definição das características de pequeno e grande gerador; a proibição das disposições irregulares dos RCC; a exigência do PGRCC aos grandes geradores e às obras públicas; a definição das obrigações e penalidades aplicáveis a todos os agentes envolvidos na gestão dos RCC.

Tabela 3 – Estratégias da dimensão político-econômica para a gestão municipal dos RCC.

Estratégias	Ações
Estratégia 1 – Regulamentar a gestão dos RCC na esfera municipal	<ul style="list-style-type: none"> - Elaborar legislação municipal aplicada aos RCC; - Definir as características do pequeno e grande gerador; - Proibir as disposições irregulares no município; - Exigir o PGRCC dos grandes geradores e das obras públicas; - Disciplinar os agentes envolvidos na gestão dos RCC.
Estratégia 2 – Formar uma equipe técnica específica para a gestão dos RCC	<ul style="list-style-type: none"> - Definir equipe técnica; - Fornecer capacitação para qualificação da equipe técnica.
Estratégia 3 – Viabilizar a sustentabilidade econômico-financeira	<ul style="list-style-type: none"> - Implementar a cobrança dos serviços de manejo dos RCC; - Estimular o uso de resíduos classe A em obras públicas; - Comercializar os resíduos de classe A.

Além disso, durante a elaboração e implementação do PMGRCC é importante definir uma equipe técnica que terá como finalidade elaborar e implantar o plano, acompanhar e monitorar as ações desenvolvidas e coordenar as alterações necessárias para obter melhorias na gestão desses resíduos. Dessa forma, foi definida a Estratégia 2 (Formar uma equipe técnica específica para a gestão dos RCC), composta pelas seguintes ações: definir uma equipe técnica; e fornecer capacitação

para a qualificação da equipe técnica. É fundamental a formação continuada para qualificar a equipe técnica, por meio de palestras e seminários, por exemplo, fornecendo as informações essenciais sobre os resíduos da construção civil (Tabela 3).

De acordo com a Lei 14.026/2020, os serviços públicos de saneamento básico terão a sustentabilidade econômico-financeira assegurada por

meio de remuneração pela cobrança de serviços. No caso dos serviços de limpeza urbana e manejo dos resíduos sólidos, a cobrança poderá ser efetuada na forma de taxas, tarifas e outros preços públicos, conforme o regime de prestação do serviço ou das suas atividades (Brasil, 2020). Dessa forma, foi proposta a Estratégia 3 (Viabilizar a sustentabilidade econômico-financeira), composta pelas seguintes ações: implementar a cobrança dos serviços de manejo dos RCC; estimular o uso

de resíduos classe A em obras públicas; e comercializar os resíduos de classe A (Tabela 3).

3.2.2 Detalhamento das estratégias da dimensão operacional

Na dimensão operacional, foram propostas três estratégias relacionadas à caracterização dos RCC, ao monitoramento da quantidade de resíduos gerados e à fiscalização do gerenciamento nas obras e transportadoras, como podem ser observadas na Tabela 4.

Tabela 4 – Estratégias da dimensão operacional para a gestão municipal dos RCC.

Estratégias	Ações
Estratégia 4 – Realizar a caracterização dos RCC gerados no município	<ul style="list-style-type: none"> - Estimar a quantidade de RCC gerada no município; - Classificar os RCC gerados de acordo com as classes propostos na Resolução nº 307/2002 do Conama; - Obter a composição gravimétrica dos RCC.
Estratégia 5 – Monitorar a quantidade dos RCC coletados no município	<ul style="list-style-type: none"> - Exigir, no mínimo, o relatório quantitativo dos RCC; - Controlar a quantidade dos RCC depositados nos Ecopontos e CMR; - Criar uma base de dados sobre a quantidade de RCC gerados.
Estratégia 6 – Fiscalizar o gerenciamento dos RCC nas obras e nas transportadoras	<ul style="list-style-type: none"> - Mapear as obras em andamento; - Integrar as secretarias municipais; - Aplicar multas e penalidades.

As informações sobre a caracterização dos RCC são fundamentais para o conhecimento da quantidade e da tipologia dos resíduos. Baseado na caracterização é possível definir e dimensionar os equipamentos necessários para a gestão e desenvolver políticas públicas para torná-la mais eficiente. Portanto, foi proposta a Estratégia 4 (Realizar a caracterização dos RCC gerados no município), composta pelas ações: estimar a quantidade de RCC gerada no município; classificar os RCC gerados de acordo com as classes propostas pelo CONAMA; e obter a composição gravimétrica dos RCC (Tabela 4).

Ao monitorar as quantidades de resíduos produzidos pelos geradores, transportadores, receptores e os coletados pelo poder público, obtém-se dados importantes para planejar ações preventivas, além de identificar pontos de entraves que possam surgir, principalmente na destinação dos

RCC, tornando-se um valioso instrumento para a sua gestão. Assim, foi sugerido a Estratégia 5 (Monitorar a quantidade dos RCC coletados no município), formada pelas seguintes ações: exigir, no mínimo, o relatório quantitativo dos RCC (grandes geradores, transportadores e receptores); controlar a quantidade dos RCC depositados nos Ecopontos e CMR; e criar uma base de dados sobre a quantidade de RCC gerados (Tabela 4).

Para garantir a aplicação e o cumprimento das leis, o município deve realizar ações de fiscalização relacionadas à gestão dos RCC, aplicando multas e penalidades estabelecidas por lei para corrigir não conformidades com relação aos aspectos que devem ser levados em consideração no gerenciamento dos RCC (Gehrke, 2012). Dessa forma, foi sugerida a Estratégia 6 (Fiscalizar o gerenciamento dos RCC nas obras e nas transportadoras), composta pelas ações: mapear as obras em

andamento; integrar as secretarias municipais; e aplicar multas e penalidades. Ao integrar as secretarias municipais, é possível condicionar a emissão de alvarás de construções e licenças ambientais a partir da apresentação do PGRCC.

3.2.3 Detalhamento das estratégias da dimensão ambiental

As estratégias para a dimensão ambiental estão associadas à identificação e ao monitoramento das disposições, à definição dos critérios para o cadastro de transportadores e à garantia da destinação adequada, conforme indicado na Tabela 5.

Uma das formas de minimizar os impactos ambientais causados pelos RCC é identificar e monitorar as suas disposições, definida como Estratégia 7. Essa estratégia é composta pelas seguintes ações: monitorar as disposições inadequadas; mapear as áreas de disposições adequadas; e monitorar as disposições adequadas (Tabela 5). Com base

nessas ações, o município define rotas de monitoramento e a sua periodicidade, identifica as áreas de disposições adequadas para que os geradores possam destinar os RCC, além de obter informações para a definição de prioridades para o reaproveitamento, a reutilização e a disposição final ambientalmente correta dos RCC.

De acordo com a Resolução nº 307/2002 do Conama, no PMGRCC deve constar a definição de critérios para o cadastramento de transportadores (Brasil, 2002). Para definir os critérios e as obrigações dos transportadores, o município deve levar em consideração os transportadores de grandes e pequenos volumes. Assim, foi proposta a Estratégia 8 (Definir os critérios para o cadastro de transportadores dos RCC, formada pelas seguintes ações: cadastrar os transportadores; e definir os critérios e obrigações para os transportadores (Tabela 5).

Tabela 5 – Estratégias da dimensão ambiental para a gestão municipal dos RCC.

Estratégias	Ações
Estratégia 7 – Identificar e monitorar as disposições dos RCC	<ul style="list-style-type: none"> - Monitorar as disposições inadequadas; - Mapear as áreas de disposições adequadas; - Monitorar as disposições adequadas.
Estratégia 8 – Definir os critérios para o cadastro de transportadoras dos RCC	<ul style="list-style-type: none"> - Cadastrar os transportadores; - Definir critérios e obrigações para os transportadores.
Estratégia 9 – Garantir a destinação adequada dos RCC	<ul style="list-style-type: none"> - Licenciar as áreas para destinação dos RCC; - Criar rede de apoio para o recebimento de pequenos volumes de RCC (ecopontos); - Disciplinar o uso da CMR para a destinação dos RCC; - Implantar áreas de reservação dos RCC; - Fomentar a reutilização dos resíduos Classe A

Permitir que os RCC sejam depositados apenas em áreas licenciadas levaria ao seu esgotamento rápido. Deve-se, portanto, estabelecer os critérios de licenciamento para as áreas de beneficiamento e reservação dos RCC e de disposição final de rejeitos, pois é importante que os RCC de classe A sejam reutilizados ou reciclados, contribuindo com a sustentabilidade financeira da gestão dos RCC (Brasil, 2002; Fernandes, 2013).

Dessa forma, foi definida a Estratégia 9 (Garantir a destinação adequada dos RCC), composta pelas ações: licenciar as áreas para destinação dos RCC; criar rede de apoio para o recebimento de pequenos volumes de RCC (ecopontos); disciplinar o uso da CMR para a destinação dos RCC; implantar áreas de reservação dos RCC; fomentar a reutilização dos resíduos Classe A (Tabela 5).

3.2.4. Detalhamento das estratégias da dimensão social

Na dimensão social, foram propostas duas estratégias relacionadas à inserção das associações de catadores na gestão dos RCC e à implementação de um sistema de comunicação e informações sobre os RCC, conforme são indicadas na Tabela 6.

Uma das medidas que pode ser adotada para minimizar os impactos causados pela disposição inadequada dos RCC é fomentar a parceria entre o poder público e as associações de catadores e implementar programas sociais que incentivem a coleta seletiva em canteiro de obras, para que os resíduos passíveis de reciclagem retornem ao ciclo produtivo e gerem renda. Dessa forma, foi

sugerida a Estratégia 10 (Inserir as associações de catadores na gestão dos RCC), composta pelas seguintes ações: estimular a coleta seletiva em canteiro de obras; e mapear as obras para facilitar a coleta dos RCC pelos catadores (Tabela 6).

A Estratégia 11 (Implementar um sistema de comunicação e informação) foi proposta com o objetivo de fornecer informações sobre as alternativas disponíveis para o manejo dos RCC nos municípios, bem como criar meios de comunicação entre o poder público e a sociedade civil. Essa estratégia é formada pelas ações: criar um canal de comunicação e informação; implantar um sistema de disque-denúncia; e implantar um sistema de disque-coleta (Tabela 6).

Tabela 6 – Estratégias da dimensão social para a gestão municipal dos RCC.

Estratégias	Ações
Estratégia 10 – Inserir as associações de catadores na gestão dos RCC	<ul style="list-style-type: none"> - Estimular a coleta seletiva em canteiro de obras; - Mapear as obras para facilitar a coleta dos RCC pelos catadores.
Estratégia 11 – Implementar um sistema de comunicação e informação	<ul style="list-style-type: none"> - Criar canal de comunicação e informação; - Implementar um sistema de disque-denúncia; - Implementar um sistema de disque-coleta.

3.2.5. Detalhamento das estratégias da dimensão educacional

Na dimensão educacional, foi proposta a Estratégia 12 (Implementar programas de educação ambiental), conforme é indicada na Tabela 7. Para implantar esses programas, a equipe técnica deve atuar diretamente nas pequenas e grandes

obras, a fim de orientar a maior quantidade de municípios. Foram sugeridas as seguintes ações: fornecer programa de educação ambiental para os pequenos geradores; e fornecer programa de educação ambiental para os grandes geradores. Dessa forma, o poder público municipal incentiva o correto manejo de RCC.

Tabela 7 – Estratégias da dimensão educacional para a gestão municipal dos RCC.

Estratégia	Ações
Estratégia 12 – Implementar programas de educação ambiental	<ul style="list-style-type: none"> - Fornecer programa de educação ambiental para os pequenos geradores; - Fornecer programa de educação ambiental para os grandes geradores.

4 CONCLUSÕES

A partir deste estudo foi possível verificar que os municípios avaliados não dispõem de diversos

instrumentos regulamentadores fundamentais para efetivar a gestão dos RCC. Existem iniciativas de reutilização desses resíduos na manutenção de

vias públicas, no aterramento de terrenos e em obras públicas. Porém, com relação à disposição final, constatou-se que a situação se apresenta crítica, pois, em sua maioria, os resíduos são dispostos em lixões.

Diante dos resultados obtidos nesta pesquisa, infere-se que é de fundamental importância que o poder público desenvolva ações relacionadas à gestão dos RCC. Espera-se que as propostas apresentadas no guia possam auxiliar os municípios e contribuir para a redução dos impactos ambientais causados por esses resíduos.

5 AGRADECIMENTOS

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo financiamento desta pesquisa.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Rodrigues, JKO, Nunes, ABA; **Metodologia:** Rodrigues, JKO, Nunes, ABA; **Resultados e Discussão:** Rodrigues, JKO, Nunes, ABA; **Conclusões:** Rodrigues, JKO; **Redação - Primeira versão:** Rodrigues, JKO, Nunes, ABA; **Redação - Revisão & Edição:** Rodrigues, JKO, Nunes, ABA; **Supervisão:** Nunes, ABA.

7 REFERÊNCIAS

AJAYI, S. O. *et al.* Critical management practices influencing on-site waste minimization in construction projects. **Waste Management**, Amsterdã, v. 59, p. 330–339, 2017.

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 307, de 5 de julho de 2002**. Estabelece diretrizes, critérios e procedimentos para a gestão dos resíduos da construção civil. Brasília, DF: Conama, 2002.

BRASIL. Lei Federal nº 12.305, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 2010.

BRASIL. Lei Federal nº 14.026, de 15 de julho de 2020. Atualiza o marco legal do saneamento básico; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 2020.

CASSA, J. C. S. C.; CARNEIRO, A. P.; BRUM, I. A. S. **Reciclagem de Entulho para a Produção de Materiais de Construção. Projeto entulho bom**. Salvador: EDUFBA; Caixa Econômica Federal. 2001.

CEARÁ. Secretaria do Meio Ambiente do Ceará (SEMA). **Panorama dos Resíduos Sólidos do Ceará. Contrato nº 38/2012/CONPAM**. Fortaleza: GAIA Engenharia Ambiental; Ecosama, 2015. Disponível em: <https://www.sema.ce.gov.br/wp-content/uploads/sites/36/2018/12/Versao-resumida-Finalizada-.pdf>. Acesso em: 13 nov. 2020.

FERNANDES, M. P. M. **Apreciação de boas práticas visando à geração de uma modelo para gestão municipal dos resíduos da construção civil**. 2013. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2013.

GEHRKE, A. E. B. **Indicadores de sustentabilidade como ferramenta de apoio a gestão pública de resíduos da construção civil em Municípios de pequeno porte**. 2012. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2012.

GOVERNO DO ESTADO DO CEARÁ. SECRETARIA DO PLANEJAMENTO E GESTÃO. **Nota Técnica – Nº 52 – Índice de Vulnerabilidade Municipal Composto**. Fortaleza: IPECE, 2012. Disponível em: https://www.ipece.ce.gov.br/wp-content/uploads/sites/45/2012/12/NT_52.pdf. Acesso em: 06/10/2020.

GOVERNO DO ESTADO DO CEARÁ. **Plano Regional de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos: Região Sertão Centro Sul**. Fortaleza: GAIA Engenharia Ambiental, 2018. Disponível em: <https://www.sema.ce.gov.br/wp-content/uploads/sites/36/2018/12/PLANO-CENTRO-SUL.pdf>. Acesso em: 08 out. 2021.

LIMA, A. S.; CABRAL, A. E. B. Caracterização e classificação dos resíduos de Construção Civil da cidade de Fortaleza (CE). **Revista Engenharia Sanitária Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 18, n. 2, p. 169–176, 2013. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522013000200009>

LOWEN, E. M.; NAGALLI, A. Pequenos geradores de resíduos da construção civil: prefeituras municipais e a disponibilização de informações. **Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, João Pessoa, v. 7, n. 15, p. 43–50, 2020. [https://doi.org/10.21438/rbgas\(2020\)071504](https://doi.org/10.21438/rbgas(2020)071504)

LU, W.; YUAN, H. Exploring critical success factors for waste management in construction projects of China. **Resources, Conservation and Recycling**, Amsterdã, v. 2, n. 55, p. 201–208, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2010.09.010>

MAIA, M. C. R.; REIS, M. C.; MARQUES NETO, J. C. Análise da gestão dos RCC nos municípios de pequeno porte da unidade de gerenciamento do Rio São João (MB-13). *In: XXVI SIMPÓSIO*

DE ENGENHARIA DE PRODUÇÃO, 26., 2019, Bauru. **Anais [...]**. Bauru, 2019.

MARQUES, E. **Proposição e análise econômica de arranjos logísticos para a gestão e reciclagem de resíduos da construção civil em consórcios intermunicipais**. 2019. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2019.

MEDEIROS, C. N. *et al.* **Panorama socioeconômico das regiões de planejamento do Ceará**. Fortaleza: IPECE, 2017. Disponível em: https://www.ipece.ce.gov.br/wp-content/uploads/sites/45/2015/02/Livro_Panorama_Regioes_Planejamento_Ceara_2017.pdf. Acesso em: 14 fev. 2022.

MORAES, F. T. F. **Elaboração de um índice para avaliação da logística reversa e gestão de resíduos de construção civil em municípios de pequeno e médio porte**. 2018. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) – Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2018.

MORAES, F. T. F. *et al.* An assessment tool for municipal construction waste management in Brazilian municipalities. **Waste Management & Research**, Londres, v. 38, n. 7, p. 762-772, 2020. <https://doi.org/10.1177/0734242X20906886>

PASSARINI, K. C. *et al.* Assessment of the viability and sustainability of an integrated waste management system for the city of Campinas (Brazil), by means of ecological cost accounting. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdã, v. 65, p. 479-488, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.08.037>

RIBEIRO, A. K. S. P. *et al.* Quantificação e classificação dos resíduos procedentes da construção civil no município de Maceió – AL. **Revista Gestão e Sustentabilidade Ambiental**, Florianópolis, v. 10, n. 1, p. 363-384, 2021.

RODRIGUES, J. K. O. **Resíduos da construção civil: uma proposição para o gerenciamento na UFCA**. 2019. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Civil) Universidade Federal do Cariri, Juazeiro do Norte, 2019.

SANTOS, M. F. N. *et al.* Importância da avaliação do ciclo de vida na análise de produtos: possível aplicação na construção civil. **Revista GEOPROS – Gestão da Produção, Operações e Sistemas**, São Paulo, v. 6, n. 2, p. 57-73, 2011.

SHEN, L. Y. *et al.* Project feasibility study: The key to successful implementation of sustainable and socially responsible construction management practice. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdã, v. 18, n. 3, p. 254-259, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2009.10.014>

SINDICATO DA INDÚSTRIA DA CONSTRUÇÃO CIVIL – SINDUSCON. **Gestão ambiental de resíduos da construção civil: a experiência do SindusCon-SP**. São Paulo, 2005. Disponível em: https://antigo.mdr.gov.br/images/stories/ArquivosSNSA/Arquivos_PDF/Manual_RCD_Sinduscon_SP.pdf.

WU, H. *et al.* An innovative approach to managing demolition waste via GIS (geographic information system): A case study in Shenzhen city, China. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdã, v. 112, n. 1, p. 494-503, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.08.096>

Análise comparativa entre sistema separador absoluto e sistema combinado alternativo de esgotamento e drenagem

Comparative analysis between absolute separator system and alternative combined system of sewage and drainage

- **Data de entrada:**
16/03/2022
- **Data de aprovação:**
13/11/2023

Taiane Regina Hoepers^{1*} | Daniel Costa dos Santos¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.60>

ORCID ID

Hoepers TR  <https://orcid.org/0000-0001-5494-3862>

Santos DC  <https://orcid.org/0000-0002-2024-7954>

Resumo

O Brasil não alcançou a universalização de serviços de saneamento básico, principalmente o de esgotamento e de drenagem. Buscando atenuar esse cenário, este estudo visa comparar um sistema separador absoluto (SSA) – convencionalmente adotado no país – com sistemas combinados, sendo esses alternativos aos existentes no hemisfério Norte, pois, no caso do sistema combinado alternativo (SCA), a rede combinada recebe esgoto já tratado. Neste estudo de caso, foram comparados um SSA com tratamento de esgoto centralizado e quatro concepções de SCA com tratamento de esgoto nos lotes, sob o passeio ou a via, utilizando ou não dispositivos de drenagem urbana sustentável. Entre os sistemas propostos, a concepção do SCA composto por tanque séptico, filtro anaeróbico, valas de filtração, microrreservatórios de retenção e *wetlands* construídos mostrou-se a mais viável financeira e ambientalmente, tendo o menor custo de implantação e a maior remoção de carga de poluentes para cada R\$ 100,00 investidos.

Palavras-chave: Concepção. Dimensionamento. ETEs descentralizadas. Drenagem urbana sustentável. Custos de implantação. Custo-efetividade.

Abstract

Brazil has not reached the universalization of basic sanitation services, mainly regarding wastewater and surface runoff. To mitigate this scenario, this study aims to compare an absolute separator system (ASS) – conventionally adopted in the country – with combined systems, these being alternatives to those existing in the North hemisphere, since, in the alternative combined system (ASC), the combined network only receives treated wastewater. This case study compared an ASS with centralized sewage treatment and four conceptions of ASC with sewage treatment in lots, under the sidewalk or road, using sustainable urban drainage devices or not. Among the proposed systems, the conception of the ASC composed of a septic tank, anaerobic filter, filtration ditches, detention microreservoirs, and constructed wetlands proved to be the most financially and environmentally viable, obtaining the lowest cost of implementation and the greatest removal of pollutants loads for every 100.00 BRL invested.

Keywords: Conception. Design. Decentralized wastewater treatment plants. Sustainable urban drainage. Implementation costs. Cost-effectiveness.

¹ Universidade Federal do Paraná – Curitiba – Paraná – Brasil.

* **Autor correspondente:** taihoepers@ufpr.br

1 INTRODUÇÃO

A Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007 (Brasil, 2007), que estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico tem como primeiro princípio fundamental a universalização do acesso ao saneamento. Contudo, o Diagnóstico de Serviços de Água e Esgoto do ano de 2019, realizado pelo Serviço Nacional de Informação de Saneamento – SNIS (Brasil, 2020), revela que a universalização está distante de ser alcançada, principalmente em pequenos municípios, que, em geral, não dispõem de sistemas de esgotamento sanitário (IBGE, 2011a). Com relação à drenagem urbana, conforme Barros; Mancini; Ferraz (2014), esses sistemas não atendem a 100% da população urbana dos municípios em que estão instalados e, em muitos casos, são compostos apenas por sarjeta e, por isso, tornam-se ineficientes.

Nesse contexto, dado que os altos custos de implantação de redes nos sistemas separadores absolutos (SSA) de esgotamento e drenagem urbana possam ser barreiras para o alcance da universalização dos serviços de saneamento (Gonçalves; Kleidorfer; Rauch, 2017; Rodrigues *et al.*, 2020) e considerando a norma brasileira NBR 13969/97 (ABNT, 1997), que estabelece a possibilidade de utilização das redes de drenagem urbana para o esgotamento sanitário, desde que o esgoto nelas lançado já esteja previamente tratado, decidiu-se propor um sistema combinado alternativo (SCA) de esgotamento e drenagem, de forma a economizar na implantação das redes. Esse sistema é considerado alternativo, pois difere dos sistemas combinados clássicos utilizados na Europa e nos Estados Unidos, sendo proposto que os SCA sejam concebidos de forma que as redes combinadas só recebam esgoto tratado, e sob hipótese alguma recebam esgoto bruto.

Assim, o objetivo deste trabalho é analisar o potencial de aplicação de quatro concepções diferentes de SCA, verificando sua viabilidade financeira, técnica e ambiental em comparação

com um SSA. O SSA foi concebido com tratamento de esgoto centralizado, prática amplamente adotada no Brasil. Por outro lado, as variações do SCA adotam uma abordagem descentralizada para o tratamento de esgoto, ocorrendo nos próprios lotes, sob o passeio ou as vias, garantindo que apenas o esgoto tratado seja lançado nas redes combinadas. Adicionalmente, as concepções do SCA podem ou não incorporar dispositivos de drenagem urbana sustentável.

Para essa análise, foi realizado um estudo de caso em uma área da sede urbana do município de Nobres, situado no estado do Mato Grosso. Esse município foi escolhido por conta de seu regime hidrológico ser peculiar, com verões de grande intensidade pluviométrica e invernos com índices pluviométricos quase nulos (Martins *et al.*, 2011). Tal regime hidrológico coloca um sistema combinado alternativo sob estado crítico, haja vista que para drenar as águas de escoamento superficial durante o período chuvoso se faz necessário o uso de redes de drenagem de grandes diâmetros, redes essas que também devem ser capazes de transportar apenas o esgoto tratado em períodos de seca.

2 METODOLOGIA

2.1 Área de estudo

Para analisar comparativamente a aplicação de um SSA com diferentes concepções de SCA, foi feito um estudo de caso em uma área da sede urbana do município de Nobres, situado no estado do Mato Grosso. As Figuras 1 e 2 mostram a localização do município e a demarcação da área de estudo em sua sede urbana, respectivamente. Esse município tem uma área de 3.894,26 km², uma população de aproximadamente 15.002 habitantes, sendo 83% urbana, segundo o censo de 2010 do IBGE. Quanto à área estudada, essa contém os bairros mais antigos e centrais da cidade, com uma área de aproximadamente 174 ha e com cerca de 42% da população urbana. A projeção da população da área de estudo para o ano de 2018, com uma

taxa de crescimento populacional igual a 0,406% (IBGE, 2011b), resultou em 5.250 habitantes.

O município tem precipitação média anual igual a 1.650 mm/ano (SEMA-MT, 2018) e inverno muito seco (Martins *et al.*, 2011). Quanto ao saneamento básico, de acordo com o Plano Municipal de Saneamento Básico de Nobres – PMSB (FUNASA, 2017), a cobertura de abastecimento de água para a população urbana é

igual a 100%, com consumo efetivo de água *per capita* da sede urbana igual a 1461/hab.dia; quanto à drenagem urbana, cerca de 49% das vias têm meio-fio e sarjeta e 27% galerias de águas pluviais. No que diz respeito ao esgotamento sanitário, segundo o Atlas Esgotos: Despoluição de Bacias Hidrográficas (ANA, 2017), o tratamento de esgoto é realizado por soluções individuais e a cobertura de tratamento de esgoto é igual a 20%.

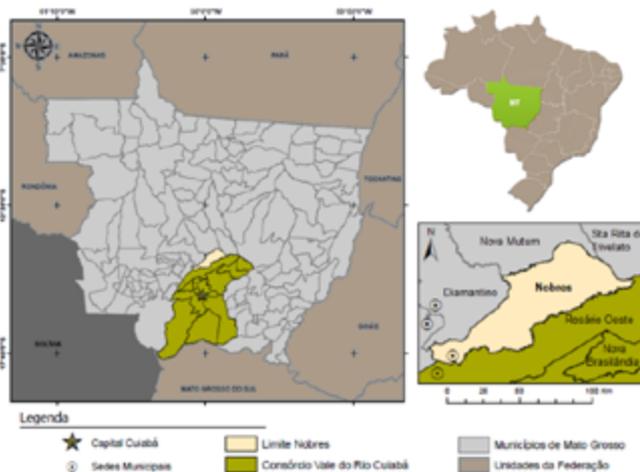


Figura 1 – Localização do município de Nobres

Fonte: Adaptado de FUNASA (2017) e <http://www.prevenmatogrosso.com.br/sobre-a-regiao/>.

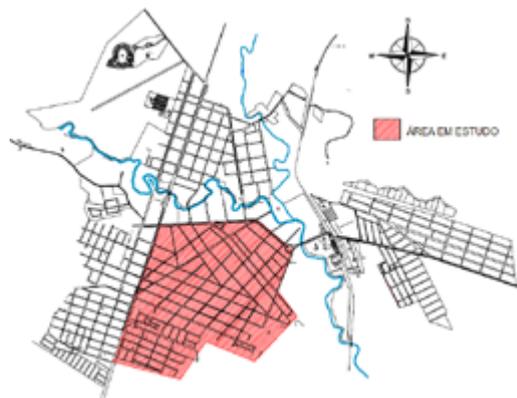


Figura 2 – Planta baixa da sede urbana do município de Nobres com a demarcação da área em estudo

2.2 Concepção do sistema separador absoluto – SSA

O SSA (Figura 3) é composto pelo sistema de drenagem urbana (SDU) e pelo sistema de esgotamento sanitário (SES), os quais são concebidos de forma completamente independente. Na concepção do SDU, por conta de a área total a ser drenada ter cerca de 2 km², foi possível utilizar o método racional para determinar as vazões do projeto. Para drenar essa área, como forma de diminuir os diâmetros necessários, foram lançadas três redes (Figura 4), cada qual com sua descarga, com 10.922,1 m de extensão somadas. Também foi respeitada a topografia local, de modo que o escoamento das águas pluviais pudesse ocorrer por gravidade. Cabe destacar que o SDU tem diversos

componentes, como sarjetas, bocas-de-lobo, tubulações, caixas de ligação, poços de visita e de queda, porém, apenas as tubulações da rede de drenagem foram dimensionadas nesse trabalho.

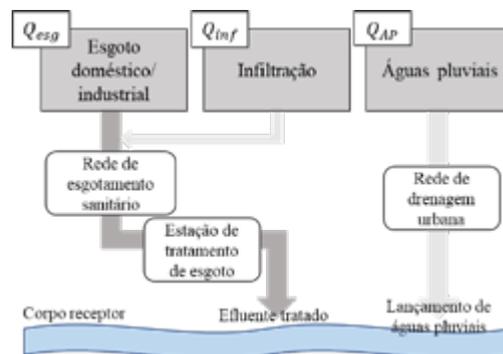


Figura 3 – Configuração do sistema separador absoluto (SSA)

A intensidade pluviométrica foi calculada através da equação (1), obtida no estudo feito por Oliveira *et al.* (2011) para a estação pluviométrica Quebó. Essa estação está situada no município de Nobres, a aproximadamente 25 km da sede urbana.

$$i = (957,1419 \cdot T^{0,1375}) / [(t+0,7854)^{0,7242}] \quad (\text{Equação 1})$$

Em que:

i: intensidade pluviométrica (mm/h); T: período de retorno (anos); t: tempo de duração da chuva (min).

Na determinação da intensidade pluviométrica foram utilizados um período de retorno de cinco anos e um tempo de duração da chuva inicial igual a 10 minutos. No dimensionamento das seções

não iniciais das redes de drenagem, adiciona-se ao tempo de duração da chuva inicial o intervalo de tempo necessário para que a água percorra o trecho anterior. O coeficiente de escoamento superficial adotado foi igual a 0,6, pois a área em estudo é residencial, composta por residências unifamiliares e com ocupação dos terrenos igual ou inferior a 50% da área total deles. Para o dimensionamento da tubulação de drenagem foi utilizada a equação de Manning-Strickler, a partir da qual, com a entrada de um diâmetro, declividade e coeficiente de rugosidade da tubulação, é possível verificar qual vazão é capaz de escoar pela tubulação.

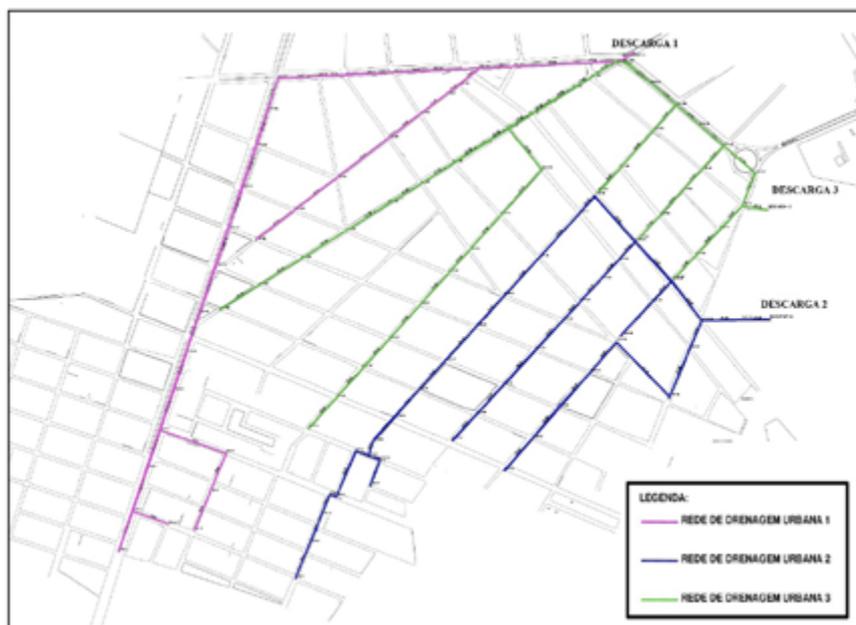


Figura 4 – Planta de lançamento das redes de drenagem urbana do sistema separador absoluto.

Já na concepção do SES, a rede coletora também foi lançada respeitando a topografia local, de forma que todo o escoamento pudesse ocorrer por gravidade, resultando em um comprimento de rede igual a 25.936,7 m. O dimensionamento da rede coletora seguiu o estipulado pela NBR 9649/1986 – Projeto de redes coletoras de esgoto (ABNT, 1986). Havendo a necessidade de adoção de valores,

foram utilizados valores intermediários às faixas estipuladas pela norma, como no caso da taxa de infiltração cujo valor adotado foi 0,8L/s.km. Foram adotados coeficiente de retorno de esgoto igual a 0,8, coeficiente de máxima vazão diária igual a 1,2 e coeficiente de máxima vazão horária igual a 1,5. No que diz respeito ao tratamento de esgoto, foi adotada uma estação de tratamento de esgoto

(ETE) centralizada cuja configuração pode ser vista na Figura 5. A configuração da ETE foi escolhida de modo a propiciar uma boa remoção de matéria orgânica, nutrientes e patogênicos, com a adoção

de tecnologias de tratamento sob os princípios de soluções baseadas na natureza. A configuração adotada tem eficiência suficiente para não alterar a classificação do rio, que serve de corpo receptor.

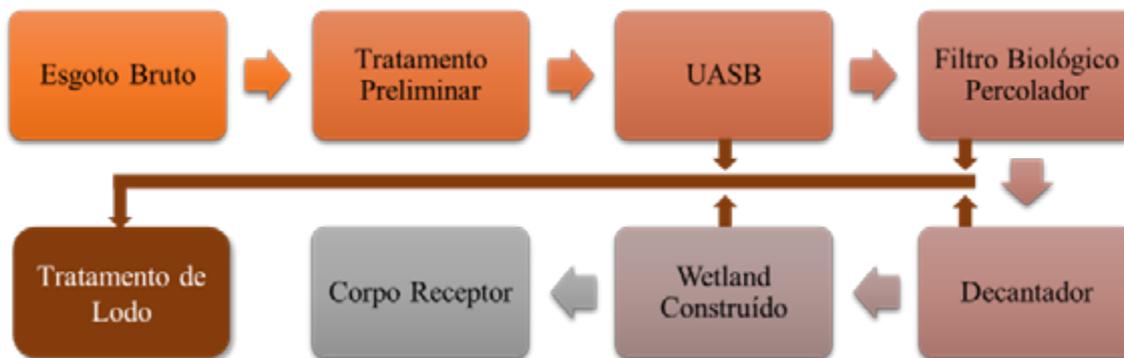


Figura 5 – Configuração do tratamento de esgoto adotada para o sistema separador absoluto (SSA).

2.2.1 Estimativa de cargas de poluentes

Para estimar a carga de poluentes lançadas no corpo receptor pelo SDU, foi utilizada a equação (2) de Akan e Houghtalen (2003).

$$M_s = \alpha \cdot P \cdot f \cdot s \quad (\text{Equação 2})$$

Em que:

M_s : carga de poluentes carreados (lb/acre.ano); α : fator de carga de cada parâmetro dos poluentes (lb/pol); P : precipitação anual (pol/ano); f : função de densidade populacional (1/acre); s : coeficiente de escoamento superficial (adimensional).

A função de densidade populacional para áreas residenciais é dada pela equação (3). Para áreas comerciais e industriais é utilizado $f = 10$, e para áreas de parques, escolas e cemitérios é utilizado $f = 0,142$. (Akan; Houghtalen, 2003).

$$f = 0,142 + 0,218D^{0,54} \quad (\text{Equação 3})$$

Em que:

D : densidade populacional (hab/acre).

A Tabela 1 contém os valores para os fatores de carga de cada parâmetro de poluente. O coeficiente de escoamento superficial adotado foi igual a 0,6, como já mencionado anteriormente. E a carga de poluentes será quantificada em quilos por ano, por fim, através da equação (4).

$$C_{AP} = 11,21 \cdot 10^{-5} \cdot A \cdot M_s \quad (\text{Equação 4})$$

Em que:

C_{AP} : Carga de poluentes provinda da água de escoamento superficial (kg/ano); A : Área drenada (m^2); M_s : carga de poluentes carreados (lb/acre.ano).

Tabela 1 – Fator de carga dos parâmetros de poluentes em sistemas de drenagem urbana separadores.

Uso da terra	DBO5 (lb/pol)	Sólidos suspensos (lb/pol)	Sólidos voláteis (lb/pol)	Ortofosfato (lb/pol)	Nitrogênio (lb/pol)
Residencial	0,799	16,3	9,4	0,0336	0,131
Comercial	3,200	22,2	14,0	0,0757	0,296
Industrial	1,210	29,1	14,3	0,0705	0,277
Outro	0,113	2,7	2,6	0,0099	0,060

Fonte: Akan; Houghtalen, 2003.

Já para a estimativa de cargas lançadas no corpo hídrico pelo SES foram utilizados os valores típicos de caracterização de esgoto bruto encontrados em von Sperling (2017), e como eficiência de remoção de poluentes pela configuração de ETE adotada foram utilizadas as médias das faixas de eficiência levantadas pelo mesmo autor.

2.2.2 Composição de custos

O custo unitário da tubulação de drenagem urbana foi obtido com base no Sistema Nacional de Pesquisa de Custos e Índices da Construção Civil – SINAPI (Caixa, 2019) para o estado do Mato Grosso. Utilizando esses custos unitários, foi elaborada uma equação (5) do tipo polinomial de segunda ordem para a determinação dos custos de tubulação com diâmetros distintos dos encontrados no SINAPI.

$$y = 0,0002x^2 + 0,0854x + 39,638 \quad (\text{Equação 5})$$

Em que:

x: diâmetro da tubulação de drenagem (mm); y: custo de implantação (R\$).

Com relação aos custos da rede de esgotamento sanitário, foram adotados os custos levantados por Pacheco (2011), para solo favorável, baixa urbanização e nível baixo de escavação do terreno, haja vista que não são representativos os trechos em que a cobertura da rede coletora de esgoto é maior que a mínima. Em se tratando dos custos de tratamento de esgoto, estes foram obtidos através da adoção dos valores médios da faixa de custos levantada por von Sperling (2017). O tratamento de lodo foi considerado por leitos de secagem, cujos custos foram obtidos utilizando-se do levantamento de Pacheco (2011).

Para a atualização dos custos adotados para a data base de dezembro de 2022, empregou-se o conceito de Valor Presente, utilizando como taxa de juros a série histórica do Índice Nacional de Custo da Construção – INCC (IBRE, 2023). A Tabela 2 traz os custos atualizados.

Tabela 2 – Custos do sistema de esgotamento sanitário do sistema separador absoluto (SSA).

Sistema de esgotamento sanitário	Unidade	Custo adotado	Data base	Custo atualizado para dezembro de 2022
UASB + filtro biológico percolador de alta taxa	R\$/hab	200,00	2010	499,51
Wetland construído	R\$/hab	150,00	2010	374,63
Leitos de secagem de lodo	R\$	43.2240,00	2011	1.001.701,35
Rede coletora de esgoto DN 150	R\$/m	105,08	2011	243,52
Rede coletora de esgoto DN 200	R\$/m	124,08	2011	287,55
Rede coletora de esgoto DN 250	R\$/m	156,71	2011	363,17

Fonte: Adaptado de von Sperling (2017) e Pacheco (2011).

2.3 Concepção dos sistemas combinados alternativos – SCA

Como mencionado anteriormente, o SCA consiste no lançamento de esgoto tratado nas redes de drenagem urbana, que passam a transportar águas combinadas: águas pluviais + esgoto tratado. Nesse contexto, foram elaboradas quatro concepções diferentes de SCA, denominadas Concepção

A1 (Figura 6), Concepção A2 (Figura 7), Concepção B1 (Figura 8) e Concepção B2 (Figura 9).

Cabe destacar que neste estudo de caso não foi considerada a utilização de redes de drenagem urbana existentes na área de estudo para o recebimento do esgoto tratado. Nesse caso, foram projetadas novas redes combinadas alternativas para o escoamento das águas pluviais e dos esgotos sanitários.

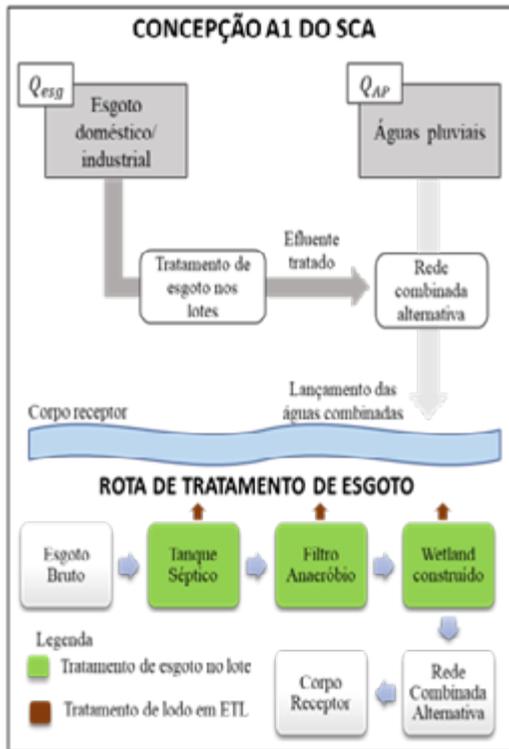


Figura 6 – Concepção A1 do sistema combinado alternativo (SCA).

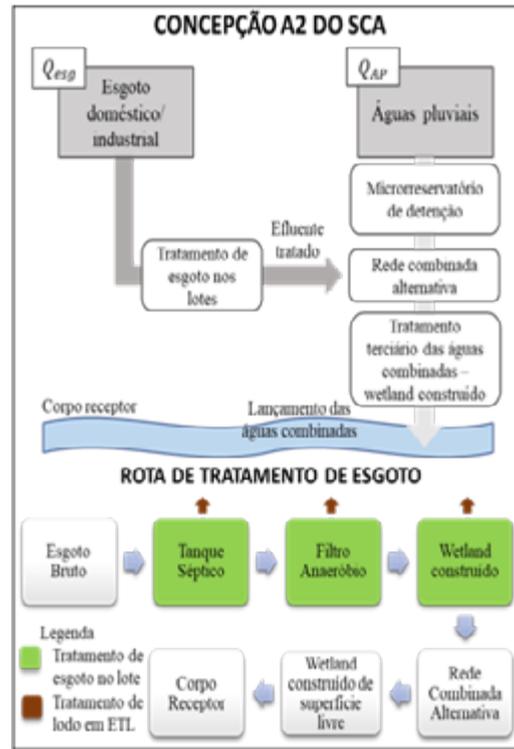


Figura 7 – Concepção A2 do sistema combinado alternativo (SCA).

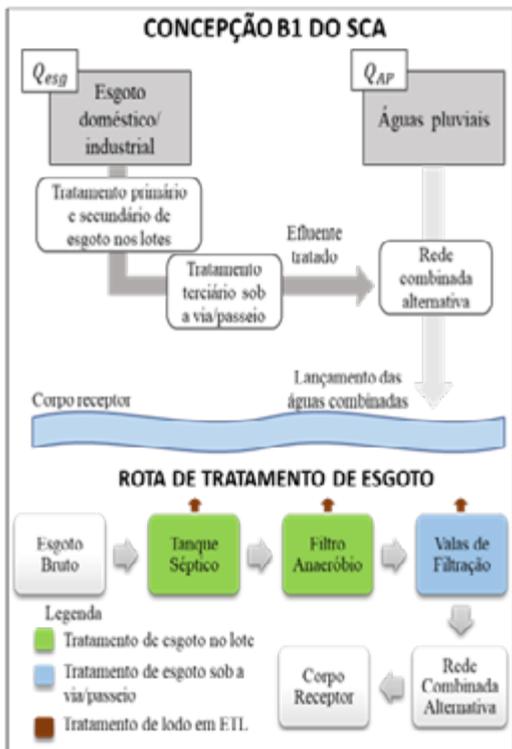


Figura 8 – Concepção B1 do sistema combinado alternativo (SCA).



Figura 9 – Concepção B2 do sistema combinado alternativo (SCA).

Como pode ser notado, o que difere as concepções de final 1 das de final 2 é a utilização de dispositivos de drenagem urbana sustentável, sendo eles os microrreservatórios de retenção (MRD) e os *wetlands* construídos de superfície livre (WCSL) para tratamento das águas combinadas, que não são adotados nas primeiras concepções, mas nas segundas sim. Dito isto, visto que o esgoto lançado nas redes combinadas é tratado e, portanto, tem uma baixa concentração de sólidos suspensos, o dimensionamento das redes combinadas das concepções A1 e B1 é feito de forma similar ao utilizado no SSA. O que difere no dimensionamento das redes é a vazão de projeto. Enquanto a rede do SSA é dimensionada para a vazão de águas pluviais provindas do método racional, a vazão de projeto da rede combinada é um somatório entre as vazões de águas pluviais com as de esgoto tratado, como pode ser observado na equação (6). Os demais critérios de dimensionamento para as redes combinadas alternativas são os mesmos utilizados nas redes de drenagem urbana do SSA.

$$Q_C = Q_{AP,m} + Q_{esg,m} + Q_{esg,t} \quad (\text{Equação 6})$$

Em que:

Q_C : vazão das águas combinadas no trecho em dimensionamento (l/s); $Q_{AP,m}$: vazão de águas pluviais a montante do trecho (l/s); $Q_{esg,m}$: vazão de esgoto tratado a montante do trecho (l/s); $Q_{esg,t}$: vazão de esgoto tratado com a contribuição do trecho (l/s).

Já com relação aos dispositivos de drenagem urbana sustentável, utilizados nas concepções A2 e B2, foram adotados os MRD alocados nos lotes com o objetivo de armazenar a água provinda dos telhados das habitações, amortizando as vazões máximas a serem escoadas pelo sistema combinado. Para quantificar a redução das vazões promovida pelos MRD foi utilizado o método sugerido por Destro (2016), cujas variáveis são: (i) a constante de todos os eventos de chuva, adotada igual a 0,80; (ii) o tempo de duração da chuva (min), sendo utilizado o mesmo tempo de duração de chuva calculado para o trecho de rede em que o MRD está instalado; (iii) o tempo de retenção no MRD (min), calculado seguindo uma relação entre (i) e (ii); (iv) o volume do MRD (m^3),

adotado igual a $1 m^3$; e (v) a vazão de saída do MRD (m^3/s), calculada relacionando (iii) e (iv); sendo, dessa forma, possível estimar a vazão reduzida/amortizada das águas pluviais (m^3/s) devido à utilização de tais dispositivos. Os MRD foram alocados em 229 lotes da área em estudo, o que representa 14,4% do total de lotes presentes na área, sendo de dois a três lotes por trecho da rede combinada.

Finalmente, as redes combinadas das concepções A2 e B2 foram dimensionadas da mesma forma que as outras concepções, apenas com a substituição da vazão de projeto obtida através do método racional pela vazão reduzida/amortizada.

Cabe destacar que para o SCA foram mantidos os traçados de rede utilizados no SSA, de forma a facilitar a comparação entre os sistemas.

O dimensionamento dos *wetlands* construídos de superfície livre, dispostos ao final de cada rede combinada das concepções A2 e B2, foi feito de acordo com Tomaz (2006), e os detalhamentos do dimensionamento podem ser encontrados em Hoepers (2019).

No que diz respeito às redes coletoras de esgoto, o traçado foi mantido igual ao do SSA para as concepções A1 e A2, visto que a rede combinada não recebe contribuição em marcha, e seu dimensionamento também seguiu a NBR 9649/1986 (ABNT, 1986). Já as concepções B1 e B2 não têm rede coletora de esgoto, pois o esgoto é transportado até a rede combinada pelas valas de filtração que podem estar situadas sob a via ou sob o passeio, como pode ser visto nas figuras 10 e 11. O dimensionamento das valas de filtração foi feito de acordo com o explicitado por Hoepers (2019), baseado nos conceitos de Nuvolari (2003).

2.3.1 Estimativa de cargas de poluentes

Da mesma forma que no SSA, as cargas provindas do escoamento superficial foram estimadas com base em Akan e Houghtalen (2003). Também como no SSA, a estimativa de cargas provindas do esgoto foi baseada em von Sperling (2017), bem como as eficiências de remoção pelas configura-

ções de tratamento utilizadas. As eficiências de remoção de poluentes pelo wetland construído

de superfície livre também foram adotadas de acordo com von Sperling (2017).

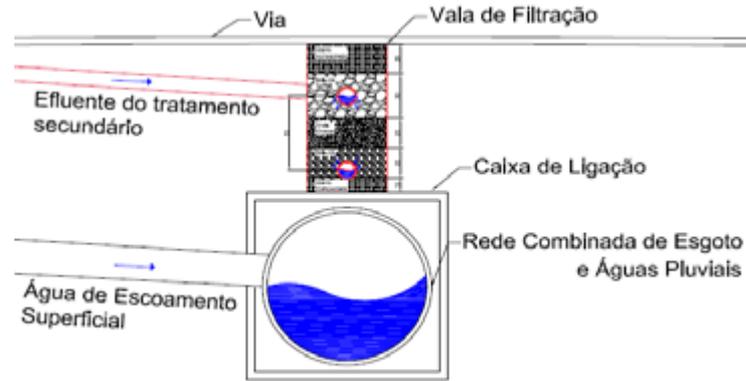


Figura 10 – Vista em corte da vala de filtração locada sob a via.

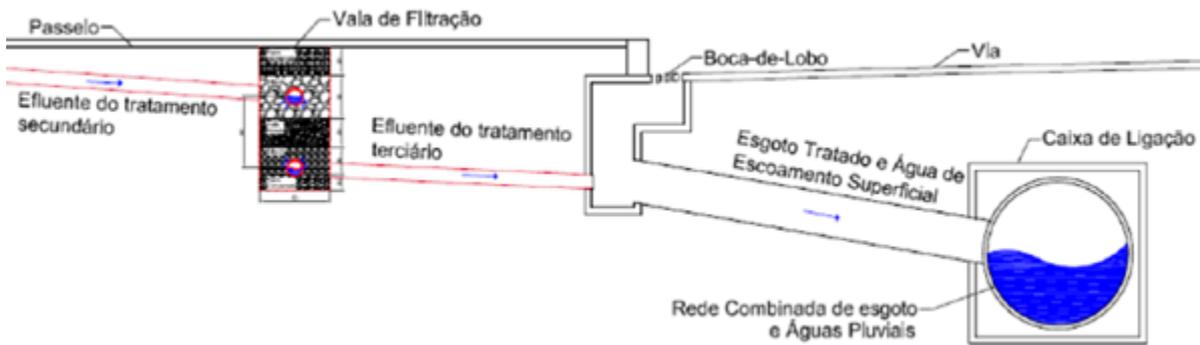


Figura 11 – Vista em corte da vala de filtração locada sob o passeio.

2.3.2 Composição de custos

Assim como no SSA, os custos das redes combinadas foram obtidos com base no SINAPI (Caixa, 2019) para o estado do Mato Grosso.

Os custos de tratamento de esgoto foram obtidos através da adoção dos valores médios da faixa de custos levantada por von Sperling (2017), com exceção das valas de filtração, nas quais foi feita uma composição de custos utilizando-se também do sistema SINAPI (Caixa, 2019). A composição dos custos das valas de filtração pode ser encontrada em Hoepers (2019). Com relação ao tratamento de lodo, foram utilizados os custos levantados por Pacheco (2011).

No que concerne aos dispositivos de drenagem urbana sustentável, os custos dos MRD de retenção foram obtidos adotando os valores de Costa Junior e Barbassa (2006). Já os custos dos wetlands construídos de superfície livre foram levantados de acordo com Kadlec e Wallace (2009) [equação (7)].

$$C=194000 \cdot A^{0,690} \quad (\text{Equação 7})$$

Em que:

C: Custo do wetland construído de superfície livre (US\$); A: Área do wetland construído de superfície livre (ha).

Todos os custos cuja data base não era dezembro de 2022 foram atualizados para o valor presente utilizando o INCC. No caso dos wetlands construídos de superfície livre, antes da atualização

de valores, foi feita uma conversão do custo em dólar americano para o real brasileiro de acordo

com cotação do Banco Central do Brasil. Os custos atualizados podem ser vistos na Tabela 3.

Tabela 3 – Custos das concepções do sistema combinado alternativo.

Concepção	Sistema de esgotamento sanitário	Unidade	Custo adotado	Data base	Custo atualizado para dezembro de 2022
*	Leitos de secagem	R\$	432.240,00	2011	1.001.701,35
*	Microrreservatórios de detenção	R\$/lote	843,90	2005	2.900,11
*	Wetland construído de superfície livre	R\$	248.972,75	2009	642.026,66
A	Rede coletora de esgoto DN 100	R\$/m	82,25	2011	190,60
	Tanque séptico + filtro anaeróbio	R\$/hab	230,00	2010	574,43
	Wetland construído	R\$/hab	150,00	2010	374,63
B	Tanque séptico + filtro anaeróbio	R\$/hab	230,00	2010	574,43
	Valas de filtração	R\$/m	160,82	2018	235,45

(*) Sistema utilizado em mais de uma concepção.

Fonte: Adaptado de von Sperling (2017), Pacheco (2011) e Caixa (2019).

3 RESULTADO E DISCUSSÃO

Neste estudo foram concebidos e dimensionados para uma área da sede urbana do município de Nobres-MT um SES centralizador e um SDU, que compõem um SSA, para que fosse possível analisar comparativamente com quatro concepções diferentes e dimensionamentos de SCA para a mesma área. Nas quatro concepções de SCA foram mantidos os traçados das redes de esgoto (quando necessárias) e de drenagem lançadas para o SSA, a fim de facilitar a comparação entre sistemas. Quanto ao tratamento de esgoto nas concepções de SCA, duas abordagens foram consideradas: tratamento integral nos lotes nas concepções A1 e A2, e tratamento primário e secundário nos lotes, com tratamento terciário realizado sob a via, nas concepções B1 e B2. Cabe destacar que em um SCA as redes combinadas recebem apenas esgoto tratado, como estabelecido pela NBR 13969/97 (ABNT, 1997). Visando analisar os efeitos causados nos sistemas por dispositivos de DUS, como diminuir os diâmetros das redes combinadas, bem como as cargas lançadas pelos sistemas no meio ambiente, nas concepções A2 e B2 do SCA tais dispositivos foram considerados.

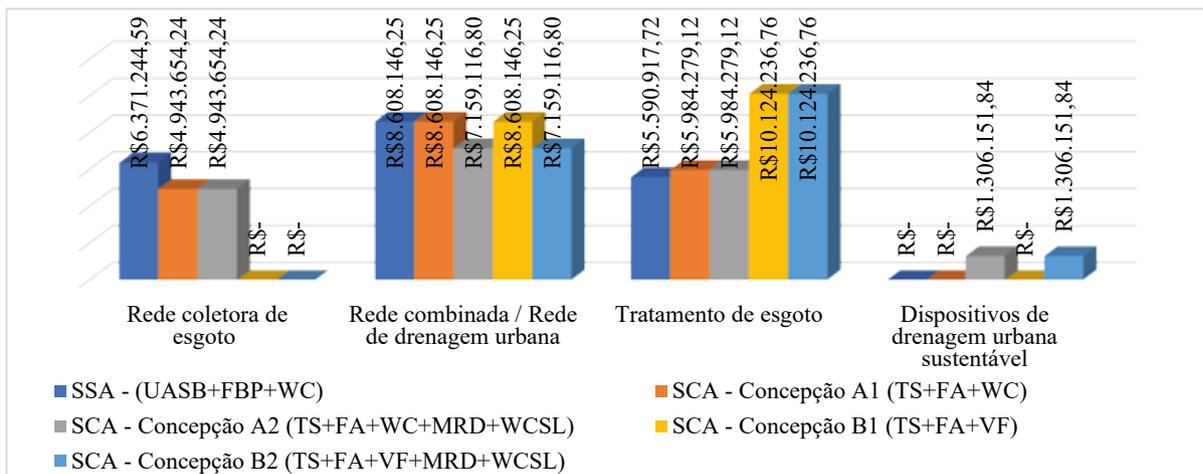
Do ponto de vista técnico, especificamente com relação aos parâmetros hidráulicos das redes combinadas, cujo memorial de cálculo pode ser encontrado em Hoepers (2019), alguns trechos das redes apresentaram escoamento com tensões trativas inferiores ao 1,0 Pa estabelecido por norma para escoamento de esgoto bruto. Trata-se de tensões trativas calculadas considerando que a rede combinada esteja transportando exclusivamente esgoto. Contudo, uma vez que o esgoto transportado nas redes combinadas é sempre tratado com menor concentração de sólidos, esse valor de tensão trativa talvez pudesse ser menor que 1,0 Pa. Quanto a isso, o estudo realizado por Lobato (2020) demonstra a possibilidade de adoção da teoria de transporte de sedimentos para verificar a autolimpeza tanto de redes de drenagem urbana quanto de redes combinadas alternativas, podendo substituir a consideração do conceito de tensão trativa nessas redes para o mesmo fim.

3.1 Custos de implantação

A Figura 12 apresenta uma comparação dos custos de implantação de todos os sistemas

concebidos, abrangendo diferentes modalidades. Esta comparação inclui os custos de implantação das redes coletoras de esgoto, das redes de drenagem urbana do SSA em comparação com as

redes combinadas das diferentes concepções do SCA, os custos dos tratamentos de esgoto e, por fim, os custos dos dispositivos de drenagem urbana sustentável.



Legenda: sistema separador absoluto (SSA); sistema combinado alternativo (SCA); reator UASB (UASB); filtro biológico percolador (FBP); wetland construído (WC); tanque séptico (TS); filtro anaeróbio (FA); valas de filtração (VF); microrreservatórios de retenção (MRD); wetland construído de superfície livre (WCSL).

Figura 12 – Comparação entre os custos de implantação dos sistemas concebidos por modalidade.

Nota-se que as concepções B1 e B2 não apresentam custos de redes coletoras de esgoto, visto que o encaminhamento do esgoto tratado até as redes combinadas, neste caso, é feito por meio das valas de filtração, sendo essas consideradas como sistema de tratamento de esgoto. Por esse motivo, os custos das valas de filtração estão somados na modalidade de tratamento de esgoto, o que a torna mais dispendiosa nessas concepções que nas demais.

No que diz respeito ao tratamento de esgoto, observa-se que o SSA apresenta a solução de menor custo de implantação. Isso ocorre porque o tratamento de esgoto escolhido para essa concepção está situado em uma estação de tratamento de esgotos centralizada, havendo ganho de escala nos custos de implantação. Contudo, Fane e Fane (2005) fizeram uma discussão sobre o ganho de escala nos custos de estações de tratamento centralizadas não ser suficiente para compensar as desvantagens dos gastos com as

redes coletoras de sistemas centralizadores, o que também pode ser observado na Figura 12.

Referente às redes de drenagem urbana ou redes combinadas, verifica-se uma considerável redução nos custos de implantação nas concepções A2 e B2. Isso foi possível devido à adoção de dispositivos de drenagem urbana que promovem um amortecimento nas vazões de águas pluviais a serem transportadas por essas redes.

Sob a luz de todas as considerações feitas anteriormente, a Figura 13 apresenta a comparação entre os custos totais de implantação dos sistemas concebidos. Constata-se que todas as concepções dos SCA obtiveram custos de implantação menores que a concepção do SSA, demonstrando que os SCA podem corroborar para a viabilidade da implantação de sistemas de esgotamento sanitário.

Também é possível identificar na Figura 13 que as concepções A2 e B2, que incluem dispositivos de drenagem urbana sustentável, têm custos de

implantação semelhantes aos das concepções A1 e B1, nas quais esses dispositivos não estão incluídos. Esse fator indica que, apesar dos dispositivos de drenagem urbana sustentável terem um

custo de implantação elevado, a economia com a diminuição dos diâmetros necessários para as redes de drenagem ou combinadas é suficientemente alta para justificar sua implementação.

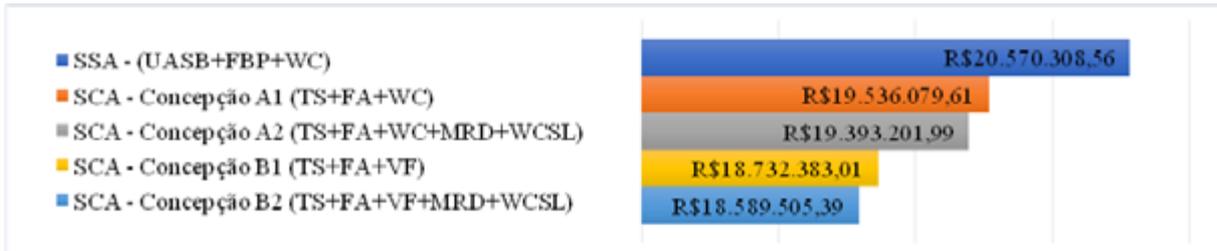


Figura 13 – Comparação entre os custos totais de implantação dos sistemas.

A Figura 14 apresenta a comparação entre os custos unitários de implantação dos sistemas concebidos, ou seja, quanto cada sistema custa por habitante que ele atende. Observa-se que as

consequências da adoção de dispositivos de drenagem urbana sustentável nas redes combinadas representam uma economia de R\$ 27,22 por habitante atendido por cada sistema.

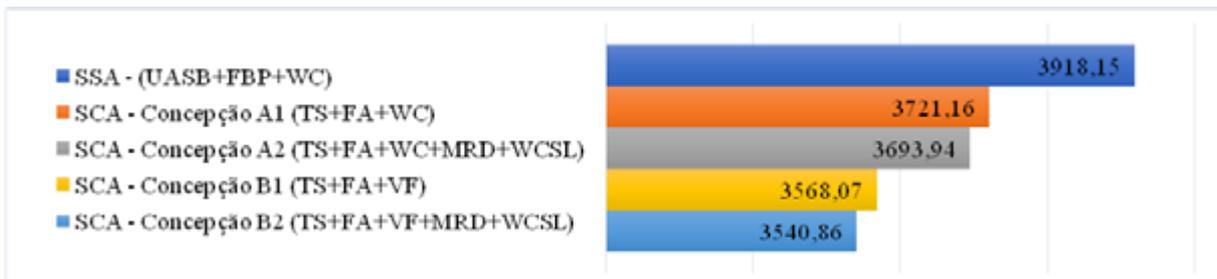


Figura 14 – Comparação entre os custos per capita dos sistemas, em R\$/hab.

Cabe observar ainda que, no Brasil, o custo de implantação de sistemas individuais de tratamento de esgoto nos lotes é de responsabilidade de seus proprietários. Dessa maneira, caso as prefeituras arcassem com o custo de implantação desses sistemas de tratamento, para garantir que fossem corretamente instalados, poderia ser cobrada uma taxa do usuário para a manutenção dos sistemas. No caso da taxa de operação e manutenção de uma ETE centralizada, cobrada do usuário através de sua fatura de água e esgoto,

a cobrança certamente seria maior, visto que sistemas individuais de tratamento não demandam operação diária.

3.2 Cargas de poluentes

Sob o ponto de vista ambiental, a Figura 15 apresenta as cargas de poluentes presentes nas águas combinadas de todos os sistemas concebidos, ou seja, cargas de poluentes lançadas no meio ambiente somando-se as provindas dos esgotos com as provindas do escoamento superficial.

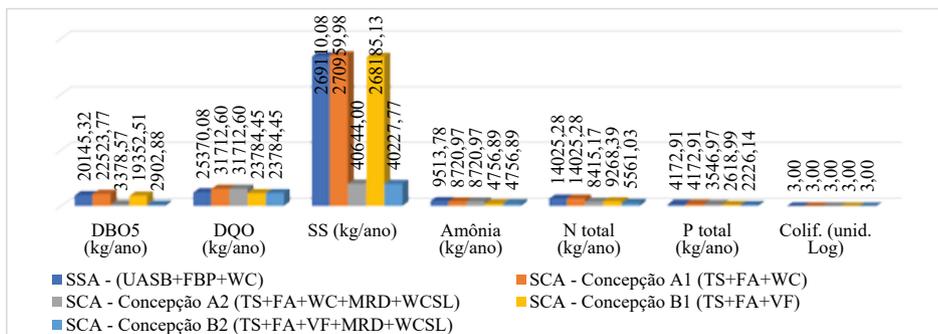


Figura 15 – Cargas de poluentes presentes nas águas combinadas de todos os sistemas concebidos.

No que diz respeito ao esgoto, as concepções B1 e B2 do SCA apresentam um melhor desempenho de tratamento em todos os parâmetros analisados, isso deve-se à adoção das valas de filtração como tratamento terciário nessas concepções. As valas de filtração contam com um filtro de areia em seu recheio filtrante, garantindo uma remoção de partículas menores de poluentes. O desempenho das concepções A1 e A2 do SCA com o tratamento de esgoto realizado nos lotes é inferior à configuração de tratamento escolhida para o SSA em quase todos os parâmetros, porém, devido à natureza das unidades de tratamento propostas, isso já era esperado.

Com relação às cargas de poluentes provindas das águas de escoamento superficial, as concepções que se utilizam de dispositivos de drenagem urbana sustentável (DUS) e, portanto, promovem o tratamento dessas águas, têm um melhor desempenho na remoção de poluentes que as demais, principalmente nos parâmetros sólidos suspensos e na demanda bioquímica de oxigênio.

Cabe ressaltar que não foram consideradas as remoções de poluentes pelos microrreservatórios de retenção, pois não foram encontradas fontes confiáveis com relação às eficiências típicas de remoção promovidas nesses dispositivos.

3.3 Custo-efetividade

Considerando as informações acima, foi possível analisar quantos quilos seria possível remover a cada R\$ 100,00 gastos com a implantação dos sistemas concebidos no final de um ano de operação dos sistemas, como apresentado na Figura 16. Ao analisar a Figura 16, conclui-se que a concepção B2 do sistema combinado alternativo (Figura 17), cujo tratamento de esgoto é realizado nos lotes e sob a via (TS + FA + VF) e são adotados dispositivos de drenagem urbana sustentável (MRD e WCSL), é a concepção mais viável sob o ponto de vista ambiental e financeiro, haja vista que essa foi a concepção que apresentou maiores valores de remoção de cargas de poluentes em todos os parâmetros por cada R\$ 100,00 gastos com a implantação do sistema.

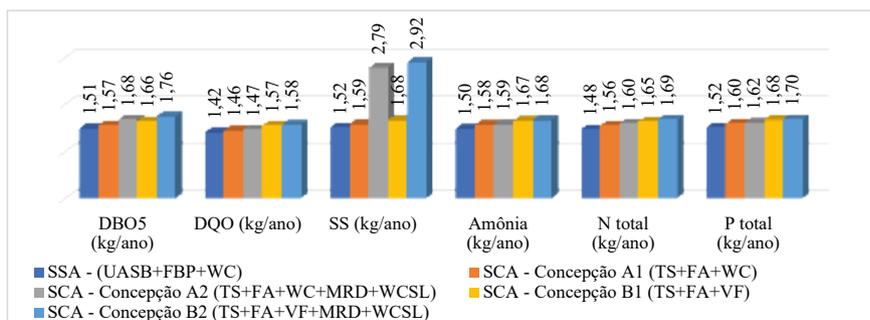


Figura 16 – Remoção de cargas de poluentes a cada R\$100,00 gasto com a implantação do sistema.

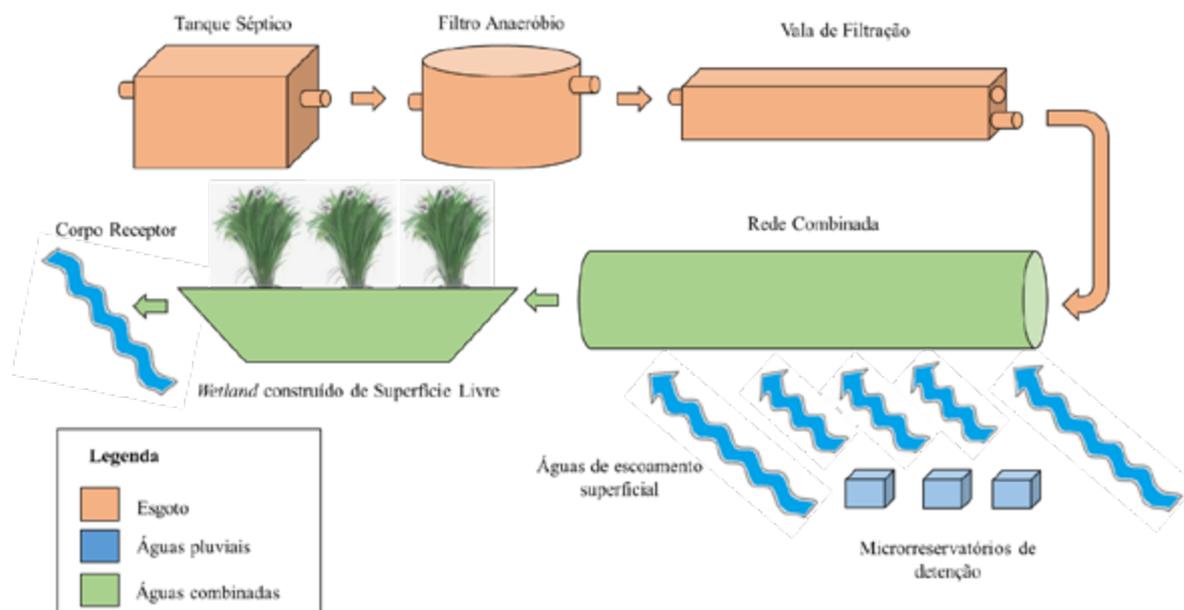


Figura 17 – Ilustração esquemática do sistema combinado alternativo – concepção B2.

4 CONCLUSÕES

Por meio da análise comparativa realizada neste estudo de caso entre o sistema separador absoluto e as quatro concepções de sistemas combinados alternativos foi possível concluir que todos os SCA propostos obtiveram bons resultados com relação à viabilidade financeira, técnica e ambiental se comparado com o SSA.

No que se refere às cargas de poluentes lançadas no corpo receptor, os sistemas que incorporaram DUS demonstraram maior eficiência na remoção de poluentes. Isso ocorre devido à poluição presente nas águas de escoamento superficial, especialmente no que diz respeito aos sólidos suspensos. Nas concepções A2 e B2, que incluem dispositivos de DUS para o tratamento das águas combinadas, essa poluição é significativamente reduzida.

Quanto aos custos, as concepções A1, A2, B1 e B2 do SCA propostas obtiveram um custo de implantação 5,0%, 5,7%, 8,9% e 9,6% menor que o custo de implantação do SSA, respectivamente. Comparando-se esses resultados com os obtidos

por Gonçalves, Kleidorfer e Rauch (2017), que propõem a implantação de um sistema combinado convencional como solução intermediária, convertendo uma rede de drenagem existente em rede combinada previamente à implantação de um SSA, pode-se concluir que a implantação de um SCA pode ser mais vantajosa, haja vista que por Gonçalves, Kleidorfer e Rauch (2017) foi encontrada uma diferença de 6% entre o sistema combinado convencional e o SSA propostos por eles. Ainda cabe ressaltar que as concepções de SCA propostas são vantajosas do ponto de vista ambiental, pois em sistemas combinados convencionais o esgoto não é 100% tratado no decorrer do ano, visto que em períodos chuvosos as águas combinadas são desviadas diretamente para o corpo receptor sem tratamento prévio, o que não ocorre em nenhuma das concepções do SCA propostas.

Por conseguinte, entre os SCA propostos, a concepção B2 (Figura 9 e Figura 17) apresentou-se como a mais viável, haja vista que foi a concepção com menor custo de implantação e a que removeu mais carga de poluentes para cada R\$ 100,00

gastos com sua implantação. Porém, é importante observar que cada município pode encontrar diferentes soluções que sejam mais atrativas, a depender do estudo de caso.

Portanto, visto que os SCA foram viáveis em todos os aspectos analisados, conclui-se que a adoção de tais sistemas pode contribuir para o aumento da cobertura de esgotamento sanitário e drenagem urbana dos municípios brasileiros, dado que os SCA também podem aproveitar as redes de drenagem urbana pré-existentes no local, uma vez que o esgoto a ser lançado nessas redes já é previamente tratado, atendendo à NBR 13969/97 (ABNT, 1997), e que a utilização de dispositivos de DUS com a finalidade de amortizar as vazões de águas pluviais pode viabilizar o acréscimo de vazão provinda do esgoto tratado. Assim, ao utilizar-se de redes existentes, o custo de implantação dos sistemas diminui, tornando-os ainda mais atrativos do ponto de vista financeiro, considerando que a maioria dos municípios do país conta com um sistema de drenagem urbana, mesmo que em diferentes níveis de cobertura de rede.

5 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Hoepers TR e Santos DC; **Metodologia:** Hoepers TR e Santos DC; **Investigação:** Hoepers TR e Santos DC; **Redação:** Hoepers TR e Santos DC; **Primeira versão:** Hoepers TR e Santos DC; **Redação:** Hoepers TR e Santos DC; **Revisão & Edição:** Hoepers TR e Santos DC; **Aquisição de Financiamento:** Hoepers TR e Santos DC; **Recursos:** Hoepers TR; **Supervisão:** Santos DC.

6 AGRADECIMENTOS

Agradecemos a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) pela concessão da bolsa para a primeira autora realizar esta pesquisa. Agradecemos também ao Dr. Miguel Mansur Aisse, ao Dr. Ramiro Gonçalves Etchepare, ao Dr. Harry Alberto Bollmann e ao Dr. Marllon Boamorte Lobato por suas contribuições neste trabalho.

7 FONTES DE FINANCIAMENTO

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

8 REFERÊNCIAS

- ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 1396:** tanques sépticos: unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos: projeto, construção e operação. Rio de Janeiro: ABNT, 1997.
- ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 9649:** projeto de redes coletoras de esgoto sanitário. Rio de Janeiro: ABNT, 1986.
- AKAN, A. O.; HOUGHTALEN, R. J. **Urban hydrology, hydraulics, and stormwater quality:** engineering application and computer modeling. Hoboken: Wiley, 2003.
- ANA – AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Atlas esgotos:** despoluição de bacias hidrográficas. Brasília, DF: ANA, 2017.
- BRASIL. Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico; cria o Comitê Interministerial de Saneamento Básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.666, de 21 de junho de 1993, e 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; e revoga a Lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 2007.
- BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento – SNS. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: 25º Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2019.** Brasília, DF: SNS/MDR, 183 p.:il. 2020. Disponível em: https://www.gov.br/mdr/pt-br/assuntos/saneamento/snis/diagnosticos-anteriores-do-snis/agua-e-esgotos-1/2019/2-Diagnostico_SNIS_AE_2019_Republicacao_31032021.pdf. Acesso em: 12 mar. 2024.
- BARROS, T. R., MANCINI, S. D., FERRAZ, J. L. Composition and quantification of the anthropogenic and natural fractions of wastes collected from the stormwater drainage system for discussions about the waste management and people behavior. **Environment, Development and Sustainability**, Berlin, v. 16, n. 2, p. 415-42. 2014.
- CAIXA – CAIXA ECONÔMICA FEDERAL. **Relatório de Insumos e Composições – 2º semestre/2018.** Brasília, DF: Caixa, 2019.
- COSTA JUNIOR, L. L.; BARBASSA, A. P. Parâmetros de projeto de microrreservatório, de pavimentos permeáveis e de previsão de enchentes urbanas. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 11, n. 1, p. 46-54. 2006. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522006000100007>

- DESTRO, C. A. M. **The urban water use model as a tool to support the evaluation of sustainable drainage measures in Brazilian cities**. 2016. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2016.
- FANE, A. G. FANE, S. A. The role of membrane technology in sustainable centralized wastewater systems. **Water Science and Technology**, London, v. 51, p. 317-325. 2005. <https://doi.org/10.2166/wst.2005.0381>
- FUNASA – FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE. **Plano Municipal de Saneamento Básico – PMSB. PRODUTO C: diagnóstico técnico-participativo nobres – MT**. Cuiabá: Ministério da Saúde, 2017.
- GONÇALVES, M. L. R; KLEIDORFER, M.; RAUCH, W. Case study on the use of a combined system as an intermediate solution in Brazil: cost estimate. **Water and Environment Journal**, London, v. 31, p. 478-485. 2017. <https://doi.org/10.1111/wej.12267>
- HOEPERS, T. R. **Análise comparativa entre sistema separador absoluto e sistema combinado alternativo**. 2019. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) – Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2019.
- IBRE – INSTITUTO BRASILEIRO DE ECONOMIA. **Índice Nacional de Custo da Construção - INCC**. 2023. Disponível em: <http://portalibre.fgv.br/incc>. Acesso em: ago. 2023.
- IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Atlas do Saneamento**. Brasília, DF: IBGE, 2011a. Disponível em: http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/atlas_saneamento. Acesso em: set. 2018.
- IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **IBGE - Cidades**. Brasília, DF: IBGE, 2011b. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mt/nobres/>. Acesso em: 14 mar. 2024.
- KADLEC, R. H. WALLACE, S. **Treatment wetlands**. 2nd ed. Boca Raton: London, 2009.
- LOBATO, M. B. **Sistema de apoio à decisão para planejamento, implementação e gestão de ações estruturais de sistema convencional e único alternativo de esgotamento sanitário e drenagem urbana para municípios**. 2020. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2020.
- MARTINS, J. A. et al. Caracterização do regime pluviométrico no arco das nascentes do rio Paraguai. **Revista Brasileira de Meteorologia**, Rio de Janeiro, v. 26, n. 4, p. 639-647. 2011. <https://doi.org/10.1590/S0102-77862011000400013>
- NUVOLARI, A. et al. **Esgoto sanitário**. São Paulo: Edgard Blücher, 2003.
- OLIVEIRA, L. F. C. de et al. Modelos de predição de chuvas intensas para o estado do Mato Grosso, Brasil. **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, v. 6, n. 3, p. 274-290. 2011.
- PACHECO, R. P. **Custos para implantação de sistemas de esgotamento sanitário**. 2011. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) – Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2011.
- RODRIGUES, G. P. W. et al. Otimização do traçado de redes coletoras de esgoto sanitário via algoritmo genético. **Revista DAE**, São Paulo, v. 68, n. 222, p. 164-177, 2020.
- SEMA-MT – SECRETARIA DE ESTADO DE MEIO AMBIENTE DO MATO GROSSO. **Sistema integrado de monitoramento e licenciamento ambiental do Mato Grosso – SIMLAM-MT**. Cuiabá: 2018. Disponível em: <http://monitoramento.sema.mt.gov.br/simlam/>. Acesso em: jul. 2018.
- TOMAZ, P. **Poluição difusa**. São Paulo: Navegar, 2006.
- VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2017.

Meio de substrato melhorado com biomídia em uma *wetland* construída de fluxo subsuperficial vertical para tratamento de esgoto doméstico

Improvement of a substrate medium by biocarrier in a vertical subsurface flow constructed wetland to treat domestic wastewater

• **Data de entrada:**
09/10/2023
• **Data de aprovação:**
14/11/2023

Fábio Campos^{1*} | Matheus Ribeiro Augusto² | Fábio de Pasquale Campos¹ | Rosvaldo Catino³ | Rodrigo de Freitas Bueno² | Vitor Silva Liduino²

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.61>

ORCID ID

Campos F  <http://orcid.org/0000-0002-8117-789X>

Augusto MR  <https://orcid.org/0000-0002-0139-1619>

Campos FP  <https://orcid.org/0000-0002-2573-5383>

Catino R  <https://orcid.org/0000-0003-1000-3697>

Bueno RF  <http://orcid.org/0000-0002-6274-3278>

Liduino VS  <https://orcid.org/0000-0003-2318-0262>

Resumo

Este estudo teve como objetivo avaliar o desempenho de uma configuração inovadora de *wetland* construída de fluxo subsuperficial vertical (WCFSV) preenchido com biomídia para tratamento de esgoto doméstico. Biomídias de plástico (modelo PZE 665) com uma área de superfície específica de 665 m²/m³ foram utilizados como meio suporte/filtrante para adesão/crescimento microbiano em um biofiltro de pedra. Os tempos de detenção hidráulica (TDH) avaliados foram 3 (fase I), 2 (fase II) e 1,5 dias (fase III). As taxas de carga orgânica superficial (COS) e de carga hidráulica variaram de 40,19 a 64,41 gDBO/m².d, e de 0,13 a 0,31 m³/m².d, respectivamente. O melhor desempenho foi alcançado na fase II (TDH de 2 dias), com eficiências de remoção de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO) e sólidos suspensos totais (SST) de 90%, 89% e 92%, respectivamente. Em relação aos nutrientes nitrogênio e fósforo, não se observou remoção significativa. A inovadora *wetland* construída indicou um excelente potencial para tratamento de esgoto doméstico, promovendo um efluente altamente clarificado. Além disso, não foi observada colmatação do meio suporte após 197 dias de operação da unidade piloto.

Palavras-chave: Biomídias. Esgoto doméstico. Fluxo subsuperficial. *Wetland* construída.

Abstract

This study aims to evaluate an innovative configuration of a vertical subsurface flow constructed wetland filled with a synthetic biocarrier to treat domestic wastewater. Plastic biocarriers (PZE 665 model) with a specific surface area of 665 m²/m³ were used as a filter medium for microbial adhesion/growth into a stone biofilter. The evaluated hydraulic detention times (HDT) were three (phase I), two (phase II), and one and a half days (phase III). The surface organic loading rates and hydraulic loading rates ranged from 40.19 gBOD_{5,20}/m².d to 64.41 g BOD_{5,20}/m².d and from 0.13 m³/m².d to 0.31 m³/m².d, respectively. Phase II (two-day HDT) achieved the best

¹ Universidade de São Paulo – São Paulo – SP – Brasil.

² Universidade Federal do ABC – Santo André – SP – Brasil.

³ Instituto Mauá de Tecnologia – São Caetano do Sul – SP – Brasil.

* **Autor correspondente:** fcampos@usp.br

performance, averaging removal efficiencies of the biochemical oxygen demand, chemical oxygen demand, and total suspended solids equal to 90, 89, and 92%, respectively. The nutrients nitrogen and phosphorus showed no significant removal efficiency. The innovative constructed wetland indicated an excellent treatment potential for domestic sewage, producing a highly clearer effluent. Also, no clogging of the support medium occurred 197 days after the pilot operation.

Keywords: Biocarrier. Municipal wastewater. Subsurface flow. Constructed wetland.

1 INTRODUÇÃO

Tecnologias alternativas de tratamento de esgoto têm sido amplamente utilizadas para apoiar cidades e comunidades pequenas devido a sua simplicidade operacional. Esses sistemas priorizam custos baixos em relação aos convencionais, uma vez que se baseiam no ciclo natural de remoção de poluentes (Machado *et al.*, 2017; Massoud; Tarhini; Nasr, 2009; Treese; Childers; Sanchez, 2020).

As *wetlands* construídas (WCs), ou alagados construídos, são sistemas projetados que simulam as *wetlands* naturais para o tratamento de águas residuais (Boutilier *et al.*, 2010; Frankenbach; Meyer, 1999). A sinergia entre plantas aquáticas vasculares, microrganismos e algas promove a remoção de poluentes e contaminantes da água e do solo por meio de mecanismos físicos, químicos e biológicos (Avellán; Gremillion, 2019; Ilyas; Masih, 2017; Kadlec; Knight, 1996; Kadlec; Wallace, 2009; Wu *et al.*, 2015).

Dependendo do fluxo, existem duas configurações de WCs, a saber: (i) *wetland* construída de fluxo em superfície livre (FSL-WC) e (ii) *wetland* construída de fluxo subsuperficial (FSS-WC). No FSL-WC, o esgoto flui sobre a superfície, acima de um meio substrato, criando uma coluna de água livre com poucos centímetros de profundidade; enquanto no FSS-WC o afluente flui dentro de um substrato poroso, sem contato com a superfície. A configuração FSS-WC é subdividida em fluxo horizontal e vertical, dependendo da direção do fluxo (Parde *et al.*, 2021; Wu *et al.*, 2015).

Vários tipos de plantas aquáticas vasculares (emergentes, flutuantes livres e submersas)

podem ser usados em WCs (IWA, 2000). Esses organismos desempenham um papel importante no tratamento de esgoto doméstico devido a seu sistema radicular, que promove (i) área superficial satisfatória para a adesão de microrganismos, (ii) oferta de oxigênio à biomassa e (iii) prevenção de compactação do meio filtrante (IWA, 2000; Tang *et al.*, 2020), sendo que o plantio também contribui para harmonizar a paisagem. No entanto, a escolha das plantas considera capacidade de adaptação a ambientes alagados, taxa de crescimento e tolerância a climas instáveis e condições ambientais desfavoráveis. Plantas dos gêneros *Zizania*, *Glyceria*, *Phragmites*, *Baumea*, *Cyperus*, *Canna*, *Schoenoplectus*, *Typha*, *Scirpus*, *Potamogeton*, *Elodea*, *Eichhornia* e *Lemna* são amplamente utilizadas no sistema de WCs (Nawab *et al.*, 2018; Parde *et al.*, 2021; Tang *et al.*, 2020; Tanner, 1996).

Assim como a escolha das plantas, a escolha do meio filtrante é crucial no projeto de um sistema de *wetland* construído (WC). Além de servir de suporte para as plantas, ele atua como filtro para a retenção de sólidos suspensos e como leito para a adesão de microrganismos e formação de biofilmes (Chang *et al.*, 2012; W. Wang *et al.*, 2020; Yang *et al.*, 2018).

Em geral, as características físicas (tamanho das partículas, porosidade, condutividade hidráulica e elétrica, área de superfície específica, resistência mecânica), químicas (carga superficial, toxicidade, capacidade de troca iônica, estabilidade química) e biológicas (doadores/receptores de elétrons) dos materiais filtrantes devem ser consideradas

para otimizar o desempenho do sistema de WC (Khalifa *et al.*, 2020; W. Wang *et al.*, 2020; Yang *et al.*, 2018). Materiais como solo, areia e cascalho são tradicionalmente usados para fornecer bom suporte para o crescimento das plantas no WC, além de promover a remoção de nutrientes (especialmente fósforo) e outros poluentes (Khalifa *et al.*, 2020; Parde *et al.*, 2021; W. Wang *et al.*, 2020; Zhu *et al.*, 2011).

No entanto, em alguns casos, materiais convencionais podem promover compactação prematura e baixa eficiência de tratamento. Por isso o desenvolvimento de novos materiais para o preenchimento de WCs tem sido avaliado em estudos recentes (Cheng *et al.*, 2018; Miranda *et al.*, 2019; Yang *et al.*, 2018).

Entre os materiais de filtragem emergentes destacados, menciona-se o uso de zeólita (Stefanakis; Tsihrintzis, 2012) e vermiculita (Jin *et al.*, 2018), ambos feitos a partir de minérios de cálcio (como calcário, escória de aço, apatita e agregados de argila modificada), e, portanto, com boa afinidade para a remoção de fósforo por atividade de troca iônica superficial (Blanco *et al.*, 2016; Harouiya *et al.*, 2011; Mateus *et al.*, 2012; White *et al.*, 2011); bagaço de cana-de-açúcar ou palha de arroz para atuar como fonte de carbono em processos de desnitrificação (Cao *et al.*, 2016; Saeed; Sun, 2013); carvão ativado granular ou em pó, uma vez que possui boa capacidade de adsorção e uma grande área de superfície para formação de biofilme (Dai; Hu, 2017); outros materiais alternativos, como garrafas PET (Dallas; Ho, 2005) e retalhos de pneus (Khalifa *et al.*, 2020), também foram relatados.

Um bom material de preenchimento deve permitir grande área de superfície ocupando um baixo volume (Ødegaard; Gisvold; Strickland, 2000), sendo que outras tecnologias tradicionais de tratamento de esgoto já fazem uso extensivo de materiais de suporte para imobilização de bio-

massa. Nos reatores de Biofilme de Leito Móvel (MBBR – Moving Bed BioReactor), são usados carregadores sintéticos de plástico (biomídia) nos tanques de aeração, o que permite o desenvolvimento de biofilmes (Water Environment Federation, 2011; Rusten *et al.*, 2000). Vários tipos de biomídia são comercializados; a maioria é feita de polietileno de alta densidade (PEAD) com uma massa específica entre 0,94 e 0,96 g/cm³ e uma área de superfície específica variando de 450 a 1.200 m²/m³. Essas características permitem que sejam mantidas altas concentrações de biomassa no sistema (comparado com sólidos em suspensão totais – SST – variando de 1.000 a 5.000 mg/L) (Water Environment Federation, 2011).

Recentemente, C. Lai *et al.* (2020) propuseram um sistema de tratamento de águas residuais que combina as tecnologias MBBR e WC. Esse processo híbrido consiste em um biorreator de fluxo horizontal com duas câmaras (uma anóxica e uma aeróbia) preenchidas com uma mistura de biomídias feitas de polímero poroso e cilindro de polietileno conectados a um tanque de sedimentação. Uma WC com um volume útil de 4L foi instalada no topo do reator, com duas camadas de substrato; a primeira tinha 10 cm de espessura de quartzo e a outra 2 cm de cascalho. O sistema integrado foi usado para o tratamento de águas residuais sintéticas. A eficiência de remoção de DQO variou de 86 a 97%.

Embora o uso de biomídia como material de filtro (meio substrato) seja uma alternativa promissora para melhorar o desempenho do tratamento de WC, os estudos sobre o assunto são escassos, especialmente considerando esgoto doméstico real.

Em países em desenvolvimento como Brasil, Índia e China, o despejo inadequado de esgoto doméstico em corpos d'água ainda é uma preocupação real. No entanto, tem havido pouca discussão sobre o aprimoramento de WCs e outras biotecnologias

emergentes para melhorar as condições sanitárias nesses países, sobretudo, no contexto do tratamento descentralizado. Assim, este estudo teve como objetivo explorar o potencial emprego da biomídia para aumentar a eficiência de um sistema de fluxo subsuperficial vertical de baixo custo, adotando espécies de plantas locais no tratamento de esgoto doméstico.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Configuração experimental

O sistema inovador de *wetland* construído de fluxo subsuperficial vertical (WCFSV) utiliza um reator de polietileno de alta densidade (PEAD) com uma altura de 60 cm e um diâmetro interno de 36,5 cm. A área de superfície é de 0,10 m² e o volume total de 60 L (0,06 m³). No topo do sistema, mudas de macrófitas *Cyperus giganteus*, *Canna x. generalis* e *Zingiber officinale*, com cerca de 15cm de altura, foram plantadas. Anteriormente, as plantas foram cultivadas na água para facilitar o transplante.

O meio filtrante foi dividido em três camadas, em direção descendente: a primeira com 10 cm de partículas de cascalho grosso; a segunda com 32 cm de biomídia PZE 665 para fornecer uma grande superfície para a adesão microbiana; e a última com 8 cm de partículas de cascalho fino. A porosidade de cada material filtrante foi determinada para medir o volume real ocupado por cada elemento (Tabela 1).

A base do sistema foi preenchida com uma camada de 10 cm de argila expandida para fixar as conexões hidráulicas, onde um tubo de cloreto de polivinila (PVC) foi instalado para remover o efluente percolado. Todo o sistema foi protegido por um filme de polietileno de baixa densidade translúcido que permite a passagem de luz solar mas evita a interferência da precipitação da umidade atmosférica e/ou chuva. O volume útil do sistema completo é de 43 L (0,043 m³). A Figura 1 apresenta o fluxograma do processo, bem como a imagem da unidade piloto de WCFSV.

Tabela 1 – Características dos materiais componentes do meio filtrante da WCFSV.

Camadas				
	Brita nº2	Biomídia (PZE 665)	Brita nº 1	Seixos de argila
Altura (cm)	10	32	8	10
Porosidade (%)	53	82	49	53
Volume útil (L)	4,9	6,0	4,3	4,9

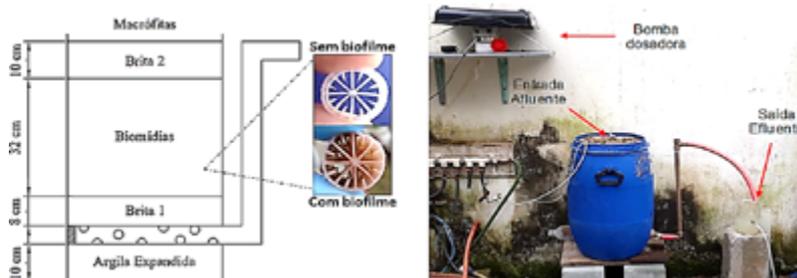


Figura 1 – Fluxograma e imagem da unidade piloto de WCFSV.

2.2 Águas residuais

A unidade piloto foi alimentada com esgoto doméstico real proveniente do Complexo Residencial da Universidade de São Paulo (CRUSP – Campus Butantã). Após tratamento preliminar (peneiramento, remoção de detritos e remoção

de óleos e gorduras), o esgoto foi injetado diretamente no sistema integrado usando uma bomba de diafragma de 12 V.

A Tabela 2 mostra a caracterização físico-química do esgoto utilizado neste estudo, bem como o número amostral empregado.

Tabela 2 – Caracterização do esgoto do Conjunto Residencial da USP – Campus Butantã.

Parâmetros	n	Valor
Demanda Química de Oxigênio – DQO _{total} (mgO ₂ /L)	31	495 ± 31
Demanda Química de Oxigênio – DQO _{solúvel} (mgO ₂ /L)	31	237 ± 64
Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO _{total} (mgO ₂ /L)	15	289 ± 42
Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO _{solúvel} (mgO ₂ /L)	15	160 ± 31
Nitrogênio Amoniacal – NH ₄ ⁺ -N (mgN/L)	24	49 ± 13
Nitrogênio Total Kjeldahl – NTK (mgN/L)	16	60 ± 7
Fósforo Total – P _{total} (mgP/L)	16	7.4 ± 1.0
Alcalinidade (mgCaCO ₃ /L)	16	182 ± 10
pH	16	6.9 ± 0.2
Sólidos em Suspensão Totais – SST (mg/L)	27	159 ± 38
Sólidos em Suspensão Fixos – SSF (mg/L)	27	22 ± 22
Sólidos em Suspensão Voláteis – SSV (mg/L)	27	137 ± 33

2.3 Procedimento experimental

A operação do sistema foi principalmente controlada pelo tempo de detenção hidráulica (TDH), que foi progressivamente reduzido durante o tratamento das águas residuais. Nos primeiros 94 dias de operação, fase I, o TDH foi de 3 dias; durante o período do 95^o ao 162^o dia, fase II, foi

reduzido para 2 dias, e nos últimos 35 dias, fase III, a operação foi conduzida com 1,5 dia.

O tratamento das águas residuais foi realizado de forma ininterrupta por 197 dias, compreendendo de 27 de agosto de 2019 a 10 de março de 2020.

Os parâmetros operacionais adotados neste estudo estão apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 – Parâmetros operacionais para as três fases experimentais.

Parâmetro	Unidades	Fase I	Fase II	Fase III
Duração	d	0 - 94	95 - 162	163 - 198
TDH	d	3	2	1.5
Vazão (Q)	m ³ /d	0,013 ± 0,001	0,022 ± 0,001	0,031 ± 0,006
COS ¹	gBOD/m ² .d	40,19 ± 5,65	53,04 ± 7,33	64,41 ± 0,51
CHS ²	m ³ /m ² .d	0,13 ± 0,01	0,22 ± 0,01	0,31 ± 0,06

¹Carga orgânica superficial

²Carga hidráulica superficial

Todo o experimento foi realizado no sudeste do Brasil, onde as médias de temperatura e precipitação para o período foram de 24 °C e 469 mm, respectivamente. O monitoramento diário das temperaturas do efluente indicou valores na faixa de $22,2 \pm 2,5$ °C.

2.4 Métodos Analíticos

A entrada e a saída do esgoto foram caracterizadas em variáveis físico-químicas, por meio de amostragem simples, de acordo com o preconizado no *Standard Methods* (APHA, 2017). As análises de monitoramento realizadas incluíram a demanda bioquímica de oxigênio ($DBO_{5,20}$), a demanda química de oxigênio (DQO), amônia (NH_4^+-N), nitrito ($NO_2^- -N$), nitrato ($NO_3^- -N$), o Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), o fósforo total (P_{total}), a alcalinidade, o pH e os sólidos suspensos (totais – SST, fixos – SSF e voláteis – SSV). Com exceção da análise de pH, que foi realizada diariamente, os demais parâmetros tiveram uma frequência analítica de duas análises por semana.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Comportamento do pH e da alcalinidade

Foram observados valores de pH constantes e semelhantes tanto para o afluente como para o efluente de $6,9 \pm 0,2$ e $7,0 \pm 0,2$, respectivamente, ao longo do experimento. Kadlec e Knight (1996) sugeriram que o pH do efluente em WCs poderia ser influenciado pelas características do meio filtrante, sendo que valores de pH ótimos variam de 6,7 a 7,8, pois tal faixa favorece tanto a atividade microbiana quanto o crescimento das plantas (Parde *et al.*, 2021).

A alcalinidade do efluente foi maior do que a do afluente ao longo de todo o período investigado. Esse comportamento foi associado à mineralização eficiente da matéria orgânica, que causou maior liberação de carbono inorgânico. A Figura 2 mostra o monitoramento da alcalinidade do afluente e do efluente durante os 197 dias de operação. O meio alcalino favorece o estabelecimento e o crescimento da vegetação. O aumento nos níveis de alcalinidade também é importante para manter níveis de pH ideais necessários para o tratamento terciário, subsequente, de nitrificação (para remoção de NH_4^+-N) (Tchobanoglous *et al.*, 2013).

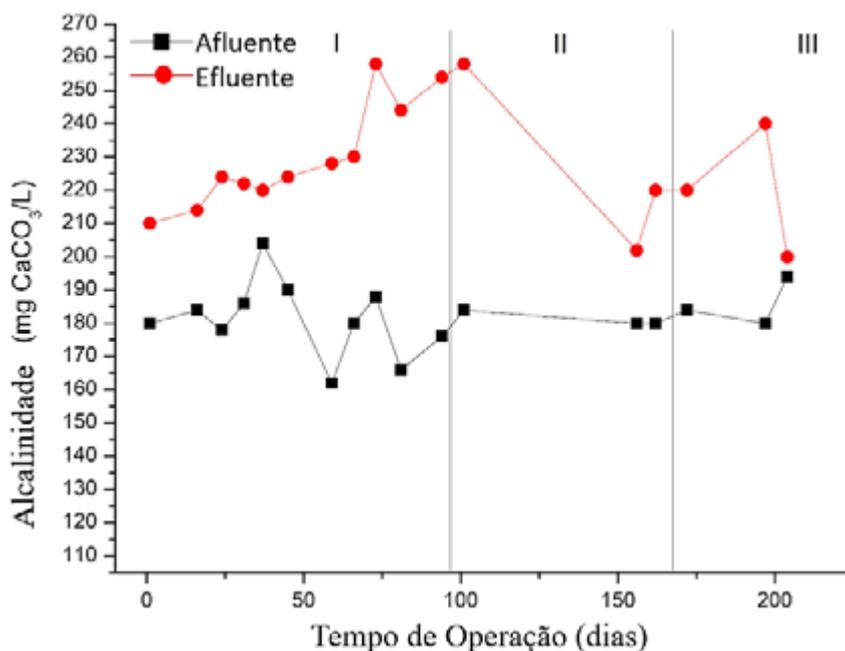


Figura 2 – Monitoramento da alcalinidade durante o tratamento de esgoto doméstico.

3.2 Retenção de sólidos

A Figura 3 apresenta os valores de SST no afluente e efluente ao longo do período experimental.

O valor de sólidos suspensos totais (SST) no afluente variou de acordo com o fluxo de esgoto, que dependia do TDH imposto em cada fase.

As médias de SST no influente foram de 140 ± 16 , 170 ± 13 e 164 ± 61 mg/L para as fases I, II e III, respectivamente. Os SST no efluente foram menos

sensíveis ao TDH imposto. As médias de SST no efluente foram de 19 ± 5 , 13 ± 5 e 14 ± 8 mg/L, para as fases I, II e III, respectivamente. Assim, o aumento na COS e CHS não reduziu a capacidade do sistema de reter sólidos.

Russel (2019) sugere que o efluente final com SST menor ou igual a 25 mg/L é classificado como de excelente qualidade. No geral, as eficiências de retenção de sólidos alcançadas neste estudo foram de 86%, 92% e 92% para as fases I, II e III.

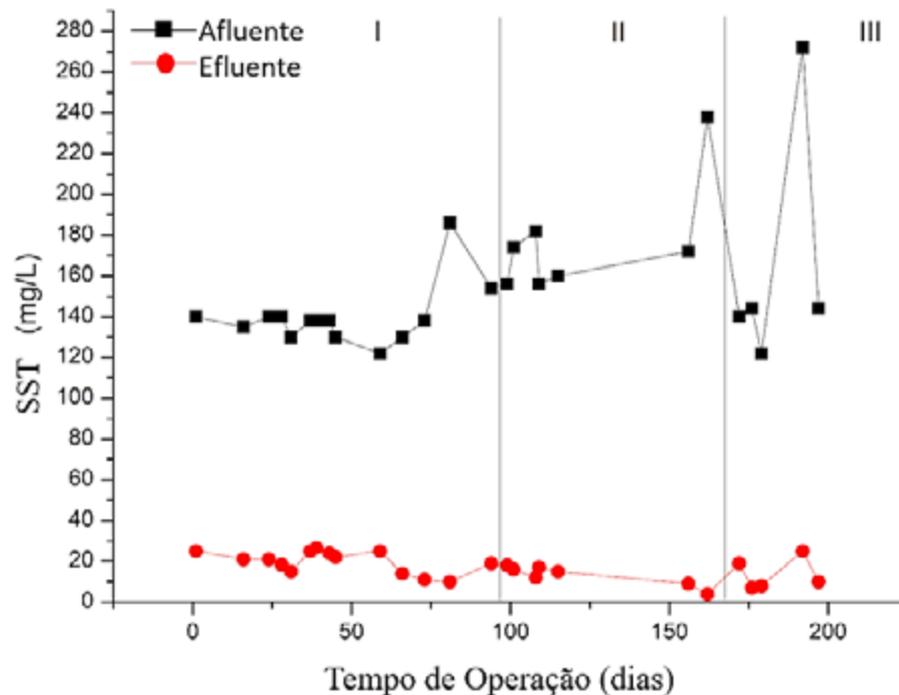


Figura 3 – Sólidos suspensos totais (SST) para afluentes e efluentes durante o tratamento de esgoto doméstico.

Ilyas e Masih (2017) reuniram diversos estudos que investigaram o tratamento de águas residuais por WCSF, os quais alcançaram eficiências de retenção de SST na faixa de 49 a 90%. Jou *et al.* (2008), ao estudar um sistema de WC utilizado para a recuperação de um riacho, alcançaram eficiência de remoção de SST entre 40 e 64%, sendo que o valor de SS no efluente variou de 25 a 49 mg/L. Matos *et al.* (2017), ao estudar um WC de fluxo subsuperficial horizontal que recebia efluente

pré-tratado em um reator anaeróbico de manta de lodo de fluxo ascendente (UASB), alcançaram uma eficiência de remoção de SST de 82%. Boutilier *et al.* (2010), ao estudar dois WCs de fluxo subsuperficial que tratavam esgoto, alcançaram uma eficiência de remoção de SST de cerca de 78%.

Assim, os resultados de SST obtidos neste estudo foram significativos e notáveis. A alta retenção de sólidos é um parâmetro importante para

classificar o tratamento de águas residuais como eficiente, especialmente se o efluente final for lançado em corpos d'água, evitando processos de assoreamento e prevenindo a siltagem da água, além de reduzir a interferência nos ecossistemas existentes (Zamora *et al.*, 2019).

Embora altas retenções de SST tenham sido alcançadas pelo sistema, não foi observada colmatagem em nenhuma das fases operacionais. A alta porosidade da biomídia (82%) favoreceu um aumento no número de vazios e, conseqüentemente, a melhora na percolação do fluido pelo reator.

Deve-se ressaltar que, ao longo do experimento, as manutenções pertinentes a presença de macrófitas na unidade piloto, como poda e retirada de folhas mortas, foi conduzida diariamente, a fim de evitar qualquer problema no fluxo de esgoto no leito filtrante.

Esses resultados demonstram mais uma vez o alto potencial dessa tecnologia para o tratamento de esgoto doméstico.

3.3 Remoção de matéria orgânica

A remoção de matéria orgânica foi avaliada em termos de redução de $DBO_{5,20}$ e DQO. A Figura 4 mostra o comportamento dos níveis de DQO (A) e $DBO_{5,20}$ (B) no afluente e no efluente durante a operação do sistema.

Os valores máximos de DQO e $DBO_{5,20}$ totais no afluente, considerando todas as fases operacionais, foram de 640 e 350 mg O_2/L , respectivamente; enquanto os valores mínimos foram de 250 e 220 mg O_2/L .

Após 73 dias de operação, houve uma estabilidade relativa na remoção de matéria orgânica (DQO e $DBO_{5,20}$). As eficiências de remoção de $DBO_{5,20}$ total (solúvel e particulado) foram de 73, 90 e 82% para as fases I, II e III, respectivamente, enquanto as eficiências de remoção de DQO total

(solúvel e particulado) foram de 71, 89 e 84% para as mesmas fases.

Boutilier *et al.* (2010), ao estudar dois WCs de fluxo subsuperficial tratando águas residuais municipais, alcançaram uma eficiência de remoção de $DBO_{5,20}$ de cerca de 69%. Os autores adotaram um TDH de 25 dias, enquanto os adotados neste estudo variaram de 3 a 1,5 dias.

Khalifa *et al.* (2020) também avaliaram meio filtrante não convencional (plástico, borracha e espuma de poliestireno) em um WC de fluxo subsuperficial horizontal. Os autores alcançaram eficiências elevadas de remoção de $DBO_{5,20}$ e DQO, ambas de 88%.

Um WC de fluxo subsuperficial vertical em escala real que tratava águas residuais municipais de Pequim alcançou remoção de $DBO_{5,20}$ e DQO de $87,25 \pm 2,45$ e $81,76 \pm 3,15\%$, respectivamente (Fan *et al.*, 2021).

Chyan *et al.* (2013) alcançaram remoção de $DBO_{5,20}$ de $91,80 \pm 6,43\%$ usando um WC preenchido com fragmentos de pneus de borracha. No entanto, os autores adotaram CHS de $0,09 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ e COS de $9,86 \text{ g DBO}/\text{m}^2.\text{d}$, ambos muito inferiores aos usados neste estudo (Tabela 3).

Parde *et al.* (2020) reuniram diversos estudos que investigaram o tratamento de águas residuais por WCs, que alcançaram remoção de $DBO_{5,20}$ e DQO na faixa de 80 a 91% e 60 a 85%, respectivamente. No entanto, os melhores resultados foram alcançados com baixas COS e CHS.

A remoção de matéria orgânica obtida neste trabalho é equivalente aos melhores resultados obtidos por outros trabalhos recentes que utilizaram WCs de fluxo subsuperficial para o tratamento de águas residuais. Vale ressaltar que as taxas de COS utilizadas neste estudo são relativamente mais altas do que as indicadas na literatura, o que torna os resultados de remoção de matéria orgânica mais relevantes e promissores.

O alto desempenho obtido pelo sistema de tratamento inovador proposto, quando comparado com sistemas de *wetlands* construídas com enchimento tradicional, sugere fortemente que a presença da camada de biomídia

na composição do meio filtrante contribuiu positivamente para o desempenho da unidade piloto, provavelmente fornecendo uma área superficial ampla para o desenvolvimento de biofilmes.

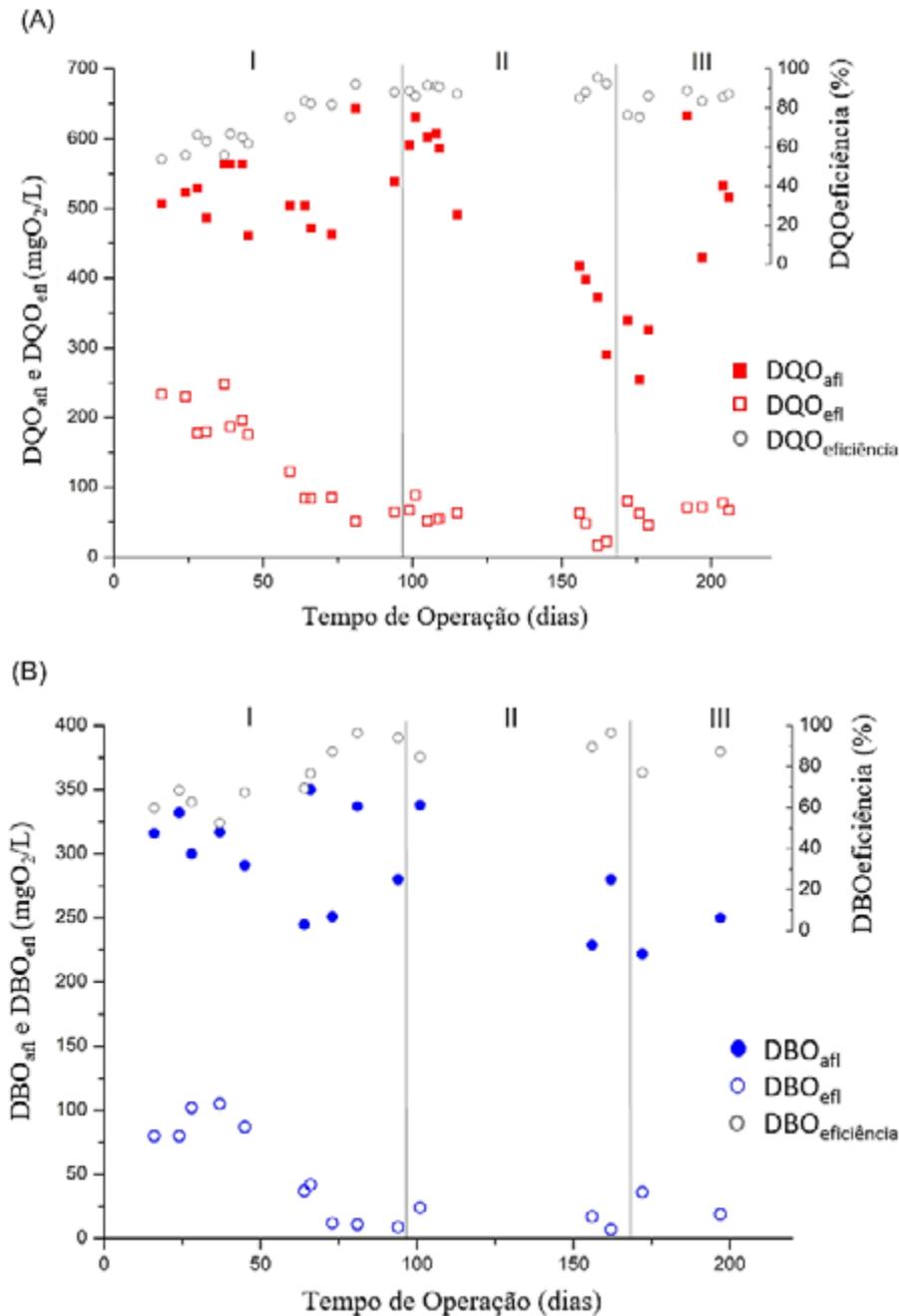


Figura 4 – Demanda química de oxigênio (DQO) (A) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO_{5,20}) (B) para afluentes e efluentes durante o tratamento de esgoto doméstico.

3.4 Remoção de nutrientes

Ao contrário dos excelentes resultados de retenção de sólidos e remoção de matéria orgânica, a redução de compostos de nitrogênio não foi tão expres-

siva no sistema de tratamento proposto por este trabalho. A Figura 5 mostra os resultados do monitoramento do nitrogênio no afluente (NTK e $\text{NH}_4^+\text{-N}$) e no efluente (NTK, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ e $\text{NO}_3^-\text{-N}$).

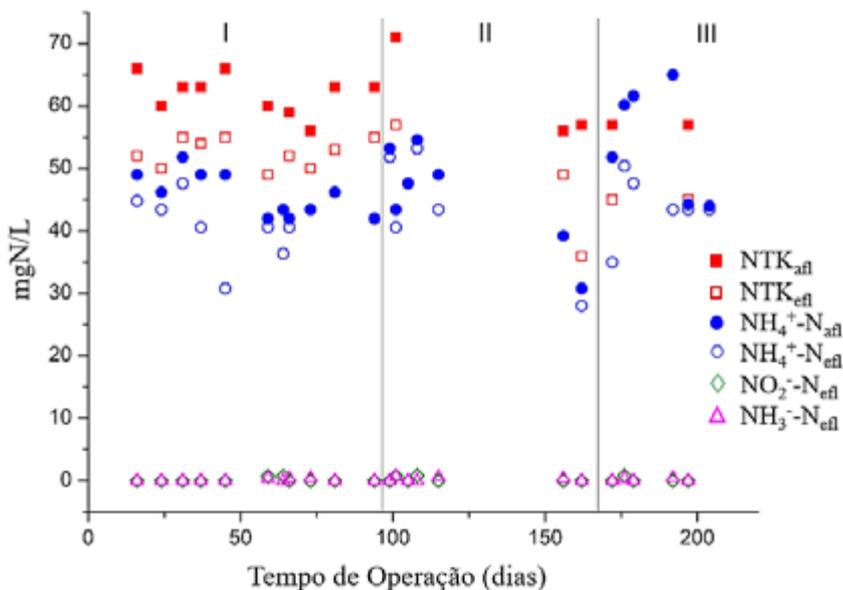


Figura 5 – Monitoramento de compostos nitrogenados para afluentes e efluentes durante o tratamento de esgoto doméstico.

A remoção global de NTK e $\text{NH}_4^+\text{-N}$ foi de 18% e 10%, respectivamente. As altas concentrações de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ no efluente e os baixos níveis de $\text{NO}_2^-\text{-N}$ e $\text{NO}_3^-\text{-N}$ indicam que o processo de nitrificação não foi expressivo, o que é reforçado pelo aumento da alcalinidade no efluente; assim, a remoção de nitrogênio pode ser atribuída muito mais à absorção pelas plantas (Treese; Childers; Sanchez, 2020).

Esses resultados modestos estão associados à configuração do sistema de WC proposto neste estudo, uma vez que, nesse modelo, a transferência de oxigênio para o meio filtrante é limitada, prejudicando os processos de nitrificação (Vymazal, 2007).

Vymazal e Kröpfelová (2009) avaliaram os dados de monitoramento de vários WCs que tratavam

águas residuais municipais. Os autores verificaram uma remoção média de NTK de 41,7% para uma CHS média de $0,045 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$, enquanto a adotada neste estudo variou de 0,13 a 0,31 (Tabela 3). Para $\text{NH}_4^+\text{-N}$, a remoção média foi de 30,4%.

Yanting Wang *et al.* (2020), ao estudar um WC de fluxo subsuperficial horizontal que tratava água de lago natural poluída, alcançaram uma remoção média de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ de 36,7%. Xiao *et al.* (2020) avaliaram um WC de fluxo vertical que tratava águas residuais sintéticas. O reator foi preenchido com camadas de cascalho grosso, cascalho fino, areia e fibra de basalto. Os autores alcançaram uma alta remoção de nitrogênio total, de cerca de $75,78 \pm 3,12\%$, mas para valores altos de TDH em torno de 72h. Neste estudo, o TDH atingiu valores restritivos de cerca de 36 h (1,5 dias).

Rouso *et al.* (2019) avaliaram a remoção de nitrogênio em um sistema híbrido composto por WCs de fluxo subsuperficial vertical e horizontal sequenciais no sul do Brasil; os autores alcançaram uma remoção média de nitrogênio total de $69 \pm 13\%$. No entanto, a COS adotada foi de $0,063 \pm 0,013 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$, muito inferior à usada neste estudo ($0,13$ a $0,31 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$). Isso corrobora que as condições operacionais (alta COS e CHS) deste estudo foram as maiores limitações para a remoção de nitrogênio.

Estudos recentes têm proposto aeração artificial para melhorar a remoção de NH_4^+-N (X. Lai *et al.*, 2020; Lu *et al.*, 2020), evidenciando excelentes perspectivas futuras sobre técnicas de aumento de oxigênio. Os autores indicaram uma taxa expressiva de nitrificação mesmo para COS e CHS elevados.

No entanto, o objetivo deste estudo foi propor uma WC inovadora preenchida com biomídia para o tratamento de esgoto doméstico, adotando um

TDH restritivo. A remoção de matéria orgânica e a retenção de sólidos suspensos, mesmo para COS e CHS elevados, demonstraram a possibilidade de reduzir a área em comparação com os WCs convencionais. Assim, a seleção de tecnologias de pós-tratamento deve ser avaliada cuidadosamente, pois existem muitas alternativas.

A Figura 6 mostra os resultados do monitoramento de fósforo total no afluente e no efluente, sendo que no afluente os resultados variaram de 6 a 9 mg P/L, e no efluente as concentrações médias foram de $5,6 \pm 0,5$, $5,0 \pm 0,8$ e $4,9 \pm 0,1$, para as fases I, II e III, respectivamente. As eficiências de remoção de fósforo total foram de 23, 33 e 34%, para as mesmas fases.

De acordo com a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (National Risk Management Research Laboratory..., 2000), os sistemas de WC têm remoção limitada de fósforo devido ao comportamento sazonal de assimilação das plantas e a sua baixa capacidade de sorção.

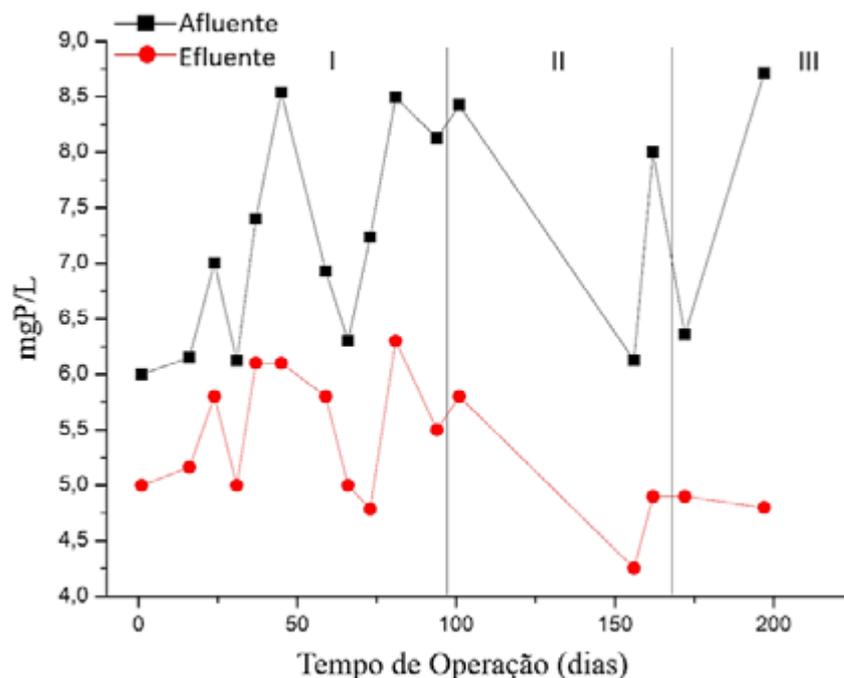


Figura 6 – Monitoramento de fósforo total para afluentes e efluentes durante o tratamento de esgoto doméstico.

Boutilier *et al.* (2010), ao utilizar duas WCs de fluxo subsuperficial no tratamento de águas residuais municipais, alcançaram uma eficiência de remoção de fósforo total de cerca de 39%. No entanto, os autores adotaram um TDH de 25 dias, enquanto os adotados neste estudo variaram de 3 a 1,5 dias. Wood *et al.* (2008) avaliaram a remoção de fósforo em longo prazo por um WC que tratava águas residuais de laticínios, alcançando eficiências de remoção de 53,7%. No entanto, também adotaram TDH elevado e COS baixa.

García-Ávila *et al.* (2019) avaliaram diferentes espécies de plantas (*Phragmites australis* e *Cyperus papyrus*) em dois WCs de fluxo subsuperficial vertical que tratavam águas residuais municipais. A eficiência de remoção de fósforo total foi semelhante para ambos os WCs, sendo de aproximadamente 50%.

Assim, os resultados obtidos neste estudo foram satisfatórios, no contexto da tecnologia empregada. Ajustes operacionais podem promover melhores resultados, como o proposto por Chaves *et al.* (2019) ao avaliar uma WC parcialmente preenchida com lodo de uma estação de tratamento de

água, alcançando uma eficiência máxima de 95%. Portanto, tecnologias alternativas como essas podem ser usadas como pós-tratamento do WC inovador proposto neste estudo.

3.5 Crescimento das plantas

Durante os 197 dias de tratamento de esgoto doméstico, as plantas apresentaram um desenvolvimento saudável, sugerindo boa adaptação das espécies *Cyperus giganteus*, *Canna x. generalis* e *Zingiber officinale* ao sistema inovador proposto, uma vez que inspeções regulares não indicaram anomalias no tecido das plantas. Esses resultados ratificam que as condições climáticas, a incidência solar e o TDH aplicados neste estudo ofereceram energia, carga hídrica e disponibilidade de nutrientes suficientes para a completa estabilidade do WC.

A Figura 7 mostra o desenvolvimento da vegetação em diferentes momentos da operação do sistema de tratamento. A Figura 7 também destaca que a planta ornamental *Canna x. genera* exibiu flores amarelas vistosas e brilhantes por volta do 160º dia de operação do sistema.

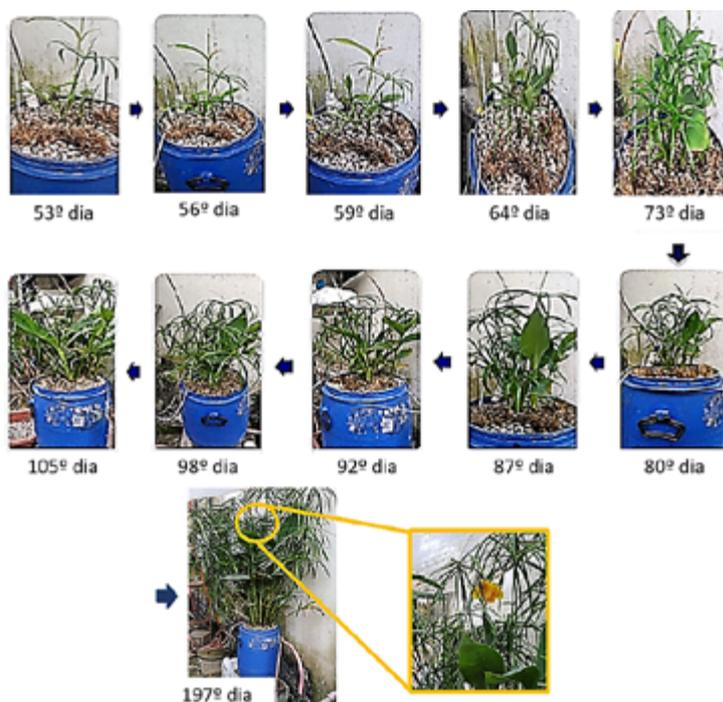


Figura 7 – Crescimento das plantas durante a operação do sistema de tratamento integrado.

4 CONCLUSÃO

Com base nos resultados obtidos no experimento, pode-se concluir que:

- O inovador modelo de WC de fluxo subsuperficial vertical preenchido com biomídia mostrou ser uma biotecnologia promissora para o tratamento de esgoto doméstico;
- O sistema alcançou excelente desempenho na remoção de sólidos suspensos totais e matéria orgânica, mesmo com COS e CHS elevados;
- Após aclimação da biomassa, o TDH de 2 dias foi a melhor condição operacional para o tratamento de esgoto, em termos de resposta na remoção de matéria orgânica;
- As eficiências de remoção DBO foram de 73%, 90% e 82% para as fases I (TDH de 3 dias), II (TDH de 2 dias) e III (TDH de 1,5 dia), respectivamente; enquanto que para DQO obteve-se 71%, 89% e 84% para as mesmas fases, e, para SST, 90%, 89% e 92% de eficiência;
- No que se refere à remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo), não se obtiveram resultados satisfatórios;
- Não foram observados indícios de colmatção do meio filtrante durante os 197 dias de operação do sistema;
- Assim, o sistema inovador proposto surge como uma alternativa promissora para o tratamento de esgoto municipal, especialmente para sistemas descentralizados.

5 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Campos, F; **Metodologia:** Campos, F, Augusto, MR, Campos, FP, Catino, R, Bueno, RF; **Investigação:** Campos, F, Augusto, MR, Campos, FP, Catino, R, Bueno, RF, Liduino, VS; **Redação:** Campos, F, Augusto, MR; **Revisão & Edição:** Campos, F; **Supervisão:** Campos, F.

6 REFERÊNCIAS

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

AVELLÁN, T.; GREMILLION, P. Constructed wetlands for resource recovery in developing countries. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, [s. l.], v. 99, p. 42-57, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.09.024>

BLANCO, I.; MOLLE, P.; MIERA, L. E. S.; ANSOLA, G. Basic oxygen furnace steel slag aggregates for phosphorus treatment. Evaluation of its potential use as a substrate in constructed wetlands. **Water Research**, Alexandria, v. 89, p. 355-365, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.11.064>

BOUTILIER, L.; JAMIESON, R.; GORDON, R.; LAKE, C.; HART, W. Performance of surface-flow domestic wastewater treatment wetlands. **Wetlands**, [s. l.], v. 30, p. 795-804, 2010. <https://doi.org/10.1007/s13157-010-0067-1>

BRIONES, A.; RASKIN, L. Diversity and dynamics of microbial communities in engineered environments and their implications for process stability. **Current Opinion in Biotechnology**, [s. l.], v. 14, n. 3, p. 270-276, 2013. [https://doi.org/10.1016/S0958-1669\(03\)00065-X](https://doi.org/10.1016/S0958-1669(03)00065-X)

CAO, W.; WANG, Y.; SUN, L.; JIANG, J.; ZHANG, Y. Removal of nitrogenous compounds from polluted river water by floating constructed wetlands using rice straw and ceramsite as substrates under low temperature conditions. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 88, p. 77-81, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.12.019>

CHANG, J. J.; WU, S. Q.; DAI, Y. R.; LIANG, W.; WU, Z. B. Treatment performance of integrated vertical-flow constructed wetland plots for domestic wastewater. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 44, p. 152-159, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.03.019>

CHAVES, V. T.; MORITA, D. M.; CHAO, I. R. S.; CONTRERA, R. C. Phosphorus recovery from sewage with a sustainable and low-cost treatment system. **Water Science & Technology**, London, v. 80, n. 5, p. 846-854, 2019. <https://doi.org/10.2166/wst.2019.332>

CHENG, G.; LI, Q.; SU, Z.; SHENG, S.; FU, J. Preparation, optimization, and application of sustainable ceramsite substrate from coal fly ash/waterworks sludge/oyster shell for phosphorus immobilization in constructed wetlands. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 175, p. 572-581, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.12.102>

CHYAN, J. M.; SENORO, D. B.; LIN, C. J.; CHEN, P. J.; CHEN, I. M. A novel biofilm carrier for pollutant removal in a constructed wetland based on waste rubber tire chips. **International Biodeterioration & Biodegradation**, [s. l.], v. 85, p. 638-645, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ibiod.2013.04.010>

DAI, H.; HU, F. Phosphorus adsorption capacity evaluation for the substrates used in constructed wetland systems: a comparative study. **Polish Journal of Environmental Studies**, [s. l.], v. 26, n. 3, p. 1003-1010, 2017. <https://doi.org/10.15244/pjoes/66708>

- DALLAS, S.; HO, G. Subsurface flow reedbeds using alternative media for the treatment of domestic greywater in Monteverde, Costa Rica, Central America. **Water Science & Technology**, London, v. 51, n. 10, p. 119-128, 2005. <https://doi.org/10.2166/wst.2005.0358>
- FAN, Y.; XUDONG, W.; SHAO, L.; HAN, M.; CHEN, B.; MENG, J.; WANG, P.; CHEN, G. Can constructed wetlands be more land efficient than centralized wastewater treatment systems? A case study based on direct and indirect land use. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 770, 144841, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144841>
- FRANKENBACH, R. I.; MEYER, J. S. Nitrogen removal in a surface-flow wastewater treatment wetland. **Wetlands**, [s. l.], v. 19, p. 403-412, 1999. <https://doi.org/10.1007/BF03161772>
- GARCÍA-ÁVILA, F.; PATIÑO-CHÁVEZ, J.; ZHINIÑ-CHIMBO, F.; DONOSO-MOSCOSO, S.; FLORES DEL PINO, L.; AVILÉS-AÑAZCO, A. Performance of Phragmites Australis and Cyperus Papyrus in the treatment of municipal wastewater by vertical flow subsurface constructed wetlands. **International Soil and Water Conservation Research**, [s. l.], v. 7, n. 3, p. 286-296, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2019.04.001>
- HAROUYIA, N.; RUE, S. M.; PROST-BOUCLE, S.; LIENAR, A.; ESSER, D.; MOLLE, P. Phosphorus removal by apatite in horizontal flow constructed wetlands for small communities: pilot and full-scale evidence. **Water Science & Technology**, London, v. 63, n. 8, p. 1629-1637, 2011. <https://doi.org/10.2166/wst.2011.250>
- ILYAS, H.; MASIH, I. The performance of the intensified constructed wetlands for organic matter and nitrogen removal: a review. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 198, p. 372-383, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.04.098>
- IWA SPECIALIST GROUP ON USE OF MACROPHYTES IN WATER POLLUTION CONTROL. **Constructed wetlands for pollution control: processes, performance, design and operation**. London: IWA, 2000.
- JIN, Z.; XIE, X.; ZHOU, J.; BEI, K.; ZHANG, Y.; HUANG, X.; ZHAO, M.; KONG, H.; ZHENG, X. Blackwater treatment using vertical greening: efficiency and microbial community structure. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 249, p. 175-181, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.176>
- JOU, C. J.; CHEN, S. W.; KAO, C. M.; LEE, C. L. Assessing the efficiency of a constructed wetland using a firstorder biokinetic model. **Wetlands**, [s. l.], v. 28, p. 215-219, 2008. <https://doi.org/10.1672/07-60.1>
- KADLEC, R. H.; KNIGHT, R. L. **Treatment Wetlands**. Boca Raton: Lewis, 1996.
- KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. **Treatment Wetlands**. 2. ed. Boca Raton: Taylor & Francis, 2009.
- KHALIFA, M. E.; EL-REASH, Y. G. A.; AHMED, M. I.; RIZK, F. W. Effect of media variation on the removal efficiency of pollutants from domestic wastewater in constructed wetland systems. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 143, 105668, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.105668>
- LAI, C.; SUN, Y.; GUO, Y.; CAI, Q.; YANG, P. A novel integrated bio-reactor of moving bed and constructed wetland (MBCW) for domestic wastewater treatment and its microbial community diversity. **Environmental Technology**, [s. l.], v. 42, n. 17, p. 2653-2668, 2020. <https://doi.org/10.1080/09593330.2019.1709904>
- LAI, X.; ZHAO, Y.; PAN, F.; YANG, B.; WANG, H.; WANG, S.; HE, F. Enhanced optimal removal of nitrogen and organics from intermittently aerated vertical flow constructed wetlands: relative COD/N ratios and microbial responses. **Chemosphere**, [s. l.], v. 244, 125556, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125556>
- LIDUINO, V. S.; CRAVO-LAUREAU, C.; NOEL, C.; CARBON, A.; DURAN, R.; LUTTERBACH, M. T.; SERVULO, E. F. C. Comparison of flow regimes on biocorrosion of steel pipe weldments: community composition and diversity of biofilms. **International Biodeterioration & Biodegradation**, [s. l.], v. 143, 104717, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2019.104717>
- LU, J.; GUO, Z.; KANG, Y.; FAN, J.; ZHANG, J. Recent advances in the enhanced nitrogen removal by oxygen-increasing technology in constructed wetlands. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, Amsterdam, v. 205, 111330, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111330>
- MACHADO, A. I.; BERETTA, M.; FRAGOSO, R.; DUARTE, E. Overview of the state of the art of constructed wetlands for decentralized wastewater management in Brazil. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 187, p. 560-570, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.11.015>
- MASSOUD, M. A.; TARHINI, A.; NASR, J. A. Decentralized approaches to wastewater treatment and management: applicability in developing countries. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 90, n. 1, p. 652-659, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.07.001>
- MATEUS, D. M. R.; VAZ, M. M. N.; PINHO, H. J. O. Fragmented limestone wastes as a constructed wetland substrate for phosphorus removal. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 41, p. 65-69, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.01.014>
- MATOS, M. P.; VON SPERLING, M.; MATOS, A. T.; MIRANDA, S. T.; SOUZA, T. D.; COSTA, L. M. Key factors in the clogging process of horizontal subsurface flow constructed wetlands receiving anaerobically treated sewage. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 106-Part A, p. 588-596, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.06.013>
- MIRANDA, S. T.; MATOS, A. T.; MATOS, M. P.; SARAIVA, C. B.; TEIXEIRA, D. L. Influence of the substrate type and

- position of plant species on clogging and the hydrodynamics of constructed wetland systems. **Journal of Water Process Engineering**, [s. l.], v. 31, 100871, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.100871>
- NATIONAL RISK MANAGEMENT RESEARCH LABORATORY OFFICE OF RESEARCH AND DEVELOPMENT, U.S. Environmental Protection Agency. **Manual: constructed wetlands treatment of municipal wastewaters**, Cincinnati: EPA, 2000.
- NAWAB, B.; ESSER, K. B.; JENSSEN, P. D.; NYBORG, I. L. P.; BAIG, S. A. Technical viability of constructed wetland for treatment of dye wastewater in Gadoon Industrial Estate, Khyber Pakhtunkhwa, Pakistan. **Wetlands**, [s. l.], v. 38, p. 1097-1105, 2018. <https://doi.org/10.1007/s13157-016-0824-x>
- ØDEGAARD, H.; GISVOLD, B.; STRICKLAND, J. The influence of carrier size and shape in the moving bed biofilm process. **Water Science & Technology**, London, v. 41, n. 4-5, p. 383-391, 2000. <https://doi.org/10.2166/wst.2000.0470>
- PARDE, D.; PATWA, A.; SHUKLA, A.; VIJAY, R.; KILLEDAR, D. J.; KUMAR, R. A review of constructed wetland on type, treatment and technology of wastewater. **Environmental Technology & Innovation**, [s. l.], v. 21, 101261, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101261>
- ROUSSO, B. Z.; PELISSARI, C.; SANTOS, M. O.; SEZERINO, P. H. Hybrid constructed wetlands system with intermittent feeding applied for urban wastewater treatment in South Brazil. **Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development**, London, v. 9, n. 3, p. 559-570, 2019. <https://doi.org/10.2166/washdev.2019.010>
- RUSSEL, D. L. **Practical wastewater treatment**. Hoboken: Wiley, 2019. <https://doi.org/10.1002/9781119527114.fmatter>
- RUSTEN, B.; HELLSTRÖM, B. G.; HELLSTRÖM, F.; SEHESTED, O.; SKJELFOSS, E.; SVENDSEN, B. Pilot testing and preliminary design of moving bed biofilm reactors for nitrogen removal at the FREVAR wastewater treatment plant. **Water Science & Technology**, London, v. 41, n. 4-5, p. 13-20, 2000. <https://doi.org/10.2166/wst.2000.0419>
- SAEED, T.; SUN, G. A lab-scale study of constructed wetlands with sugarcane bagasse and sand media for the treatment of textile wastewater. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 128, p. 438-447, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.10.052>
- STEFANAKIS, A. I.; TSIHRINTZIS, V. A. Use of zeolite and bauxite as filter media treating the effluent of Vertical Flow Constructed Wetlands. **Microporous and Mesoporous Materials**, Amsterdam, v. 155, p. 106-116, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.micromeso.2012.01.022>
- TANG, S.; LIAO, Y.; XU, Y.; DANG, Z.; ZHU, X.; JI, G. Microbial coupling mechanisms of nitrogen removal in constructed wetlands: a review. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 314, 123759, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123759>
- TANNER, C. C. Plants for constructed wetland treatment systems – A comparison of the growth and nutrient uptake of eight emergent species. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 7, n. 1, p. 59-83, 1996. [https://doi.org/10.1016/0925-8574\(95\)00066-6](https://doi.org/10.1016/0925-8574(95)00066-6)
- TCHOBANOGLOUS, G.; STENSEL, H. D.; TSUCHIHASHI, R.; BURTON, F. L. **Wastewater engineering: treatment and resource recovery**. 5. ed. New York: McGraw Hill, 2013.
- TREESE, S.; CHILDERS, D. L.; SANCHEZ, C. A. Long-term trends in nitrogen removal by an aridland constructed treatment wetland. **Wetlands**, [s. l.], v. 40, p. 2071-2083, 2020. <https://doi.org/10.1007/s13157-020-01376-4>
- VYMAZAL, J.; KRÖPFLOVÁ, L. Removal of nitrogen in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: a review. **Wetlands**, [s. l.], v. 29, p. 1114-1124, 2009. <https://doi.org/10.1672/08-216.1>
- VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 380, n. 1-3, p. 48-65, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.09.014>
- WANG, W.; ZHAO, Y.; JIANG, G.; WANG, Y. The nutrient removal ability and microbial communities in a pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetland fed by slightly polluted lake water. **Wetlands**, [s. l.], v. 40, p. 2085-2096, 2020. <https://doi.org/10.1007/s13157-020-01327-z>
- WANG, Y.; CAI, Z.; SHENG, S.; PAN, F.; CHEN, F.; FU, J. Comprehensive evaluation of substrate materials for contaminants removal in constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 701, 134736, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134736>
- WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Biofilm Reactors: WEF manual of practice n. 35**. Alexandria: WEF Press; New York: McGraw Hill, 2011.
- WHITE, S. A.; TAYLOR, M. D.; ALBANO, J. P.; WHITWELL, T.; KLAINE, S. J. Phosphorus retention in lab and field-scale subsurface-flow wetlands treating plant nursery runoff. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 37, n. 12, p. 1968-1976, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.08.009>
- WOOD, J. D.; GORDON, R.; MADANI, A.; STRATTON, G. W. A long term assessment of phosphorus treatment by a constructed wetland receiving dairy wastewater. **Wetlands**, [s. l.], v. 28, p. 715-723, 2008. <https://doi.org/10.1672/07-163.1>
- WU, H.; ZHANG, J.; NGO, H. H.; GUO, W.; HU, Z.; LIANG, S.; FAN, J.; LIU, H. A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: design and operation. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 175, p. 594-601. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.10.068>

XIAO, J.; HUANG, J.; HUANG, M.; CHEN, M.; WANG, M. Application of basalt fiber in vertical flow constructed wetland for different pollution loads wastewater: performance, substrate enzyme activity and microorganism community. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 318, 124229, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.124229>

YANG, Y.; ZHAO, Y.; LIU, R.; MORGAN, D. Global development of various emerged substrates utilized in constructed wetlands. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 261, p. 441-452, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.03.085>

ZAMORA, S.; MARÍN-MUÑÍZ, J. L.; Nakase-Rodríguez, C.; Fernández-Lambert, G.; Sandoval, L. Wastewater treatment by constructed wetland eco-technology: influence of mineral and plastic materials as filter media and tropical ornamental plants. **Water**, Basel, v. 11, n. 11, 2344, 2019. <https://doi.org/10.3390/w11112344>

ZHU, W. L.; CUI, L. H.; OUYANG, Y.; LONG, C. F.; TANG, X. D. Kinetic adsorption of ammonium nitrogen by substrate materials for constructed wetlands. **Pedosphere**, [s. l.], v. 21, n. 4, p. 454-463, 2011. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(11\)60147-1](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(11)60147-1)

A influência da compactação do solo e de revestimentos asfálticos na detecção vibroacústica de vazamentos de água em redes de distribuição subterrâneas

The influence of soil compaction and asphalt coatings on the vibroacoustic detection of water leaks in underground distribution networks

- **Data de entrada:**
29/08/2023
- **Data de aprovação:**
05/12/2023

Gabriel Rodrigues Pupin¹ | Matheus Silva Proença^{1*} | Amarildo Tabone Paschoalini¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.62>

ORCID ID

Pupin GR  <https://orcid.org/0009-0007-6260-5960>

Proença MS  <https://orcid.org/0000-0002-3110-5097>

Paschoalini AT  <https://orcid.org/0000-0003-1887-2678>

Resumo

Em vários países, companhias de abastecimento de água ainda enfrentam índices de perda preocupantes. Em vista disso, diversas técnicas de detecção e localização de vazamentos vêm sendo desenvolvidas e aprimoradas, e, entre elas, os métodos vibroacústicos ganham grande destaque. Nesse contexto, esta pesquisa visa contribuir para o avanço destes métodos, investigando a influência da compactação de solos arenosos e coesivos e de camadas de revestimento dos tipos brita graduada simples (BGS) e pré-misturado a frio (PMF) sobre as características espectrais do sinal vibroacústico de um vazamento de água que se propaga até a superfície. Através de análises numéricas, foram investigados os efeitos existentes e calculadas, em uma vasta gama de cenários, bandas de frequências promissoras para a etapa de monitoramento. Observou-se que, dependendo do tipo de solo e o estado de compactação praticado, o limite superior destes intervalos pode variar de 200 Hz até 1.600 Hz.

Palavras-chave: Detecção de vazamentos de água. Compactação do solo. Sinal vibroacústico. Redes de distribuição subterrâneas.

Abstract

In several countries, water supply companies still face worrying loss rates. Given this, many techniques for detecting and locating leaks have been constantly developed and improved, and, among them, the vibroacoustic methods have gained high prominence. In this context, this research aims to contribute to the advancement of these methods, investigating the influence of the compaction of sand and cohesive soils and of coating layers of the graded crushed stone (GCS) and cold mix asphalt (CMA) types on the spectral characteristics of the vibroacoustic signal of water leakage that propagates to the surface. With numerical analyses, the existing effects were investigated, and the promising frequency bands for the monitoring step were calculated for a wide range of scenarios. It was observed that, depending on the type of soil and the state of compaction practiced, the upper limit of these intervals can vary from 200 Hz to 1,600 Hz.

Keywords: Water leak detection. Soil compaction. Vibroacoustic signal. Underground distribution networks.

¹ Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (UNESP/FEIS) – Ilha Solteira – São Paulo – Brasil.

* **Autor correspondente:** matheus.proenca@unesp.br

1 INTRODUÇÃO

A água é um recurso natural de extrema importância para o desenvolvimento global. Sem ela, a manutenção e o progresso das áreas ambientais, sociais e econômicas se tornam impraticáveis. Apesar de as perdas serem inerentes a qualquer sistema de abastecimento, em alguns países os índices ainda são preocupantes e refletem uma exploração demasiada do recurso. No Brasil, por exemplo, as perdas médias atuais de água tratada chegam a, aproximadamente, 40%, e grande parte disso se deve aos vazamentos reais nas redes de distribuição, de acordo com o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS, 2022).

A fim de mitigá-las, diversas técnicas de detecção e localização de vazamentos vêm sendo desenvolvidas e aperfeiçoadas neste cenário, e, entre elas, os métodos vibroacústicos se destacam (Fuchs; Riehle, 1991). Estes métodos, postos em prática com a instrumentação correta, detectam o sinal vibroacústico emitido pelo próprio vazamento, que se propaga do subsolo até a superfície do maciço ou em pontos de acesso direto à tubulação, como hidrantes e válvulas.

Dessa maneira, a abordagem do problema pode ser realizada por várias perspectivas, como por meio da análise de transientes hidráulicos, com sensores de pressão conectados na rede (Gamboa-Medina; Reis; Guido, 2014); averiguando-se a vibração da própria tubulação (Scussel *et al.*, 2021) com hastes de escuta e correlacionadores de sinais; ou, ainda, examinando-se a superfície do maciço (Proença; Paschoalini; Obata, 2023) por meio de geofones ou acelerômetros. A norma técnica NBR 15183, da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 2020c), detalha o uso de algumas dessas principais técnicas.

No entanto, este trabalho apresenta contribuições para as técnicas indiretas, que fazem o sensoria-mento na superfície do solo, acima da tubulação. Diversos fatores, como a profundidade da rede e

seu material constitutivo, o meio de propagação do sinal – o tipo de solo e os revestimentos existentes – e a compactação executada durante o reaterro das valas, afetam a captação deste sinal na superfície e, por consequência, a eficiência desses métodos.

Tendo isso em vista, este estudo visou analisar numericamente os efeitos da compactação dos solos e da camada de base – tipo base granular simples (BGS) – e do revestimento – tipo pré-misturado a frio (PMF) – sobre o sinal vibroacústico que é emitido pelo vazamento subterrâneo. Todos os materiais foram simulados numericamente através do modelo reológico de Kelvin-Voigt. O destaque do trabalho é a apresentação das bandas de frequências promissoras em um processo de detecção/localização vibroacústico para diferentes arranjos de valas, auxiliando os colaboradores em campo na aquisição de dados.

2 METODOLOGIA

2.1 Modelagem numérica

Os solos são meios trifásicos e seu comportamento complexo depende tanto de sua natureza como de seu estado presente – umidade, nível de compactação etc. –, assim como de fatores externos, como a amplitude de solicitações e sua taxa de variação, duração, e padrão de carregamentos (Pinto, 2006).

Di Benedetto e Tatsuoka (1997) classificaram o solo em quatro domínios diferentes de acordo com a amplitude de deformação existente. Para pequenas amplitudes, em intervalos de deformação na ordem de 10^{-5} , como as das excitações geradas pelos vazamentos, o comportamento dos solos pode ser considerado quase elástico linear. Proença *et al.* (2022) verificaram, então, que as forças não conservativas do problema podem ser convenientemente simuladas em uma modelagem linear viscoelástica.

De maneira geral, o comportamento dos materiais viscoelásticos decorre da combinação da deformação

elástica dos sólidos com o fluxo viscoso dos líquidos. Neste estudo, o solo foi modelado como um sólido de Voigt: um modelo constitutivo linear viscoelástico, no qual a componente elástica do meio é caracterizada pela lei de Hooke e sua componente viscosa, em paralelo, pela lei de Newton da viscosidade.

A Figura 1 apresenta, de baixo para cima, as três camadas que serão consideradas ao longo do trabalho – o solo, a base, e o revestimento PMF. Os três materiais em questão serão simulados pelo mesmo modelo constitutivo, variando apenas suas propriedades.

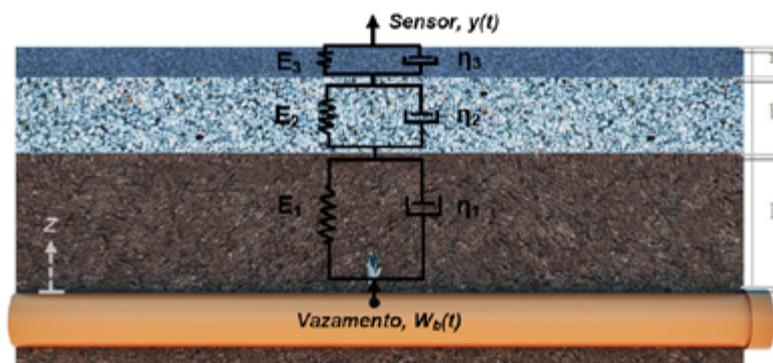


Figura 1 - Camadas dos materiais abordados nas análises numéricas.

As simulações numéricas realizadas procederam de uma análise unidimensional, com movimentos relativos apenas no eixo Z (eixo vertical). As fronteiras laterais das camadas do solo foram idealizadas com extensão infinita e sem influência na resposta do meio. Os vazamentos foram simulados através de excitações na base do maciço, e, devido à dimensionalidade adotada para as investigações, o sinal vibroacústico gerado se propagaria até a superfície na forma de ondas compressionais (P), gerando apenas deslocamentos verticais, com sucessivas compressões e expansões das camadas.

A equação constitutiva dos materiais caracterizados por Voigt é dada por:

$$\begin{aligned} \sigma_z(z, t) &= \sigma^{elástica} + \sigma^{viscosa} \rightarrow \\ \sigma_z(z, t) &= E \cdot \varepsilon_z + \eta \cdot \frac{\partial \varepsilon_z}{\partial t} \end{aligned} \quad (1)$$

Na qual, σ_z é a tensão normal no eixo z; E, o módulo de elasticidade dinâmico; η , a viscosidade longitudinal; e ε_z , a deformação existente.

Fazendo o uso da equação de compatibilidade, que relaciona a deformação elástica com o deslocamento das partículas do meio, e sabendo que a propagação das ondas deve satisfazer o equilíbrio de forças internas, chega-se finalmente à equação do movimento vibratório, unidimensional, estimulada por um vazamento $W_b(t)$ na base do maciço. Observa-se que a equação obtida é uma diferencial parcial de terceira ordem no espaço-tempo.

$$\rho \cdot \frac{\partial^2 w}{\partial t^2} - E \cdot \frac{\partial^2 w}{\partial z^2} - \eta \cdot \frac{\partial^3 w}{\partial z^2 \partial t} = 0 \quad (2)$$

Ao solucionar esta equação diferencial ordinária de terceira ordem no domínio da frequência, tem-se:

$$w(z, t) = W(z, \omega) \cdot e^{i\omega t} = w_0 \cdot e^{[-K_2 \cdot z + i(\omega \cdot t - K_1 \cdot z)]} \quad (3)$$

Essa solução para uma onda harmônica foi também encontrada e discutida por Kolsky (1964) e Kramer (1996). Nesta, K_1 e K_2 são, respectivamente, parâmetros relacionados à defasagem

e à amplitude do sinal. Na solução proposta pelos pesquisadores, os parâmetros assumem a seguinte relação:

$$K_1 = \left[\frac{\rho \cdot \omega^2}{2E \cdot (1 + 4\xi^2)} (\sqrt{1 + 4\xi^2} + 1) \right]^{0,5} \quad (4a)$$

$$K_2 = \left[\frac{\rho \cdot \omega^2}{2E \cdot (1 + 4\xi^2)} (\sqrt{1 + 4\xi^2} - 1) \right]^{0,5} \quad (4b)$$

Sendo ρ a densidade do solo, ξ o fator de amortecimento e ω a frequência de excitação.

Como discutido por Kramer (1996), o valor de K_1 deve ser estritamente positivo, enquanto o de K_2 negativo, para que, assim, a equação tenha sentido físico. O termo K_2 é responsável pela atenuação da exponencial, enquanto K_1 controla o atraso do sinal.

Para a simulação do vazamento, foi utilizado um sinal *chirp* de 1-2.000 Hz. Nas primeiras simulações, as camadas asfálticas foram omitidas e, em um segundo momento, aplicadas como camadas adicionais à camada de solo, conforme apresentado na Figura 1. O asfalto e a base foram implementados como materiais viscoelásticos, e suas propriedades foram obtidas na literatura. Já as propriedades dos solos, que são fortemente influenciadas pelo seu estado de compactação, serão discutidas na seção seguinte.

2.2 Compactação do solo

A instalação dos dutos da rede de abastecimento de água deve ser feita conforme as diretrizes das normas técnicas vigentes, como a NBR 5626 (ABNT, 2020a) e a NBR 17015 (ABNT, 2022), referentes ao projeto e à execução de valas para assentamento de tubulações de água. No reaterro das valas da rede de abastecimento, a etapa de controle da compactação dos solos é de grande importância na atividade, pois proporciona o apoio adequado da tubulação, evitando concentrações de tensão e momentos fletores nela (El Debs, 2003). Em campo, o processo de compactação é normalmente reali-

zado em camadas, e o equipamento utilizado varia de acordo com a ocasião.

Com o aumento da compactação, vemos um aumento da massa específica dos solos em razão do rearranjo de suas partículas, o que diminui os espaços vazios devido à eliminação do ar e da água que ali estavam anteriormente contidos. O processo descrito afeta diretamente a rigidez e, conseqüentemente, a resposta dinâmica do meio, além de alterar a velocidade de propagação das ondas, conforme apresentado na Equação 5.

$$V_p = \sqrt{\frac{E}{\rho}} ; \quad V_s = \sqrt{\frac{G}{\rho}} \quad (5)$$

Sendo V_p e V_s a velocidade das ondas de corpo compressionais e cisalhantes, respectivamente.

Para cada grau de compactação praticado teremos diferentes valores para as propriedades elásticas e viscosas dos solos. Um ensaio simples, barato e amplamente utilizado em sondagens é o *standard penetration test* (SPT), que se baseia na resistência à penetração do maciço. Esse teste consiste em contabilizar o número de golpes necessários para fincar um amostrador padronizado em uma camada de 0,15 m, sendo desprezados os 0,15 m iniciais (Pinto, 2006).

Os pesquisadores Ohsaki e Iwasaki (1973), com um conjunto representativo de dados experimentais, relacionaram de maneira empírica o módulo de cisalhamento (G) com o índice de resistência à penetração (N_{SPT}) de diversos solos trabalhados. A comissão de normalização técnica da Petrobras (2008) também propõe uma correlação semelhante em sua norma N-1848.

Conhecendo, então, o coeficiente de Poisson (ν) do geomaterial, é possível relacionar de forma aproximada o módulo de elasticidade (E) com o N_{SPT} , sabendo que:

$$E = 2G \cdot (1 + \nu) \quad (6)$$

Utilizando um coeficiente de Poisson médio igual a 0,3, obtêm-se, então, a partir das expressões empíricas de Ohsaki e Iwasaki (1973), as seguintes expressões para os solos arenosos e argilosos que serão abordados neste trabalho:

Solos arenosos:

$$E = 16,573 \times 10^6 \cdot N_{SPT}^{0,94} \text{ [Pa]}$$

Solos argilosos:

$$E = 35,696 \times 10^6 \cdot N_{SPT}^{0,71} \text{ [Pa]}$$

Tal abordagem foi proposta também por Proença, Paschoalini e Souza (2020).

Nas simulações numéricas realizadas no trabalho, investigou-se a influência da compactação desses dois tipos de solos sobre a energia do sinal do vazamento na superfície. Os estados de compactação e consistência estudados foram selecionados segundo os N_{SPT} apresentados no Anexo A da norma NBR 6484 (ABNT, 2020b).

Por fim, quanto ao fator de amortecimento (ξ), foram utilizados os resultados experimentais obtidos por Sun, Golesorkhi e Seed (1988). De acordo com os pesquisadores, o parâmetro pode variar, em conformidade com as amplitudes de deformação, de 0,01 a 0,32.

2.3 Revestimento asfáltico

Assim como foi feito com os solos, é necessário conhecer as propriedades mecânicas das demais camadas utilizadas no trabalho, para que os resultados das simulações se aproximem da realidade de maneira satisfatória.

Segundo Bernucci *et al.* (2010), o pavimento é uma estrutura que pode apresentar múltiplas camadas de espessuras finitas. Para este estudo, considerou-se a existência de até três camadas – o solo compactado (arenoso ou argiloso), a camada de base, do tipo BGS e a camada superior de revestimento asfáltico tipo PMF. Normalmente, a camada de PMF apre-

senta espessuras entre 35 e 70 mm, enquanto a camada de BGS entre 100 e 200 mm.

As misturas asfálticas usualmente têm seu comportamento mecânico definido pelo módulo de resiliência (MR), que, assim como o módulo de elasticidade (E), expressa a relação entre as deformações recuperáveis e as tensões aplicadas. A diferença entre os módulos está no tipo de carregamento aplicado, sendo o valor do MR obtido a partir de carregamentos repetitivos (Cunto, 1998).

Para a base granular, o MR varia de 100 a 500 MPa (São Paulo, 2004), e sua densidade média a seco é de aproximadamente 1.650 kg/m³. Para a camada de PMF, o MR varia de 1.250 a 2.000 kg/m³ (Autopista Fernão Dias, 2011), e sua densidade de 1.900 a 2.200 kg/m³ (Abeda, 2010). Então, para as simulações numéricas serão utilizados os valores médios dos intervalos apresentados.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Análise de solos com diferentes níveis de compactação

Para a análise dos efeitos da compactação dos solos sobre a energia do sinal do vazamento que chega à superfície, utilizamos dois tipos de solos: os solos arenosos e os solos argilosos, para uma vala com profundidade fixa de $h = 0,5$ m. Além disso, utilizou-se um fator de amortecimento constante, $\xi = 0,3$.

Foram, então, simulados, a partir dos intervalos do ensaio SPT referenciados na norma NBR 6484 (ABNT, 2020b) – Anexo A, cinco diferentes estados de compactação, para cada solo. Nas simulações, relacionaram-se os valores de N_{SPT} com o módulo de elasticidade, E , e a densidade, ρ , dos geomateriais. Na Tabela 1 constam os arranjos utilizados nas simulações.

Para os primeiros testes as camadas asfálticas foram omitidas.

Apesar disso, verifica-se que ambos os solos têm perfil de atenuação característico, mitigando exponencialmente as altas frequências. A Tabela 2 evidencia alguns dos resultados obtidos.

Tabela 1 - Arranjos utilizados nas implementações numéricas.

Solo	Designação	Intervalo do índice de resistência à penetração [N_{SPT}]	Densidade [kg/m^3]
Arenoso	Fofa(o)	1-4	1.700
	Pouco compacta(o)	5-8	1.800
	Mediamente compacta(o)	9-18	1.900
	Compacta(o)	19-40	2.000
	Muito compacta(o)	41-50	2.000
Argiloso	Muito mole	1-2	1.700
	Mole	3-5	1.800
	Média(o)	6-10	1.900
	Rija(o)	11-19	1.900
	Dura(o)	20-30	2.000

Na Figura 2, apresentam-se os resultados para os cinco níveis de compactação do solo arenoso e os cinco níveis de consistência do solo argiloso. Os valores se referem à porcentagem do sinal inserido na base que realmente chega à

superfície. Como a designação de cada estado de compactação acontece dentro de um intervalo de N_{SPT} , os gráficos foram plotados em bandas, representando, assim, todo o intervalo de uma dada designação da norma.

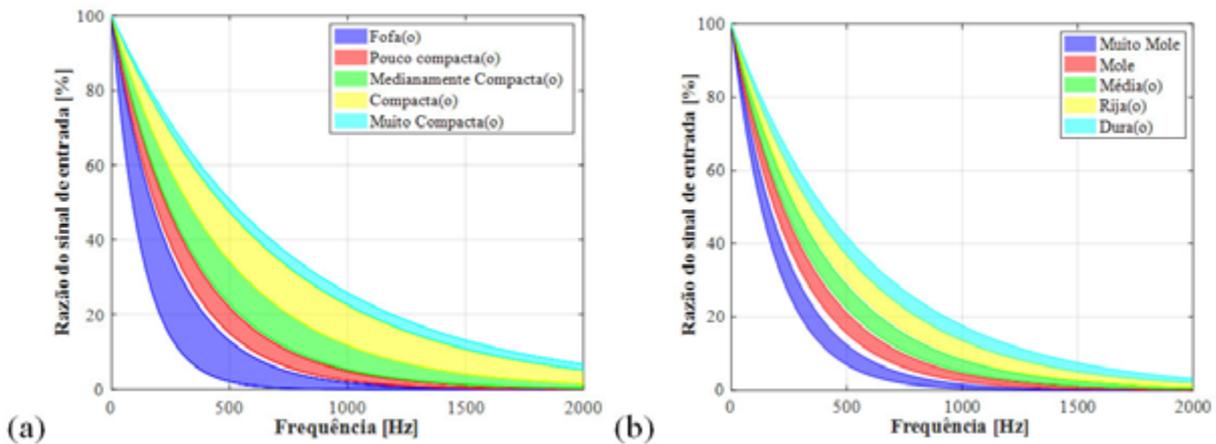


Figura 2 - Influência dos graus de compactação na amplitude do sinal na superfície: (a) Solo arenoso; (b) Solo coesivo.

A priori, o processo de compactação dos solos melhora o contato entre os grãos, tornando-os mais rígidos e, portanto, reduzindo os níveis de atenuação referentes às perdas por contato.

Como pode ser observado, entre os extremos do solo arenoso, referindo-se à frequência de 400 Hz, a amplitude do sinal apresenta uma variação de 12,5 vezes; entre os extremos do solo argiloso, essa diferença se

reduz para 3,25 vezes. Logo, as mudanças obtidas com uma boa compactação dos solos arenosos são mais significativas do que nos solos argilosos; entretanto, em casos em que o solo não é compactado, o solo argiloso apresenta melhores resultados. Ou seja, o processo de compactação tem mais efeito sobre os solos arenosos do que sobre os solos coesivos.

Tais fatos podem ser relacionados à maior densidade seca e menor umidade ótima do solo arenoso – que lhe permite melhor compactação final – e à interação especial existente entre as partículas do solo argiloso, que se dá tanto pelo atrito entre os grãos – que ocorre nos solos arenosos – quanto pela atração da coesão.

Tabela 2 - Amplitude do sinal para determinadas frequências.

Solo	[N_{SPT}]	Designação	Amplitude do sinal [%]				
			125 Hz	250 Hz	500 Hz	1000 Hz	1500 Hz
Arenoso	4	Fofa(o)	59,90	35,88	12,88	1,66	0,34
	8	Pouco compacta(o)	68,34	46,70	21,81	4,76	1,04
	18	Mediamente compacta(o)	76,55	58,61	34,34	11,79	4,05
	40	Compacta(o)	82,83	68,91	47,49	22,16	10,44
	50	Muito compacta(o)	84,40	71,24	50,75	25,75	13,07
Argiloso	2	Muito mole	59,23	35,08	12,31	1,52	0,19
	5	Mole	67,75	45,91	21,07	4,44	0,94
	10	Média(o)	73,15	53,50	28,63	8,19	2,35
	19	Rija(o)	77,96	60,78	36,94	13,60	5,10
	30	Dura(o)	80,48	64,76	41,94	17,59	7,38

Para os dois tipos de solos trabalhados, é evidente que o estado de compactação assume grande importância na propagação do sinal vibroacústico do vazamento até a superfície e, conseqüentemente, na sua detecção. O tipo de solo e sua compactação delimitarão o intervalo de frequências promissoras para o processo de detecção/localização do sinistro.

3.2 Análise com variações de profundidade da vala (h)

É intuitivo que quanto maior a profundidade da tubulação, menor o percentual do sinal que chega à superfície. No entanto, deseja-se estabelecer com as implementações o nível de influência do parâmetro sobre a amplitude do sinal vibroacústico.

Portanto, nesta segunda etapa, variou-se o parâmetro em um intervalo comum de trabalho, $0,5 \leq h \leq 2,0$ m, para cada valor de N_{SPT} praticado, a

fim de contemplar também a influência da profundidade da tubulação (h) nos resultados. Para essas simulações, utilizou-se novamente um coeficiente de amortecimento médio e constante: $\xi = 0,3$.

A Figura 3 apresenta o decaimento da frequência do sinal com o aumento da profundidade para um solo arenoso em uma banda de boa compactação ($19 \leq N_{SPT} \leq 40$), e para um o solo argiloso rijo ($11 \leq N_{SPT} \leq 19$).

Os resultados evidenciam a atuação do parâmetro no perfil de decaimento do sinal do vazamento. Para o solo arenoso, com referência à frequência de 400 Hz, um acréscimo de 0,5 m na profundidade da tubulação resultou em uma redução aproximada de 45% na amplitude do sinal na superfície. Já para o solo argiloso, tal variação gerou uma redução de 55% na amplitude do sinal.

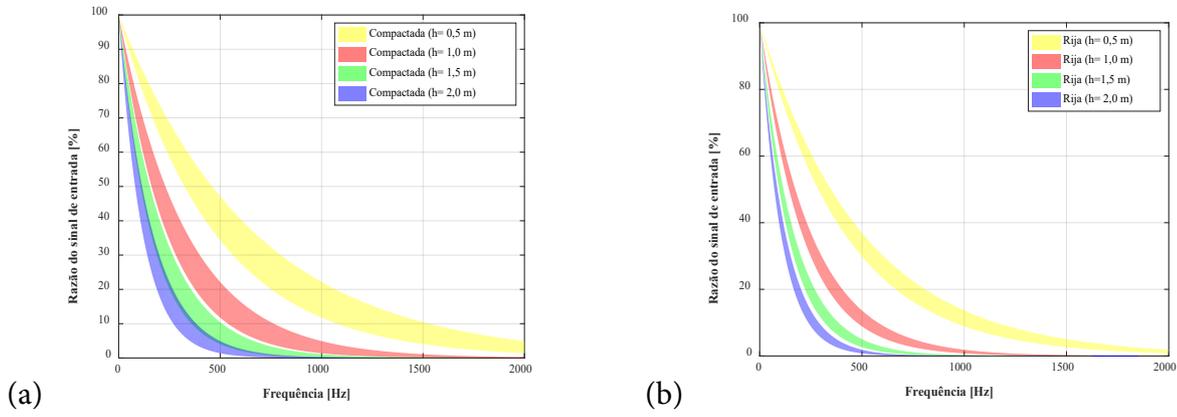


Figura 3 - Distribuição do sinal para diferentes profundidades de vala:
 (a) Solo arenoso compactado; (b) Solo coesivo rijo.

Ao praticar diferentes estados de compactação para ambos os solos em valas com diferentes profundidades, construiu-se uma superfície polinomial representativa que encapsula todos os cenários desejados, fornecendo-se, assim, intervalos de frequências promissoras para o monitoramento vibroacústico em diferentes arranjos. Na Figura 4 são apresentados tais resultados.

O ajuste do modelo foi feito pelo método dos mínimos quadrados, e o valor de referência para a delimitação da frequência máxima ($F_{m\acute{a}x}$) correspondeu à 10% da amplitude da excitação. As superfícies calculadas tinham grau 3 para o índice N_{SPT} e grau 2 para a profundidade, e um erro absoluto médio associado de 7,59 % para o solo arenoso e 6,60 % para o solo argiloso.

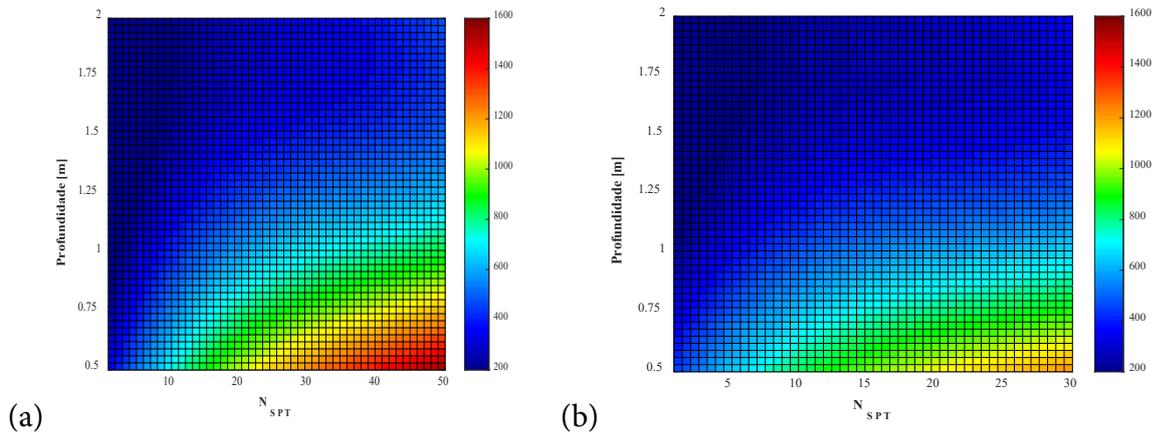


Figura 4 - Superfície polinomial representativa para a frequência máxima promissora:
 (a) Solo arenoso; (b) Solo coesivo.

Os coeficientes das superfícies polinomiais capazes de correlacionar o N_{SPT} com a profundidade (h) são apresentadas nas expressões seguintes:

Solo arenoso:

$$F_{\text{máx}} = 6,02 \times 10^{-3} \cdot N_{SPT}^3 - 0,88 \cdot N_{SPT}^2 + 185,20 \cdot h^2 + 0,18 \cdot N_{SPT}^2 \cdot h + 9,99 \cdot N_{SPT} \cdot h^2 - 45,29 \cdot N_{SPT} \cdot h + 68,99 \cdot N_{SPT} - 610,40 \cdot h + 563,00 \text{ [Hz]}$$

Solo argiloso:

$$F_{\text{máx}} = 2,25 \times 10^{-2} \cdot N_{SPT}^3 - 1,92 \cdot N_{SPT}^2 + 208,40 \cdot h^2 + 0,38 \cdot N_{SPT}^2 \cdot h + 11,31 \cdot N_{SPT} \cdot h^2 - 51,77 \cdot N_{SPT} \cdot h + 82,21 \cdot N_{SPT} - 707,90 \cdot h + 687,90 \text{ [Hz]}$$

Através dessas superfícies, é possível prever, por exemplo, que, para um solo arenoso bem compactado, com $N_{SPT} = 43$ e $h = 1,0$ m, o intervalo de frequência promissor para a detecção de um vazamento estaria entre 1 e 771 Hz. Já para um solo argiloso medianamente compactado, com $N_{SPT} = 10$ e $h = 0,8$ m, o intervalo de frequência promissor para a detecção de um vazamento estaria aproximadamente entre 1 e 600 Hz.

3.3 Análise com as camadas de base e asfalto

Por fim, foram adicionadas as camadas de pavimento sobre os solos retratados, visto que, em campo, as

tubulações de distribuição de água estão abaixo de um solo com revestimentos asfálticos. Como ilustrado na Figura 1, esse modelo funciona como uma associação em série de três sistemas de Kelvin-Voigt.

Nas simulações foram consideradas as camadas de revestimento asfáltico tipo PMF e a base granular do tipo BGS, sem a presença de concreto ou agentes ligantes. Nas simulações, foram utilizados, para o revestimento asfáltico, valores médios de suas propriedades mecânicas obtidas em outros trabalhos (Autopista Fernão Dias, 2011, Bernucci *et al.*, 2010; Freitas, 2017), sendo eles: $E = 1.500$ MPa, $\rho = 2.340$ kg/m³ e $\xi = 0,1$. A espessura média da camada foi $r = 50$ mm. Para a base granular, empregou-se $E = 300$ MPa (São Paulo, 2004), $\rho = 2000$ kg/m³ e $\xi = 0,12$ (Seed *et al.*, 1986), com uma espessura $b = 150$ mm.

A Figura 5 apresenta o decaimento ocasionado pelas camadas de revestimento isoladas, e a Figura 6, as novas superfícies polinomiais representativas para a frequência máxima promissora dos arranjos com as camadas de revestimento. Utilizou-se como valor de referência para a delimitação da frequência máxima 10% da amplitude do sinal de excitação.

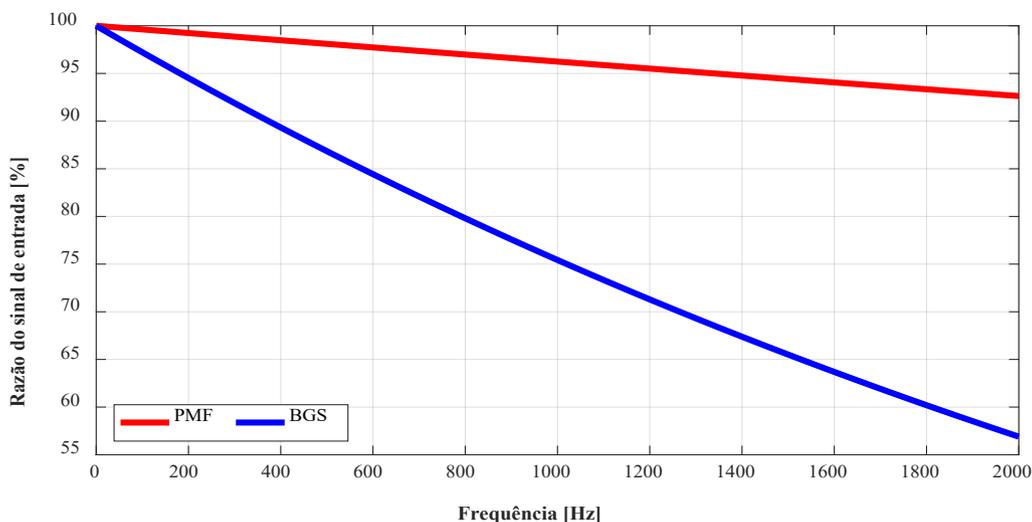


Figura 5 - Decaimento ocasionado pelas camadas de revestimento isoladas.

Os resultados demonstram que a base granular gera uma atenuação bem superior à do revestimento. Tal diferença se deve às propriedades mecânicas da camada e à sua maior espessura. Apesar disso, foi

válido assumir para o intervalo de 1-2000 Hz um decaimento linear de ambas as camadas. A cada 1 kHz, o revestimento asfáltico PMF reduziu aproximadamente 4% do sinal, e a base, 21%.

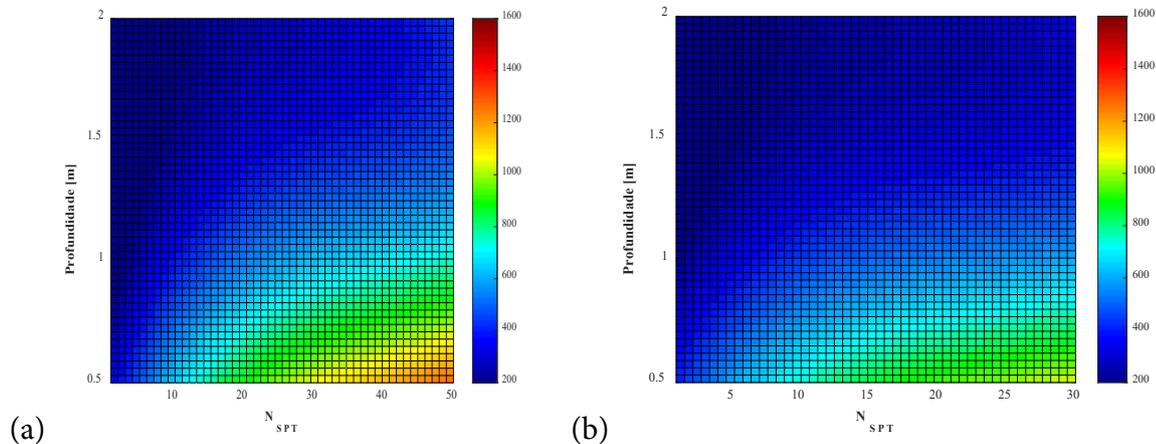


Figura 6 - Superfície polinomial representativa para a frequência máxima promissora: (a) Solo arenoso + BGS + PMF; (b) Solo coesivo + BGS + PMF.

Nos solos arenosos sem as camadas asfálticas, a frequência máxima do intervalo promissor de monitoramento pode chegar a 1.600 Hz (para $h = 0,5$ m e $N_{SPT} = 50$), no entanto, com a adição das camadas, a frequência cai para 1.300 Hz. Já nos solos argilosos sem as camadas asfálticas, a frequência máxima do intervalo promissor pode chegar a 1.280 Hz (para $h = 0,5$ m e $N_{SPT} = 30$), no entanto, com a adição das camadas, a frequência cai para 1.100 Hz.

Ademais, é importante salientar que, em campo, a presença de camadas com diferentes impedâncias acústicas gerará nas interfaces eventos de reflexão e refração que dissiparão parte da energia do sinal propagado. Além disso, considerando a umidade no contexto, tem-se que a água do vazamento retida nos vazios afeta a rigidez dos contatos (Oelze; O'Brien; Darmody, 2002). Logo, na presença de um vazamento real em solos compactados, a atenuação tende a aumentar conforme o aumento da umidade.

4 CONCLUSÕES

Com base nos resultados, fica clara a importância de se ter um bom controle da etapa de compactação dos solos nas atividades de instalação de dutos. Uma compactação deficiente prejudica não só o apoio e o equilíbrio do sistema, como também a futura detecção e localização de um vazamento de água na rede por métodos vibroacústicos.

Os achados demonstraram que tanto o solo arenoso quanto o argiloso têm um perfil de atenuação característico, atenuando exponencialmente as altas frequências. Além disso, constatou-se que o nível de compactação praticado tem grande influência sobre a curva de atenuação espectral do sinal propagado, e que os solos arenosos, quando compactados, são melhores condutores do sinal do que os solos argilosos.

Ademais, o trabalho visou contribuir com o processo de detecção/localização de vazamentos de água subterrâneos calculando superfícies

polinomiais capazes de correlacionar o índice de resistência à penetração (N_{SPT}) com a profundidade (h) das valas e fornecer as bandas de frequências promissoras para o monitoramento vibroacústico. Observou-se, com os resultados, que o intervalo de frequências promissor para os solos arenosos, sem revestimento e sem base, pode chegar até 1.600 Hz, e para solos com revestimento PMF e base BGS, até 1.300 Hz. Já para os solos coesivos, sem as camadas de pavimentação, o intervalo promissor pode atingir 1.280 Hz, e na presença das camadas de pavimentação, até 1.100 Hz; enquanto para solos sem compactação, o intervalo se restringe à frequência limite de 200 Hz.

5 AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes).

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Proença MS; **Metodologia:** Proença MS, Paschoalini AT; **Software:** Pupin GR, Proença MS; **Investigação:** Pupin GR; **Visualização:** Pupin GR; **Redação:** Pupin GR, Proença MS; **Revisão:** Proença MS, Paschoalini AT; **Supervisão:** Paschoalini AT.

7 REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS EMPRESAS DISTRIBUIDORAS DE ASFALTO. **Manual básico de emulsões asfálticas**. 2. ed. Rio de Janeiro: Abeda, 2010.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 5626**: Sistemas prediais de água fria e água quente – Projeto, execução, operação e manutenção. 2. ed. Rio de Janeiro, 2020a.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 6484**: Solo – sondagens de simples reconhecimento com SPT – Método de ensaio. 2. ed. Rio de Janeiro: ABNT, 2020b.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15183**: Ensaios não destrutivos – Estanqueidade para saneamento básico – Procedimento para tubulações pressurizadas. 5. ed. Rio de Janeiro: ABNT, 2020c.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 17015**: Execução de obras lineares para transporte de água bruta e tratada, esgoto sanitário e drenagem urbana, utilizando tubos rígidos, semirrígidos e flexíveis. Rio de Janeiro: ABNT, 2022.

AUTOPISTA FERNÃO DIAS. **Avaliação de misturas a frio como solução para camadas de revestimento**. São Paulo: ANTT, 2011.

BERNUCCI, L. B. *et al.* **Pavimentação asfáltica**: formação básica para engenheiros. 4. ed. Rio de Janeiro: Abeda, 2010.

CUNTO, F. J. C. **Determinação do módulo de resiliência através de ensaios triaxiais dinâmicos e a sua estimativa a partir de ensaios de compressão simples**: estudo de três solos do Nordeste brasileiro. 1998. Dissertação (Mestrado em Transportes) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 1998.

DI BENEDETTO, H.; TATSUOKA, F. Small strains behavior of geomaterials modelling of strain rate effects. **Soils and Foundations**, Amsterdã, v. 37, n. 2, p. 127-138, 1997. https://doi.org/10.3208/sandf.37.2_127

EL DEBS, M. K. **Projeto estrutural de tubos circulares de concreto**. São Paulo: Instituto Brasileiro de Telas Soldadas, 2003.

FREITAS, E. L. F. M. **Obtenção da curva mestra do módulo dinâmico com uso do ensaio de ressonância por impacto em misturas asfálticas**. São Cristóvão: Universidade Federal de Sergipe, 2017.

FUCHS, H. V.; RIEHLE, R. Ten years of experience with leak detection by acoustic signal analysis. **Applied Acoustics**, Amsterdã, v. 33, n. 1, p. 1-19, 1991. [https://doi.org/10.1016/0003-682X\(91\)90062-J](https://doi.org/10.1016/0003-682X(91)90062-J)

GAMBOA-MEDINA, M. M.; REIS, L. F. R.; GUIDO, R. C. Feature extraction in pressure signals for leak detection in water networks. **Procedia Engineering**, Amsterdã, v. 70, p. 688-697, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2014.02.075>

KOLSKY, H. Stress waves in solids. **Jornal of Sound and Vibration**, Amsterdã, v. 1, n. 1, p. 88-110, 1964. [https://doi.org/10.1016/0022-460X\(64\)90008-2](https://doi.org/10.1016/0022-460X(64)90008-2)

KRAMER, S. L. **Geotechnical earthquake engineering**. Upper Saddle River: Prentice-Hall, 1996.

OELZE, M. L.; O'BRIEN, W. D.; DARMODY, R. G. Measurement of attenuation and speed of sound in soils. **Soil Science Society of America Journal**, Hoboken, v. 66, n. 3, p. 788-796, 2002. <https://doi.org/10.2136/sssaj2002.7880>

OHSAKI, Y.; IWASAKI, R. On dynamic shear moduli and Poisson's ratio of soil deposits. **Soils and Foundations**, Amsterdã, v. 13, n. 4, p. 59-73, 1973. https://doi.org/10.3208/sandf1972.13.4_61

PETROBRAS. **N-1848**: projeto de fundações de máquinas. Rio de Janeiro: Petrobras, 2008.

PINTO, C. de S. **Curso básico de mecânica dos solos**. 3. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2006.

PROENÇA, M. S.; PASCHOALINI, A. T.; OBATA, D. H. S. Prediction of the probabilistic water leak location in underground pipelines using Monte Carlo simulation. **Water Practice & Technology**, Londres, v. 18, n. 3, p. 522-535, 2023. <https://doi.org/10.2166/wpt.2023.026>

PROENÇA, M. S.; PASCHOALINI, A. T.; SOUZA, A. O efeito da compactação dos solos na detecção de vazamentos pelo método vibro-acústico. In: CONGRESSO NACIONAL DE SANEAMENTO E MEIO AMBIENTE, 31.; ENCONTRO TÉCNICO AESABESP, 31., 2020, São Paulo. **Anais** [...]. São Paulo: AESabesp, 2020. p. 1-8.

PROENÇA, M. S. *et al.* The Finite Element Method applied in the viscoelastic constitutive model of Kelvin-Voigt for characterization of the soil dynamic response to water leakage simulation. **Journal of the Brazilian Society of Mechanical Sciences and Engineering**, Nova York, v. 44, p 1-14, 2022. <https://doi.org/10.1007/s40430-022-03773-8>

SÃO PAULO. Secretaria Municipal de Infraestrutura Urbana e Obras. **IP - 08/2004**: análise mecanicista à fadiga de estruturas de pavimento. São Paulo: SIURB, 2004.

SCUSSEL, O. *et al.* A stochastic model for the speed of leak noise propagation in plastic water pipes. **Journal of Sound and Vibration**, Amsterdã, v. 501, n. 1, 116057, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jsv.2021.116057>

SEED, H. B. *et al.* Moduli and damping factors for dynamic analyses of cohesionless soils. **Journal of Geotechnical Engineering**, Reston, v. 112, n. 11, p. 1016-1032, 1986. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9410\(1986\)112:11\(1016\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9410(1986)112:11(1016))

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. **Diagnóstico temático serviços de água e esgotos**: visão geral: ano de referência 2021. Brasília, DF: SNIS, 2022.

SUN, J. I.; GOLESORKHI, R.; SEED, H. B. **Dynamic moduli and damping ratios for cohesive soils**. Berkely: University of California, 1988.

Tecnologia diodo de emissão de luz ultravioleta aplicada à desinfecção de água: revisão da literatura

Ultraviolet light emission diode to disinfect water: a literature review

- **Data de entrada:** 29/08/2023
- **Data de aprovação:** 05/02/2024

Túlio Floripes^{1*} | Cesar Rossas Mota Filho²

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.63>

ORCID ID

Floripes T  <https://orcid.org/0000-0002-4011-549X>

Mota Filho CR  <https://orcid.org/0000-0002-3538-8856>

Resumo

O uso de lâmpadas UV de média e baixa pressão de vapor de mercúrio tem sido adotado para inativação de microrganismos na água como uma alternativa ao cloro. No entanto, as lâmpadas UV de vapor de mercúrio apresentam desvantagens, como alto gasto de energia elétrica, alta fragilidade e uso de mercúrio, que é um agente tóxico. Nesse sentido, o uso de tecnologias menos impactantes, mais econômicas e de menor demanda de energia elétrica, como os LEDs, tem ganhado espaço nas pesquisas de tratamento de água e esgoto. Os LEDs apresentam vantagens em relação às lâmpadas UV, como baixo consumo de energia, resistência, facilidade de modulação, possibilidade de ser alimentado por energia solar, emissão de pico de onda específico, entre outras. Os resultados de inativação com LEDs têm demonstrado que a tecnologia é promissora para aplicação nos setores de saneamento, com eficiência comparável às lâmpadas de vapor de mercúrio para eliminação de microrganismos com potencial patogênico, como bactérias e vírus.

Palavras-chave: Tecnologia com eficiência energética. Inativação microbiológica. LEDs UVC.

Abstract

The use of medium- and low-pressure mercury vapor UV lamps has been adopted to inactivate microorganisms in water as an alternative to chlorine. However, mercury vapor UV lamps have disadvantages such as high energy consumption, fragility, and the use of mercury, which is a toxic agent. Thus, the use of less impactful, more economical, and lower energy-demanding technologies, such as LEDs, has been gaining ground in research on water and wastewater treatment. LEDs have advantages over UV lamps, such as low energy consumption, durability, ease of modulation, the possibility of being powered by solar energy, the emission of a specific wavelength peak, among others. Inactivation results with LEDs have shown that the technology is promising for sanitation sector applications, with an efficiency comparable to that of mercury vapor lamps for microorganisms such as pathogenic bacteria and viruses.

Keywords: Energy-Efficient Technology. Microbiological inactivation. UVC LEDs.

¹ Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais – Belo Horizonte – Minas Gerais – Brasil.

² Universidade Federal de Minas Gerais – Belo Horizonte – Minas Gerais – Brasil.

* **Autor correspondente:** tuliofloripes@cefetmg.br

1 INTRODUÇÃO

O acesso à água segura ainda é um desafio global, especialmente em países em desenvolvimento e áreas rurais, onde a dificuldade é maior devido à falta de universalização do serviço de abastecimento público, seja ele simplificado ou completo. Entre os tratamentos simplificados, a desinfecção com cloro se destaca pela sua facilidade de aplicação e baixo custo. No entanto, o uso de cloro pode resultar na formação de trihalometanos e outros subprodutos da cloração, que são potencialmente prejudiciais à saúde, dependendo da qualidade da água. Além disso, o cloro é pouco eficaz na inativação de protozoários, como cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp., além de endósporos, o que pode representar um risco significativo à saúde pública.

Nesse contexto, o desenvolvimento de tecnologias eficientes para a inativação de microrganismos patogênicos, especialmente os resistentes à cloração, é de grande importância para a saúde e o bem-estar da população (Song; Mohseni; Taghipour, 2016). Entre essas tecnologias, a radiação ultravioleta na faixa germicida (UVC) tornou-se amplamente utilizada para a desinfecção de água potável e esgoto sanitário, sendo capaz de inativar efetivamente diversos microrganismos na água. A UVC tem sido cada vez mais adotada devido às suas vantagens sobre a desinfecção convencional, como a ausência de adição de produtos químicos, a não formação de subprodutos de desinfecção, a inexistência de introdução de resistência desinfetante nas bactérias e a facilidade de adaptação em processos existentes (Chen; Loeb; Kim, 2017; Mori *et al.*, 2007; Song; Mohseni; Taghipour, 2016). Por essas razões, a desinfecção por UVC tem sido recomendada como uma alternativa aos desinfetantes químicos no tratamento de águas superficiais (United States Environmental Protection Agency, 2006), atingindo em 2011 a marca de mais de 7.000 instalações em todo o mundo.

Em instalações convencionais de UVC, a energia germicida é usualmente gerada a partir de lâmpadas de mercúrio de baixa pressão (monocromática) ou média pressão (policromática). Esses sistemas apresentam características operacionais importantes, por exemplo: o consumo de energia varia de 40-500 watts (W) para lâmpadas de baixa pressão e de 1000 a 13000 W para lâmpadas de média pressão; a intensidade germicida varia de 30% a 50% nas lâmpadas de baixa pressão e de 15% a 20 % nas lâmpadas de média pressão; e a vida útil das lâmpadas varia de 8000 a 15000 horas para as de baixa pressão e de 3000 a 8000 para as de média pressão (Metcalf; Eddy, 2016).

Além do alto consumo de energia e da vida útil relativamente curta, os sistemas tradicionais de UVC apresentam outras desvantagens, como a alta fragilidade do tubo de quartzo e o risco de liberação de mercúrio, um componente tóxico e perigoso para o meio ambiente. O descarte correto dessas lâmpadas é essencial, mas pode aumentar os custos devido à necessidade de procedimentos adequados de disposição (Chen; Loeb; Kim, 2017; Song; Mohseni; Taghipour, 2016). Além disso, existe uma tendência mundial de redução ou controle estrito do uso de mercúrio (Oguma, 2018). De acordo com Chen, Loeb e Kim (2017), essas desvantagens se aplicam tanto a instalações residenciais quanto a estações municipais de tratamento de água em grande e pequena escala, destacando a necessidade de pesquisa e desenvolvimento contínuo na área de inativação por UVC, com foco em tecnologias mais sustentáveis.

Segundo Song, Mohseni e Taghipour (2016), nos últimos anos, com o rápido desenvolvimento e aprimoramento da indústria de semicondutores, os diodos emissores de luz UVC (LEDs-UVC) surgiram como uma nova fonte de geração de radiação. Os LEDs são dispositivos que utilizam materiais semicondutores para emitir radiação UVC por meio da excitação de elétrons, com o comprimento de onda resultante dependendo

do material semicondutor usado na fabricação. Chen, Loeb e Kim (2017) complementam que, com o desenvolvimento acelerado e as reduções de custo recentes dos LEDs-UVC, pesquisadores e profissionais da indústria nos setores de desinfecção de água e esgoto estão cada vez mais encorajados a considerar os LEDs-UVC uma fonte alternativa de radiação, com potencial para causar uma grande revolução no campo da desinfecção de água e efluentes.

Além do custo relativamente baixo associado ao uso dos LEDs-UVC, a tecnologia se apresenta como uma alternativa mais sustentável e ecologicamente favorável, devido à ausência de mercúrio em sua composição e ao baixo consumo de energia. De modo geral, na Tabela 1 são des-

critas as vantagens e desvantagens dos LEDs-UVC em comparação com o sistema convencional de desinfecção por UVC. Yin e Shang (2018) destacam que, além das vantagens mencionadas, a versatilidade dos LEDs-UVC em fornecer comprimentos de onda específicos amplia sua aplicabilidade para inativação de microrganismos. No entanto, os autores apontam como desvantagens e principais limitações dos LEDs-UVC, no estágio atual de desenvolvimento, a baixa eficiência de conversão de energia, a baixa potência de emissão e os altos custos de produção. Em contrapartida aos altos custos, o desenvolvimento de LEDs-UVC tem seguido, desde 2007, a Lei de Haitz, que prevê um aumento de 20 vezes na produção de LEDs e uma redução de 10 vezes no custo de produção.

Tabela 1 – Principais vantagens e desvantagens dos LEDs-UV.

Característica	Lâmpadas convencionais de UV	LEDs-UV	Vantagens em relação às lâmpadas convencionais de UV
Mercúrio	20-200 mg	Não contém	Livre de mercúrio
Tempo de aquecimento para temperatura de trabalho	2-15 min	Instantâneo	Fluxo intermitente, possibilidade de uso como luz pulsante
Tamanho	20 mm (diâmetro) x 120 mm (comprimento)	≈ 1 mm ²	Fácil integração
Temperatura da superfície (em operação)	Lâmpada policromática (≈ 600 °C) Lâmpada monocromática de alta intensidade (≈ 100 °C)	Igual da água de tratamento	Não promove incrustação
Material de construção	Tubos de quartzo	Metal ou cerâmica	Maior durabilidade e menor fragilidade
Arquitetura	Tubos cilíndricos	Retangular, circular, com inserção pontual	Fácil integração e versatilidade ao sistema de tratamento
Comprimento de onda	Policromático (200-300 nm) Monocromático (95% da emissão em 250 nm)	Monocromático; disponível para uso em diferentes comprimentos de onda (210-400 nm)	Possibilidade de uso de comprimento específico para cada processo
Voltagem	110-240 V AC; 0,5-2,0 amps	6-30 V DC; 0,02 amps	Possibilidade de uso de bateria ou célula solar
Vida útil	3000-12000 h	3000 h (para 250 nm) – 26000 h (para 365 nm)	Vida útil mais longa

Fonte: Adaptado de Chen, Loeb e Kim (2017).

Nesse seguimento, em 2008 o mercado de iluminação UV era avaliado em US\$ 400 milhões. Já em 2015, somente os LEDs-UV valiam US\$ 100 milhões. Com as aplicações de LEDs em desinfecção e esterilização, o mercado total foi avaliado em US\$ 1 bilhão em 2019, com um aumento de 30% no ano seguinte devido à pandemia da covid-19. Nesse contexto, a Yole Developpement projeta

que o mercado será avaliado em US\$ 3,5 bilhões em 2026, com uma taxa de crescimento anual de 17,8% entre 2021 e 2026 (Yole Group, 2021).

Considerando as vantagens e as perspectivas de aplicação da tecnologia LEDs-UVC, este trabalho se propõe a apresentar os fundamentos essenciais dessa tecnologia, bem como discutir os resultados

encontrados na literatura acerca de sua aplicação na inativação de microrganismos patogênicos e potencialmente patogênicos.

2 FUNDAMENTOS DE LEDS-UV

O diodo emissor de luz, ou light emitting diode (LED), é um dispositivo semicondutor que converte corrente contínua (DC) em luz, emitindo fótons com comprimentos de onda variados. Isso ocorre devido à recombinação radiativa de elétrons de alta energia para estados de baixa energia dentro do material semicondutor, conforme estabelecido pela relação de Planck-Einstein (Chen; Loeb; Kim, 2017; Simons; Pagan; Lawal, 2018).

Um diodo semicondutor consiste na junção de uma camada de semicondutor tipo n com outra de semicondutor tipo p. No semicondutor tipo n, os portadores de carga, que são as partículas que conduzem eletricidade, são elétrons livres, enquanto no semicondutor tipo p são buracos livres, que são defeitos com carga positiva. Em semicondutores dopados, tanto os elétrons quanto os buracos são introduzidos pelos átomos dopantes. Na junção de um material tipo n (cátodo) com um tipo p (ânodo), os elétrons próximos à junção se movem da região n para p, enquanto os buracos se movem no sentido oposto.

Para LEDs-UV, a junção p-n é formada substituindo-se um elemento semicondutor tipo p do grupo II (por exemplo, Mg) por uma impureza do grupo III (por exemplo, Ga ou Al, em AlGaN). Os elementos de impureza do grupo III têm um elétron de valência a menos, o que cria um buraco com deficiência de elétrons. Da mesma forma, no semicondutor tipo n substitui-se um elemento do grupo IV (por exemplo, Si), que tem um elétron de valência a mais, por um elemento do grupo III, criando assim um elétron livre (Chen; Loeb; Kim, 2017; Universidade Federal de Minas Gerias [UFMG], 2014).

Quando elétrons e buracos se encontram, eles se recombinam, formando uma região conhecida

como região de depleção, em que os íons positivos e negativos dopantes ficam desprovidos de portadores de carga. Nessa região, os íons criam um campo elétrico que impede a continuidade da difusão de elétrons e buracos, necessitando de uma fonte externa para que o processo ocorra. Ao ser conectada a uma fonte de alimentação, uma junção p-n permite o fluxo de corrente apenas em um sentido – da região p para a região n. Quando os elétrons da região n se recombinam com os buracos da região p, o excesso de energia é liberado na forma de luz e calor (Chen; Loeb; Kim, 2017; UFMG, 2014).

A quantidade de energia liberada e, conseqüentemente, o comprimento de onda da luz emitida, é determinada pela diferença entre as bandas de condução e de valência, uma propriedade intrínseca dos semicondutores utilizados, conhecida como *bandgap*. Isso significa que o comprimento de onda dos fótons emitidos pode ser ajustado pelo uso de diferentes materiais semicondutores e pela dopagem com íons de impurezas em concentrações variáveis. Essa capacidade de gerar comprimentos de onda específicos distingue os LEDs das lâmpadas de mercúrio convencionais, em que apenas o vapor de mercúrio, com uma estrutura eletrônica, é utilizado para produzir luz (Simons; Pagan; Lawal, 2018).

Entre os materiais usados na construção dos LEDs, destaca-se o uso frequente de materiais à base de nitreto, como nitreto de gálio (GaN), nitreto de gálio e alumínio (AlGaN), nitreto de alumínio (AlN) e nitreto de alumínio, gálio e índio (InGaAlN) devido à capacidade de gerar comprimentos de onda na faixa germicida (UVC).

3 EFICÁCIA DE INATIVAÇÃO DE LEDS-UV EM DIFERENTES COMPRIMENTOS DE ONDA

O comprimento de onda desempenha um papel fundamental no processo de inativação por UV, devido à relação entre a absorção pelo DNA/RNA e o comprimento de onda de máxima eficiência

capaz de formar dímeros no material genético dos microrganismos. Estudos indicam que a curva de absorção do DNA mostra maior absorbância na faixa de 260 a 280 nm, uma região de baixa emissão para lâmpadas de vapor de mercúrio, mas acessível para LEDs-UVC. No entanto, a sensibilidade dos microrganismos pode não seguir diretamente essa relação de espectro de absor-

bância, tornando essencial uma análise integrada dos resultados de inativação.

Nesse contexto, a tecnologia LED tem se mostrado viável devido à sua capacidade de emitir radiação em comprimentos de onda específicos, abrangendo as regiões de UVA, UVB e UVC. Na Tabela 2 são resumidos os dados para inativação de microrganismos utilizando LEDs na faixa UVA.

Tabela 2 – Eficiência da inativação de LEDs UVA para bactérias.

Comprimento de onda (nm)	Microrganismo	Dose UV (mj/cm ²)	Log de Inativação	Dose de Resposta (mj/cm ² por log de inativação)	Referência
365	<i>E. coli</i> DH5α	54.000	3,9	1.384	Mori <i>et al.</i> (2007)
365	<i>E. coli</i> DH5α	315.000	5,7	55.263	Hamamoto <i>et al.</i> (2007)
365	Bactérias Mesófilas	4,22	0,3	12,5	Chevremont <i>et al.</i> (2012a)
405	Bactérias Mesófilas	25,58	0,3	88,0	Chevremont <i>et al.</i> (2012a)

Chevremont *et al.* (2012a), ao estudarem a inativação de bactérias mesófilas com radiação UVA, identificaram que uma dose de resposta de 88 mj/cm² por log foi necessária para um comprimento de onda de 405 nm, enquanto apenas 12,5 mj/cm² por log foram necessários para 365 nm. Esses resultados destacam a baixa eficiência da radiação UVA, já que a dose requerida é relativamente alta para uma redução modesta na concentração de microrganismos.

No mesmo estudo, os autores também investigaram a influência da densidade da cultura bacteriana e do pH na eficácia da inativação, observando uma dependência entre o pH e a densidade, o que sugere que o efeito de inativação é afetado pela turbidez do meio. No entanto, como a densidade da cultura bacteriana não é um parâmetro facilmente ajustável nas operações rotineiras das estações de tratamento, a análise da inativação por UV geralmente se concentra na variação do comprimento de onda e do tempo de exposição.

Em estudos sobre a inativação de *E. coli* DH5α não patogênica em amostras de água utilizando LEDs-UVA (365 nm), Mori *et al.* (2007) observaram um decréscimo de 3,9 logs com uma dose UV de

54.000 mj/cm². Em contraste, Hamamoto *et al.* (2007) alcançaram uma redução de 5,7 logs com uma dose de 315.000 mj/cm², aproximadamente 40% superior, demonstrando que o mesmo microrganismo pode apresentar diferentes níveis de resistência à inativação no mesmo comprimento de onda.

Apesar das doses elevadas, ambos os estudos concluem que os LEDs-UVA são viáveis para o processo de inativação. No entanto, é ressaltado que o UVA não demonstra a mesma capacidade de inativação em doses tão baixas quanto o UVC, o que implica tempos de exposição mais longos e, conseqüentemente, maior consumo de energia para alcançar eficiência similar.

Os dados de inativação para microrganismos na faixa UVB estão apresentados na Tabela 3.

Oguma *et al.* (2013), utilizando LEDs-UVB para inativação da *E. coli* K12 (IFO 3301), observaram que no comprimento de onda de 310 nm houve uma inativação de 0,6 log com uma dose aplicada de 56,9 mj/cm², resultando em uma dose de resposta de 94,8 mj/cm². Esse resultado foi menos eficaz quando comparado com doses

observadas em comprimentos de onda menores, como 280 nm (3,5 mJ/cm² por log), indicando a

limitada eficácia dos LEDs-UVB em 310 nm para inativação de forma isolada.

Tabela 3 – Eficiência da Inativação de LEDs-UVB para bactérias, bacteriófagos e vírus.

Comprimento de onda (nm)	Microrganismo	Dose UV (mJ/cm ²)	Log de Inativação	Dose de Resposta (mJ/cm ² por log de inativação)	Referência
Bactérias					
365	<i>E. coli</i> DH5α	54.000	3,9	1.384	Mori <i>et al.</i> (2007)
365	<i>E. coli</i> DH5α	315.000	5,7	55.263	Hamamoto <i>et al.</i> (2007)
280	<i>Tetraselmis</i>	100	2,2	45,5	Choi <i>et al.</i> (2009)
282	<i>B. Subtilis</i>	60	7,2	8,3	Würtele <i>et al.</i> (2011)
280	bactérias mesófilas	1,37	1,4	1,0	Chevremont <i>et al.</i> (2012a)
280	<i>E. coli</i> K12 (IFO 3301)	13,8	4	3,5	Oguma <i>et al.</i> (2013)
310	<i>E. coli</i> K12 (IFO 3301)	56,9	0,6	94,8	Oguma <i>et al.</i> (2013)
280	<i>E. coli</i> K12 (ATCC29425)	9,67	3	3,22	Beck <i>et al.</i> (2017)
280	<i>E. coli</i> (CGMCC 13373)	15,35	4,5	3,41	Li <i>et al.</i> (2017)
280	<i>E. coli</i> (IFO 3301)	9,2	4	2,3	Rattanakul e Oguma (2018)
300	<i>E. coli</i> (IFO 3301)	80	4	20	Rattanakul e Oguma (2018)
280	<i>B. subtilis</i>	50	4	12,5	Rattanakul e Oguma (2018)
300	<i>B. subtilis</i>	1200	4	300	Rattanakul e Oguma (2018)
280	<i>P. aeruginosa</i>	7,5	3	2,5	Rattanakul e Oguma (2018)
300	<i>P. aeruginosa</i>	62	3	20,66	Rattanakul e Oguma (2018)
280	<i>L.pneumophila</i>	9	4	2,25	Rattanakul e Oguma (2018)
300	<i>L.pneumophila</i>	85	4	21,25	Rattanakul e Oguma (2018)
285	<i>E. coli</i> (ATCC 11229)	15,3	2,8	5,46	Song, Taghipour e Mohseni (2019)
Bacteriófagos					
280	φX174	8,9	3,2	2,8	Aoyagi <i>et al.</i> (2011)
280	Qβ	43	1,5	28,7	Aoyagi <i>et al.</i> (2011)
280	MS2	58	1,9	30,5	Aoyagi <i>et al.</i> (2011)
280	MS2	38,5	2	19,25	Beck <i>et al.</i> (2017)
280	Qβ	74	4	18,5	Rattanakul e Oguma (2018)
300	Qβ	600	4	150	Rattanakul e Oguma (2018)
285	MS2	40	2,75	14,54	Song, Taghipour e Mohseni (2019)
Vírus					
280	HAdV2	105	4	26,25	Beck <i>et al.</i> (2017)

Em um experimento de inativação utilizando comprimento de onda de 300 nm, Rattanakul e Oguma (2018) avaliaram os microrganismos *E. coli* (IFO 3301), *B. subtilis*, Qβ, *P. aeruginosa* e *L. pneumophila*, reportando doses de resposta de 20, 300, 150, 20,66 e 21,25 mJ/cm² por log, respectivamente. Esses resultados demonstram que a eficiência germicida varia entre os microrganismos, mesmo para o mesmo comprimento de onda.

Destaca-se que a *E. coli* mostrou menor sensibilidade à radiação UVB em comparação com microrganismos patogênicos, como *P. aeruginosa* e *L. pneumophila* e o bacteriófago Qβ. Apesar de uma redução de 4 logs observada na maioria dos microrganismos, os altos valores de dose resposta indicam a ineficiência da radiação UVB de 300 nm para inativação em doses mais baixas, como aquelas esperadas na faixa UVC. A Tabela 4 condensa os dados de inativação para diferentes comprimentos de onda na faixa UVC.

Tabela 4 – Eficiência da Inativação de LEDs-UVC para bactérias, bacteriófagos e vírus.

Comprimento de onda (nm)	Microrganismo	Dose UV (mj/cm ²)	Log de Inativação	Dose de Resposta (mj/cm ² por log de inativação)	Referência
Bactérias					
265	<i>E. coli</i> K12 (ATCC 29425)	20	3,4	5,9	Chatterley e Linden (2010)
255	<i>Tetraselmis</i>	100	2,2	45,5	Choi <i>et al.</i> (2009)
265		100	2,6	38,46	Choi <i>et al.</i> (2009)
255	<i>E. coli</i> (ATCC 11229)	9	2,7	5,3	Bowker <i>et al.</i> (2011)
275	<i>E. coli</i> (ATCC 11229)	9	3,8	2,4	Bowker <i>et al.</i> (2011)
269	<i>B. Subtilis</i>	40	5,9	6,8	Würtele <i>et al.</i> (2011)
254	bactérias mesófilas	0,73	0,8	1,0	Chevremont <i>et al.</i> (2012a)
265	<i>E. coli</i> K12 (IFO 3301)	10,8	4	2,7	Oguma <i>et al.</i> (2013)
260	<i>E. coli</i> K12 (ATCC29425)	10,34	3	3,44	Beck <i>et al.</i> (2017)
265	<i>E. coli</i> (CGMCC 13373)	10,91	4,5	2,42	Li <i>et al.</i> (2017)
255	<i>E. coli</i> (ATCC 15597)	20	4	5	Zhou <i>et al.</i> , 2017)
267	<i>E. coli</i> (CGMCC 13373)	11,52	4	2,88	Nyangaresi <i>et al.</i> (2018)
275	<i>E. coli</i> (CGMCC 13373)	23,04	4	5,76	Nyangaresi <i>et al.</i> (2018)
265	<i>E. coli</i> (IFO 3301)	5	4	1,25	Rattanakul e Oguma (2018)
265	<i>B. subtilis</i>	23	4	5,75	Rattanakul e Oguma (2018)
265	<i>P. aeruginosa</i>	4,2	3	1,3	Rattanakul e Oguma (2018)
265	<i>L.pneumophila</i>	4	4	1	Rattanakul e Oguma (2018)
265	<i>E. coli</i> (ATCC 11229)	4,2	1,8	2,33	Song, Taghipour e Mohseni (2019)
268	TRB - 3	15,36	5,4	2,84	Shen <i>et al.</i> (2020)
245	TRB - 3	15,36	5,4	2,84	Shen <i>et al.</i> (2020)
268	TRB -5	23,04	5,7	4,04	Shen <i>et al.</i> (2020)
245	TRB -5	30,72	5,7	5,38	Shen <i>et al.</i> (2020)
Bacteriófagos					
255	ϕ X174	6,4	3,7	1,7	Aoyagi <i>et al.</i> (2011)
255	Q β	30	2,4	12,5	Aoyagi <i>et al.</i> (2011)
255	MS2	41	3,2	12,8	Aoyagi <i>et al.</i> (2011)
255	MS2	60	2,3	26,1	Bowker <i>et al.</i> (2011)
275	MS2	60	2,1	28,6	Bowker <i>et al.</i> (2011)
255	T7	20	3,9	5,1	Bowker <i>et al.</i> (2011)
275	T7	20	4,7	4,3	Bowker <i>et al.</i> (2011)
260	MS2	30,3	2	15,5	Beck <i>et al.</i> (2017)
266	MS2	9	7	1,28	Kim, Kim e Kang (2017)
266	ϕ X174	1	7	0,14	Kim, Kim e Kang (2017)
266	Q β	9	7	1,28	Kim, Kim e Kang (2017)
279	MS2	9	6	1,5	Kim, Kim e Kang (2017)
279	ϕ X174	2	6	0,33	Kim, Kim e Kang (2017)
279	Q β	9	6	1,5	Kim, Kim e Kang (2017)
265	Q β	48	4	12	Rattanakul e Oguma (2018)
265	MS2	4,9	2,5	1,96	Song, Taghipour e Mohseni (2019)
Vírus					
260	HAdV2	122,89	4	30,72	Beck <i>et al.</i> (2017)

Li *et al.* (2019) destacam que, em experimentos de inativação de microrganismos utilizando LEDs-UV, diferentes espécies mostram diversas curvas de absorção, resultando em resistências distintas à inativação. A faixa de absorvância entre 260 e 280 nm é indicativa de fortes propriedades de inativação, porém foi observada uma eficiência ligeiramente menor no comprimento de onda de 280 nm em comparação com 260 nm. Apesar disso, o comprimento de onda de 280 nm tem sido reconhecido como a escolha ideal para inativação de microrganismos, devido à sua eficiência, menor consumo de energia e custo acessível.

Choi *et al.* (2009) investigaram a inativação de *Tetraselmis* por radiação UVC em comprimentos de onda de 255, 265 e 280 nm, registrando log de inativação de 2,2, 2,6 e 2,2, respectivamente, para uma dose aplicada de 100 mJ/cm². Isso se traduziu em uma dose de resposta de 45,5, 38,46 e 45,5 mJ/cm² por log de inativação, respectivamente. Os resultados não apenas demonstram que o mesmo microrganismo apresenta respostas diferentes a diferentes comprimentos de onda, mas também indicam uma maior eficiência de inativação no comprimento de onda de 265 nm, conforme observado por Li *et al.* (2019).

Para avaliar os efeitos dos LEDs-UVC sobre os microrganismos estudados, os autores utilizaram microscopia de fluorescência para contar o número de organismos imediatamente após a exposição e cinco dias depois. Observaram-se modificações na estrutura das células e redução no número de organismos após cinco dias, sugestivas de danos no DNA e consequente supressão na multiplicação celular devido à ação da radiação UV.

Aoyagi *et al.* (2011) utilizaram LEDs-UVC nos comprimentos de onda de 255 nm e 280 nm para inativar os bacteriófagos ϕ X174, Q β e MS2, dada a resistência comparável desses microrganismos à radiação UV em relação ao *Cryptosporidium* sp.

Os resultados mostraram doses de resposta por log de inativação de 1,7 mJ/cm² (255 nm) e 2,8 mJ/cm² (280 nm) para o bacteriófago X174, resultando em eficiências de inativação próximas de 3,7 e 3,2 log, respectivamente. No entanto, para os bacteriófagos MS2 e Q β , a eficiência de inativação foi maior em 255 nm (3,2 e 2,4 log) do que em 280 nm (1,9 e 1,5 log, respectivamente), resultando em doses de resposta aproximadamente 75% e 170% mais elevadas.

Apesar da menor eficiência na inativação de MS2 e Q β em 280 nm, esse comprimento de onda se mostrou eficaz, o que é promissor considerando o menor custo em comparação com LEDs de 255 nm. Além disso, os autores destacaram que a eficiência quântica externa dos LEDs-UVC em 280 nm é quase 10 vezes superior à observada em 255 nm. Embora a eficiência de inativação para os bacteriófagos MS2 e Q β tenha sido quase o dobro em 255 nm, a eficiência total para 280 nm foi quase cinco vezes maior.

Chantterley e Linden (2010), em um experimento para inativação de *E. coli* K12 (ATCC 29425), compararam a eficiência da lâmpada de baixa pressão de vapor de mercúrio (LP-254 nm) com LEDs-UVC (265 nm). Os resultados mostraram uma dose de resposta de 5,9 mJ/cm² por log para os LEDs, em comparação com 6,89 mJ/cm² por log para LP. O valor encontrado para LP está acima do valor usualmente reportado para esse tipo de lâmpada (2 mJ/cm²), enquanto os valores encontrados para os LEDs foram próximos daqueles reportados por Bowker *et al.* (2011) para inativação em 255 nm. Um dos fatores que pode ter contribuído para o melhor desempenho dos LEDs é o fato de seu comprimento de onda estar próximo do espectro de absorção do microrganismo.

Bowker *et al.* (2011) investigaram a inativação por UVC utilizando lâmpada de baixa pressão de vapor de mercúrio (LP-254 nm) e LEDs (255 e 275 nm) para *E. coli* (ATCC 11229), MS2 e T7. A dose de res-

posta para os LEDs a 275 nm foi de 2,4 mJ/cm² por log de inativação, inferior aos 5,3 mJ/cm² por log observados para 255 nm. Ambas as doses foram superiores àquela relatada para LP (1,89 mJ/cm² por log, com dose de 7 mJ/cm² resultando em 3,7 log de inativação, próximo do padrão para LP de 8 mJ/cm² e 4 log). Os resultados sugerem que a variação na intensidade da luz UVC pode não ser o único fator influenciando a diferença de eficácia entre LP e LEDs de 255 nm, possivelmente relacionada à absorção desigual de fótons pelos microrganismos. Essas disparidades indicam que a eficácia germicida está diretamente ligada aos espectros de absorção específicos dos microrganismos estudados. Os achados foram inesperados, especialmente considerando a proximidade dos comprimentos de onda testados. Além disso, os autores destacam que o desempenho superior dos LEDs de 275 nm pode ser atribuído ao espectro de absorção das proteínas, que têm seu pico máximo de absorção próximo a 280 nm, aumentando a probabilidade de danos nas enzimas de reparo e consequente redução na capacidade de reparação (foto ou dark).

Em relação à inativação de MS2 e T7, os autores mencionados concluíram que o MS2 apresentou uma cinética semelhante entre LP e 255 nm, com um resultado ligeiramente superior para LP. Por outro lado, os experimentos com T7 utilizando o comprimento de onda de 275 nm mostraram uma cinética ligeiramente superior em comparação com LP e 255 nm. Esses resultados foram consistentes com os espectros de ação desses vírus, visto que o pico de absorção para MS2 ocorre em torno de 260 nm, enquanto para T7 é cerca de 270 nm.

No entanto, os resultados para *E. coli* não foram conforme o esperado, uma vez que o seu espectro de ação apresenta um pico entre 260 e 265 nm, mais próximo do comprimento de onda de 255 nm (Song; Mohseni; Taghipour, 2016). É importante ressaltar a diferença na dose de resposta entre

os estudos realizados por Aoyagi *et al.* (2011) e Bowker *et al.* (2011) para o MS2 no comprimento de onda de 255 nm. No primeiro estudo, foi encontrada uma dose de resposta por log de inativação de 12,8 mJ/cm², cerca de 50% inferior à dose encontrada no segundo estudo, evidenciando que o mesmo microrganismo pode apresentar comportamentos distintos para o mesmo comprimento de onda.

A maior inativação da *E. coli* nos experimentos com 275 nm pode ser explicada pela maior potência de emissão em comparação com 255 nm, resultando em valores mais altos de irradiância e tempos de exposição mais curtos para alcançar a mesma fluência. Hipoteticamente, a inativação de microrganismos por UV segue a lei de reciprocidade de Bunsen-Roscoe, que postula que o efeito fotoquímico depende apenas da dose total de energia, ou seja, o produto da taxa de fluência pelo tempo de exposição (Bowker *et al.*, 2011; Li *et al.*, 2019; Song; Mohseni; Taghipour, 2016).

No entanto, têm sido observados desvios dessa lei em testes com alguns microrganismos, sugerindo que a inativação UV pode não depender exclusivamente de reações fotoquímicas, mas também de processos biológicos específicos. Portanto, o desvio da lei de reciprocidade em organismos como a *E. coli* pode ocorrer devido às variações nos processos biológicos induzidos pela radiação UV, com alguns microrganismos sendo mais sensíveis às taxas de fluência do que outros (Song; Mohseni; Taghipour, 2016).

Oguma *et al.* (2013) e Rattanakul e Oguma (2018) conduziram estudos de inativação da *E. coli* (IFO 3301) utilizando LEDs-UVC operando a 265 nm, relatando doses de resposta de 2,7 e 1,25 mJ/cm² por log de inativação, respectivamente. A diferença na eficiência observada pode ser atribuída às melhorias nas características de fabricação dos LEDs-UV ao longo do tempo, resultando em menor consumo de energia, maior fluxo radiante

e maior eficiência. Rattanukul e Oguma (2018) compararam LEDs-UVC com lâmpadas de baixa pressão (LP) para a inativação de 4 logs, relatando uma dose de resposta de 1,23 mJ/cm² por log para LP, valor consistente com o frequentemente observado para esse tipo de lâmpada e próximo ao encontrado no experimento com LEDs-UVC, evidenciando o avanço na eficiência dos LEDs ao longo das atualizações na produção. Em resumo, apesar das variações entre os estudos, é possível afirmar que os LEDs-UVC operando a 265 nm demonstram eficácia na inativação da *E. coli*.

Em estudos de inativação da *E. coli* (CGMCC 13373) utilizando LEDs-UVC operando a 265 nm (Li *et al.*, 2017) e 267 nm (Nyangaresi *et al.*, 2018), foram repostadas doses de resposta por log de inativação de 2,42 mJ/cm² e 2,88 mJ/cm², respectivamente. Esses resultados indicam que para o mesmo microrganismo a variação na eficácia de inativação utilizando comprimentos de onda próximos ou dentro da faixa de absorção do DNA tende a ser mínima.

No estudo de Li *et al.*, (2017), também foi relatada uma dose de resposta por log de inativação de 2,77 mJ/cm² para lâmpadas de baixa pressão (LP), destacando que o sistema LED operou com eficiência considerável, beneficiado pela maior potência de emissão comparada à LP.

Um comportamento similar foi observado no estudo de inativação do bacteriófago MS2 com LEDs-UVC operando em 266 nm (Kim; Kim; Kang, 2017) e 265 nm (Song; Taghipour; Mohseni, 2019), com doses de resposta por log de inativação de 1,28 e 1,96 mJ/cm², respectivamente. Esses resultados sugerem uma maior eficiência de inativação dos organismos quando utilizados comprimentos de onda próximos ao pico de absorção do DNA.

Além disso, conforme relatado por Kim, Kim e Kang, (2017), as lâmpadas de baixa pressão se mostraram menos eficientes na inativação do bacteriófago, apresentando uma dose de resposta de 2,43 mJ/cm² por log. A Tabela 5 apresenta os resultados do uso combinado de LEDs operando nas faixas UVA, UVB e UVC do espectro eletromagnético para inativação de microrganismos.

Tabela 5 – Eficiência da Inativação de LEDs-UV para bactérias, bacteriófagos e vírus utilizando comprimento de onda combinado UVB+UVA, UVC+UVA e UVC+UVB.

Comprimento de onda (nm)	Microrganismo	Dose UV (mJ/cm ²)	Log de Inativação	Dose de Resposta (mJ/cm ² por log de inativação)	Referência
Bactérias					
280/365	bactérias mesófilas	5,59	3,5	1,6	Chevremont <i>et al.</i> (2012a)
280/405	bactérias mesófilas	26,95	3,5	7,7	Chevremont <i>et al.</i> (2012a)
254/365	bactérias mesófilas	4,95	2,4	2,1	Chevremont <i>et al.</i> (2012a)
254/405	bactérias mesófilas	26,31	2,2	11,9	Chevremont <i>et al.</i> (2012a)
260/280	<i>E. coli</i> K12 (ATCC29425)	9,37	3	3,12	Beck <i>et al.</i> (2017)
265/280	<i>E. coli</i> (CGMCC 13373)	13,78	4,5	3,06	Li <i>et al.</i> (2017)
267/275	<i>E. coli</i> (CGMCC 13373)	15,35	4	3,83	Nyangaresi <i>et al.</i> (2018)
265/285	<i>E. coli</i> (ATCC 11229)	19,5	4,6	4,23	Song, Taghipour e Mohseni (2019)
Bacteriófago					
260/280	MS2	32,8	2	16,4	Beck <i>et al.</i> (2017)
Vírus					
260/280	HAdV2	105	4	26,25	Beck <i>et al.</i> (2017)

Chevremont *et al.* (2012a) investigaram a inativação de bactérias mesófilas utilizando LEDs-UVA acoplados a LEDs-UVB, relatando uma dose resposta por log de inativação de 1,6 mJ/cm² para 280/365 nm, valor inferior ao encontrado para a combinação 254/365 nm, que foi de 2,1 mJ/cm². Um aspecto relevante do estudo foi a observação de doses de resposta mais altas para os LEDs-UVA (365 nm), com 12,5 mJ/cm² por log, em comparação com 1 mJ/cm² por log para UVC isoladamente, indicando que a combinação de LEDs UVA+UVC é mais eficaz do que LEDs-UVA sozinhos. Além disso, ao comparar os valores de log de inativação reportados, percebe-se que a combinação de LEDs UVA+UVC foi mais eficiente do que a simples soma dos efeitos individuais de cada LED operando isoladamente, como $3,5 > 0,3 + 1,4 = 1,7$, padrão observado também em outras combinações avaliadas.

Chevremont *et al.* (2012b) demonstraram um comportamento semelhante ao estudar a inativação de *E. coli* utilizando combinações de LEDs UVA+UVC. Os autores relataram que essas combinações resultaram em efeitos superiores quando comparadas ao uso isolado de cada tipo de LED, especialmente nas combinações 280/365 nm e 280/405 nm. Apesar de se reconhecer que emissões em 254 nm são geralmente associadas ao máximo efeito germicida, os autores observaram que a combinação 280/365 nm não apenas reduziu a população microbiana proporcionalmente ao tempo de exposição, mas também oxidou 37% da creatinina e fenol, utilizados como modelos de contaminantes orgânicos.

Beck *et al.* (2017) investigaram a inativação de *E. coli* K12 (ATCC 29425), MS2 e HAdV2 utilizando a combinação de comprimentos de onda 260/280 nm e lâmpada de baixa pressão de mercúrio. Para a redução de 3 log de *E. coli*, os autores relataram doses de resposta por log de inativação próximas para os comprimentos de onda combinados, individualmente, e para a LP (3,66 mJ/cm²).

Assim como Oguma *et al.* (2013), os autores não observaram efeitos sinérgicos significativos da combinação para a inativação da *E. coli*, em que $3 < 3 + 3 = 6$ log, mesmo considerando culturas diferentes. Para a inativação do MS2 pela combinação de comprimentos de onda, foi relatada uma dose de resposta de 16,4 mJ/cm² por log de inativação, valor inferior ao encontrado para a LP, que foi de 19 mJ/cm² por log, sugerindo que a combinação pode ser eficaz.

Além disso, observou-se que a combinação dos comprimentos de onda foi menos eficiente do que o comprimento de onda de 260 nm operando isoladamente, porém mais eficiente do que o comprimento de onda de 280 nm. No entanto, quando os resultados são comparados em termos de log de inativação, a combinação mostrou-se menos eficaz do que os comprimentos de onda isolados, em que $2 < 2 + 2 = 4$ log.

Os resultados obtidos para a inativação do HAdV2 mostraram doses de resposta de 26,25 mJ/cm² por log, valor ligeiramente inferior ao reportado para a desinfecção com LP, que foi de 28 mJ/cm² por log. Ao contrário do observado na inativação do MS2, os comprimentos de onda combinados apresentaram uma eficiência superior quando comparados com a emissão isolada de 260 nm e inferior para 280 nm, possivelmente devido às diferenças no pico de absorção do DNA do microrganismo.

No entanto, quando analisamos os resultados em termos de log de inativação, a combinação mostrou-se menos eficaz do que os comprimentos de onda isolados, em que $4 < 4 + 4 = 8$ log, e não foram encontradas diferenças estatisticamente significativas utilizando um teste t pareado bicaudal ($p < 0,05$).

Li *et al.* (2017) utilizaram a combinação dos comprimentos de onda de 265/280 nm para inativação da *E. coli* (CGMCC 13373), reportando doses de resposta por log de inativação

de 3,06 mJ/cm², valor superior ao encontrado para a inativação com LP, que foi de 2,77 mJ/cm². Os resultados indicaram que a combinação foi menos eficaz do que o comprimento de onda operando isoladamente a 265 nm, mas mais eficiente do que o comprimento de onda de 280 nm. Os autores não relataram efeitos sinérgicos da combinação de comprimentos de onda, em que $4,5 < 4,5 + 4,5 = 9$ log. Nyangaresi *et al.* (2018), em estudo para inativação de *E. coli* utilizando a mesma cultura que Li *et al.* (2017), em comprimentos de onda combinados de 267/275 nm, obtiveram resultados semelhantes e não observaram efeito sinérgico.

Song, Taghipour e Mohseni (2019) estudaram a inativação de *E. coli* (ATCC11229) utilizando combinações de comprimentos de onda de 265/285 nm, apresentando doses de resposta de 4,23 mJ/cm² por log de inativação. Essa eficiência foi superior à do comprimento de onda de 280 nm isoladamente, porém inferior à do comprimento de onda de 265 nm isoladamente. Os resultados, diferentemente dos apresentados por Beck *et al.* (2017), Li *et al.* (2017) e Nyangaresi *et al.* (2018), foram idênticos ao somatório dos comprimentos de onda isolados, em que $4,6 = 1,8 + 2,8 = 4,6$. Apesar da similaridade dos resultados, os autores concluíram que não houve efeito sinérgico da combinação dos comprimentos de onda, apenas um efeito aditivo, corroborando os trabalhos mencionados. Os autores também relataram que, dentre todas as combinações, a única que poderia alcançar um efeito sinérgico significativo seria a exposição ao UVA antes do UVC, evitando, assim, os processos biológicos de reparo de DNA.

Em relação às diferentes eficiências reportadas para os LEDs operando isolados e combinados, Oguma *et al.* (2013) explicam, de acordo com a segunda lei da fotoquímica, que eventos fotoquímicos em diferentes comprimentos de onda devem ser independentes entre si. Portanto, teoricamente, os resultados para emissões com-

binadas deveriam ser a soma dos resultados de cada emissão isolada, a menos que alguma reação foto-oxidativa exerça efeitos adicionais. Assim, qualquer desvio da lei aditiva observado em combinações de LEDs pode ser atribuído a condições experimentais diferentes, tais como variação entre os microrganismos estudados, diferença nos comprimentos de onda utilizados e variação na configuração dos reatores.

Além disso, os autores ressaltam que os efeitos germicidas do UVC e UVB são baseados na formação de danos ao DNA/RNA que podem ser reparados por mecanismos próprios dos microrganismos. Em contraste, a UVA inativa microrganismos por meio da formação de espécies reativas de oxigênio (EROs), que têm a capacidade de causar danos irreparáveis às membranas celulares. Dessa forma, a combinação de diferentes comprimentos de onda pode levar a uma complexidade adicional na resposta dos microrganismos, devido aos diferentes mecanismos de inativação envolvidos.

De modo geral, as divergências apresentadas na inativação com comprimentos de onda isolados podem ser atribuídas às diferenças nos materiais e nas condições experimentais dos diversos estudos, conforme apontado por Song, Mohseni e Taghipour (2016). Entre os fatores que contribuem para essas diferenças estão o espectro de emissão, o ângulo de incidência e a distribuição da radiação. Além disso, os estudos utilizaram vários layouts de aparatos para inativação por LED-UVC e adotaram diferentes métodos para determinar a dose de inativação.

É importante destacar a ausência de uma metodologia consistente para obter a resposta dos microrganismos à dose de UV dos LEDs, bem como a falta de um protocolo padrão para determinar a dosagem de UV fornecida pelos LEDs-UVC às amostras. Essa falta de padronização torna inevitável a ocorrência de discrepâncias entre os estudos. Na Figura 1 está ilustrada a diferença entre o aparelho de feixe colimado e experimento para LED-UV.

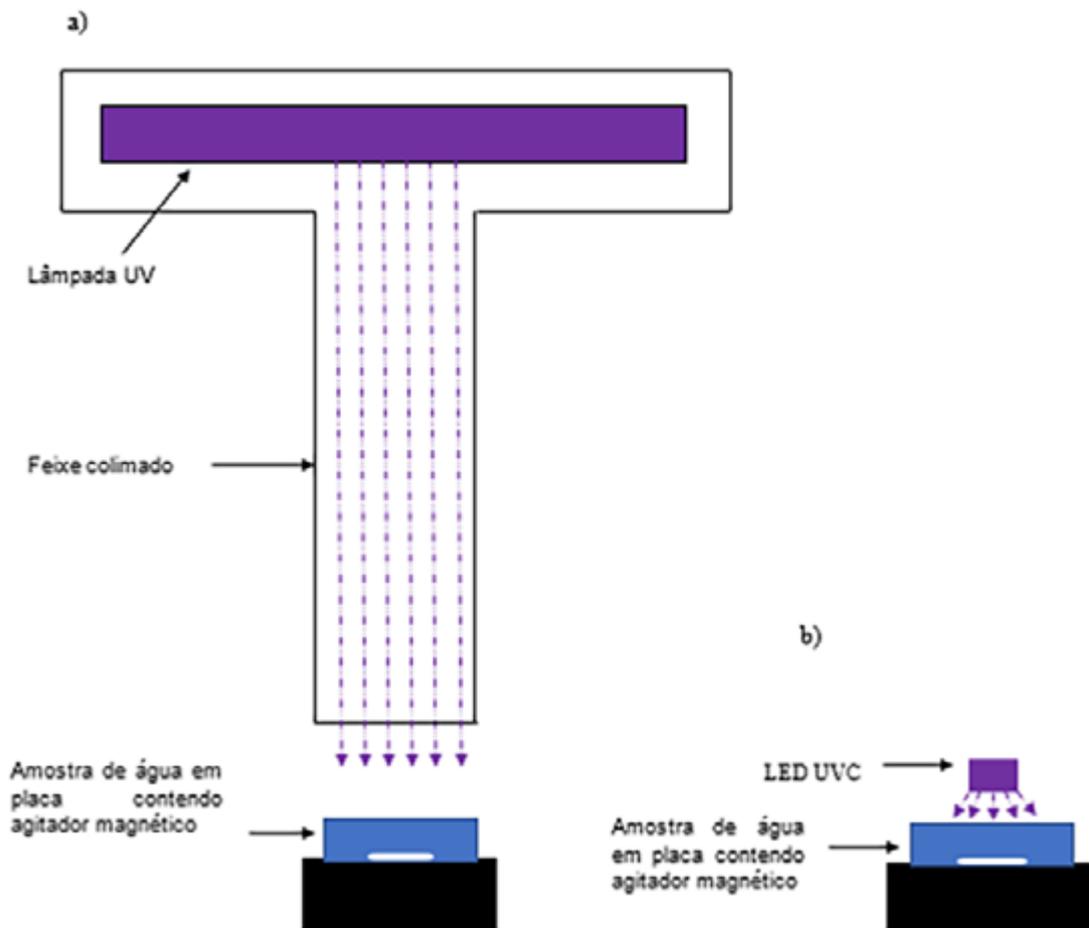


Figura 1 – Esquema de aparato de desinfecção por tubo colimado (a) e LED (b).

Fonte: Adaptado de Song, Mohseni e Taghipour (2016).

O protocolo padronizado para inativação de microrganismos utilizando lâmpadas tradicionais é bem estabelecido, empregando-se o aparelho conhecido como feixe colimado em escala de bancada. Esse aparelho fornece um campo uniforme de radiação em uma área de superfície, colimando os raios em um feixe paralelo que é projetado verticalmente na superfície da água. Isso permite que a radiância na superfície do líquido seja mensurada por um radiômetro, e que as correções necessárias possam ser realizadas, permitindo assim a comparação entre resultados.

No entanto, devido às diferenças substanciais nas características dos LEDs e das lâmpadas tradicionais de baixa pressão (LP), não é espe-

rado que o mesmo aparelho possa ser utilizado para testes com LEDs. Atualmente, a potência de saída de um LED-UVC é de apenas alguns miliwatts, extremamente baixa quando comparada com LP (40 W) ou lâmpadas de média pressão (MP) (30 kW). A baixa saída dos LEDs-UV tem levado à realização de experimentos com a alocação dos LEDs próximos à superfície da amostra, usualmente a 2 cm, permitindo maior fluxo de radiação e, conseqüentemente, várias configurações de montagem com comprimentos de onda isolados ou combinados.

Além disso, a profundidade da amostra de água é um fator importante no processo de desinfecção, devido à sua relação com a transmitância da

radiação UV. Diferenças nas profundidades das amostras de água podem produzir resultados diferentes entre os estudos. Profundidades de 6 mm têm sido usualmente adotadas para esses experimentos (Li *et al.*, 2019; Song; Mohseni; Taghipour, 2016).

Em suma, pode-se ressaltar que, para o mesmo comprimento de onda, de acordo com a dose de resposta por log de inativação, a sensibilidade dos organismos à inativação tende a seguir a ordem: $\phi X174$ ou *L. pneumophila* > *E. coli* > T7 (bacteriófagos tipo T) > *B. subtilis* > MS2 ou Q β > HAdV.

4 SENSIBILIDADE DOS MICRORGANISMOS A LEDS UV: CONSTANTE DE INATIVAÇÃO (K)

Embora a radiação UV seja eficaz contra a maioria dos agentes patogênicos presentes na água, diferentes microrganismos apresentam respostas variadas à radiação UV devido à resistência ao efeito da UV e às condições de processo. A sensibilidade dos microrganismos à UV pode ser avaliada pela constante de inativação k (cm^2/m), que representa a relação entre o log de inativação e a dose UV aplicada (Li *et al.* 2019; Song; Mohseni; Taghipour, 2016). De acordo com Hijnen e Medema (2005), para a aplicação da UV como principal processo de inativação, é necessário compreender a eficácia do processo de desinfecção para inativar vírus patogênicos, bactérias, esporos e cistos de protozoários relevantes para a segurança microbiológica da água. Isso requer uma visão sobre a cinética do processo de inativação, a determinação das constantes de inativação (k) e os fatores que influenciam a eficiência de inativação.

Na Tabela 6 são apresentados os valores de k para LEDs-UVC com comprimentos de onda entre 260 e 280 nm, considerando o melhor desempenho apresentado por esses comprimentos na inativação de microrganismos, e os valores para LP

(254 nm) para fins de comparação. Valores alto de k significam maior sensibilidade dos microrganismos à UV e, conseqüente, menor dose necessária para inativação.

Os valores de k para *L. pneumophila* foram os maiores encontrados, indicando sua maior sensibilidade à UV em comparação com os demais microrganismos, independentemente da fonte de radiação. Notou-se uma maior sensibilidade em comprimentos de onda de 265 nm ($k=1 \text{ cm}^2/\text{m}$) em comparação com os comprimentos de onda de 280 nm ($k=0,44 \text{ cm}^2/\text{m}$) e 254 nm ($k=0,66 \text{ cm}^2/\text{m}$) (Rattanukul; Oguma, 2018). Similarmente, a sensibilidade do $\phi X174$ é maior em comprimentos de onda próximos a 265 nm ($k=7 \text{ cm}^2/\text{J}$), em comparação com os outros comprimentos de onda (Aoyagi *et al.*, 2011; Kim; Kim; Kang, 2017).

Além disso, observa-se que os valores de k para comprimentos de onda próximo a 280 nm são semelhantes aos valores comumente reportados para LP ($k=0,39 \text{ cm}^2/\text{J}$), o que demonstra a viabilidade de LEDs-UVC para inativação em comprimentos de onda superiores a 254 nm (Hijnen; Beerendonk; Medema, 2006). Os melhores desempenhos observados para comprimentos de onda entre 255 e 266 nm podem estar relacionados ao pico de absorção máximo do DNA/RNA dos microrganismos.

Essa maior eficiência em comprimentos de onda específicos reflete a absorção mais eficaz da radiação UV pelos ácidos nucleicos dos microrganismos, resultando em danos mais significativos e, conseqüentemente, em uma inativação mais eficiente. Portanto, a escolha adequada do comprimento de onda é crucial para otimizar os processos de desinfecção por UV, levando em consideração tanto a fonte de radiação quanto as características específicas dos microrganismos alvo.

Tabela 6 – Sensibilidade UV para LEDs e lâmpada de baixa pressão (LP).

Comprimento de onda (nm)	Microrganismo	Fonte de UV	K (cm ² /mj)	Referência
Bactérias				
254	<i>E. coli</i>	LP	0,50	Hijnen; Medema (2005)
254	<i>B. subtilis</i>	LP	0,06	Hijnen; Medema (2005)
254	<i>E. coli</i> K12 (ATCC29425)	LP	0,27	Beck <i>et al.</i> (2017)
254	<i>E. coli</i> (CGMC13373)	LP	0,35	Li <i>et al.</i> (2017)
254	<i>L.pneumophila</i>	LP	0,66	Rattanakul e Oguma (2018)
260	<i>E. coli</i> K12 (ATCC29425)	UV - LED	0,29	Beck <i>et al.</i> (2017)
265	<i>L.pneumophila</i>	UV - LED	1	Beck <i>et al.</i> (2017)
265	<i>E. coli</i> K12 (IFO3301)	UV - LED	0,37	Oguma <i>et al.</i> (2013)
265	<i>E. coli</i> (CGMCC13373)	UV - LED	0,41	Li <i>et al.</i> (2017)
265	<i>E. coli</i> (ATCC11229)	UV - LED	0,42	Song, Taghipour e Mohseni (2019)
265	<i>B. subtilis</i>	UV - LED	0,17	Rattanakul e Oguma (2018)
280	<i>E. coli</i> K12 (IFO3301)	UV - LED	0,28	Oguma <i>et al.</i> (2013)
280	<i>E. coli</i> K12 (ATCC29425)	UV - LED	0,31	Beck <i>et al.</i> (2017)
280	<i>E. coli</i> (CGMCC13373)	UV - LED	0,29	Li <i>et al.</i> (2017)
280	<i>B. subtilis</i>	UV - LED	0,08	Rattanakul e Oguma (2018)
280	<i>L.pneumophila</i>	UV - LED	0,44	Rattanakul e Oguma (2018)
285	<i>E. coli</i> (ATCC11229)	UV - LED	0,18	Song, Taghipour e Mohseni (2019)
Bacteriófagos				
254	T7	LP	0,23	Hijnen; Medema (2005)
254	X174	LP	0,39	Hijnen, Beerendonk e Medema (2006)
254	MS2	LP	0,05	Beck <i>et al.</i> (2017)
254	Q	LP	0,08	Rattanakul e Oguma (2018)
255	T7	UV - LED	0,19	Bowker <i>et al.</i> (2011)
260	MS2	UV - LED	0,06	Beck <i>et al.</i> (2017)
265	Q	UV - LED	0,08	Rattanakul e Oguma (2018)
266	X174	UV - LED	7	Kim, Kim e Kang (2017)
275	MS2	UV - LED	0,03	Bowker <i>et al.</i> (2011)
275	T7	UV - LED	0,23	Bowker <i>et al.</i> (2011)
279	X174	UV - LED	0,33	Kim, Kim e Kang (2017)
280	X174	UV - LED	0,36	Aoyagi <i>et al.</i> (2011)
280	MS2	UV - LED	0,03	Aoyagi <i>et al.</i> (2011)
280	Q	UV - LED	0,05	Rattanakul e Oguma (2018)
Vírus				
254	HAdV	LP	0,02	Hijnen; Medema (2005)
260	HAdV	UV - LED	0,03	Beck <i>et al.</i> (2017)
280	HAdV	UV - LED	0,04	Beck <i>et al.</i> (2017)

Tendo em vista o uso da *E. coli* como indicador de contaminação fecal em águas de abastecimento, diversos estudos têm utilizado esse microrganismo na avaliação de inativação por radiação LED-UVC em diferentes comprimentos de onda, variando entre 260 e 280 nm. Nesses estudos, foram reportados valores de k variando entre 0,18 a 0,42 cm^2/mJ , valores mais baixos do que aqueles reportados para *L. pneumophila* e ϕX174 , demonstrando a menor sensibilidade da *E. coli* (Beck *et al.*, 2017; Li *et al.*, 2017; Oguma *et al.*, 2013; Song; Taghipour; Mohseni, 2019).

Os diferentes valores de k reportados podem ser explicados pela diversidade das cepas utilizadas nos estudos, que podem influenciar diretamente na sensibilidade obtida, uma vez que cada organismo apresenta um espectro de absorção diferenciado. Essa premissa é observada quando comparados os valores de k para inativação com LP, que variam de 0,27 a 0,50 cm^2/J (Beck *et al.*, 2017; Hijnen; Medema, 2005; Li *et al.*, 2017).

Essa variabilidade nos valores de k destaca a importância de considerar as características específicas de cada cepa e o espectro de absorção ao avaliar a eficácia dos sistemas de desinfecção por UV. Além disso, a escolha do comprimento de onda e da configuração experimental pode ter um impacto significativo nos resultados, sublinhando a necessidade de padronização dos protocolos para permitir comparações mais precisas e consistentes entre os estudos.

Apesar da LP apresentar alta potência de emissão, os valores de k associados aos LEDs-UVC emitindo em 265 nm e 280 nm são comparáveis ou até mesmo ligeiramente superiores aos da LP, o que demonstra o potencial dos LEDs para a inativação de microrganismos. Existem dois fatores principais que contribuem para as divergências nos valores encontrados: 1) as configurações dos aparatos experimentais, uma vez que, enquanto a LP utiliza um aparato de feixe colimado, con-

centrando a energia UV em um ponto específico para inativação, os LEDs-UVC geralmente estão posicionados próximos à superfície a ser tratada, com um ângulo de emissão variável; e 2) A LP apresenta uma taxa de fluência geralmente superior à dos LEDs com emissão na mesma faixa de comprimento de onda. Além disso, a potência de emissão dos LEDs varia conforme o comprimento de onda, sendo o maior próximo de 280 nm.

Somando-se a esses fatores, há a consideração da absorção máxima pelo DNA/RNA dos microrganismos entre 260 e 265 nm. Portanto, é esperado que LEDs operando nessas faixas de comprimento de onda apresentem um desempenho superior na inativação de microrganismos, devido à maior eficiência de absorção pela estrutura genética.

Bowker *et al.* (2011), ao estudarem a inativação de T7 por LEDs-UVC nos comprimentos de onda de 255 nm e 275 nm, encontraram valores de k de 0,19 cm^2/mJ e 0,23 cm^2/J , respectivamente. Esses valores são menores do que os reportados para a inativação de *E. coli*, indicando uma menor sensibilidade do T7 à radiação UV. Além disso, o valor de k para a LP, de $k=0,23 \text{ cm}^2/\text{J}$, foi similar ao valor encontrado para o LED operando em 275 nm (Hijnen; Medema, 2005). Isso demonstra a viabilidade do uso de LEDs para a inativação do T7 e sugere que o desempenho em 275 nm está relacionado com o pico de máxima absorção do microrganismo, que parece variar entre 270 nm e 275 nm.

Rattanakul e Oguma (2018) reportaram valores de k para inativação de *B. subtilis* de 0,17 cm^2/mJ utilizando LEDs de 265 nm, e 0,08 cm^2/J utilizando LEDs de 280 nm. Esses valores indicam uma menor sensibilidade de *B. subtilis* em comparação ao T7. Notavelmente, há uma queda significativa no valor de k reportado por Hijnen e Medema (2005) para LP, que foi de 0,06 cm^2/J , quando comparado com LEDs-UVC. Comportamento semelhante é observado para LEDs-UVC operando em 254 nm (Würtele *et al.*, 2011).

A diferença significativa observada pode estar relacionada ao pico de absorção máximo do comprimento de onda do *B. subtilis*, que provavelmente varia entre 260 nm e 265 nm, e à taxa de fluência dos LEDs, que geralmente é menor para comprimentos de onda mais curtos. Esses fatores podem influenciar a eficiência de inativação, resultando em variações nos valores de k entre diferentes estudos e configurações experimentais.

A inativação do bacteriófago MS2 por LEDs-UVC em diferentes comprimentos de onda (260, 275 e 280 nm) reportou valores de k variando entre 0,03 e 0,06 cm^2/J (Aoyagi *et al.*, 2011; Beck *et al.*, 2017; Bowker *et al.*, 2011). Os valores para os comprimentos de onda de 275 e 280 nm foram praticamente idênticos, sugerindo que o MS2 tem uma menor sensibilidade à variação do comprimento de onda, especialmente quando se afasta do espectro de máxima absorção do material genético desse microrganismo. O valor reportado para o comprimento de onda de 260 nm, que é aproximadamente o dobro dos valores para 275 e 280 nm, indica que o pico de absorção do MS2 está próximo de 260 nm, resultando em maior inativação. Esse valor é comparável ao k de 0,05 cm^2/J reportado por Beck *et al.* (2017) para a LP, reforçando a eficiência dos LEDs operando em 260 nm na inativação do MS2.

Rattanukul e Oguma (2018), estudando a inativação do bacteriófago Q β por LEDs-UV em 265 nm, 280 nm e lâmpadas de mercúrio de baixa pressão (LP) em 254 nm, reportaram valores de k de 0,08, 0,05 e 0,08 cm^2/J , respectivamente. Esses valores indicam que o Q β apresenta uma maior sensibilidade à radiação UV em comparação com o MS2. Além disso, a similaridade entre os valores de k para 265 nm e LP (254 nm) sugere que a inativação de Q β em 265 nm ocorre com a mesma efetividade que a observada para LP, apesar da diferença na potência de emissão. Isso demonstra que o Q β tende a ter um pico de máxima absorção próximo de 265 nm, resultando em uma eficiente inativação nesse comprimento de onda.

Estudos de inativação do HAdV por LEDs-UV com comprimentos de onda de 260 e 280 nm resultaram em valores de k de 0,03 e 0,04 cm^2/J , respectivamente (Beck *et al.*, 2017). Esses valores indicam que o HAdV é, entre todos os microrganismos estudados, o menos sensível à radiação UV, o que pode dificultar sua inativação quando a UV é o principal método de desinfecção. Além disso, o HAdV demonstra menor sensibilidade à variação de comprimento de onda, com o valor de k para 260 nm sendo superior ao reportado para 254 nm por Hijnen e Medema (2005), sugerindo que o pico de máxima absorção para o HAdV pode estar entre 260 e 265 nm. Considerando a pequena variação nos valores de k entre os comprimentos de onda de 260 e 280 nm, a utilização do comprimento de onda de 280 nm pode ser vantajosa para a desinfecção do HAdV, levando em conta critérios econômicos e de eficiência de inativação.

De modo geral, considerando os resultados apresentados na Tabela 6, pode-se inferir que a ordem de sensibilidade dos microrganismos à radiação UV segue a sequência: *L. pneumophila* > ϕ X174 > *E. coli* > T7 (bacteriófagos tipo T) > *B. subtilis* > Q β > MS2 > HAdV.

5 CONCLUSÕES

A tecnologia de desinfecção de água por diodo emissor de luz ultravioleta (LED-UVC), que tem avançado rapidamente na última década, demonstrou ser eficaz na inativação de microrganismos, com eficiência próxima à das lâmpadas de baixa pressão (LP) e média pressão (MP) de vapor de mercúrio. Essa tecnologia é promissora, apresentando várias vantagens, como a ausência de mercúrio, menor consumo de energia elétrica, facilidade de adaptação a sistemas de tratamento de água, possibilidade de integração em sistemas de energia solar (permitindo uso em tratamento pontual e móvel) e emissão em comprimentos de onda específicos.

Apesar dessas vantagens, os microrganismos mostram sensibilidades diferentes aos diversos comprimentos de onda, o que pode ser uma desvantagem. A variabilidade nos resultados de inativação indica a necessidade de padronização na determinação da dose UV dos LEDs e dos ensaios de inativação. Atualmente, alguns estudos apresentam dados em função da dose fornecida, e outros em função do tempo de inativação, dificultando a comparação. Além disso, as metodologias para determinar a dose UV variam entre radiômetros e actinometria química, o que pode influenciar os valores das constantes de inativação (k). A combinação de LEDs em diferentes comprimentos de onda não tem mostrado efeitos sinérgicos significativos.

A inativação de microrganismos por LEDs-UVC segue os princípios das lâmpadas de vapor de mercúrio, baseando-se na indução de danos no DNA dos microrganismos, levando à formação de dímeros de pirimidina. A absorção máxima de DNA ocorre entre 200 e 300 nm, com pico próximo de 260 nm, o que sugere que LEDs emitindo próximo a esse pico são mais eficazes. Além disso, LEDs com emissão em torno de 280 nm podem causar danos mais severos ao material genético, impedindo a ação dos mecanismos de reparo do DNA.

Estudos têm demonstrado que LEDs-UV operando na faixa do UVA, isoladamente, têm baixa eficiência na inativação de microrganismos, devido à baixa absorção de UV pelo DNA nessa faixa. A inativação com UVA está associada à geração de espécies reativas de oxigênio, como peróxido de hidrogênio e radicais hidroxilas, a partir da foto-oxidação. Isso tem motivado pesquisas com LEDs-UVA em reatores dopados com dióxido de titânio (TiO₂) e em processos Fenton/UV.

Em geral, os LEDs-UV têm mostrado eficácia satisfatória na inativação de microrganismos, com eficiência de remoção variando entre 0,8 e 7 log e doses variando entre 0,7 e 122 mJ/

cm². Eles são promissores para a inativação de microrganismos de interesse sanitário, como *L. pneumophila* e *E. coli*. Com base nos dados, a resistência dos microrganismos, em termos de doses de resposta por log de inativação, tende a seguir a ordem: ϕ X174 ou *L. pneumophila* > *E. coli* > T7 (bacteriófagos tipo T) > *B. subtilis* > MS2 > Q β > HAdV. A ordem de sensibilidade dos microrganismos à UVC parece ser: *L. pneumophila* > ϕ X174 > *E. coli* > T7 > *B. subtilis* > Q β > MS2 > HAdV. Isso aponta para uma maior resistência à inativação dos vírus e bacteriófagos em comparação com *E. coli*, que é atualmente utilizada como indicador de contaminação fecal.

Esses resultados sugerem a necessidade de discutir o uso do bacteriófago MS2, que tem resistência à inativação próxima à do *Cryptosporidium*, como indicador de contaminação de mananciais e eficiência do processo de tratamento de água. O MS2 apresenta resistência similar à de vírus patogênicos e tem uma metodologia de detecção simples, o que pode aumentar a confiabilidade do processo de desinfecção.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Floripes, T, Mota CR; **Metodologia:** Floripes, T; **Validação:** Mota, CR; **Investigação:** Floripes, T, Mota, CR; **Redação do rascunho original:** Floripes, T; **Revisão e Edição:** Floripes, T, Mota CR; **Supervisão:** Mota, CR.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AOYAGI, Y.; TAKEUCHI, Misaichi; YOSHIDA, Kaoru; KUROUCHI, Masahito; YASUI, Nobuhito; KAMIKO, Naoyuki; ARAKI, Tutomu; NANISHI, Y *et al.* Inactivation of bacterial viruses in water using deep ultraviolet semiconductor light-emitting diode. **Journal of Environmental Engineering**, Reston, v. 137, n. 12, p. 1215-1218, 2011.
- BECK, S. E.; RYU, H.; BOCZEK, L. A.; CASHDOLLAR, J. L.; JEANIS, K. M.; ROSENBLUM, J. S.; LAWAL, O. R.; LINDEN, Karl G. Evaluating UV-C LED disinfection performance and investigating potential dual-wavelength synergy. **Water Research**, Amsterdam, v. 109, p. 207-216, 2017.

- BOWKER, C.; SAIN, A.; SHATALOV, M.; DUCOSTE, J. Microbial UV fluence-response assessment using a novel UV-LED collimated beam system. **Water Research**, Amsterdam, v. 45, n. 5, p. 2011-2019, 2011.
- CHATTERLEY, C.; LINDEN, K. Demonstration and evaluation of germicidal UV-LEDs for point-of-use water disinfection. **Journal of Water and Health**, London, v. 8, n. 3, p. 479-486, 2010.
- CHEN, J.; LOEB, S.; KIM, J. H. LED revolution: Fundamentals and prospects for UV disinfection applications. **Environmental Science: Water Research and Technology**, [S. l.], v. 3, n. 2, p. 188-202, 2017.
- CHEVREMONT, A. C.; FARNET, A. M.; COULOMB, B.; BOUDENNE, J. L. Effect of coupled UV-A and UV-C LEDs on both microbiological and chemical pollution of urban wastewaters. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 426, p. 304-310, 2012a.
- CHEVREMONT, A. C.; FARNET, A. M.; SERGENT, M.; COULOMB, B.; BOUDENNE, J. L. Multivariate optimization of fecal bioindicator inactivation by coupling UV-A and UV-C LEDs. **Desalination**, Amsterdam, v. 285, p. 219-225, 2012b.
- CHOI, S. K.; KIM, S. W.; PARK, D. W.; KIL, G. S.; CHOI, C. Y. Disinfection of phytoplankton by application of UV LED. In: LUPULESCU, N. B.; MASTORAKIS, N. E.; LAPADATESCU, L. (Org.). **Proceedings of the 2nd International Conference on Maritime and Naval Science and Engineering (MN'09)**. Brasov: WSEAS Press, 2009. p. 87-91.
- HAMAMOTO, A.; MORI, M.; TAKAHASHI, A.; NAKANO, M.; WAKIKAWA, N.; AKUTAGAWA, M.; IKEHARA, T.; NAKAYA, Y.; KINOUCI, Y. New water disinfection system using UVA light-emitting diodes. **Journal of Applied Microbiology**, Fort Myers, v. 103, n. 6, p. 2291-2298, 2007.
- HIJNEN, W. A. M.; MEDEMA, G. J. Inactivation of viruses, bacteria, spores and protozoa by ultraviolet irradiation in drinking water practice: A review. **Water Science and Technology: Water Supply**, London, v. 5, n. 5, p. 93-99, 2005.
- HIJNEN, W. A. M.; BEERENDONK, E. F.; MEDEMA, G. J. Inactivation credit of UV radiation for viruses, bacteria and protozoan (oo) cysts in water: A review. **Water Research**, Amsterdam, v. 40, n. 1, p. 3-22, 2006.
- KIM, D. K.; KIM, S. J.; KANG, D. H. Inactivation modeling of human enteric virus surrogates, MS2, Q, and X174, in water using UVC-LEDs, a novel disinfecting system. **Food Research International**, Amsterdam, v. 91, p. 115-123, 2017.
- LI, G. Q.; WANG, W. L.; HUO, Z. Y.; LU, Y.; HU, H. Y. Comparison of UV-LED and low pressure UV for water disinfection: Photoreactivation and dark repair of *Escherichia coli*. **Water Research**, Amsterdam, v. 126, p. 134-143, 2017.
- LI, X.; CAI, M.; WANG, L.; NIU, F.; YANG, D.; ZHANG, G. Evaluation survey of microbial disinfection methods in UV-LED water treatment systems. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 659, p. 1415-1427, 2019.
- METCALF; EDDY. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5. ed. Porto Alegre, 2016.
- MORI, M.; HAMAMOTO, A.; TAKAHASHI, A.; NAKANO, M.; WAKIKAWA, N.; TACHIBANA, S.; NAKAYA, M.; AKUTAGAWA, M.; KINOUCI, Y. Development of a new water sterilization device with a 365 nm UV-LED. **Medical and Biological Engineering and Computing**, Rockville Pike, v. 45, n. 12, p. 1237-1241, 2007.
- NYANGARESI, P. O.; QIN, Y.; CHEN, G.; ZHANG, B.; LU, Y.; SHEN, L. Effects of single and combined UV-LEDs on inactivation and subsequent reactivation of *E. coli* in water disinfection. **Water Research**, Amsterdam, v. 147, p. 331-341, 2018.
- OGUMA, K. UV LEDs for water treatment: research overview and perspectives. **IUVA News**, [S. l.], v. 20, n. 1, p. 18-20, 2018.
- OGUMA, K.; KITA, R.; SAKAI, H.; MURAKAMI, M.; TAKIZAWA, S. Application of UV light emitting diodes to batch and flow-through water disinfection systems. **Desalination**, Amsterdam, v. 328, p. 24-30, 2013.
- RATTANAKUL, S.; OGUMA, K. Inactivation kinetics and efficiencies of UV-LEDs against *Pseudomonas aeruginosa*, *Legionella pneumophila*, and surrogate microorganisms. **Water Research**, Amsterdam, v. 130, p. 31-37, 2018.
- SHEN, L.; GRIFFITH, T. M.; NYANGARESI, P. O.; QIN, Y.; PANG, X.; CHEN, G.; LI, M.; LU, Y.; ZHANG, B. Efficacy of UVC-LED in water disinfection on *Bacillus* species with consideration of antibiotic resistance issue. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 386, 2020.
- SIMONS, R. M.; PAGAN, J.; LAWAL, O. Low-maintenance, consumables-free disinfection by UV-C LEDs. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON ENVIRONMENTAL SYSTEMS, 48., 2018, Albuquerque. **Anais [...]**. Emmaus: ICES, 2018. p. 1-11.
- SONG, K.; MOHSENI, M.; TAGHIPOUR, F. Application of ultraviolet light-emitting diodes (UV-LEDs) for water disinfection: a review. **Water Research**, Amsterdam, v. 94, p. 341-349, 2016.
- SONG, K.; TAGHIPOUR, F.; MOHSENI, M. Microorganisms inactivation by wavelength combinations of ultraviolet light-emitting diodes (UV-LEDs). **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 665, p. 1103-1110, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.041>
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Ultraviolet disinfection guidance manual for the final long term 2 enhanced surface water treatment rule. **Environmental Protection**, [S. l.], v. 2, n. 11, 2006.
- UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS. **Diodo Semicondutor**. 2014. Disponível em: https://www.fisica.ufmg.br/ciclo-basico/wp-content/uploads/sites/4/2020/05/Diodo_semicondutor.pdf. Acesso em: 17 set. 2024.

WÜRTELE, M. A.; KOLBE, T.; LIPSZ, M.; KÜLBERG, A.; WEYERS, M.; KNEISSEL, M.; JEKEL, M. Application of GaN-based ultraviolet-C light emitting diodes – UV LEDs – for water disinfection. **Water Research**, Amsterdam, v. 45, n. 3, p. 1481-1489, 2011.

YIN, R.; SHANG, C. UV LED 101: fundamentals and applications of UV LEDs in water treatment. **IUVA NEWS**, [S. l.], 2018.

YOLE GROUP. **UV LEDs and UV lamps – market and technology trends 2021**. [S. l.]: Sample, 2021.

ZHOU, X.; LI, Z.; LAN, J.; YAN, Y.; ZHU, N. Kinetics of inactivation and photoreactivation of *Escherichia coli* using ultrasound-enhanced UV-C light-emitting diodes disinfection. **Ultrasonics Sonochemistry**, Amsterdam, v. 35, p. 471-477, 2017.

Impactos do código florestal de 2012 na determinação da área de preservação permanente: o caso do reservatório Orós-CE

Impacts of the 2012 brazilian forestry code in the size of the permanent preservation area: the case of Orós reservoir in Ceará

• **Data de entrada:**
22/06/2022
• **Data de aprovação:**
09/02/2024

Thomas Lívio Santos Coelho^{1*} | Marisete Dantas de Aquino² |
José Nilton de Abreu Costa³ | Emanuel Duarte Silva⁴

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.64>

ORCID ID

Coelho TLS  <http://orcid.org/0000-0002-1151-8783>
Aquino MD  <http://orcid.org/0000-0002-4942-3607>

Costa JNA  <http://orcid.org/0000-0001-9691-8067>
Silva ED  <http://orcid.org/0000-0002-8856-8375>

Resumo

O estudo avalia as diferenças entre as áreas de preservação permanentes (APPs) do reservatório Orós, calculadas segundo os critérios do Código Florestal vigente (Lei nº 12.652/2012) e do revogado (Lei nº 4.771/65). As APPs foram estimadas para dois conjuntos de parâmetros operacionais do reservatório: 1) a partir da cota máxima *maximorum* (CMM) do projeto do Orós de 1960 e, 2) da CMM atualizada do Orós. No Código de 1965, a APP é definida a partir do conceito de Cota Máxima Operativa Normal (CMON). No Código de 2012, a área é estimada a partir da CMM. Utilizou-se o software ArcGis 10.2 para avaliar as APPs nas quatro situações: dois quadros de critérios legais e dois conjuntos de parâmetros operacionais do Orós. Os resultados mostraram que a atual legislação é menos restritiva, e estabelece uma área 26% menor do que a delimitada pela legislação anterior. A alteração da lei também promoveu modificações quanto à classificação territorial dos municípios nos quais o Açude Orós está inserido.

Palavras-chave: Cota Máxima *Maximorum*. Novo Código Florestal. Infraestrutura ecológica.

Abstract

The study evaluates the differences between the permanent preservation areas (APPs) of the Orós reservoir, calculated according to the criteria of the current Forest Code (Law No. 12.652/2012) and the repealed Code (Law No. 4.771/65). The APPs were estimated for two sets of operational parameters of the reservoir: 1) based on the Maximum Maximorum Elevation (CMM) from the 1960 Orós project and, 2) the updated CMM of Orós. In the 1965 Code, the APP is defined based on the concept of Normal Operating Maximum Elevation (CMON). In the 2012 Code, the area is estimated from the CMM. ArcGIS 10.2 software was used to assess the APPs in the four situations: two sets of legal criteria and two sets of Orós operational parameters. The results showed that the current legislation is less restrictive, establishing an area 26% smaller than that defined by the previous

¹ Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia – Sobral – CE – Brasil.

² Universidade Federal do Ceará – Fortaleza – CE – Brasil.

³ Universidade Estadual do Vale do Acaraú – Sobral – CE – Brasil.

⁴ Serviço Geológico do Brasil – Porto Alegre – RS – Brasil.

* **Autor correspondente:** thomas.coelho@ifce.edu.br

legislation. The change in the law also promoted modifications in the territorial classification of the municipalities where the Orós Reservoir is located.

Keywords: Maximum Maximorum water level. New Brazilian Forestry Code. Ecological infrastructure.

1 INTRODUÇÃO

As áreas de preservação permanente (APPs) são instituídas e regulamentadas pela legislação brasileira, com o intuito de preservar uma porção satisfatória do meio biótico natural, que represente a biodiversidade local e seus recursos culturais aderidos. O entendimento ambiental das APPs deve incluir os aspectos biológicos, socioeconômicos e culturais.

A preservação dessas faixas vegetacionais naturais (APPs) consideradas infraestruturas ecológicas (IE) auxiliam no fornecimento e manutenção de serviços ecossistêmicos que, para Longo *et al.* (2019), são benefícios relacionados ao bem-estar humano, podendo-se citar alguns desses com efeitos positivos diretos, como regulação de temperatura, melhoria na qualidade do ar, controle da erosão e aumento da disponibilidade hídrica.

As APPs são hoje definidas na Lei nº 12.651 de 2012, que altera e atualiza o Código Florestal de 1965. A Lei estabelece diretrizes para enquadrar e delimitar áreas, bem como o conceito de preservação permanente, reserva legal, exploração florestal, e também estabelece métodos para o controle dos produtos florestais, e o controle e a prevenção dos incêndios florestais (Brasil, 2012).

Sob tal esteio, o estudo aqui tratado aborda com maior ênfase as áreas localizadas nas margens dos lagos/reservatórios, destinados à produção de energia e abastecimento público. Essas áreas eram delimitadas, antes de 2012, por uma faixa de 100 metros horizontais medida a partir da cota máxima operativa normal (CMON). Porém, com o novo código florestal, essas áreas passaram a ser determinadas pela faixa formada entre a CMON e a cota *máxima maximorum* (CMM) para

os reservatórios em referência que foram registrados ou tiveram contratos de concessão ou autorização assinados anteriormente à Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001. Essa atual definição torna a delimitação de APP específica para cada reservatório, haja vista a utilização de referenciais altimétricos intrínsecos de cada projeto.

A CMM de um reservatório é utilizada como um referencial no cálculo de segurança hidrológica das barragens, essa cota é usualmente definida no projeto executivo. Com o novo Código, a CMM e a CMON são essenciais para determinar o tamanho da APP (Coelho *et al.*, 2016).

As cotas altimétricas de um reservatório podem ser representadas por meio de modelos digitais de elevação (MDE), utilizando dados altimétricos como os fornecidos pela missão Shuttle Radar Topography Mission (SRTM). A utilização de técnicas que envolvem sensoriamento remoto, sistemas de informação geográfica (SIG e MDE) produzem excelentes produtos, como o mapeamento de manchas de inundações, a análise de cobertura vegetal, o uso dos solos e o mapeamento de zonas de interesse, como as APPs.

1.1 Definições e métodos de determinação de APP

As APPs buscam proteger o meio ambiente para assim garantir a manutenção e o equilíbrio ecológico, proporcionando qualidade de vida às gerações presentes e futuras no paradigma do desenvolvimento sustentável.

Para Hughes *et al.* (2018), a alteração na cobertura vegetal e, conseqüentemente, o comprometimento da infraestrutura ecológica (IE) afetam diretamente o interesse coletivo, que se

beneficia dos serviços ecossistêmicos, portanto é de grande valia o estabelecimento de diretrizes para a manutenção dessas áreas, propiciando assim benefícios a toda sociedade.

Azevedo e Oliveira (2014) destacam que o Código de 2012 trouxe um panorama de redução das áreas protegidas, o que permite que a intervenção ou a supressão de vegetação nativa em APP seja autorizada em casos de utilidade pública, de interesse social ou de baixo impacto ambiental, para atender interesses socioeconômicos.

No Código Florestal de 1934 foram definidas florestas protetoras e remanescentes, devido a seu papel diferenciado em relação às demais áreas presentes na floresta. Todavia, somente após o código florestal atual (Lei nº 12.651/2012) passou a ser definida a Área de Preservação Permanente – APP.

O novo código florestal define o conceito de área de preservação permanente e traça diretrizes para sua delimitação. No contexto deste trabalho, ressalta-se a observação do artigo 62, que define a delimitação da APP com a CMON e a CMM como referencial.

Art. 2º – II – Área de Preservação Permanente – APP: área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas;

Art. 62. Para os reservatórios artificiais de água destinados a geração de energia ou abastecimento público que foram registrados ou tiveram seus contratos de concessão ou autorização assinados anteriormente à Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001, a faixa da Área de Preservação Permanente será a distância entre o nível máximo operativo normal e a cota máxima *maximorum*.

A legislação ambiental brasileira possui grande índice de restritividade, porém, muitas vezes, a fiscalização de seu cumprimento não é efetiva, em função da grande extensão do país, da escassez de informação a respeito das regiões estudadas, e do custo e dispêndio de tempo para a realização de tais estudos. Nesse contexto, tecnologias modernas como sensoriamento remoto (SR) e sistema de informação geográfica (SIG) podem auxiliar na demarcação e fiscalização de grandes áreas potenciais de preservação.

Ao longo das últimas duas décadas, as técnicas SR possibilitaram o monitoramento desde pequenas até grandes áreas, em diferentes tipos de cobertura do solo, com diferentes características, áreas degradadas, áreas de preservação permanente, monitorando uma grande diversidade de usos da terra, além de serem utilizadas em escala temporal. Exemplos da diversidade de aplicações do SR podem ser observados em alguns trabalhos.

Magidi e Ahmed (2019) avaliaram por meio do SR e métricas de paisagem a expansão urbana na cidade de Tshwane, África do Sul, entre os anos de 1984 e 2015 utilizando dados dos sensores TM, ETM+ e OLI da série de satélites Landsat.

Shimabukuro *et al.* (2020) discriminaram em sete classes os diferentes tipos de uso e cobertura do solo no território brasileiro, por meio da série temporal anual PROBA-V com resolução de 100 m.

Santos Filho, Cornero e Pereira (2021), ao classificarem a evolução do uso do solo sobre áreas úmidas, observaram que a classificação não supervisionada, embora observadas dificuldades no processo da matriz de confusão e a presença de nuvens, também confirmou os resultados apontados pelo Normalized Difference Water Index (NDWI) referentes à eficácia do modelo gerado pelo Warter Plugin.

Técnicas de geoprocessamento e SR aplicadas às análises ambientais têm se mostrado eficientes,

Meira, Sabonaro e Silva (2016) produziram uma carta de adequabilidade ambiental de uma propriedade rural utilizando técnicas de geoprocessamento, sobrepondo uma carta de uso conservacionista e uma carta de uso do solo e cobertura vegetal.

Gasparini *et al.* (2013) mostraram que o uso de geotecnologias é bastante eficiente na gestão territorial dos municípios para a classificação das áreas de preservação permanente previstas pelas leis brasileiras, bem como auxiliam na otimização do uso e ocupação do solo do município.

Na delimitação das APPs e Reservas Legais (RL), foram desenvolvidos muitos estudos com utilização de imagens de satélite e SIG (Carvalho Neto, 2020; Fochi *et al.* 2015; Silva, Guimarães; Oliveira 2017; Silva *et al.* 2017; Silva *et al.* 2020; Vieira, 2019).

Coelho *et al.* (2016) fizeram uma atualização de estudos do Açude Orós e identificaram que, com dados recentes, a CMM poderia ser atualizada para a cota 208 metros, um metro acima da cota do projeto executivo original. Os autores mostraram a importância de atualizar estudos hidrológicos com vistas à correta delimitação das APPs.

2 METODOLOGIA

No presente estudo se aplica um método sistemático para determinar a APP do reservatório Orós, localizado no Estado do Ceará, nordeste brasileiro. Para isso, primeiramente, identificaram-se as legislações brasileiras aplicáveis à determinação de APPs de reservatórios. Em seguida, identificaram-se métodos e técnicas computacionais de delimitação de área que permitem implementar banco de dados altimétricos da área do estudo.

Foram obtidos os seguintes produtos: 1) cálculo da APP determinada segundo os critérios do Código de 2012, a partir dos dados da CMM do projeto original do Orós; 2) cálculo da APP (Código

de 2012), a partir da CMM estimada por Coelho *et al.* (2016); 3) cálculo da APP, conforme os critérios dispostos no Código de 1965; e 4) análise de impactos das mudanças do Código Florestal em termos de tamanho e posicionamento da APP.

Para o cálculo de áreas, foram empregados: dados altimétricos Shuttle Radar Topography Mission (SRTM), inicialmente processados pela National Aeronautics and Space Administration (NASA) e United States Geological Survey (USGS), receberam pós-processamento na suíte de softwares ArcGis 10.2, onde primeiramente foram reprojettados com referência geográfica para WGS 1984, UTM Zone 24 S (essa é a projeção plana da região do Orós-CE). Em seguida, após esse ajuste, elaborou-se um mosaico com a finalidade de junção das articulações utilizadas para composição do Modelo Digital de Elevação (MDE). Esses modelos são capazes de fornecer dados com precisão de pixels de até 30x30 metros em algumas regiões utilizando a ferramenta Add Rasters to Mosaic Dataset, que adiciona conjuntos de dados *raster* de diversas fontes em um mosaico de dados. Após essa etapa, foi realizado um agrupamento dos dados do *raster* em classes com valores de 0 e 1, com o objetivo de se obter as áreas compreendidas entre os intervalos de cotas estudados, entre a cota máxima operativa normal e as cotas *maximorum* atualizada e não atualizada.

No conjunto de ferramentas da extensão Spatial Analyst Tools, foi utilizada a ferramenta Map Algebra, que cria e executa expressões algébricas, e utiliza a sintaxe do Python em uma interface do tipo calculadora. Dessa forma, realizaram-se operações algébricas com os dados contidos em um *raster* com o intuito de separar em intervalos especificados, selecionando esses dados para posterior reclassificação. O produto obtido nessa etapa do processamento permitiu empregar a ferramenta Reclassify para separar as células compreendidas em uma altitude pré-estabelecida das demais. Isso foi possível porque, durante

a reclassificação, as células com valores 0, obtidas pelo processamento algébrico, puderam ser descartadas, mantendo-se apenas as células classificadas com valor de 1 (células do intervalo desejado). Por fim, o *raster* obtido após a reclassificação foi convertido em polígono (vetor) e sua área plana pôde ser obtida por integração utilizando a calculadora espacial da suite.

O processamento possibilitou delimitar e calcular áreas para qualquer intervalo de cotas desejado, desde que estas estivessem compreendidas no gradiente do *raster* utilizado como base. Desse modo foi possível criar polígonos representativos das áreas de preservação permanentes previstas na atual legislação ambiental. Da mesma maneira, foi possível gerar um polígono com distância pré-estabelecida a partir da borda de qualquer cota de referência, já vetorizada no processamento anterior, utilizando para isso a ferramenta *buffer*. Esse recurso permitiu obter a área plana projetada

compreendida entre qualquer distância informada e a borda da cota de referência, permitindo comparar os valores obtidos tendo como referencial os limites inferior e superior previstos nas diretrizes da legislação ambiental anterior. Ressalta-se que esse processo metodológico utilizando a ferramenta *buffer* obteve bom desempenho na modelagem da APP no estudo de Silva, Guimarães e Oliveira (2017).

2.1 Área de estudo

A região hidrográfica da sub-bacia do Alto Jaguaribe é a primeira porção percorrida pelo rio Jaguaribe, localiza-se a sudoeste do Estado do Ceará, limitando-se a sul pelo estado de Pernambuco e a oeste pelo estado do Piauí. É a maior do estado e seu principal reservatório é o Açude Orós, ilustrados pela Figura 1 (Assembleia Legislativa do Estado do Ceará; Conselho de Altos Estudos e Assuntos Estratégicos, 2009).

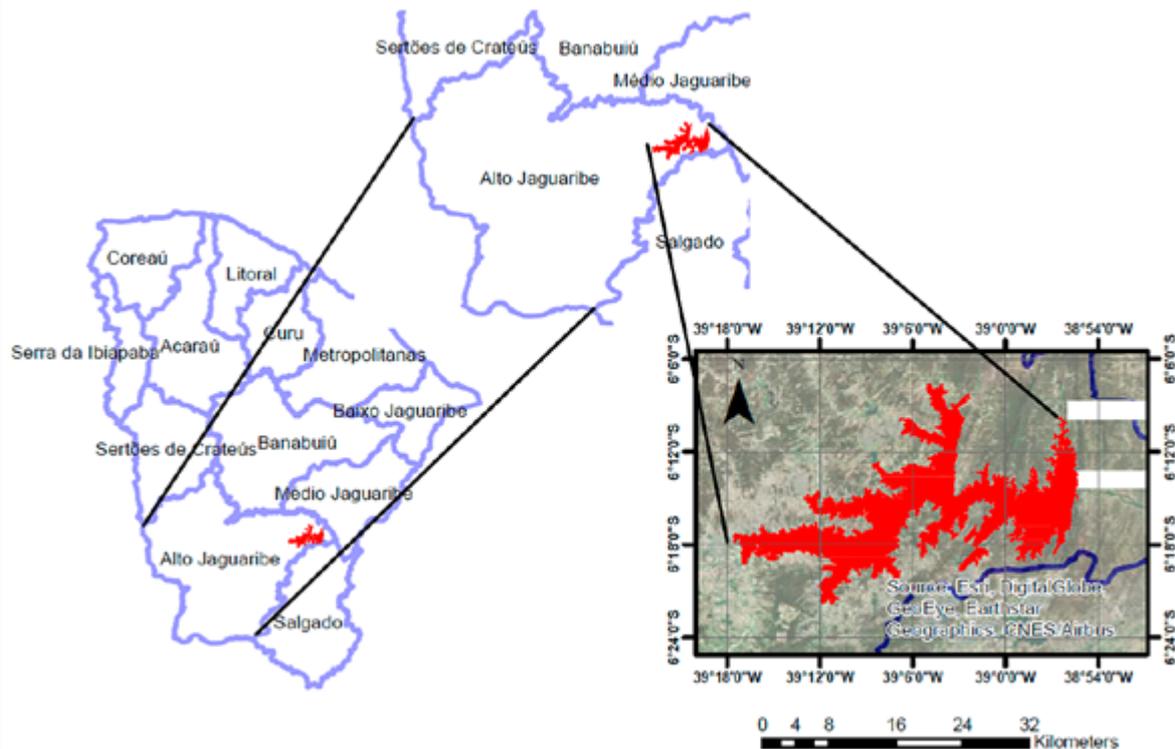


Figura 1 – Bacia do alto Jaguaribe e Açude Orós.

O Açude presidente Juscelino Kubitschek, chamado também de Açude Orós, abrange os municípios de Iguatu, Quixelô e Orós, e encontra-se a uma distância, em linha reta, de 270 quilômetros de Fortaleza. A barragem foi construída pelo Departamento Nacional de Obras Contra as Secas (DNOCS), e sua estrutura é do tipo terra zoneada. Seu projeto foi concluído em 1961 com capacidade de 1.940.000.000 m³ e vazão regularizada de 20,40 m³/s (Secretaria dos Recursos Hídricos do governo do Estado do Ceará; Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos; Banco Mundial; Geosolos, 2011).

O regime de chuvas é irregular, e existe deficiência hídrica. Nesse contexto, as ações antrópicas, como desmatamento, alteração do relevo, plantio de culturas, pequenas barragens e drenagens, entre outras, alteram a dinâmica das águas.

A cobertura vegetal do entorno do açude é relativamente preservada, embora apresente sinais de antropização devido à existência de comunidades nas adjacências. A vegetação nativa é predominante, com a presença de hiperxerófilas arbustivas e lenhosas, embora, em função das ações antrópicas, existam espécimes secundárias e invasoras.

2.2 Dados técnicos e altimétricos

Os dados técnicos e altimétricos foram coletados a partir dos dados do projeto original do Orós na biblioteca e arquivo técnico do DNOCS. Esses abrangem o cálculo estrutural da barragem, os estudos hidrológicos e as anotações dos técnicos com suas impressões de campo. Foram coletados informações e detalhes de estudos pós-construção, como no caso do parecer n°01/DIPRO/H – C.I.N°101 – DIBRA/B de 12/12/1980, que aponta uma divergência nas cotas altimétricas do projeto. Essas cotas, para serem utilizadas, necessitam ser corrigidas

com referência ao marco do IBGE, existindo uma diferença de +4,24 metros entre as cotas citadas no projeto original e o marco de referência do IBGE instalado no açude Orós. Por exemplo, a cota da soleira do vertedouro é 199,5 metros, então a cota retificada real que deve ser utilizada é 203,74 metros. Essas informações têm uma importância fundamental para o cálculo da APP.

No projeto original, a CMM foi estimada pela cheia decamilenar, e está calada à cota 207 metros (retificada pelo IBGE 211,24 m); a CMON foi estabelecida à cota 205 metros (retificada pelo IBGE 209,24 m); e a crista da barragem na cota 209 metros (retificada pelo IBGE 213,24 m). Essas cotas arbitrárias foram corrigidas pelo marco do IBGE. A Tabela 1 apresenta as cotas utilizadas para determinar a APP, cotas arbitrárias do projeto original e as cotas ajustadas de acordo com o parecer n°01/DIPRO/H – C.I.N°101 – DIBRA/B de 12/12/1980.

Tabela 1 – Cotas de referência para estudo.

Referência para cálculo da APP	Cota DNOCS	Cota Corrigida IBGE
Cota Máxima Operativa Normal	Projeto Original – 205 m	IBGE - 209,24 (209) m
Cota Máxima <i>Maximorum</i> Original - DNOCS	Projeto Original – 207 m	IBGE - 211,24 (211) m
Cota Máxima <i>Maximorum</i> de Coelho <i>et al.</i> (2016)	Projeto Original – 208 m	IBGE - 212,24 (212) m

Os dados altimétricos, utilizados na geração do MDE são provenientes da SRTM, estão em articulações para download na aplicação Web Earth Explorer pelo Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS). Na Tabela 2 são mostrados os dados técnicos das duas articulações utilizadas.

Tabela 2 – Código dos dados técnicos das articulações.

1 st Data Set Attribute	Attribute Value	2 nd Data Set Attribute	Attribute Value
Entity ID	SRTM1S07W040V3	Entity ID	SRTM1S07W039V3
Acquisition Date	11-FEB-00	Acquisition Date	11-FEB-00
Publication Date	23-SEP-14	Publication Date	23-SEP-14
Resolution	1-ARC	Resolution	1-ARC
NW Corner Lat	6°00'00.00"S	NW Corner Lat	6°00'00.00"S
NW Corner Long	40°00'00.00"W	NW Corner Long	39°00'00.00"W
NE Corner Lat	6°00'00.00"S	NE Corner Lat	6°00'00.00"S
NE Corner Long	39°00'00.00"W	NE Corner Long	38°00'00.00"W
SE Corner Lat	7°00'00.00"S	SE Corner Lat	7°00'00.00"S
SE Corner Long	39°00'00.00"W	SE Corner Long	38°00'00.00"W
SW Corner Lat	7°00'00.00"S	SW Corner Lat	7°00'00.00"S
SW Corner Long	40°00'00.00"W	SW Corner Long	39°00'00.00"W
NW Corner Lat dec	-6	NW Corner Lat dec	-6
NW Corner Long dec	-40	NW Corner Long dec	-39
NE Corner Lat dec	-6	NE Corner Lat dec	-6
NE Corner Long dec	-39	NE Corner Long dec	-38
SE Corner Lat dec	-7	SE Corner Lat dec	-7
SE Corner Long dec	-39	SE Corner Long dec	-38
SW Corner Lat dec	-7	SW Corner Lat dec	-7
SW Corner Long dec	-40	SW Corner Long dec	-39

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Determinação da APP pelo código de 2012

A determinação dessa área foi utilizada como linha de base para comparação em termos de incremento ou decréscimo em relação à área determinada com referência na legislação anterior. Salienta-se que todas as cotas utilizadas no processo de cálculo de APP foram retificadas conforme referencial IBGE.

3.2 Cmm do projeto original do Orós

Para o intervalo de cotas 209 m (máxima operativa normal) e 211 m (*maximorum* original DNOCS) obteve-se um valor de área plana de 4.458 ha (Figura 2) após o processo de extração e cálculo das áreas utilizando as ferramentas do Map Algebra.

Observou-se que com a CMM atualizada (212), em que foi acrescido apenas um metro em relação à CMM do projeto original, a APP sofreu acréscimo de cerca de 43,5% (1.940 ha).

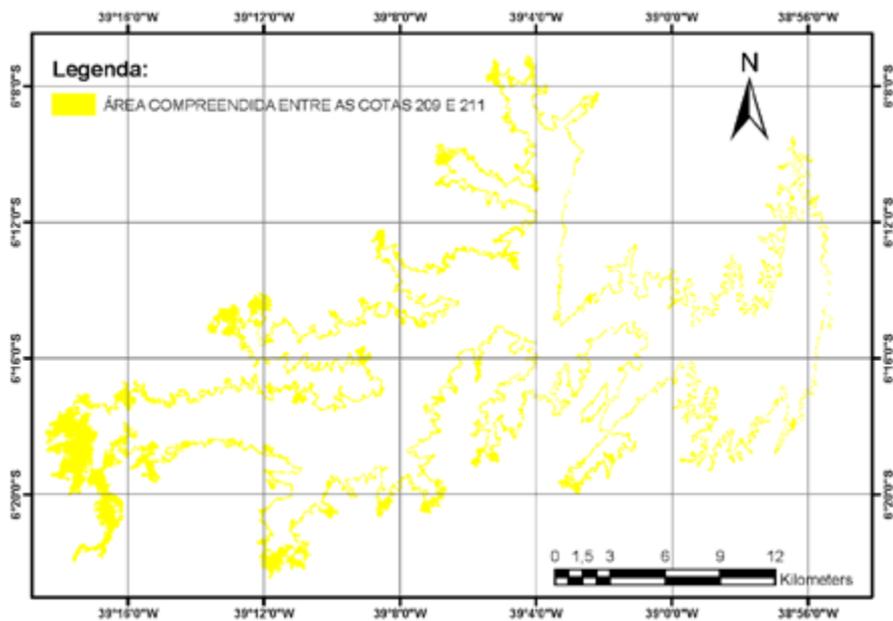


Figura 2 – Área de preservação permanente entre as cotas 209 e 211.

3.2.1 Cmm- atualização conforme Coelho et al. (2016)

Nesta subseção utilizou-se a CMON determinada no estudo de Coelho *et al.* (2016).

Aplicando as diretrizes da atual legislação, calculou-se a APP no intervalo de cotas 209-212, e obteve-se uma área plana de 6.398 ha (Figura 3).

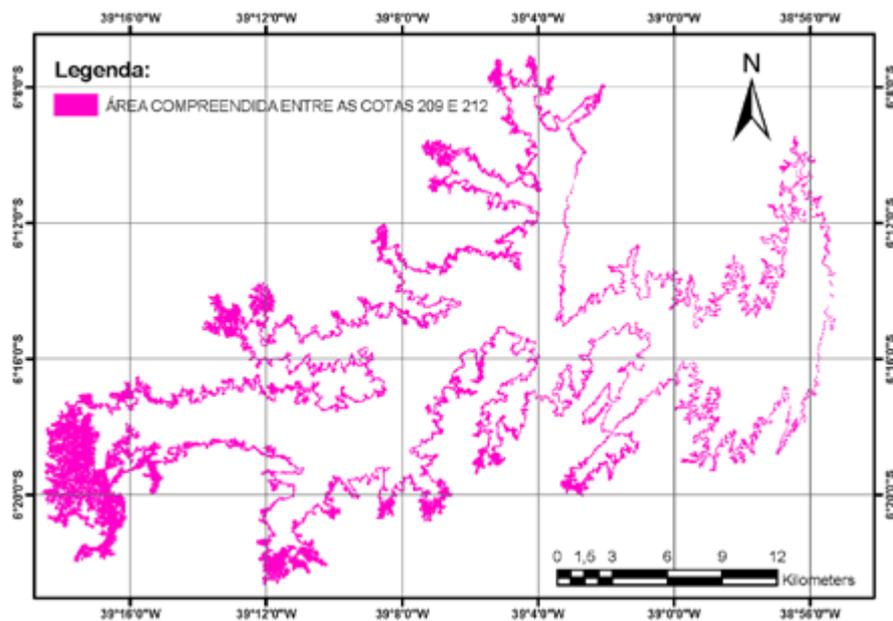


Figura 3 – Área de preservação permanente entre as cotas 209 e 212.

3.2.2 Determinação da APP com critérios do código de 1965

Para a simulação envolvendo a geração de um *buffer* de 100 m a partir da CMON 209 m, que é

a cota base da faixa de APP, obteve-se uma área plana de 5.988 ha (Figura 4).

A Figura 5 mostra as manchas simuladas para os intervalos de cota 209-211; 209-212 e pelo *buffer* de 100 m.

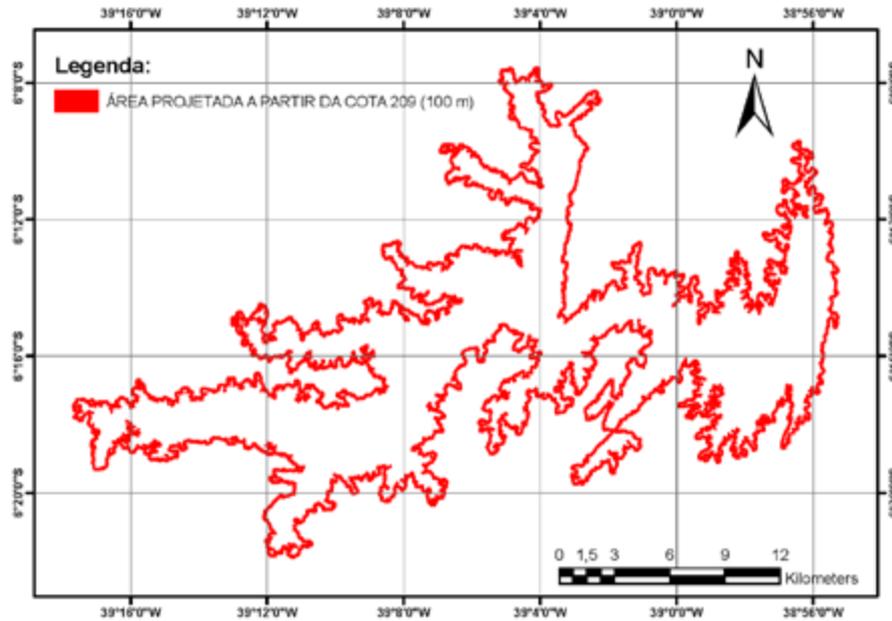


Figura 4 – Área de preservação permanente Buffer de 100 metros.

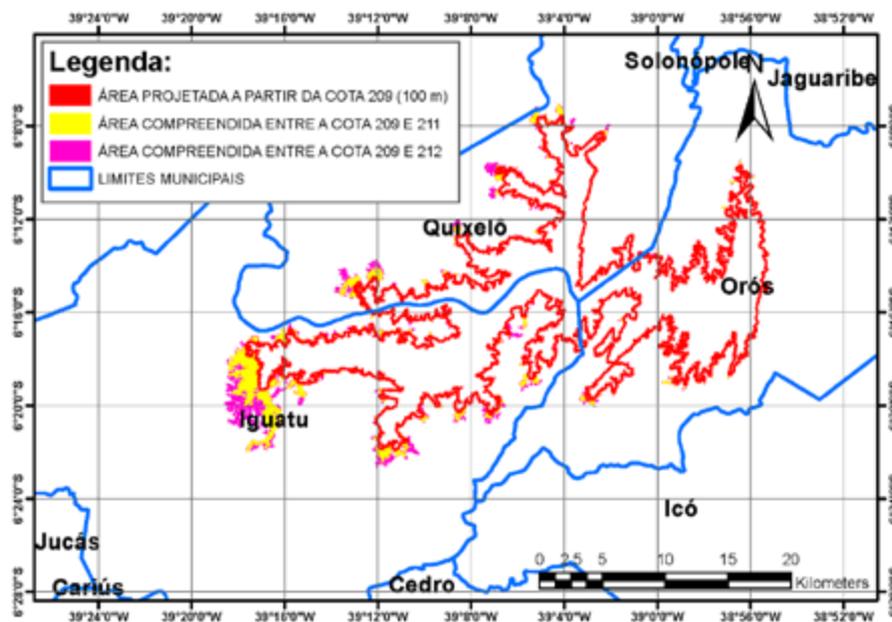


Figura 5 – Manchas simuladas para os intervalos de cota 209-211; 209-212 e pelo *buffer* de 100 m.

3.3 Abordagem legal

O estudo possibilitou a realização de uma análise comparativa, verificando os impactos causados na delimitação da APP em decorrência das alterações da lei. A APP modelada com referência na atual legislação resultou em uma área consideravelmente inferior (cerca de 1.530 ha), 25,6% menor do que a estabelecida pela legislação de 1965. Em tal caso a atual legislação é menos restritiva para o reservatório do Orós.

Apesar de a atual legislação prever uma área de preservação menor para o açude Orós, se o projeto atualizar a CMM, conforme proposto por Coelho *et al.* (2016), elevando em apenas um metro, de 211 para 212, a atual legislação delimitaria uma APP de tamanho similar, superior 410 ha em relação à legislação anterior (Lei nº 4.771/65).

A determinação de APP com referência na atual legislação ambiental, além de provocar alterações quanto à metragem, promoveu também

alterações quanto à classificação territorial de algumas áreas dos municípios que compreendem o Orós. Na Figura 5 foi destacado que os limites da APP determinados pela legislação vigente ultrapassaram em algumas áreas os limites da APP determinada pela legislação anterior (Lei nº 4.771/65). Em outras regiões, os limites recuaram. Esse fenômeno ocorreu de forma não homogênea nos territórios dos municípios.

Como observado na Tabela 3, no município de Iguatu-CE, com a vigência da atual legislação, o Açude Orós passou de uma APP de 2.130 ha, para 2.665 ha e, caso a CMM fosse atualizada para 212 metros, a área passaria para 3.809 ha, havendo assim um incremento substancial. Já no município de Orós-CE, a APP passou de 2.226 ha, para 617 ha. Ao contrário de Iguatu, houve perda de APP. Caso a CMM fosse atualizada para 212 m, a APP passaria a medir 884 ha. Essa, por sua vez, é ainda menor do que a área prevista pela legislação anterior com *buffer* de 100 metros.

Tabela 3 – Alteração da área de preservação permanente.

Município	Área do município (ha)	Área revogada – buffer 100 m (ha)	Área vigente – Cota 211 (ha)	Área proposta – Cota 212 (ha)
Iguatu	102.821	2.130	2.665	3.809
Quixelô	55.932	1.653	1.174	1.699
Orós	57.581	2.206	617	884
Acopiara	226.370	0	2,9	5,2

A mudança de definição territorial para os municípios pode gerar conflitos, como, por exemplo, uma área de grande potencial produtivo anterior ao ano de 2012 não se caracterizava como APP e, após essa data, seguindo a atual legislação, passou a ser uma área de preservação permanente, não podendo mais ser explorada. Já para o caso em que houve perda territorial de APP, uma área com alto grau de preservação ambiental, a qual antes do ano de 2012 era protegida por lei, agora pode ser explorada e provocar grande perda ambiental para o município.

Observou-se a abrangência de faixas de APP em zonas urbanizadas. Essa observação é encontrada com maior expressividade no município de Iguatu, com valores aproximados de 3,4% e 0,2% para as cotas de 212 e 211 metros, respectivamente.

Apesar de a modelagem prever que, ao atingir a cota 211 metros, o reservatório promoveria uma inundação de apenas 0,2% da cidade de Iguatu, o parecer de 1980, apêndice do projeto original do Orós, informa que, no evento hidrológico extremo ocorrido em 1974, o açude alcançou a cota de

209 metros, inundando cerca de 50% da cidade de Iguatu-CE.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O processamento na *suíte* de softwares ArcGis 10.2 foi capaz de delimitar as APPs conforme diversos referenciais, incorporando ao estudo bases comparativas principalmente quanto à abordagem legal de APPs. Constatou-se que a atual legislação, de 2012, é menos restritiva quanto à delimitação das APPs do que a revogada.

Observou-se que a APP depende diretamente do referencial altimétrico (CMM) definido nos projetos executivos, acarretando uma perda ambiental para casos em que a cota máxima operativa normal e a cota *maximorum* coincidem no projeto do reservatório.

Foi observado que, caso fosse utilizada como referencial a CMM proposta pelo estudo de Coelho *et al.* 2016, a APP passaria de um valor inferior ao da legislação anterior para um patamar de mesmo nível. Os resultados mostram a importância da atualização dos parâmetros operacionais dos reservatórios, observando a delimitação da APP pelo novo Código Florestal.

Ainda quanto a abordagem legal, foi identificado que diversas áreas urbanas são consideradas como APP perante a atual legislação, destacando-se, neste estudo de caso, o município de Iguatu-CE.

Propõe-se que estudos mais aprofundados e focados na questão territorial sejam desenvolvidos para avaliar, mensurar e propor medidas compensatórias e atenuantes para essas alterações de classificações territoriais dos municípios, pois, apesar da mudança da legislação ter ocorrido em 2012, as pesquisas ainda são muito superficiais nesse âmbito. Ressalta-se que tramitam inúmeros processos no Ministério Público e em outras esferas da justiça brasileira motivados pela

mudança da classificação territorial para APP pelo novo código florestal.

5 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Coelho TLS, Aquino MD; **Metodologia:** Coelho TLS, Silva ED, Aquino MD; **Discussão dos Resultados:** Coelho TLS, Silva ED, Aquino MD, Costa JNA; **Redação – Primeira versão:** Coelho TLS, Costa JNA; **Redação – Revisão & Edição:** Coelho TLS; Supervisão, Aquino MD.

6 REFERÊNCIAS

- AZEVEDO, R. E. S.; OLIVEIRA, V. P. V. Reflexos do novo Código Florestal nas áreas de preservação permanente – APPs – urbanas. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 29, p. 71-91, abr. 2014. <http://dx.doi.org/10.5380/dma.v29i0.32381>
- BRASIL. Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 25 maio 2012.
- CARVALHO NETO, L. M. Uso e ocupação do solo da área de preservação permanente (APP) da microbacia do Córrego Barreiro, Uberaba (Minas Gerais). **Revista Brasileira de Sensoriamento Remoto**, Recife, v. 1, n. 2, p. 29-41, 2020.
- ASSEMBLEIA LEGISLATIVA DO ESTADO DO CEARÁ; CONSELHO DE ALTOS ESTUDOS E ASSUNTOS ESTRATÉGICOS (org.). **Caderno regional da sub-bacia do Alto Jaguaribe**. v. 5. Fortaleza: INESP, 2009.
- COELHO, T. L. S.; CAMPOS J. N. B.; COELHO, L. K. R. F.; FERREIRA F. E. F. R. Atualização de cota maximorum do reservatório Orós. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, [s. l.], v. 13, n. 2, p. 99-109, jul./dez. 2016. Associação Brasileira de Recursos Hídricos – ABRH. <http://dx.doi.org/10.21168/rega.v13n2.p99-109>
- FOCHI, D. A. T; MESACASA, L.; MELO, N. G.; CORAZZA, R. Utilização de ferramentas de geoprocessamento para a delimitação das Áreas de Preservação Permanente (APPs) no município de Passo Fundo, segundo o Novo Código Florestal (Lei nº 12.651-2012). In: **VI Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental**, Porto Alegre/RS, 2015.

GASPARINI, K. A. C.; LYRA, G. B.; FRANCELINO, M. R.; DELGADO, R. C.; OLIVEIRA JUNIOR, J. F.; FACCO, A. G. Técnicas de geoprocessamento e sensoriamento remoto aplicadas na identificação de conflitos do uso da terra em Seropédica-RJ. **Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro, v. 20, n. 3, p. 296-306, 2013. <https://doi.org/10.4322/loram.2013.030>

HUGHES, C. J.; WINNAAR, G.; SCHULZE, R. E.; MANDER, M.; JEWITT, G. P. W. Mapping of water-related ecosystem services in the uMngeni catchment using a daily time-step hydrological model for prioritisation of ecological infrastructure investment – Part 1: Context and modelling approach. **Water SA**, [s. l.], v. 44, n. 4, 2018. <https://doi.org/10.4314/wsa.v44i4.07>

LONGO, R. M.; SILVA, A. L.; BETTINE, S. C.; DEMANBORO, A. C.; BRESSANE, A.; FENGLER, F. H.; RIBERIO, A. I. Environmental quality in urban forests in Campinas – São Paulo State/Brazil. **International Journal of Environmental Impacts**, [s. l.], v. 2, n. 2, p. 117-130, 19 jun. 2019. WITPRESS LTD. <http://dx.doi.org/10.2495/ei-v2-n2-117-130>

MAGIDI, J.; AHMED, F. Assessing urban sprawl using remote sensing and landscape metrics: a case study of City of Tshwane, South Africa (1984-2015). **The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science**, [s. l.], v. 22, n. 3, p. 335-346, dez. 2019. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ejrs.2018.07.003>

MEIRA, R. T.; SABONARO, D. Z.; SILVA, D. C. C. Elaboração de Carta de Adequabilidade Ambiental de uma pequena propriedade rural no município de São Miguel Arcanjo, São Paulo, utilizando técnicas de geoprocessamento. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [s. l.], v. 21, n. 1, p. 77-84, mar. 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41520201600100133687>

SANTOS FILHO, H.; CORNERO, C.; PEREIRA, A. Comparação ótica de NDWI e classificação não supervisionada com resultados de detecção automática de áreas úmidas: estudo de caso cidade de Macapá, Brasil. **Brazilian Journal of Development**, São José dos Pinhais, v. 7, n. 4, p. 40452-40468, 2021.

SECRETARIA DOS RECURSOS HÍDRICOS DO GOVERNO DO ESTADO DO CEARÁ; COMPANHIA DE GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS; BANCO MUNDIAL; GEOSOLOS. **Inventário Ambiental do Açu de Orós**. Fortaleza: Governo do Estado do Ceará, 2011.

SHIMABUKURO, Y. E.; ARAI, E.; DUARTE, V.; DUTRA, A. C.; CASSOL, H. L. G.; SANO, E. E.; HOFFMANN, T. B. Discriminating land use and land cover classes in Brazil based on the annual PROBA-V 100 m time series. **IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing**, [s. l.], v. 13, p. 3409-3420, 2020. <http://dx.doi.org/10.1109/jstars.2020.2994893>

SILVA, H. R. O. GUIMARÃES, S. C. P.; OLIVEIRA, L. B. O uso do geoprocessamento na espacialização e avaliação das Áreas de Preservação Permanente: cidade de PortoVelho-RO. **Revista Franco-Brasileira de Geografia**, São Paulo, v. 30, 2017. <https://doi.org/10.4000/confins.11764>

SILVA, M. S.; BUENO, I. T.; ACERBI JÚNIOR, F. W.; BORGES, L. A. C.; CALEGARIO, N. Avaliação da cobertura do solo como indicador de gestão de recursos hídricos: um caso de estudo na sub-bacia do Córrego dos Bois, Minas Gerais. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [s. l.], v. 22, n. 3, p. 445-452, maio 2017. <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522017149673>

SILVA, V. F.; PEREIRA, J. S.; COSME, A. M. F.; PESSOA, D. S.; MARTINS, W. A.; LIMA, V. L. A.; DANTAS NETO, J. Análise da degradação da vegetação nativa em área de preservação permanente na Paraíba. **Revista Brasileira de Geografia Física**, [s. l.], v. 13, n. 1, p. 121-130, 2020. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v13.1.p121-130>

VIEIRA, I. Mapeamento da área de preservação permanente na margem norte do rio Itajaí-Açu em área urbana consolidada. **Metodologias e Aprendizado**, [s. l.], v. 1, p. 26-29, set. 2019. <http://dx.doi.org/10.21166/metapre.v1i0.641>