

ISSN 2764-5576

cadernos técnicos engenharia sanitária e ambiental

Órgão Oficial de Informação Técnica da ABES - Rio de Janeiro

**32° Congresso Brasileiro de
Engenharia Sanitária e Ambiental**

Vol. 3 | nº 3 | 2023 | JUL/SET



ABES ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE
ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL
Capítulo Nacional da AIDIS



inct
ETEs Sustentáveis

A Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, em conjunto com o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, apresenta mais uma edição dos Cadernos de Nota Técnica ESA (CTESA), onde tem por objetivo a publicação de contribuições técnicas e científicas nas áreas de saneamento, e suas interfaces. As contribuições são publicadas após aprovação do conselho editorial formado exclusivamente para este fim. Os artigos publicados não refletem necessariamente a opinião da Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES).

Diretor Responsável

Alceu Guérios Bittencourt

Editor Geral

André Bezerra dos Santos

Editor Geral Adjunto

Maurício Alves da Motta Sobrinho

Coordenação

Allan Rodrigues

Conselho Editorial Geral

André Bezerra dos Santos

Maurício Alves da Motta Sobrinho

Editores associados

André Bezerra dos Santos

Maurício Alves da Motta Sobrinho

Rodrigo Moruzzi

Miguel Mansur Aisse

Correspondência

Avenida Beira Mar, 216, 13º andar

CEP: 20021-060 - Rio de Janeiro (RJ), Brasil

Tel: (21) 2277-3900 - E-mail: esa@abes-dn.org.br

cadernos técnicos engenharia sanitária e ambiental

Cadernos Técnico Eng Sanit Ambient | v.3 n.3 | 2023 | jul/set



Créditos da imagem da capa: dreamstime.com/Katoton

CORPO EDITORIAL PERMANENTE

Editor Geral: André Bezerra dos Santos, Universidade Federal do Ceará, Brasil

Editor Geral Adjunto: Maurício Alves da Motta Sobrinho, Universidade Federal de Pernambuco, Brasil

Editor Coordenador: Allan Rodrigues, Abes, Brasil

EDITORES ASSOCIADOS:

Davi Gasparini Fernandes Cunha, Universidade de São Paulo, Brasil

João Paulo Bassin, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Brasil

Jorge M.G.P. Isidoro, Universidade do Algarve, Portugal

Lisete Celina Lange, Universidade Federal de Minas Gerais, Brasil

Lucas Meili, Universidade Federal de Alagoas, Brasil

Luciana Paulo Gomes, Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Brasil

Luciano Matos Queiroz, Universidade Federal da Bahia, Brasil

Luewton Lemos F. Agostinho, NHL Stenden University of Applied Sciences, Holanda

Luiza Girard Teixeira, Universidade Federal do Pará, Brasil

Maurício Alves da Motta Sobrinho, Universidade Federal de Pernambuco, Brasil

Pablo Heleno Sezerino, Universidade Federal de Santa Catarina, Brasil

Paulo Sérgio Scalize, Universidade Federal de Goiás, Brasil

Raul Muñoz, Universidad de Valladolid, Spain

Rodrigo Moruzzi, Universidade Estadual Paulista, Brasil

PRODUÇÃO EDITORIAL



Estatuto em Vigor: Alteração de Estatuto referendado pela Assembleia Geral Extraordinária realizada no Rio de Janeiro (RJ) em 08 de julho de 2011. Essa nova versão do Estatuto recebeu protocolo número 201108081358447 e foi averbada na matrícula número 1244 do Registro Civil de Pessoas Jurídicas do Rio de Janeiro em 25 de agosto de 2011.

Revista Engenharia Sanitária e Ambiental Fundada com o título Engenharia Sanitária em 1962 (vol.1, n.1, jun de 1962) com formato 18,0 x 26,0 cm, até o vol.12, n.3, quando foi adotado o formato A4. A partir do vol.28, abr./jun. de 1989, passou a chamar-se BIO, com o formato 21,0 x 28,0 cm, sendo a Engenharia Sanitária transformada em encarte técnico da BIO. A partir de 1996, retorna a Engenharia Sanitária, desta feita incorporando a palavra Ambiental (Ano I, n.1, jan./mar. 1996).

DIRETORIA NACIONAL

Presidente: Alceu Guérios Bittencourt; **Vice-Presidente:** Mario Cezar Guerino; **Secretário Geral:** Marcel Costa Sanches; **Secretário Geral Adjunto:** Lucio Henrique Bandeira; **Tesoureiro Geral:** Maria Lúcia B. Coelho Silva; **Tesoureiro Adjunto:** Álvaro José Menezes da Costa; **Diretor Sul:** Luiz Henrique Bucco; **Diretor Sudeste:** Nelson Cunha Guimarães; **Diretor Centro-Oeste:** Marcos Elano F. Montenegro; **Diretora Nordeste:** Vanessa Britto Silveira Cardoso; **Diretor Norte:** Haroldo Costa Bezerra; **Coordenador de Relações Internacionais:** Carlos Alberto Rosito; **Coordenador do Programa Jovens Profissionais do Saneamento:** Witan Silva.

CONSELHO FISCAL

Efetivos: Edson Melo Filizzola (GO), Hélio Nazareno Padula Filho (SP), Reynaldo Eduardo Young Ribeiro (SP).

Suplentes: Emerson José dos Santos (SP), Marcio Tadeu Pedrosa (MG), Miguel Mansur Aisse (PR).

CONSELHO DIRETOR

Membros Natos: Antônio César da Costa e Silva (SP), Antônio Marsiglia Netto (SP), Carlos Alberto Rosito (RJ), Cassilda Teixeira de Carvalho (MG), Clovis Francisco do Nascimento Filho (RJ), Dante Ragazzi Pauli (SP), Hugo de Mattos Santos (RJ), João Alberto Viol (SP), José Aurélio Boranga (SP), José Carlos Vieira (RJ), Lineu Rodrigues Alonso (SP), Luiz Otávio Mota Pereira (PA), Nelson Rodrigues Nucci (SP), Paulo Cezar Pinto (RJ), Roberval Tavares de Souza (SP) e Walter Pinto Costa (RJ).

Diretoria da Seção Estadual

Cheila Santos de Oliveira - Presidente

Valdete dos Santos Araújo - Vice-Presidente

Rainier Pedraça de Azevedo - 1º Secretário

Arlindo Sales Pinto - 2º Secretário

Paulo Rodrigues de Souza - 1º Tesoureiro

Conselho Consultivo

Cheila Santos de Oliveira

Joabe Silva de Araujo

Paulo Ricardo Fernandes Diógenes

Conselho Fiscal Estadual

Josilene Monteiro Jeffres

Elionara Pereira N. da Silva

Etianne Monteiro Braga

Representante(s) junto ao Conselho Diretor

Cheila Santos de Oliveira - Membro Nato

Presidentes das Seções Estaduais (2023-2025)

Cheila Santos de Oliveira(AM)

César Silva Ramos(BA)

Gleyciane Nobre Rocha(CE)

Fuad Moura Guimarães Braga(DF)

Nadja Lima Gorza(ES)

Juliana Matos De Sousa(GO)

Jorge Ricardo Athayde Rocha(MA)

André Amaral Horta(MG)

Ariel Ortiz Gomes(MS)

Davi Cavalcante de Oliveira(PA)

José Dantas de Lima(PB)

Djair Barros Falcão(PE)

Selma Aparecida Cubas(PR)

Eduardo Pacheco Jordão(RJ)

Maria Geny Formiga de Farias(RN)

Paulo Robinson Silva Samuel (RS)

Gerson Antonio Panarotto (Subseção SERRA/RS)

Isabel Cristina Pereira Alves(SE)

Sebastião dos Reis Salvador(SC)

Luiz Roberto Gravina Pladevall(SP)

Ricardo Tierno (Subseção Centro Paulista/SP)

Jorge Luiz Monteiro(Subseção Cone Leste Paulista/SP)

Humberto do Nascimento

Ferreira(Subseção LITORAL PAULISTA/SP)

Leila Maria Sotocorno e Silva(Subseção

NOROESTE PAULISTA / SP)

Regina Cristina Silva Spirlandelli (Subseção

NORTE PAULISTA/SP)

Sumário

Cadernos Técnico Eng Sanit Ambient • v.3 n.3 • 2023 • p. 1-150

32º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL 32ND BRAZILIAN CONGRESS OF SANITARY AND ENVIRONMENTAL ENGINEERING

1 Editorial

André Bezerra dos Santos, Maurício Alves da Motta Sobrinho, Miguel Mansur Aisse, Rodrigo Braga Moruzzi

3 Tecnologias de saneamento básico para o Núcleo Rural de Tabatinga, Planaltina (DF), com base no Programa Nacional de Saneamento Rural (2019)

Sanitation technologies for Núcleo Rural de Tabatinga, Planaltina - Federal District (DF), based on the National Rural Sanitation Program (2019)

Guilherme Luiz Izoton Kanheski, Adriane Dias da Silva Lisboa

13 Avaliação da distribuição da lâmina de irrigação em ambiente protegido com métodos geoestatísticos

Evaluation of irrigation depth distribution in a protected environment with geostatistical methods

Ligia Flávia Antunes Batista, Marcelo Hidemassa Anami

21 Influência pluviométrica na concentração dos poluentes no lixiviado gerado no aterro sanitário de Teresina - PI

Pluviometric influence on the concentration of pollutants in the leachate generated in the landfill of Teresina - PI

Nathália Sousa Silva, Johnnatha Carlos Carvalho Noronha, Carlos Henrique da Costa Braúna, Daniilo Prado Pires

31 Sanbas: novas perspectivas para o planejamento em saneamento básico para o Brasil

Sanbas: new perspectives for basic sanitation planning in Brazil

Uende Aparecida Figueiredo Gomes, João Luiz Pena, Rafaela Priscila Sena do Amaral, Bruna Elói do Amaral

43 Avaliação da eficiência do processo avançado de oxidação para remediação de solo contaminado por BTEX

Evaluation of the efficiency of the advanced oxidation process for remediation of soils contaminated by BTEX

Paloma Pucholobek Panício, Wanessa Algarte Ramsdorf, Carla Bastos Vidal

53 Avaliação de alternativas para a destinação de efluentes sanitários tratados em cinco municípios do estado de São Paulo: ênfase no potencial de reúso da água

Assessment of alternatives for the disposal of treated sanitary wastewater in five municipalities in the state of São Paulo: emphasis on the potential for water reuse

Carolina Harue Nakamura, Jane Cristina Caparica Ferreira Domingues, José Antônio Oliveira de Jesus, José Carlos Mierzwa, Heitor Collet de Araujo Lima

65 Regionalização para a prestação dos serviços de saneamento e os impactos na elaboração de planos municipais de saneamento básico – estudo de caso em Alagoas

Regionalization for the provision of sanitation services and the impacts on the preparation of municipal basic sanitation plans – a case study in Alagoas

Ana Letícia Gaia da Rocha Almeida, Letícia da Silva Santos, Marcos Vinicius da Silva Santos, Laíne Aparecida Silva, Fabiana de Cerqueira Martins

75 Bioacumulação de microcistinas em hortaliças irrigadas com águas de um reservatório superficial do semiárido brasileiro

Bioaccumulation of microcystins in vegetables irrigated with water from a surface reservoir in the Brazilian semi-arid region

Thiago Santos de Almeida Lopes, Amanda Myrna de Meneses e Costa, Whelton Brito dos Santos, Weruska Brasileiro Ferreira, Patricia Herminio Cunha

85 Avaliação do potencial da ferramenta *Energy Performance and Carbon Emissions Assessment and Monitoring Tool* para estimativas de emissões de gases de efeito estufa em arranjos típicos de tratamento de esgoto sanitário no Brasil

Evaluation of the potential of the Energy Performance and Carbon Emissions Assessment and Monitoring Tool for greenhouse gas emissions estimation in typical wastewater treatment arrangements in Brazil

Sebastian Rosenfeldt, Bruno Eduardo dos Santos Silva, Carolina Bayer Gomes Cabral, Christoph Platzer

95 Ocorrência de fármacos e desreguladores endócrinos em mananciais de abastecimento de água no Brasil

Occurrence of drugs and endocrinedisruptors in water supplies in Brazil

Mariana Corrêa Pessato Alves, Andressa Rezende Pereira, Ananda Lima Sanson, Sérgio Francisco de Aquino

105 Biodegradabilidade aeróbia e caracterização de efluentes de sistema UASB-lodos ativado alimentado com resíduos da produção de etanol de 1ª e 2ª geração

Aerobic biodegradability and characterization of effluents from anaerobic-aerobic treatment system fed with effluents from 1st and 2nd generation ethanol distillery

Paula Fontoura Procópio, Oscar Fernando Herrera Adarme, Sérgio Francisco de Aquino

115 Monitoramento epidemiológico espaçotemporal de SARS-CoV-2 no esgoto de Curitiba-PR

Spatio-temporal epidemiological monitoring of SARS-CoV-2 in the sewage of Curitiba-PR

Carlos Eduardo Rodrigues Barquilha, Demian da Silveira Barcellos, Ricardo Belmonte-Lopes, Nestor Leonel Muñoz Hoyos, Emanuel Luis Razzolini, Maria Eduarda Grisolia, Pâmela Eduarda de Oliveira, William Martins, Jakson Alves, Bárbara Zanicotti Leite, Fernanda Janaína Oliveira Gomes da Costa, César Rossas Mota Filho, Gustavo Rafael Collere Possetti, Vânia Aparecida Vicente, Ramiro Gonçalves Etchepare

125 Estratégias para detecção, espacialização e controle de odores em estações de tratamento de esgoto

Strategies for detection, spatialization and control of odors in sewage treatment plants

Emanuel Manfred Freire Brandt, Cristiano Lisboa de Andrade, Lucas Antônio Brasil G. Lacerda, Thiago Bressani Ribeiro, Carlos Augusto de Lemos Chernicharo

141 Avaliação da viabilidade de incorporação de cinzas do bagaço da cana-de-açúcar em nanofibras poliméricas para filtração de ar

Evaluation of the feasibility of incorporating sugarcane bagasse fly ash into polymeric nanofibers for air filtration

Júlia Aparecida Sanson, Felipe de Aquino Lima, Paulo Augusto Marques Chagas, Vádila Giovana Guerra Béttega

Editorial

No ano de 2021, a Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES) criou o periódico nacional intitulado Cadernos Técnicos de Engenharia Sanitária e Ambiental (CTESA). Os CTESA publicam edições trimestrais na forma de Notas Técnicas, com submissões por chamadas abertas ou fechadas, e volumes especiais de eventos científicos. Em outras palavras, são lançadas, na comunidade técnica e científica, chamadas específicas para submissão de contribuições em áreas do conhecimento consideradas importantes e ainda não exploradas em volumes recentes. Além disso, outras edições são compostas pelos melhores trabalhos submetidos em eventos científicos, previamente acordados com os editores da revista, sempre que houver disponibilidade orçamentária para o processo de editoração.

Nesse sentido, o 32º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental (CBESA32), ocorrido em 2023 em Belo Horizonte, Minas Gerais, gerou uma edição especial nos CTESA com a publicação dos melhores trabalhos técnicos do CBESA32. A qualificação prévia dos trabalhos ocorreu com o apoio de centenas de pareceristas cadastrados na ABES, em seus vários temas, no período que antecedeu o evento. Por meio da seleção dos melhores trabalhos, os autores foram consultados sobre o interesse na publicação. Assim, os artigos em versão mais completa passaram por uma nova fase de avaliação, readequação às normas da revista, publicação em periódico científico e verificação de atendimento aos requisitos de qualidade dos CTESA.

Buscou-se, dessa forma, o resgate do estímulo à publicação em eventos nacionais e internacionais, valorizando cada vez mais a participação dos membros das comunidades técnica e científica e a divulgação dos resultados de seus trabalhos.

Por fim, destaca-se o apoio da Diretoria Nacional da ABES, tanto no aspecto financeiro quanto no institucional, para a concretização deste projeto.

André Bezerra dos Santos (UFC)
Editor-chefe dos CTESA

Maurício Alves da Motta Sobrinho (UFPE)
Editor-chefe Adjunto dos CTESA

Miguel Mansur Aisse (UFPR)
Membro da Comissão de Avaliação

Rodrigo Braga Moruzzi (UNESP)
Membro da Comissão de Avaliação

Davi Gasparini Fernandes Cunha (USP)
Membro da Comissão de Avaliação

Pablo Heleno Sezerino (UFSC)
Membro da Comissão de Avaliação

Tecnologias de saneamento básico para o Núcleo Rural de Tabatinga, Planaltina (DF), com base no Programa Nacional de Saneamento Rural (2019)

Sanitation technologies for Núcleo Rural de Tabatinga, Planaltina – Federal District (DF), based on the National Rural Sanitation Program (2019)

Guilherme Luiz Izoton Kanheski^{1*} , Adriane Dias da Silva Lisboa² 

RESUMO

A padronização dos serviços de saneamento para centros urbanos e áreas rurais é inviável, já que cada região possui suas especificidades e demanda diferentes técnicas de construção, operação e gestão desses serviços. Além disso, as áreas rurais carecem de tecnologias adequadas de saneamento básico, fator que torna a salubridade vulnerável e pode ocasionar uma série de impactos negativos à saúde e bem-estar da população desses locais. Seguindo essa perspectiva, o presente trabalho busca caracterizar uma área de estudo e os serviços de saneamento básico encontrados, classificar a qualidade do atendimento existente e indicar as tecnologias de saneamento mais adequadas para o local, que neste estudo de caso é o Núcleo Rural de Tabatinga, região de Planaltina (DF). Para tanto, nas caracterizações foram empregadas ferramentas como questionários e levantamentos de dados secundários, enquanto na classificação do atendimento e na indicação de soluções adequadas foram utilizadas definições e matrizes tecnológicas apresentadas pelo Programa Nacional de Saneamento Rural (PNSR), principal referência bibliográfica do estudo, publicado no ano de 2019. A análise relativa ao saneamento do Núcleo Rural de Tabatinga revelou deficiências na maioria dos componentes de saneamento, o que destaca, de fato, a necessidade da indicação de tecnologias adequadas com o intuito de transformar a situação de saneamento defasada em uma situação apropriada. Assim, obteve-se um caminho que pode ser seguido não só pela comunidade em questão, mas também por outras comunidades rurais que enfrentam desafios semelhantes, a fim de facilitar a busca por saneamento básico adequado para essas regiões.

Palavras-chave: saneamento rural; estudo de caso; programa nacional de saneamento rural; núcleo rural de Tabatinga.

ABSTRACT

The standardization of sanitation services for urban centers and rural areas is impracticable, as each region has its specificities and demands different construction, operation, and management techniques for these services. In addition, rural areas lack adequate basic sanitation technologies, which makes public health vulnerable and may lead to a range of negative impacts on the health and well-being of the population in these areas. Following this perspective, the present study aimed to characterize a study area and the basic sanitation services found, to assess the quality of the existing services, and to indicate the most suitable sanitation technologies for the chosen location, which in this case is Núcleo Rural de Tabatinga, in the Planaltina region of the Federal District of Brazil. For this purpose, tools such as questionnaires and secondary data surveys were employed in the characterizations, while definitions and technological matrices presented by the National Rural Sanitation Program (*Programa Nacional de Saneamento Rural - PNSR*), the main bibliographic reference of the study, published in 2019, were used for the assessment of services and the indication of appropriate solutions. The analysis of the sanitation situation at Núcleo Rural de Tabatinga revealed deficiencies in the majority of sanitation components, highlighting the urgent need for the implementation of appropriate technologies to transform the outdated sanitation situation into an appropriate one. Therefore, through this study, a path was obtained that can be followed not only by the approached community, but also by other rural communities facing similar challenges, aiming to facilitate the pursuit of adequate basic sanitation for these regions.

Keywords: rural sanitation; case study; national rural sanitation program; núcleo rural de Tabatinga.

¹Universidade Federal do Ceará – Fortaleza (CE), Brasil.

²Centro Universitário Instituto de Educação Superior de Brasília – Brasília (DF), Brasil.

*Endereço para correspondência: SGAS Quadra 613/614 – Via L2 Sul (Coordenação de Engenharia Civil) – Asa Sul, Brasília, DF, CEP: 70200-730. e-mail: gluzikanheski@gmail.com

1. INTRODUÇÃO

As áreas rurais desempenham um papel de grande relevância na sociedade, sendo responsáveis por aspectos cruciais como a garantia da segurança alimentar, a preservação da biodiversidade, a exportação de produtos agrícolas, o fortalecimento do mercado interno e a manutenção e reprodução do patrimônio cultural dos espaços rurais (MATTEI, 2014). Isso demonstra a perspectiva solidária da cooperação da sociedade rural para o funcionamento global da sociedade brasileira.

No Brasil, ao longo do século XX, os investimentos públicos direcionados aos serviços de saneamento básico seguiram estratégias políticas que se concentraram nos grandes núcleos urbanos, os quais representam os polos populacionais e as sedes da economia do país (BRASIL, 2019). Dessa forma, o baixo investimento em saneamento rural ao longo de muitos anos, combinado com o crescimento gradual das cidades, teve um impacto negativo nas áreas rurais, resultando em problemas de infraestrutura e serviços no âmbito do saneamento básico, o que, por sua vez, reflete negativamente na saúde da população dessas regiões.

Conforme Fernandes, Ferreira e Resende (2018) destacam, devido à complexidade da baixa concentração de pessoas em uma mesma área e às peculiaridades de cada região, não é possível centralizar e padronizar o saneamento rural, uma vez que cada localidade rural possui tecnologias específicas de saneamento básico mais adequadas. Além disso, os mesmos autores ressaltam que a escassez de pesquisas na área dificulta a criação de políticas que atendam às reais necessidades particulares da população do campo.

Segundo a Organização das Nações Unidas (ONU, 2010), o saneamento básico é um direito humano intrinsecamente ligado à saúde da população. Portanto, ao constatar a carência das regiões rurais em diversas áreas fundamentais para o desenvolvimento humano, incluindo os serviços de saneamento, torna-se de suma importância realizar estudos que garantam esses serviços de maneira adequada para as zonas rurais.

Dadas as particularidades do saneamento rural, a Fundação Nacional de Saúde (Funasa) publicou,

em 2019, o Programa Nacional de Saneamento Rural (PNSR), que aborda conceitos, dados e detalhes sobre esse assunto. Com o amplo conteúdo abordado pelo PNSR e a dedicação significativa empregada em sua realização, desde sua publicação, o PNSR consolidou-se como o documento mais relevante para tratar de assuntos relacionados ao saneamento rural, sendo utilizado como principal referência para estudos nessa área.

Diante da importância de aprofundar os estudos sobre saneamento rural, o presente trabalho buscou identificar tecnologias adequadas de saneamento básico (abastecimento de água potável, sistema de esgotamento sanitário, manejo de resíduos sólidos e drenagem/manejo de águas pluviais) por meio da realização de um estudo de caso na área do Núcleo Rural de Tabatinga, região de Planaltina (DF), tendo como base o Programa Nacional de Saneamento Rural (PNSR), publicado pela Funasa em 2019.

2. MATERIAL E MÉTODOS

O presente trabalho adota uma metodologia fundamentada em uma sequência lógica, iniciando com a seleção da área de estudo e, em seguida, dedicando-se à compreensão do local e dos serviços de saneamento já existentes. Esses entendimentos são essenciais para as caracterizações necessárias no estudo, as quais, aliadas à aplicação do conteúdo do Programa Nacional de Saneamento Rural (PNSR), conduzem à classificação do atendimento e à identificação das tecnologias adequadas de saneamento para a área em análise. Tais etapas são detalhadas no fluxograma metodológico apresentado na **Figura 1**.

2.1. Escolha da área de estudo

A área de estudo deste trabalho compreende o Núcleo Rural de Tabatinga, situado na Região Administrativa de Planaltina, no Distrito Federal. A seleção desse local baseou-se em sua acessibilidade para a coleta de informações e em sua relevância como uma região rural significativa dentro do Distrito Federal. A **Figura 2** ilustra a localização do Núcleo Rural de Tabatinga.

2.2. Caracterização geral da área de estudo

Além das informações geográficas, a caracterização da área de estudo buscou abordar os fatores envolvidos nas quatro condicionantes estabelecidas pelo Programa Nacional de Saneamento Rural (PNSR) para o seu eixo estratégico de tecnologia, que compreende as soluções a serem adotadas para os componentes do saneamento básico em zonas rurais. Essas condicionantes abrangem informações relativas aos

seguintes aspectos: ambiental, demográfico, cultural e socioeconômico.

Para realizar essa caracterização, foram conduzidos levantamentos de dados secundários por meio de consultas online em bibliografias e com a administração local, sendo a Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do Distrito Federal (EMATER-DF) a responsável por essa interação, atuando especificamente na localidade em questão. Essa etapa foi indispensável, uma vez que, para

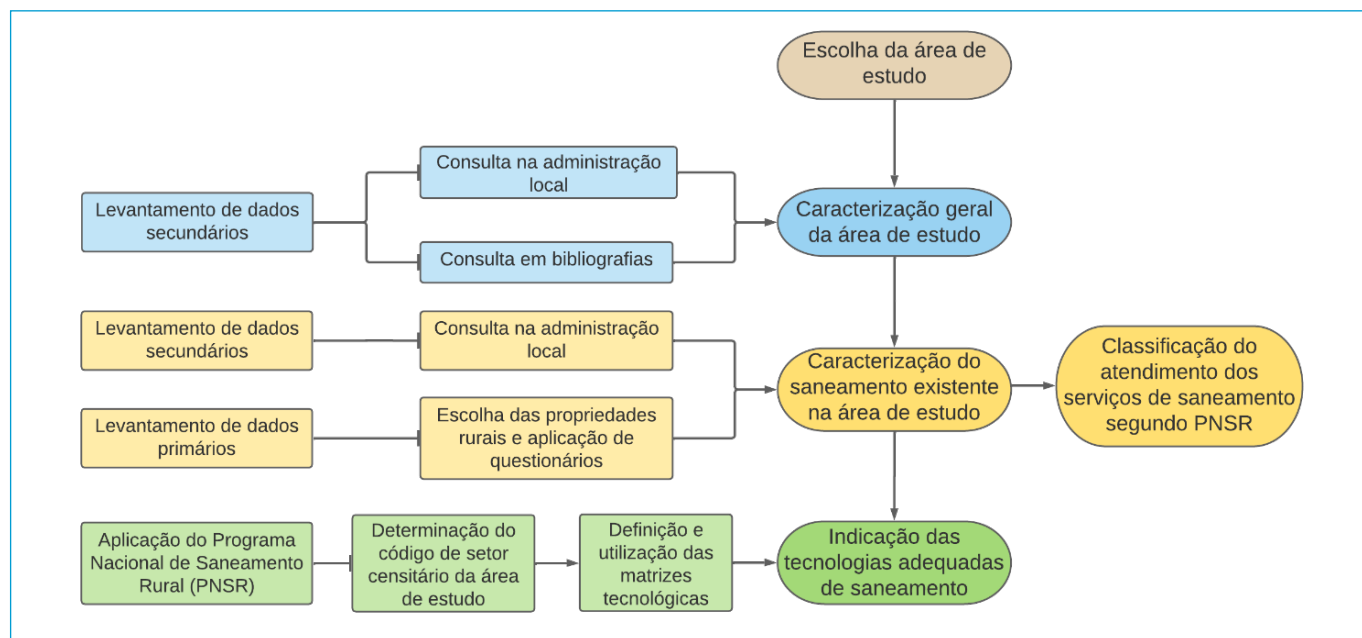


Figura 1 - Fluxograma metodológico.

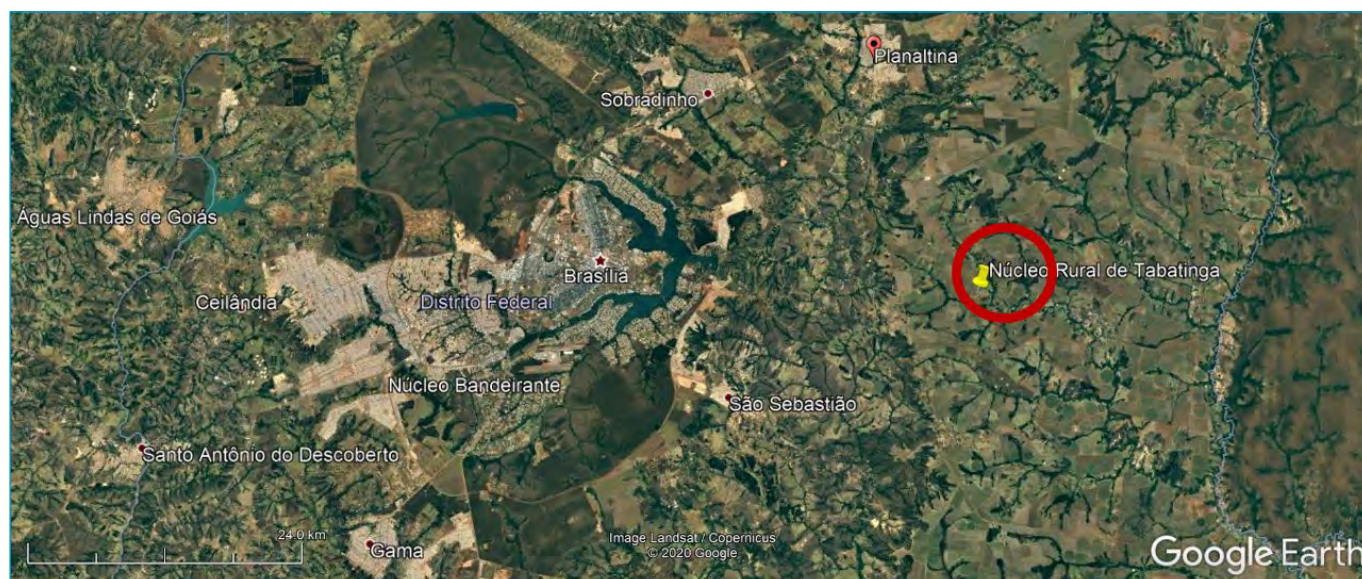


Figura 2 - Localização da sede do Núcleo Rural de Tabatinga dentro do Distrito Federal.

o Núcleo Rural de Tabatinga, não havia publicações suficientes para realizar a caracterização apenas por meio de referências bibliográficas.

2.3. Caracterização do saneamento existente

Para caracterizar o saneamento existente na área de estudo, inicialmente, realizou-se um levantamento de dados secundários através de entrevistas aplicadas na administração local. Esse contato visava obter informações gerais sobre os serviços de saneamento aplicáveis à área de estudo como um todo.

Além disso, conduziu-se um levantamento de dados primários por meio de questionários aplicados na área de estudo. Assim como na obtenção de dados secundários, os questionários contemplavam aspectos relacionados aos componentes do saneamento básico. Optou-se por selecionar apenas algumas propriedades para a aplicação dos questionários devido à extensão considerável da região rural, e principalmente, devido ao estudo de caso ocorrer no contexto da pandemia de COVID-19, o que dificultou o contato direto com os proprietários rurais.

Em resumo, esse processo de caracterização foi concebido de maneira que a entrevista com a administração local fornecesse informações básicas e essenciais aplicáveis ao Núcleo Rural de Tabatinga como um todo. Enquanto a aplicação dos questionários tinha, principalmente, o propósito de verificar alguns serviços de saneamento pessoalmente, recolher informações e percepções diretamente dos proprietários, e obter registros fotográficos. Com ambos os processos executados, é possível realizar um cruzamento de dados para avaliar a eficácia da caracterização.

Para esclarecer o trabalho realizado nas propriedades, as perguntas relacionadas aos serviços de abastecimento de água potável, sistema de esgotamento sanitário, manejo de resíduos sólidos e drenagem/manejo de águas pluviais são apresentadas nos **Quadros 1, 2, 3 e 4**, respectivamente.

Cabe destacar que, semelhante à caracterização da área de estudo, as informações buscadas sobre o saneamento existente estão relacionadas ao eixo estratégico de tecnologia apresentado pelo Programa Nacional de Saneamento Rural. Isso foi feito com o intuito de abranger

Quadro 1 – Questionário referente ao abastecimento de água potável.

1. Qual o tipo de abastecimento de água potável utilizado na residência familiar?
<input type="checkbox"/> Rede de distribuição
<input type="checkbox"/> Poço
<input type="checkbox"/> Nascente
<input type="checkbox"/> Cisterna
<input type="checkbox"/> Outros (Qual?)
2. Como a família considera a qualidade da água para consumo?
<input type="checkbox"/> Ótima
<input type="checkbox"/> Boa
<input type="checkbox"/> Ruim
3. Como é a canalização do sistema de abastecimento de água?
<input type="checkbox"/> Interna
<input type="checkbox"/> Externa
4. Qual a disponibilidade de água potável?
<input type="checkbox"/> Alta
<input type="checkbox"/> Suficiente
<input type="checkbox"/> Baixa
5. É feita desinfecção da água antes do uso?
<input type="checkbox"/> Sim (Como?)
<input type="checkbox"/> Não

Quadro 2 – Questionário referente ao sistema de esgotamento sanitário.

1. Há disponibilidade de água para realizar os serviços domésticos e higiene pessoal?
<input type="checkbox"/> Sim
<input type="checkbox"/> Não
2. Há separação no destino das águas fecais e das águas cinzas?
<input type="checkbox"/> Sim
<input type="checkbox"/> Não
3. Qual o destino do esgoto gerado na residência?
<input type="checkbox"/> Rede de coleta
<input type="checkbox"/> Tanque séptico
<input type="checkbox"/> Fossa rudimentar
<input type="checkbox"/> Lançamento direto (terreno ou curso hídrico)
<input type="checkbox"/> Outro (Qual?)
4. Com que frequência o sistema de esgotamento sanitário da residência apresenta problemas?
<input type="checkbox"/> Frequentemente
<input type="checkbox"/> As vezes
<input type="checkbox"/> Nunca

as informações necessárias para dar continuidade ao fluxo metodológico, juntamente com algumas informações adicionais para aprimorar os resultados.

Quadro 3 – Questionário referente ao manejo de resíduos sólidos.

1. O que é feito com os resíduos gerados na propriedade?
<input type="checkbox"/> Destinado para coleta pública
<input type="checkbox"/> Queimado
<input type="checkbox"/> Enterrado
<input type="checkbox"/> Lançado em terreno ou curso hídrico
<input type="checkbox"/> Outro (Qual?)
2. Há separação dos resíduos orgânicos gerados?
<input type="checkbox"/> Sim (Qual a destinação?)
<input type="checkbox"/> Não
3. Os residentes tem conhecimento acerca do sistema de coleta pública existente na região?
<input type="checkbox"/> Sim
<input type="checkbox"/> Não
4. O que é feito com os resíduos específicos de práticas agrícola e pecuária?
Resposta livre

Quadro 4 – Questionário referente a drenagem/manejo de águas pluviais.

1. Há algum tipo de aproveitamento da água da chuva na propriedade?
<input type="checkbox"/> Sim (Qual?)
<input type="checkbox"/> Não
2. A propriedade costuma apresentar algum tipo de problema quando há ocorrência de precipitações?
<input type="checkbox"/> Sim (Qual?)
<input type="checkbox"/> Não
3. As vias locais costumam apresentar algum tipo de problema quando há ocorrência de precipitações?
<input type="checkbox"/> Sim (Qual?)
<input type="checkbox"/> Não

2.4. Classificação do atendimento e indicação das tecnologias adequadas de saneamento

Com a caracterização do saneamento concluída, torna-se possível classificar os serviços existentes de acordo com os critérios estabelecidos no Programa Nacional de Saneamento Rural, que avaliam a adequação e apropriação dos serviços. Esses critérios são adaptados do Plano Nacional de Saneamento Básico (Plansab) e destacam aspectos de cada componente do saneamento básico, configurando os serviços como atendimento adequado, atendimento precário ou sem atendimento.

No conceito de zona rural, há uma subclassificação definida pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) e contemplada no PNSR, que distingue tipos de

localidades rurais em códigos de setor censitário. Esses códigos são determinados com base nas características específicas de cada zona rural. Essa definição é de suma importância para dar continuidade ao método, uma vez que o código é utilizado para a indicação das tecnologias adequadas. Portanto, a essencialidade das caracterizações, tanto da área de estudo em geral quanto do saneamento existente, é ainda mais evidenciada diante dessa necessidade de determinar um código de setor censitário para o local.

Para indicar as tecnologias mais adequadas para cada componente do saneamento básico na área de estudo, aplicou-se o conteúdo do Programa Nacional de Saneamento Rural. Esse programa apresenta um eixo estratégico de tecnologia, no qual são disponibilizadas matrizes tecnológicas de soluções coletivas e individuais para cada componente do saneamento básico. Conforme mencionado anteriormente, a escolha das matrizes a serem utilizadas é orientada com base no código de setor censitário ao qual a localidade está associada.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO**3.1. Caracterização geral do núcleo rural de Tabatinga**

Para as caracterizações relacionadas à área de estudo escolhida, o Núcleo Rural de Tabatinga, foi conduzida uma entrevista na EMATER-DF no dia 7 de janeiro de 2021, às 14h00, com a presença e apoio de três integrantes da administração local. É importante destacar que o levantamento de dados secundários por meio de bibliografias não foi suficiente para contribuir nesse tópico, uma vez que não foram encontradas informações detalhadas referentes às condicionantes de caracterização apresentadas pelo Programa Nacional de Saneamento Rural (ambiental, demográfica, cultural e socioeconômica). Portanto, no presente estudo de caso, essa etapa metodológica foi majoritariamente cumprida por meio da entrevista supracitada.

Na condicionante ambiental, observa-se que a área de estudo está inserida na bacia do Rio Preto, pertencente à bacia do São Francisco, e possui três corpos hídricos principais: o Rio Jardim, o Córrego São Gonçalo e o Córrego Estanislau. A região apresenta uma média de precipitação anual de 1.500 mm, possui lençol freático variável, solo

do tipo latossolo vermelho e vegetação típica do cerrado, incluindo mata de galeria próxima aos rios.

No que diz respeito à condicionante demográfica, a região rural abrange aproximadamente 20 mil hectares (200 km²), com cerca de 275 propriedades e aproximadamente 1.350 habitantes (dado de 2018, fornecido pela EMATER-DF). A área é composta por chácaras isoladas com vários proprietários, onde reside a grande maioria da população local, e por uma sede, que abriga instalações destinadas às pessoas residentes nas propriedades rurais. Assim, a população de Tabatinga tem acesso a algumas essencialidades na própria localidade, entretanto, é comum as pessoas terem que se deslocar para centros urbanos próximos para suprir outras necessidades.

Quanto à condicionante cultural, verifica-se que, de maneira geral, a região possui uma cultura predominantemente relacionada ao sul do país, pois a comunidade é majoritariamente composta por pessoas originárias dessa região (Rio Grande do Sul, Santa Catarina e Paraná). Em relação ao saneamento, a administração local informa que as questões culturais presentes na região influenciam na não adoção de soluções adequadas para esses serviços, uma vez que consideram suficiente o que já está implementado. No entanto, isso não implica necessariamente que apenas soluções inadequadas de saneamento são encontradas na região.

No que se refere à condicionante socioeconômica, as atividades do Núcleo Rural de Tabatinga são predominantemente voltadas para a agricultura e pecuária, destacando-se a produção de grãos como soja, milho, feijão e sorgo. De modo geral, a EMATER-DF afirma que a população tem condições financeiras de sustentar a implementação de um modelo tarifário ligado a serviços de saneamento básico.

3.2. Caracterização do saneamento existente

Na caracterização do saneamento local, a entrevista com a administração da região permitiu a obtenção de informações gerais sobre cada componente do saneamento básico no Núcleo Rural de Tabatinga.

Na segunda etapa de caracterização do saneamento existente na área de estudo, foram aplicados 11 questionários entre os dias 11 e 18 de janeiro de 2021, com horários

previamente combinados com cada um dos proprietários. A escolha das propriedades seguiu critérios de flexibilidade de horário, viabilidade da distância e aceitação/disposição do proprietário em participar da entrevista, especialmente considerando o cenário de pandemia.

Em síntese, as informações recolhidas na entrevista com a administração local e por meio dos questionários aplicados nas propriedades estão apresentadas no **Quadro 5**. Realizando um cruzamento de dados entre os resultados alcançados nessa etapa, é possível afirmar que se obteve uma caracterização satisfatória do saneamento existente, uma vez que os resultados obtidos por meio dos questionários estão em conformidade com as informações gerais recolhidas na administração local.

Adicionalmente, a aplicação dos questionários permitiu a obtenção de registros fotográficos dos serviços de saneamento encontrados nas propriedades. Alguns desses registros estão apresentados na **Figura 3**, contemplando uma cisterna (1), uma captação de nascente (2), uma disposição de águas cinzas em corpo hídrico (3), uma fossa rudimentar (4), um ponto de coleta em uma via local da comunidade (5), um local de queima de resíduos (6) e dois aproveitamentos pluviiais por captação de água de telhados, onde um direciona a água para prática de piscicultura (7) e outro armazena a água para posterior utilização em pulverização de culturas agrícolas (8).

3.3. Classificação do atendimento e indicação das tecnologias adequadas de saneamento

Com as caracterizações realizadas, foi possível classificar o atendimento de cada componente do saneamento na área de estudo, seguindo os critérios expostos pelo Programa Nacional de Saneamento Rural.

As caracterizações também foram essenciais para a definição do código de setor censitário do Núcleo Rural de Tabatinga, revelando que o local é formado por uma sede e chácaras isoladas ao redor, constituindo um aglomerado com diversos proprietários de terras, engajados em atividades econômicas diversas. Além disso, a localidade possui alguns estabelecimentos destinados a atender as necessidades da população local e está distante

Quadro 5 – Informações obtidas na caracterização do saneamento existente.

Componente dos serviços de saneamento	Informações obtidas na administração local	Informações obtidas nas propriedades
Abastecimento de água potável	Soluções variam principalmente entre cisternas e nascentes	Cerca de 75% das soluções são cisternas e nascentes
	Fatores organolépticos da água são ótimos	Todos os proprietários consideram a água potável de ótima qualidade
	Quantidade de água potável é suficiente	Todas as propriedades possuem disponibilidade de água potável suficiente
	Canalizações apropriadas	Todas as propriedades possuem canalizações de água internas e apropriadas
	Utilização de filtros de água domésticos é comum	Cerca de 80% das propriedades utilizam filtros de água domésticos
	Desinfecção da água antes do uso não é comum	Nenhuma propriedade executa desinfecção da água antes do uso
Sistema de esgotamento sanitário	Utilização de fossas rudimentares como sistema	Cerca de 91% das soluções são fossas rudimentares
	Disponibilidade hídrica alta para serviços domésticos e de higiene	Todas as propriedades possuem disponibilidade hídrica alta para serviços domésticos e de higiene
	Separação de destino das águas fecais e águas cinzas varia de propriedade para propriedade	Por volta de 64% das propriedades possui separação de destino das águas fecais e águas cinzas
	Problemas nos sistemas são recorrentes	Cerca de 73% dos proprietários relataram que problemas nos sistemas são recorrentes (fossa cheia, odor e proliferação de insetos)
Manejo de resíduos sólidos	Maior parte do lixo é queimado	Cerca de 73% das propriedades executa a queima dos resíduos
	Transporte RSU realiza coleta na região semanalmente	Em geral, os proprietários têm acesso à informação de que há coleta semanal, mas não destinam seus resíduos para esse fim
	Separação de resíduos orgânicos é comum	Todos os proprietários realizam separação dos resíduos orgânicos e destinam para adubação e alimentação de animais
	Resíduos das práticas agrícolas são descartados corretamente (embalagens de defensivos)	Em todas as propriedades, as embalagens de defensivos utilizadas nas lavouras são estocadas e devolvidas para a administração local, que executa a devida disposição final
Drenagem e manejo das águas pluviais	Aproveitamento de água pluvial não é comum	Cerca de 73% das propriedades não executa qualquer tipo de aproveitamento da água pluvial
	Precipitações geram problemas nas vias locais	Por volta de 54% dos proprietários alegam surgimento de problemas (valetas e buracos) nas vias da região quando há precipitação

de áreas mais densamente povoadas e de outras aglomerações. Essas características, de acordo com os conceitos do PNSR relativos aos locais que se encaixam como “rurais”, qualificam a região como pertencente ao setor censitário de código 5, representando uma aglomeração menos densa e isolada, onde as soluções mais adequadas de saneamento são aquelas influenciadas pelas práticas individuais, que podem ou não coexistir junto às práticas coletivas.

Com isso, definiu-se as matrizes tecnológicas do eixo estratégico do PNSR a serem aplicadas para a área de estudo, permitindo indicar as soluções de saneamento mais adequadas. A síntese da classificação de atendimento e tecnologias indicadas está exposta no **Quadro 6**.

O estudo de caso apresentado por Campos (2017), relativo ao saneamento rural em uma comunidade do estado

do Paraná, compartilha etapas comuns com o presente trabalho, como a caracterização da localidade e do saneamento existente, e a classificação qualitativa dos serviços de saneamento. Observa-se que Campos (2017) realiza essas etapas de acordo com critérios inferidos, levando em consideração o conhecimento geral sobre o assunto, evidenciando as vantagens da existência do PNSR (BRASIL, 2019), que fornece direcionamentos específicos para a realização de tais etapas.

Além da indicação das tecnologias de âmbito técnico, é relevante considerar a implementação de tecnologias sociais para aplicação do PNSR em uma comunidade rural. Tecnologia social pode ser compreendida como “um conjunto de técnicas, metodologias transformadoras, desenvolvidas e/ou aplicadas na interação com a população e apropriadas por ela, que representam



Figura 3 - Registros fotográficos obtidos nas propriedades do Núcleo Rural de Tabatinga.

soluções para inclusão social e melhoria das condições de vida” (ITS BRASIL, 2004). Silva et al. (2019) utilizaram o “Estudo para Concepção, Formulação e Gestão do Programa Nacional de Saneamento Rural (PNSR)” para avaliar algumas experiências de comunidades rurais inseridas nesse estudo, relacionando-as ao conceito de tecnologias sociais. Eles constataram o caráter determinante da participação e do controle social para o êxito

das ações relativas ao saneamento, elementos centrais para a formulação de políticas públicas. Portanto, destaca-se que para uma efetiva implementação de tecnologias adequadas em uma localidade como o Núcleo Rural de Tabatinga, é crucial considerar suas especificidades, assim como a relevância de os atores envolvidos possuírem proximidade com a comunidade em todo o processo.

Quadro 6 – Informações obtidas na caracterização do saneamento existente.

Serviço de saneamento	Aplicação do PNSR	
	Classificação do atendimento	Indicação das tecnologias adequadas
Abastecimento de água potável	Atendimento adequado	Nascentes e cisternas seguidas de filtração e/ou desinfecção.
Sistema de esgotamento sanitário	Atendimento precário	Tanque séptico ⁽ⁱ⁾ ou fossa absorvente para águas fecais. Círculo de bananeira ou <i>wetland</i> para águas cinzas.
Manejo de resíduos sólidos	Atendimento precário ⁽ⁱⁱ⁾	Coleta convencional (transbordo de RSU).
Drenagem/Manejo das águas pluviais	Sem atendimento ⁽ⁱⁱⁱ⁾	Técnica infiltrante para as vias. Aproveitamento ^(iv) por captação da chuva em telhados nas regiões dos domicílios ou outras formas de aproveitamento.

⁽ⁱ⁾a sequência do tanque séptico depende da profundidade do lençol freático da propriedade; para lençóis rasos, pode ser seguido de *wetland*, filtro de areia ou filtro anaeróbio e para lençóis profundos, além dos já mencionados; também pode ser seguido de sumidouro ou vala de infiltração. Quando ainda necessário, pode haver disposição final do efluente como fertirrigação subsuperficial ou em corpo d'água; ⁽ⁱⁱ⁾o atendimento para o componente de resíduos sólidos, em teoria, é adequado, pois há tecnologia adequada implementada na comunidade, porém, na prática, não é utilizada, o que configura o atendimento como precário; ⁽ⁱⁱⁱ⁾é dito sem atendimento pelos critérios do PNSR devido à ausência de pavimentação na região, mas é importante ressaltar que o principal fator nesse componente de águas pluviais é a falta de sistemas de aproveitamento implementados nas propriedades da região, o que poderia associar o componente também à um atendimento precário; ^(iv)esse aproveitamento pode ser de grande utilidade nas propriedades principalmente se destinado para pulverização das culturas agrícolas (prática muito realizada na região), pois proporciona grande redução de custos e preservação ambiental, evitando a retirada de água dos corpos hídricos da localidade.

4. CONCLUSÃO

Diante do exposto, é possível constatar que as zonas rurais têm uma tendência a serem carentes de serviços adequados de saneamento básico, uma vez que, de forma geral, o Núcleo Rural de Tabatinga apresentou características de um sistema sanitário defasado e precário.

Dentre os componentes do saneamento básico, o único que se mostrou adequado na região de estudo foi o abastecimento de água potável, pois a maior parte da região possui soluções apropriadas, embora ainda necessite da implementação de algumas tecnologias complementares, como a desinfecção.

Os componentes de saneamento referentes ao esgotamento sanitário e resíduos sólidos se apresentaram como precários para o Núcleo Rural de Tabatinga. No caso do sistema de esgoto, a região possui majoritariamente soluções inadequadas, e no que diz respeito aos resíduos sólidos, o sistema adequado (coleta) presente no local praticamente não é utilizado pela comunidade. Quanto à drenagem e

manejo das águas pluviais, também se observa um sistema inadequado, principalmente pela ausência de aproveitamentos da chuva na maioria das propriedades.

Ao analisar o procedimento usado para alcançar os resultados deste trabalho, adaptando os critérios do PNSR para diferentes localidades, é possível inferir que o processo utilizado pode ser aplicado às mais diversas áreas rurais brasileiras, com o intuito de realizar a indicação de tecnologias adequadas e promover o saneamento básico apropriado para essas localidades.

Para uma possível implementação das tecnologias indicadas na região estudada, sugere-se a elaboração de um plano de ação para lidar de forma organizada com questões como objetivos, procedimentos de elaboração e cronograma das atividades. Além disso, programas de conscientização para a comunidade em relação ao saneamento são recomendados, a fim de ressaltar o quão importante é possuir tecnologias sanitárias adequadas nas propriedades rurais.

REFERÊNCIAS

BRASIL. Ministério da Saúde. Programa Nacional de Saneamento Rural – Documento Central. Brasília: Funasa, 2019.

CAMPOS, K.C. *Saneamento rural: estudo de caso na comunidade do Rio Ligação no município de Francisco Beltrão – PR*. Dissertação

(Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Paraná, 2017.

FERNANDES, L.F.R.; FERREIRA, S.; RESENDE, R.G. O saneamento rural no contexto brasileiro. *Revista Agrogeoambiental*,

v. 10, n. 1, p. 131-49, 2018. <https://doi.org/10.18406/2316-1817v10n120181027>

ITS BRASIL. Caderno de Debate - Tecnologia Social no Brasil. São Paulo: ITS. 2004: 26 ITS. Instituto de Tecnologia Social. Tecnologia Social no Brasil: direito à ciência e ciência para cidadania. Caderno de Debate. São Paulo: Instituto de Tecnologia Social, 2004.

MATTEI, L. O papel e a importância da agricultura familiar no desenvolvimento rural brasileiro contemporâneo. *Revista Econômica do Nordeste*, v. 45, p. 71-9, 2014. <https://doi.org/10.61673/ren.2014.500>

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS (ONU). General Assembly. Resolution: The human right to water and sanitation (A/ RES/64/292). Genebra: ONU, 2010. Disponível em: https://www.un.org/waterforlifedecade/human_right_to_water.shtml#:~:text=The%20human%20right%20to%20water%20and%20sanitation&text=On%2028%20July%202010%2C%20through,realisation%20of%20all%20human%20rights. Acesso em: 28 jun. 2023.

SILVA, B.B.; NOGUEIRA, C.B.; ANDRADE, M.; SILVEIRA, R.B.; REZENDE, S. Evidenciando experiências positivas em saneamento básico: visões do Programa Nacional de Saneamento Rural (PNSR). *Revista DAE*, v. 67, n. 220, p. 69-86, 2019. <https://doi.org/10.4322/dae.2019.056>



Avaliação da distribuição da lâmina de irrigação em ambiente protegido com métodos geoestatísticos

Evaluation of irrigation depth distribution in a protected environment with geostatistical methods

Ligia Flávia Antunes Batista^{1*} , Marcelo Hidemassa Anami² 

RESUMO

A eficiência do uso da água em atividades agrícolas é fundamental para assegurar a produção de alimentos de forma sustentável. Por isso, avaliar a forma como os sistemas irrigados distribuem a água é de suma importância para garantir a disponibilidade desse recurso natural para as gerações futuras. O objetivo deste trabalho é avaliar a dependência espacial das lâminas de irrigação observadas em ambiente protegido e determinar sua uniformidade. O estudo foi realizado em uma estufa agrícola com uma área irrigada de 36,0 m². A lâmina de irrigação foi medida a cada 0,5 m, em 13 linhas por 13 colunas, totalizando 169 pontos de coleta. Para avaliar a dependência espacial, foram calculados os índices de autocorrelação global e local Moran e *Local Indicator of Spatial Association* (LISA), a partir de cinco métricas de vizinhança: queen e baseadas nas distâncias de 50, 100, 150 e 200 cm, utilizando a ferramenta livre GeoDA. Foi realizada também a análise geoestatística dos dados e a interpolação pelo método da krigagem, por meio do complemento Smart-Map disponível no software QGIS. Verificou-se que os valores do índice de Moran são maiores para as vizinhanças Queen e até 50 cm, sendo acima de 0,8. Quanto ao resultado da interpolação, a área com lâminas de irrigação acima de 10 mm foi de 15,53 m², correspondente a uma área com irrigação uniforme de 43,1% da área total. Isso indicou uma distribuição ineficiente da água e a necessidade de reorganizar o esquema de irrigação para garantir uma lâmina de irrigação homogênea.

Palavras-chave: agricultura; análise espacial; GeoDA; Smart-Map; sustentabilidade.

ABSTRACT

Efficient use of water in agricultural activities is essential to ensure sustainable food production. Therefore, evaluating the way in which irrigated systems distribute water is very paramount to guarantee the availability of this natural resource for future generations. The aim of this work was to evaluate the spatial dependence of irrigation depths observed in a protected environment and to determine its uniformity. The study was carried out in an agricultural greenhouse with an irrigated area of 36.0 m². Irrigation depths were measured every 0.5 m, in 13 lines by 13 columns, totaling 169 collection points. To assess spatial dependence, the Moran and *Local Indicator of Spatial Association* (LISA) global and local autocorrelation indexes were calculated from five neighborhood metrics: queen and based on distances of 50, 100, 150, and 200 cm, using the free tool GeoDA. Geostatistical analysis of the data and interpolation using the Kriging method were also carried out with the Smart-Map plugin, available in the QGIS software. Moran index values were found to be higher for Queen neighborhoods and up to 50 cm, being above 0.8. Regarding the interpolation result, the area with irrigation depths above 10 mm was 15.53 m², totalizing an area with uniform irrigation of 43.1% of the total area, which indicated an inefficient distribution of water and the need to reorganize the irrigation scheme in order to guarantee a homogeneous water depth.

Keywords: agriculture; spatial analysis; GeoDA; plugin Smart-Map; sustainability.

1. INTRODUÇÃO

A agricultura irrigada consome 52% do volume total de água captada em mananciais superficiais e subsuperficiais, e o uso da água deve crescer em torno de 45% entre

2015–2030 (AYRIMORAES, FONTENELLE e FERREIRA, 2020). O Atlas da Irrigação, que apresenta a análise do uso da água na agricultura irrigada (BRASIL, 2021), confirma que as atividades agrícolas consomem cerca de 50% da

¹Bacharel em Ciência da Computação pela Universidade Estadual de Londrina. Mestre em Informática pela Universidade Federal do Paraná. Doutora em Ciências Cartográficas pela Universidade Estadual Paulista - Presidente Prudente (SP), Brasil.

²Engenheiro Agrônomo pela Universidade Estadual de Londrina. Mestre em Engenharia Agrícola pela Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Doutor em Agronomia pela Universidade Estadual de Maringá - Maringá (PR), Brasil.

*Endereço para correspondência: Av. Dos Pioneiros 3131 - Jardim Morumbi - Londrina, PR. CEP: 86036-370. E-mail: ligia@utfpr.edu.br

captação de água bruta, enquanto o abastecimento urbano responde por 24% da retirada total.

Apesar do grande potencial efetivo de aumento da área irrigável, estimado em 16,7 milhões de hectares de um potencial total de 55,85 milhões de hectares (BRASIL, 2021), o uso da água na irrigação é ineficiente. Um dos principais fatores para esse uso ineficiente é a carência de conhecimento sobre a distribuição da água em sistemas irrigados (SILVA, AZEVEDO e LIMA, 2002).

Para avaliar a uniformidade da irrigação e, assim, otimizá-la, métodos geoestatísticos que representem a superfície interpolada e análise de dependência espacial podem ser aplicados. A krigagem ordinária é um método de inferência espacial que gera superfícies a partir de pontos amostrais com base em modelos geoestatísticos. Ao contrário de modelos determinísticos, a krigagem pertence à categoria de modelos estocásticos, permitindo quantificar a incerteza associada ao estimador (YAMAMOTO e LANDIM, 2013). Nesse método, os pesos atribuídos às amostras são determinados com base no semivariograma (DRUCK *et al.*, 2004), que descreve a dependência espacial, informando até que distância essa dependência é maior ou menor (FERREIRA, 2014b). A krigagem tem características que minimizam a variância da estimativa e evitam erros sistemáticos (YAMAMOTO, 2020).

Ferramentas de geoestatística que avaliam a existência de dependência espacial foram utilizadas por Nakamura, Ferreira Junior e Zimback (2011) na avaliação de lâminas de irrigação em diferentes espaçamentos de aspersores. O conceito de dependência espacial está associado à presença de dados georreferenciados com valores semelhantes, que tendem a se agrupar em regiões próximas entre si (FERREIRA, 2014b).

Pereira *et al.* (2022) desenvolveram o Smart-Map, um complemento para QGIS, para mapeamento digital utilizando técnicas de aprendizado de máquina e krigagem ordinária. O Smart-Map tem interface amigável, permite testar os parâmetros estatísticos e produz gráficos que facilitam a análise dos resultados. O QGIS é um Sistema de Informação Geográfica livre, um projeto oficial da Open Source Geospatial Foundation – OSGeo. Ele processa

diversos formatos de dados vetoriais e matriciais, permite realizar consultas por atributos, por localização, edição de layouts cartográficos, processamento de imagens de sensoriamento remoto, entre diversas outras funcionalidades (IBGE, 2019).

O objetivo deste trabalho é avaliar a uniformidade de lâminas de irrigação em ambiente protegido com a abordagem de autocorrelação global e local, quantificando a dependência espacial por meio dos índices Moran e *Local Indicator of Spatial Association* (LISA), bem como representá-la por meio de uma superfície gerada por métodos geoestatísticos.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

O estudo foi conduzido em uma estufa agrícola com uma área irrigada de 36,0 m², conforme apresentado na **Figura 1**, onde foram instalados 9 microaspersores Agrojet, modelo bailarina de saída dupla com base rosca ½ polegada e emissor de 1,2 mm da cor bege (AGROJET, 2018). Valnir Junior *et al.* (2016) observaram que 9 aspersores apresentam resultados aceitáveis para ensaios em sistemas de irrigação localizada.

A vazão de cada aspersor foi medida em quadruplicata e agrupada conforme suas posições na linha, dividida em 3 agrupamentos: início, meio e final da linha. A análise de variância para avaliação da vazão foi realizada pelo software Sisvar (FERREIRA, 2014a), além



Figura 1 - Estufa onde o estudo foi realizado.

das análises de estatística descritiva. A pressão de trabalho foi de 13,25 m.c.a., dentro das especificações dos microaspersores.

Foram realizadas medições a cada 0,5 m em 13 linhas por 13 colunas, totalizando 169 pontos de coleta de dados, dispostos em forma de grade regular, conforme mostrado na **Figura 1**. A variável de resposta foi a lâmina de irrigação, expressa em mm por hora.

A dependência espacial dos dados foi avaliada por meio de análise de autocorrelação global e local, utilizando os índices Moran e LISA, respectivamente (ISAAKS; SRISVASTAVA, 1989; ANSELIN, 1992). O índice global de Moran é dado pela Equação 1, em que n é o número de pontos, z_i é o valor do atributo no ponto i , \bar{z} é o valor médio do atributo na região de estudo, e w_{ij} são os elementos da matriz normalizada de proximidade espacial (DRUCK *et al.*, 2004). Este índice permite verificar a existência de agrupamentos ou um padrão aleatório nos dados.

$$I = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n w_{ij} (z_i - \bar{z})(z_j - \bar{z})}{\sum_{i=1}^n (z_i - \bar{z})^2} \quad (1)$$

O índice LISA, dado pela Equação 2 para cada área i a partir dos valores normalizados z_i do atributo, é um indicador local da associação espacial, permitindo identificar a localização dos agrupamentos (DRUCK *et al.*, 2004).

$$I_i = z_i \frac{\sum_{j=1}^n w_{ij} z_j}{\sum_{j=1}^n z_j^2} \quad (2)$$

As análises de autocorrelação global e local foram realizadas com a ferramenta livre GeoDA (ANSELIN, SYABRI e KHO, 2005) e dependem da definição de uma vizinhança. Neste trabalho, foram avaliadas as vizinhanças Queen e baseadas em quatro valores de distância (50, 100, 150 e 200 cm), conforme ilustrado na **Figura 2**.

Também foi realizada a análise geoestatística dos dados e os procedimentos de krigagem para gerar uma superfície interpolada, utilizando o Smart-Map. Foi feita a importação dos dados de uma camada vetorial de pontos, a geração do semivariograma isotrópico experimental e teórico, com os modelos: linear, esférico, exponencial e gaussiano, bem como a superfície interpolada por meio de krigagem ordinária (PEREIRA *et al.*, 2022). Após os ajustes do variograma, foi selecionado o modelo que

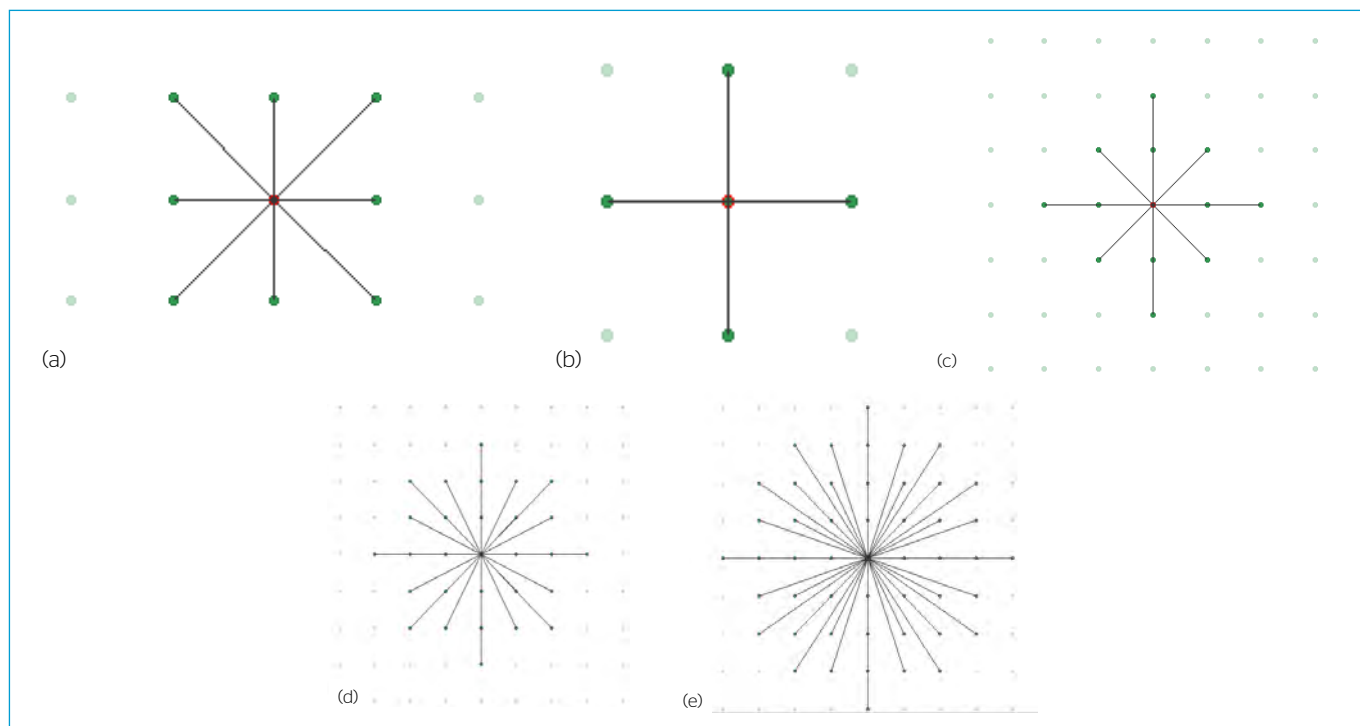


Figura 2 – Definição de vizinhanças a partir de um ponto central, em que os pontos conectados por linhas são considerados vizinhos. (a) Queen; (b) distância de 50 cm; (c) distância de 100 cm; (d) Distância de 150 cm; (e) distância de 200 cm.

resultou em maior coeficiente de determinação. Foi feita ainda a validação cruzada dos dados preditos (interpola-dos) em relação aos observados, bem como o cálculo da raiz do erro médio quadrático (REM_Q) que quantifica a qualidade do ajuste.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A vazão média observada foi de 50,09 L por hora, e o desvio padrão foi de 4,94, gerando um coeficiente de variação de 9,87%. A análise de variância realizada não apresentou diferença significativa entre os três agrupamentos definidos pelo teste de Scott-Knott a 5%. Os pontos medidos de lâmina de irrigação estão apresentados na **Figura 3**.

Em termos de estatística descritiva, os valores para a lâmina de irrigação, expressos em milímetros, variaram de um mínimo de 0,49 mm a um máximo de 17,16 mm, com média de 8,51 mm e desvio padrão de 4,17 mm.

As matrizes de vizinhança geraram os seguintes números de vizinhos por ponto em cada caso: Queen: 8 vizinhos; distância de 50 cm: 4 vizinhos; distância de 100 cm: 12 vizinhos; distância de 150 cm: 29 vizinhos; distância de 200 cm: 48 vizinhos.

A análise de autocorrelação global, expressa pelo índice de Moran, gerou gráficos de espalhamento para cada



Figura 3 – Pontos e valores de lâmina de irrigação observados (em mm).

matriz de vizinhança, conforme apresentado na **Figura 4**, respectivamente para as definições de vizinhança associadas à Queen, distância máxima de 50, 100, 150 e 200 cm. Verifica-se que o maior valor deste índice se refere à distância de até 50 cm, com o valor de 0,87. Essa medida expressa a associação espacial para todo o conjunto de dados, indicando que, com o aumento da distância, a dependência espacial diminui. Em todos os índices de Moran, o p-valor simulado foi de 0,001, demonstrando significância estatística.

Para os mapas de autocorrelação local (**Figura 5**), observou-se o número de pontos por agrupamentos, listados na **Tabela 1**. Na **Figura 5**, o padrão Alto-alto, que indica pontos com valores acima da média, cuja vizinhança apresenta também esse comportamento, mantém-se na região central e aumenta conforme a distância da vizinhança considerada. De modo análogo, os pontos que apresentam o padrão Baixo-baixo (com valores menores que a média) aumentam à medida que a vizinhança é maior, exceto para o valor de 200 cm, que ultrapassaria o limite da associação espacial entre os pontos. Com essa análise, fica evidente que a dependência espacial, que separa a área em dois grupos distintos: a região central, que recebe irrigação acima da média, e a região próxima às bordas da estufa, com irrigação abaixo da média.

Para o semivariograma que apresentou melhor ajuste para os 169 pontos, foram determinados os seguintes parâmetros: distância máxima de 350 cm; lag de 50 cm; modelo gaussiano; efeito pepita igual a 0; patamar de 24,62; alcance de 319,28 cm.

O gráfico do semivariograma está apresentado na **Figura 6**, captura de tela do complemento Smart-Map, onde podem ser observados todos os parâmetros informados e o gráfico gerado para o modelo matemático gaussiano.

Foi obtido o coeficiente de determinação de 0,94 e a REM_Q de 1,03 na validação cruzada, cujo gráfico de dispersão está apresentado na **Figura 7**. O desvio padrão do mapa interpolado variou entre 0,002 e 0,04.

A área total interpolada foi de 36 m², e a área com lâminas de irrigação acima de 10 mm foi de 15,53 m², indicando uma área com irrigação uniforme correspondente a 43,1% da área total. O mapa interpolado está na **Figura 8**, onde é possível perceber o mesmo padrão de

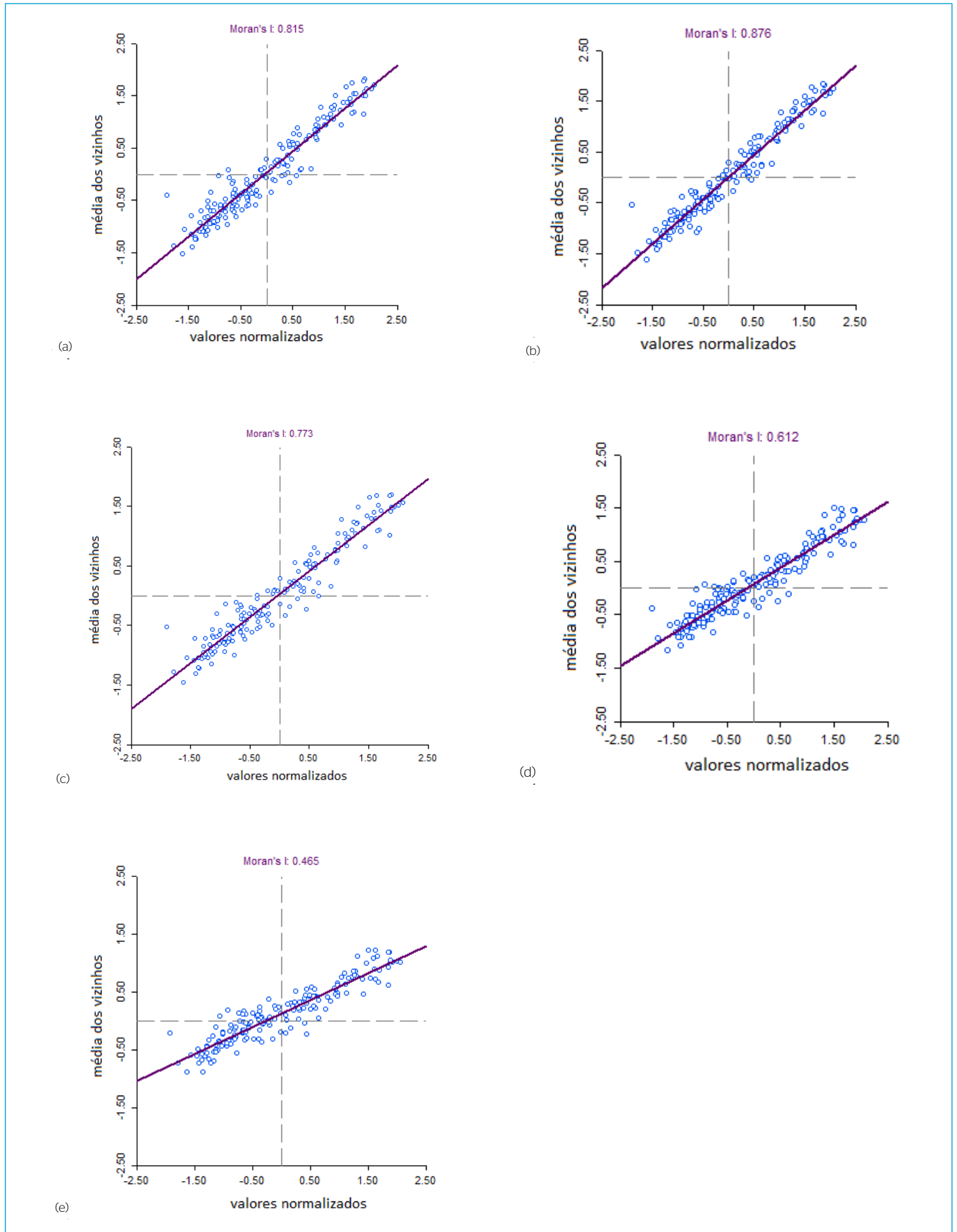


Figura 4 - Gráficos de espalhamento de Moran para cada vizinhança. (a) Queen; (b) 50 cm; (c) 100 cm; (d) 150 cm; (e) 200 cm.

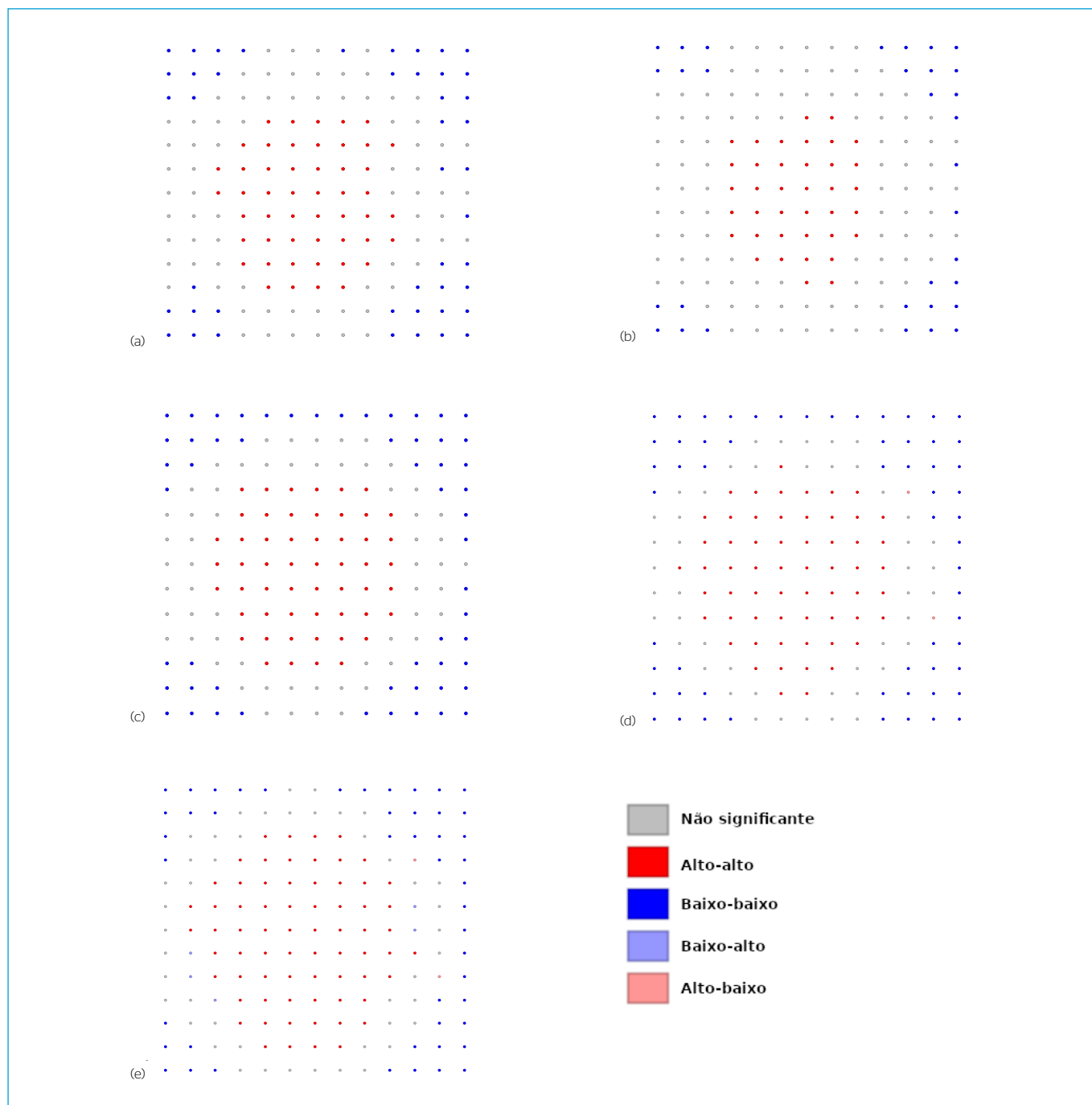


Figura 5 – Autocorrelação local (*Local Indicator of Spatial Association*) para cada métrica de distância avaliada. (a) Queen; (b) distância de 50 cm; (c) distância de 100 cm; (d) distância de 150 cm; (e) distância de 200 cm.

Tabela 1 – Número de pontos amostrais em cada categoria para o índice *Local Indicator of Spatial Association*.

Vizinhança	Alto-alto	Baixo-baixo	Baixo-alto	Alto-baixo	Não significante
Queen	50	45	0	0	74
Distância - 50 cm	38	32	0	0	99
Distância - 100 cm	54	56	0	0	59
Distância - 150 cm	60	60	0	2	47
Distância - 200 cm	69	48	5	2	45

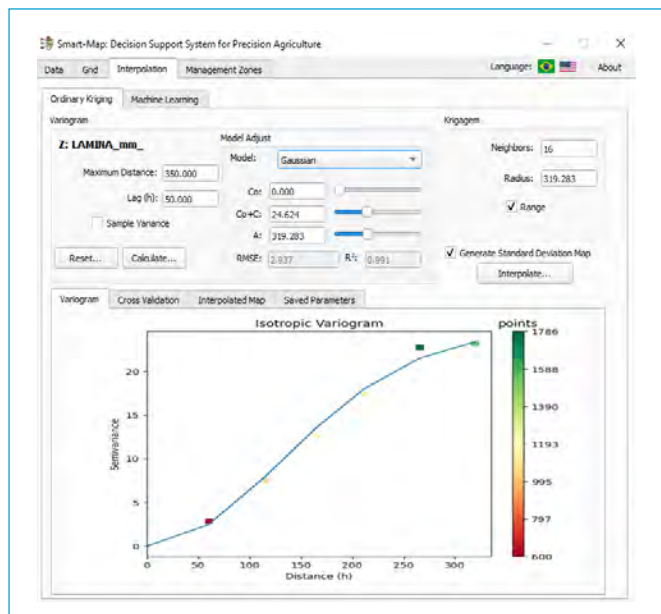


Figura 6 – Semivariograma ajustado com a ferramenta Smart-Map.

dependência espacial observado nos diagramas de autocorrelação local (LISA).

Em relação à análise de autocorrelação global, verifica-se que os valores do índice de Moran são maiores para as vizinhanças Queen e até 50 cm, sendo acima de 0,8. Isso indica que, ao analisar a variabilidade do total de pontos, valores semelhantes são encontrados apenas quando se considera poucos pontos próximos de lâmina de irrigação.

Quando se avalia apenas a autocorrelação local, dada pelo indicador LISA, percebe-se que o número máximo de pontos presentes nos grupos AA ou BB, que indicam valores semelhantes entre pontos próximos, é dado pela vizinhança de 150 cm, em que 120 pontos estavam em um desses grupos, de um total de 169 pontos. Desta forma, percebe-se forte dependência espacial ao considerar o raio de 150 cm no entorno de cada ponto, associada à presença de homogeneidade na irrigação e nos valores de lâmina de irrigação observados.

A partir do ajuste do semivariograma, obteve-se o valor para o parâmetro alcance de 350 cm e o coeficiente de determinação de validação cruzada bastante alto, demonstrando excelente relação entre valores preditos e observados.

Em termos da superfície interpolada, observou-se que a área uniforme com lâmina de irrigação acima de 10 mm foi baixa, denotando uma distribuição deficiente,

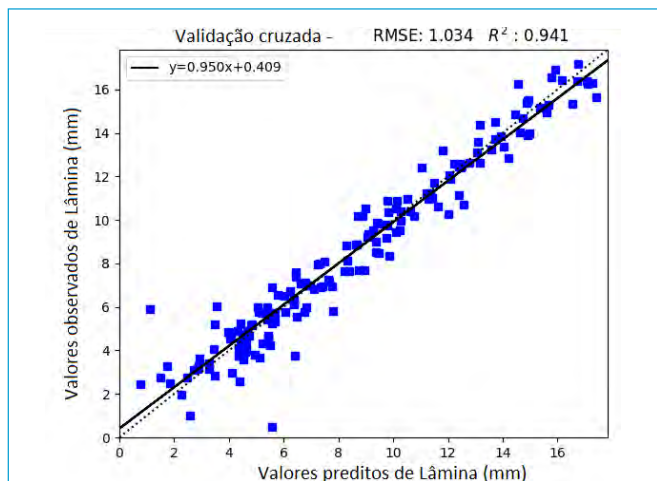


Figura 7 – Gráfico de dispersão entre valores preditos e observados (validação cruzada).

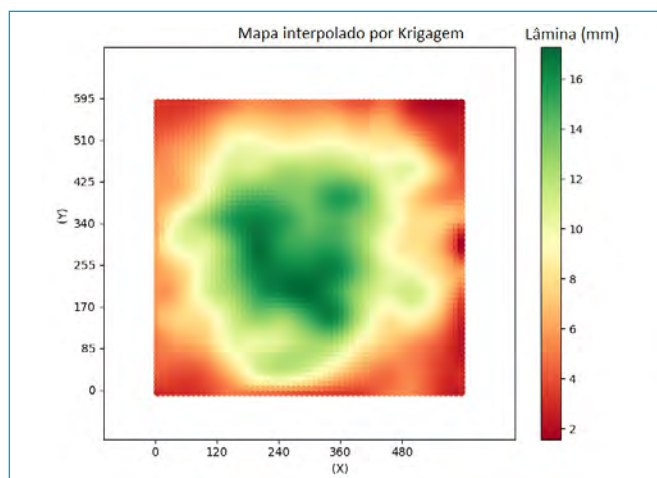


Figura 8 – Resultado da interpolação dos dados de lâmina d'água por krigagem.

o que confirma as informações de Silva, Azevedo e Lima (2002).

Os mesmos dados foram utilizados por Anami e Batista (2023), utilizando indicadores estatísticos para avaliação da uniformidade de irrigação em que foi verificado que somente a área de 12,25 m² tem coeficiente de uniformidade aceitável, com 23,75 m² considerados coeficientes inaceitáveis.

4. CONCLUSÃO

As análises realizadas indicaram que a área uniforme de irrigação representou apenas 43,1% do total, evidenciando a necessidade de modificar a estratégia adotada para garantir uma distribuição melhor da água na área.

Os métodos geoestatísticos possibilitaram a representação da superfície da lâmina de irrigação, estimando valores em locais não amostrados e proporcionando uma avaliação das incertezas pela variância da krigagem, destacando as vantagens dessa abordagem, como apontado por Andriotti (2002).

Outros arranjos no sistema de irrigação serão realizados para aumentar a área irrigada uniforme, como a utilização de outros modelos de microaspersores, variação da pressão na linha de irrigação, aumento do espaçamento dos aspersores, entre outros.

REFERÊNCIAS

- AGROJET. Bailarina de saída dupla com base de ½ polegada. 2018. Dados técnicos. Disponível em: <https://11nq.com/EFEAq>. Acesso em: 04 jul. 2022.
- ANAMI, M.H.; BATISTA, L.F.A. Avaliação da uniformidade de irrigação em área de cultivo protegido. In: *32º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental (CBESA)*, Anais... Rio de Janeiro: ABES, 2023.
- ANDRIOTTI, J.L.S. Notas de Geoestatística. *Acta Geologica Leopoldensia*, v. 25, n. 55, p. 3-14, 2002.
- ANSELIN, L. *Spatial data analysis with GIS: an introduction to application in the social sciences*. Santa Barbara: National Center for Geographic Information and Analysis; University of California, 1992.
- ANSELIN, L.; SYABRI, I.; KHO, Y. GeoDa: an introduction to spatial data analysis. *Geographical Analysis*. v. 38, n. 1, p. 5-22, 2005. <https://doi.org/10.1111/j.0016-7363.2005.00671.x>
- AYRIMORAES, S.; FONTENELLE, T.H.; FERREIRA, D.A. Uso da água na agricultura irrigada no Brasil: panorama e estudos de planejamento da Agência Nacional de Águas. In: RODRIGUES, L.N.; ZACCARIA, D. *Agricultura Irrigada: um breve olhar*. Fortaleza: Inovagri, 2020, p. 98-104.
- BRASIL. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. *Atlas irrigação: uso da água na agricultura irrigada*. 2. ed. Brasília: ANA, 2021, 130p.
- DRUCK, S.; CARVALHO, M.S.; CÂMARA, G.; MONTEIRO, A.V.M. (Eds.). *Análise espacial de dados geográficos*. Planaltina: Embrapa, 2004.
- FERREIRA, D.F. Sisvar: a guide for its Bootstrap procedures in multiple comparisons. *Ciência E Agrotecnologia*, v. 38, n. 2, p. 109-112, 2014a. <https://doi.org/10.1590/S1413-70542014000200001>
- FERREIRA, M.C. *Iniciação à análise geoespacial*. São Paulo: Editora UNESP, 2014b, 343 p.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Acesso e uso de dados geoespaciais*. Rio de Janeiro: IBGE, 2019, 147 p.
- ISAAKS, E.H.; SRISVASTAVA, R.M. *An introduction to applied geostatistics*. New York: Oxford University Press, 1989.
- NAKAMURA, R.; JUNIOR FERREIRA, R.A.; LOPES, R. *Geoestatística aplicada a lâminas de irrigação em diferentes espaçamentos entre aspersores*, Anais... Botucatu - SP: UNESP. ISSN: 2236-2118. Disponível em: <https://11nq.com/ahKGx>. Acesso em: 27 jul. 2022
- PEREIRA, G.W.; VALENTE, D.S.M.; QUEIROZ, D.M.D.; COELHO, A.L.D.F.; COSTA, M.M.; GRIFT, T. Smart-Map: an open-source QGIS Plugin for digital mapping using machine learning techniques and ordinary kriging. *Agronomy*, v. 12, n. 6, p. 1350, 2022. <https://doi.org/10.3390/agronomy12061350>
- SILVA, E.M.; AZEVEDO, J.A.; LIMA, J.E.F.W. *Análise de desempenho da irrigação*. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2002, 84p.
- VALNIR JÚNIOR, M.V.; ROCHA, P.; DEMONTIEZO, F.L.L.; LIMA, L.S.S.; CARVALHO, C.M.; CARVALHO, L.L.S. Análise comparativa de metodologia de coleta de dados para avaliação de sistemas de irrigação localizada. *Revista Brasileira de Agricultura Irrigada*, v. 10, n. 5, p. 965-975, 2016. <https://doi.org/10.7127/rbai.v10n500477>
- YAMAMOTO, J.K.; LANDIM, P.M.B. *Geoestatística: conceitos e aplicações*. São Paulo: Oficina de Textos, 2013, 215 p.
- YAMAMOTO, J.K. *Estatística, análise e interpolação de dados geoespaciais*. São Paulo: Gráfica Paulos, 2020, 308 p.



Influência pluviométrica na concentração dos poluentes no lixiviado gerado no aterro sanitário de Teresina - PI

Pluviometric influence on the concentration of pollutants in the leachate generated in the landfill of Teresina - PI

Nathália Sousa Silva^{1*} , Johnnatha Carlos Carvalho Noronha¹ , Carlos Henrique da Costa Braúna¹ , Danilo Prado Pires² 

RESUMO

O lixiviado gerado nos compartimentos dos aterros sanitários, destinados à disposição de resíduos sólidos, varia na concentração de seus poluentes de acordo com o tempo de depósito, composição dos resíduos aterrados e condições climáticas locais, entre outros fatores. Para o tratamento adequado do lixiviado, é necessário escolher o tipo de processo que mais se adequa à sua composição variada, objetivando a minimização dos riscos ambientais, sendo fundamental sua quantificação. O presente trabalho realizou uma análise denominada Método Suíço, considerado um método empírico que relaciona diretamente a concentração de poluentes no lixiviado gerado com a precipitação da região, a fim de avaliar a eficiência do tratamento utilizado no Aterro Sanitário de Teresina. O lixiviado foi caracterizado em relação aos parâmetros físicos, químicos e biológicos na entrada e saída do tratamento. O aterro apresentou grande variabilidade nas concentrações de seus parâmetros qualitativos do lixiviado ao longo do tempo, principalmente a DBO e DQO, que apresentaram diluição em períodos chuvosos. O nitrogênio amoniacal e fósforo total não mostraram influência da precipitação, estando relacionados com a fase de degradação anaeróbia do aterro. Quanto ao tratamento do lixiviado na ETE, observou-se a necessidade de melhorias com a adição de etapas de pré/pós-tratamento. Foi possível relacionar os poluentes tanto com os níveis pluviométricos quanto com o nível de degradação do aterro.

Palavras-chave: aterro sanitário; resíduos sólidos; lixiviado; precipitação; Método Suíço.

ABSTRACT

Leachate produced in the compartments of sanitary landfills, intended for the disposal of solid waste, varies the concentration of its pollutants depending on deposition time, waste composition, and local weather conditions, among other factors. To properly treat leachate, it is necessary to choose the type of process that best suits its varied composition, aiming to minimize environmental risks, with its quantification being essential. This study conducted an analysis, known as the Swiss Method, considered an empirical approach that directly relates the concentration of pollutants in generated leachate to regional precipitation, in order to assess the efficiency of the treatment used at the Teresina Sanitary Landfill. Leachate was characterized regarding its physical, chemical, and biological parameters at the inlet and outlet of the treatment. The landfill exhibited significant variability in the concentrations of its leachate's qualitative parameters over time, particularly in terms of BOD and COD, which showed dilution during rainy periods. Ammonium nitrogen and total phosphorus showed no influence from precipitation and were associated with the anaerobic degradation phase of the landfill. As for leachate treatment at the Wastewater Treatment Plant (WWTP), there was a need for improvements with the addition of pre- and post-treatment steps. It was possible to relate the pollutants both to rainfall levels and the degradation level of the landfill.

Keywords: landfill; solid waste; leached; precipitation; Swiss method.

1. INTRODUÇÃO

A vazão de lixiviado está correlacionada com os fenômenos hidrológicos locais, uma vez que, mesmo apresentando uma concentração elevada de matéria orgânica, existe a

possibilidade de haver diluição com águas pluviais infiltradas (BOCCHIGLIERI, 2010). Assim, a escolha de uma alternativa para o tratamento de lixiviado deve ser considerada mais profundamente, em função, principalmente, da

¹Universidade Federal do Piauí - Teresina (PI), Brasil.

²Universidade Federal de Santa Maria - Santa Maria (RS), Brasil.

*Endereço para correspondência: Campus Universitário Ministro Petrônio Portella - Ininga - Teresina, PI. CEP: 64049-550. e-mail: nathssousa@gmail.com

variação temporal da qualidade do chorume (HAMADA, DA SILVA e GIACHETI, 2004).

Com isso, a coleta, o armazenamento e o tratamento apropriado desses líquidos são de suma importância para minimizar os impactos ambientais causados por ele, tanto no entorno quanto no próprio aterro, com sua classificação estabelecida na NBR 13463 (ABNT, 1995), que trata sobre a coleta, os tipos de sistema de trabalho, o acondicionamento destes resíduos e as estações de transbordo.

Para essa estimativa de vazão, alguns métodos empíricos e computacionais podem ser adotados para a quantificação do lixiviado a ser tratado, como o Método Suíço (SOBRINHO, 2000). Segundo Pereira (2021), o Método Suíço se destaca entre o Método Racional e o Método Balanço Hídrico por considerar o lixiviado produzido pela chuva e pela compressibilidade do aterro, enquanto os outros métodos só consideram o lixiviado produzido pela precipitação. No entanto, essa análise é feita de forma prévia, fornecendo apenas parâmetros para o dimensionamento de um sistema de drenagem eficaz, não levando em consideração a concentração existente de carga poluidora a ser tratada.

No estado do Piauí, o Aterro Sanitário de Teresina está em fase de adaptação, transpondo as áreas de aterro controlado em operação para a implantação de aterro sanitário e, atualmente, recebe os resíduos da coleta domiciliar, de serviços de limpeza pública e de conservação, de resíduos depositados pela população nos Pontos de Recebimento de Resíduos (PRRs), penas e vísceras, bem como aqueles provenientes dos serviços realizados por empresas particulares e grandes geradores (TERESINA, 2021).

A região de Teresina, por se tratar de uma localização com clima subúmido seco, possui uma pluviosidade muito irregular, com grande variação durante todo o ano, demonstrando que as chuvas ocorrem dentro da normalidade, mesmo nos anos em que El Niño atua. A magnitude da pluviosidade altera bastante ao longo dos anos, e essas oscilações da chuva se estabelecem como uma das características principais do regime pluviométrico da cidade (MENEZES, DE MEDEIROS e SANTOS, 2016). Assim, o aterro sanitário local deve adaptar-se a essas variações pluviométricas, já que afetam diretamente a quantidade e

qualidade do lixiviado gerado, acarretando mudanças na estratégia e operação das unidades de tratamento.

Portanto, o trabalho em questão tem como base analisar a influência direta entre as variações sazonais pluviométricas e o impacto sobre a carga poluidora de chorume existente na vazão de lixiviado ao longo dos meses no Aterro Sanitário de Teresina.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Local de estudo

O Aterro Sanitário de Teresina está localizado entre os bairros Santo Antônio e Parque Juliana, a aproximadamente 1,5 km da Rodovia BR-316, na Região Metropolitana de Teresina – PI. Atualmente, o Aterro Sanitário abrange dois setores, denominados Célula 1 e Célula 2.

O primeiro setor, destacado em vermelho e localizado a oeste, próximo ao acesso pela BR-316, corresponde à Célula 1. A Célula 2, destacada em azul, está situada a leste e é subdividida em etapas de execução destinadas à implantação do aterro sanitário (**Figura 1**).

A pesquisa foi concebida com base na metodologia de quantificação do lixiviado gerado, levando em consideração os valores de concentração de poluentes e a vazão decorrente das incidências pluviométricas, sendo dividida em três etapas (**Figura 2**).

2.2. Caracterização físico-química do lixiviado bruto

A caracterização físico-química do lixiviado bruto foi conduzida por meio de análises laboratoriais do efluente coletado no Aterro Sanitário de Teresina. Os dados foram coletados de outubro de 2021 a julho de 2022, abrangendo os parâmetros de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio amoniacal e fósforo total. Os espaços vazios na representação gráfica correspondem à não realização ou à ausência de quantificação da análise do parâmetro no período em destaque.

2.3. Determinação da vazão mensal de lixiviado

Para a análise da vazão de lixiviado, foi essencial adquirir dados pluviométricos da região circundante ao Aterro Sanitário, uma vez que as oscilações são consistentes devido

à pluviosidade irregular da cidade. Em relação ao cálculo da vazão mensal de lixiviado, utilizou-se o Método Suíço (**Equação 1**), pois leva em consideração a precipitação pluviométrica sobre o aterro e o grau de compactação dos resíduos expostos no local, características físicas reais que influenciam diretamente na geração do lixiviado.

A área (A) empregada no cálculo do método foi equivalente às áreas das Células 1 e 2, representando, atualmente, os locais que possuem geração de chorume em seus compartimentos, com valor métrico extraído da superfície topográfica levantada pela administradora do local.

O foco principal no desenvolvimento da quantificação da vazão de lixiviado foi concentrado na determinação do coeficiente k , com sua estimativa realizada de acordo com a execução da Célula 2, onde era feito o monitoramento do grau de compactação, e seu valor foi disponibilizado pelo Consórcio Teresina Ambiental (CTA). Todos os parâmetros foram retirados de relatórios técnicos mensais obtidos por meio de ofício.

$$Q = \frac{A \cdot P \cdot k}{t} \quad (1)$$

Em que,

Q = vazão média do lixiviado ($L \cdot s^{-1}$);

A = área do aterro (m^2);

P = precipitação média anual (mm);

t = número de segundos em um ano (s);

k = coeficiente que depende do grau de compactação dos resíduos, com valores recomendados a partir de uma observação experimental.

2.4. Correlação entre vazão e concentração de poluentes

Com o objetivo de estabelecer a relação entre a vazão do lixiviado e a concentração dos poluentes, realizou-se uma análise da composição físico-química presente no efluente líquido proveniente dos resíduos. Para essa avaliação, foram considerados os seguintes parâmetros: DBO, DQO, nitrogênio amoniacal e fósforo total. A quantificação mensal desses parâmetros foi fornecida pela empresa responsável pela administração do aterro sanitário, sendo os indicadores mensurados por meio de análises laboratoriais utilizando procedimentos padrões.

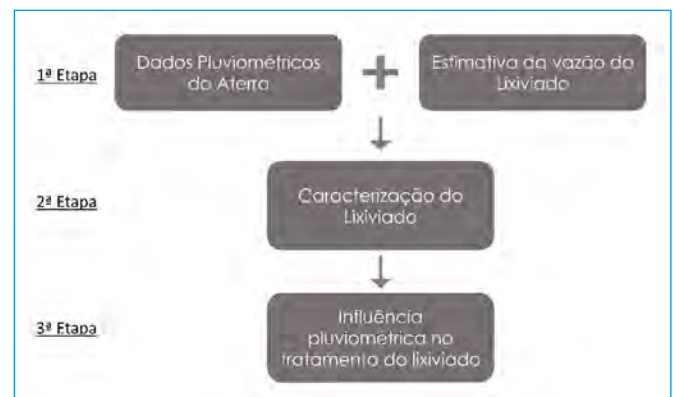


Figura 2 - Etapas da pesquisa.



Fonte: adaptado de Google Maps (2023).

Figura 1 - Área total do terreno: Aterro Sanitário de Teresina - PI.

Para verificar a relação entre a vazão do lixiviado gerado no Aterro Sanitário de Teresina e a concentração de poluentes, utilizou-se o Coeficiente de Correlação de Pearson, também conhecido como coeficiente de correlação produto-momento (r).

Esse coeficiente é uma medida da intensidade da associação entre duas variáveis quantitativas e pode variar de -1 a +1. Valores negativos de “ r ” indicam uma correlação inversa, enquanto valores positivos ocorrem quando há proporcionalidades diretas. Se não houver correlação entre as variáveis, o valor de “ r ” tenderá a zero (CALLEGARI-JACQUES, 2003). Uma vez determinada a existência de correlação, pode-se avaliá-la qualitativamente quanto à intensidade, utilizando o critério apresentado na **Tabela 1**.

3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.1. Primeira etapa

Os dados pluviométricos monitorados pelo CTA abrangem o período de janeiro de 2017 até agosto de 2022, com os valores apresentados na **Tabela 2**.

Tabela 1 - Avaliação qualitativa do grau de correlação entre duas variáveis.

Grau de correlação	$ r $
Nula	0
Fraca	0 - 0,3
Regular	0,3 - 0,6
Forte	0,6 - 0,9
Muito forte	0,9 - 1
Plena ou Perfeita	1

Fonte: Callegari-Jacques (2003).

Tabela 2 - Registro das chuvas acumuladas sobre o aterro.

Ano/mês	Jan.	Fev.	Mar.	Abr.	Mai.	Jun.	Jul.	Ago.	Set.	Out.	Nov.	Dez.
2017	273	403	364	202	143	5	5	0	0	0	12,5	158
2018	309	86	265	248,5	35	1	13	0	0	0	27,5	398,5
2019	126	201	404,5	461	109	0	3,5	0	0	35	78	23
2020	229	259	564	255	90	33	0	0	12	0	129	34
2021	66	223	251	101	75	6	60	0	34	46	108	170
2022	223	350	597	198	64	72	0	0	-	-	-	-
Média	204,3	253,7	407,6	244,25	86,0	19,5	13,6	0,0	9,2	16,2	71,0	156,7

Fonte: adaptado de CTA.

Para a determinação mensal da vazão do lixiviado no aterro, utilizou-se o intervalo compreendido entre outubro de 2021 a julho de 2022 (**Tabela 3**). Ressalta-se que, durante esse período, a média pluviométrica mensal foi de 182,8 mm, aproximando-se dos valores encontrados nos meses de alta pluviosidade. A área empregada foi de 30,7 ha, com a Célula 1 ocupando 26,7 ha e a Célula 2 apresentando uma área de 4 ha.

Quanto ao coeficiente de compactação k , durante a operação da fase A da Célula 2 do Aterro Sanitário de Teresina, a compactação média medida em campo foi de 1,2 ton./mês, podendo ocorrer variações durante o período chuvoso. Esse valor foi extrapolado para todas as áreas compreendidas no cálculo durante o trabalho, adotando-se $k = 0,20$, que equivale ao valor intermediário considerando-se que o aterro é fortemente compactado.

Os resultados referentes ao volume total estimado de lixiviado (Q_{mensal}) estão discriminados mês a mês, conforme a **Tabela 4** e o **Figura 3**. Uma das limitações do Método Suíço é a quantificação nula de lixiviado para meses sem precipitação, como julho de 2022. Essa ocorrência difere da observação prática, já que a decomposição dos resíduos ocorre de forma contínua, com acúmulo de água nos compartimentos resultante de precipitações anteriores, causando um fluxo mensal de lixiviação mesmo em meses chuvosos.

Conforme dados do Relatório de Operação do CTA, o volume gerado de lixiviado é medido em campo pela variação no nível da lagoa de equalização, considerando-se a cota atingida no dia. Ao considerar as quantificações pelo Método Suíço, nota-se que a diferença entre o volume médio estimado (Q_{mensal}) e o volume de lixiviado

Tabela 3 - Dados pluviométricos do período de realização da pesquisa.

Ano/mês	Jan.	Fev.	Mar.	Abr.	Mai.	Jun.	Jul.	Ago.	Set.	Out.	Nov.	Dez.
2021	-	-	-	-	-	-	-	-	-	46	108	170
2022	223	350	597	198	64	72	0	-	-	-	-	-

Fonte: adaptado de CTA.

Tabela 4 - Estimativa de geração do volume de lixiviado a partir do Método Suíço.

Mês	Pluviometria (mm)	t (s)	Q (L/s)	Q _{mensal} (m³/mês)
out/21	46	2,68E+06	1,05	2.824,4
nov/21	108	2,59E+06	2,56	6.631,2
dez/21	170	2,68E+06	3,90	10.438,0
jan/22	223	2,68E+06	5,11	13.692,2
fev/22	350	2,42E+06	8,88	21.490,0
mar/22	597	2,68E+06	13,69	36.655,8
abr/22	198	2,59E+06	4,69	12.157,2
mai/22	64	2,68E+06	1,47	3.929,6
jun/22	72	2,59E+06	1,71	4.420,8
jul/22	0	2,68E+06	0,00	0
Total	-	-	-	112.239,2
Média				11.223,9

medido em campo é mais que o dobro das médias alcançadas, indicando uma superestimação devido ao alto índice pluviométrico no período trabalhado. Em cenários de pluviosidade distribuída, essa diferença percentual se mostra condizente com a observada em campo, evidenciando ainda uma relação entre a geração de lixiviado e o fluxo pluviométrico.

3.2. Segunda etapa

Considerando-se a caracterização físico-química do lixiviado bruto proveniente do Aterro Sanitário de Teresina, a **Tabela 5** apresenta os dados levantados a partir de análises laboratoriais do efluente. Houve uma troca de laboratório nos meses de outubro de 2021 e julho de 2022. Os espaços vazios na tabela correspondem à não realização ou à não quantificação da análise do parâmetro.

Observa-se uma grande dispersão de resultados nas variáveis analisadas durante o período, em parte devido à troca de laboratórios e, em outra parte, pela variação na precipitação ao longo do intervalo. Essa variabilidade também pode ser atribuída ao fato de o

aterro sanitário estar em operação, recebendo novos resíduos diariamente, além da geração de chorume proveniente da Célula 1, ocorrendo diferentes fases de degradação simultaneamente.

De fato, os parâmetros analisados por Souto e Povinelli (2007) demonstraram uma grande faixa de variação, e os valores médios obtidos neste estudo estão dentro dos intervalos das faixas expostas pelos autores. Os valores mais prováveis apresentam uma frequência de até 89% de ocorrerem em aterros brasileiros. A seguir, é apresentada a correlação entre a vazão gerada pelo Método Suíço e o grau de concentração de poluentes nos efluentes durante o período estudado no trabalho.

3.2.1. Demanda bioquímica de oxigênio

A **Figura 4** apresenta a relação entre a DBO e a vazão encontrada por meio do Método Suíço. A concentração de DBO para o período chuvoso foi consideravelmente menor do que a apresentada durante o período seco, indicando uma possível diluição do lixiviado devido às altas concentrações de líquido infiltrado nas camadas de detritos.

Nos meses de maio/22 e junho/22, ocorreu uma divergência dos resultados previstos para a época seca, o que pode ser atribuído à alta variabilidade de resíduos confinados diariamente no aterro, alterando a quantidade de carga orgânica. Utilizando o coeficiente de Pearson, obteve-se um valor de correlação negativa e moderada de 0,44, indicando uma relação inversa e evidenciando a influência da diluição causada pelas precipitações. Esse resultado contraria as observações de Cintra, Hamada e Castilho Filho (2002), que registraram aumento na concentração de DBO em períodos com altos índices pluviométricos no aterro controlado de Bauru, São Paulo, e os resultados de Audinil Junior e Lopes (2004), que observou maiores concentrações de matéria orgânica, concluindo que houve um aumento da atividade microbológica resultante do aumento da umidade e lixiviação no aterro.

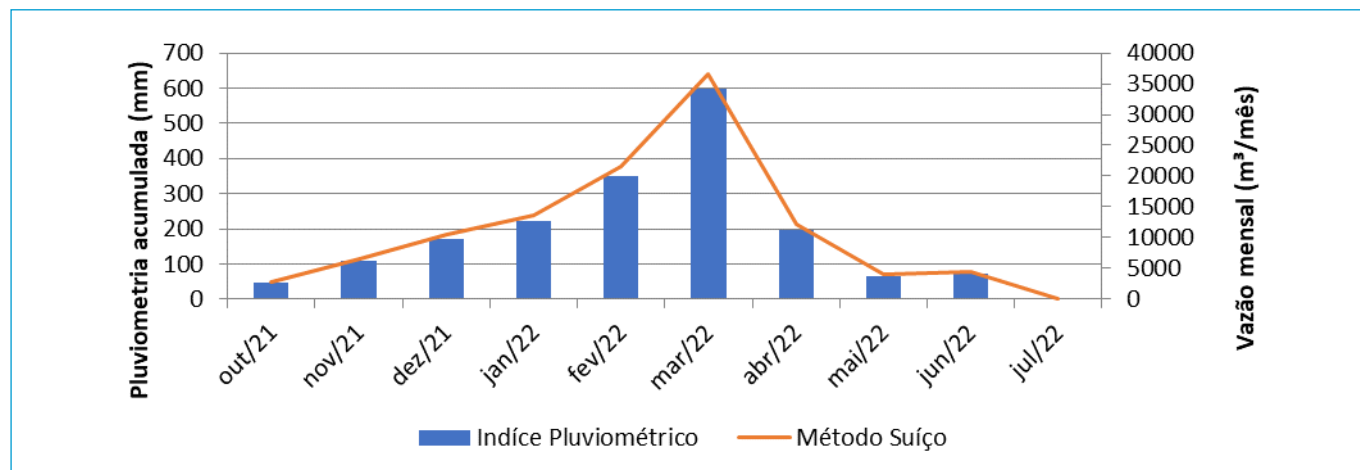


Figura 3 - Geração de lixiviado pelo Método Suíço.

Tabela 5 - Análises laboratoriais de parâmetros encontrados no lixiviado.

Parâmetros/ período	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	Nitrogênio amoniacoal (mg/L)	Fósforo total (mg/L)
out/21	2073	3776	42,4	-
nov/21	1304	3242	104	1,6
dez/21	1338	3683	153	0,43
jan/22	1195	3450	1364	2,1
fev/22	722	2250	810	0,75
mar/22	427	2375	619	4,7
abr/22	1880	5375	0,1	1,6
mai/22	29,31	86,28	543	3,5
jun/22	448	1204	50	5,3
jul/22	3960	7865	74,3	-

Fonte: adaptado de CTA.

Santos Filho (2013) encontrou uma situação semelhante à deste estudo, também alcançando uma correlação negativa e atribuindo a diminuição dos valores de DBO à dissolvência do lixiviado, assim como Ibanez e Nazareth (2020), que associou esse efeito da pluviometria à interação com a diluição dos níveis de cloreto. Em contrapartida, Catapreta (2017) não encontrou relações entre a variação dos parâmetros com a precipitação, além de pouca relação com a variação da vazão dos lixiviados.

3.2.2. Demanda química de oxigênio

A **Figura 5** apresenta a evolução da carga poluente da DQO com os valores obtidos da vazão. As concentrações de DQO seguiram o mesmo padrão das relações encontradas entre a DBO e o período chuvoso, com leve diluição

nas análises em função do aumento da pluviometria, sem alterações significativas. O coeficiente de Pearson foi negativo, indicando uma correlação fraca com o valor de 0,23.

Em um estudo realizado por Bussman (2014), verificou-se que a precipitação pluviométrica não alterou consideravelmente as taxas de DQO no Aterro Sanitário de Lajeado, enquanto Santos Filho (2013) relacionou o aumento da pluviosidade com uma redução nos valores encontrados de DQO. Em comparação, Schneider (2010) observou uma variação considerável, com aumento da DQO em relação ao aumento da vazão, evidenciando esse fato pelo carreamento de matéria orgânica junto com o percolado.

3.2.3. Nitrogênio amoniacoal

A caracterização do lixiviado, levando em consideração os níveis de nitrogênio amoniacoal e sua relação com a vazão estimada anteriormente, é apresentada na **Figura 6**. De maneira geral, não se observa uma relação entre a precipitação e as concentrações de nitrogênio amoniacoal, reforçado pelo conceito de que esse parâmetro está diretamente atrelado à degradação anaeróbica do aterro, sem efeitos consideráveis pela pluviometria da região.

Conforme Abbas *et al.* (2009), à medida que a idade do aterro aumenta, as concentrações de DBO e DQO diminuem, enquanto há um aumento na concentração de nitrogênio amoniacoal. Ele aponta que lixiviados de aterros em locais antigos são geralmente altamente contaminados com amônia resultante da hidrólise e fermentação de frações contendo nitrogênio de substratos de resíduos biodegradáveis.

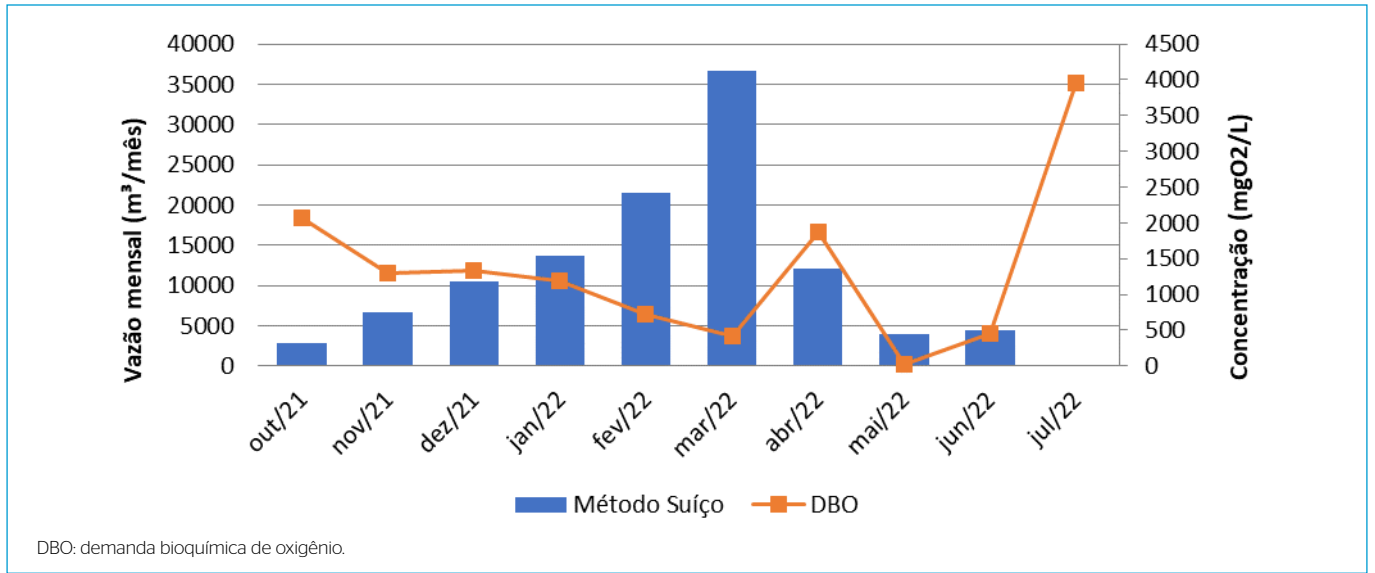


Figura 4 - Relação entre concentração de demanda bioquímica de oxigênio e vazão do lixiviado.

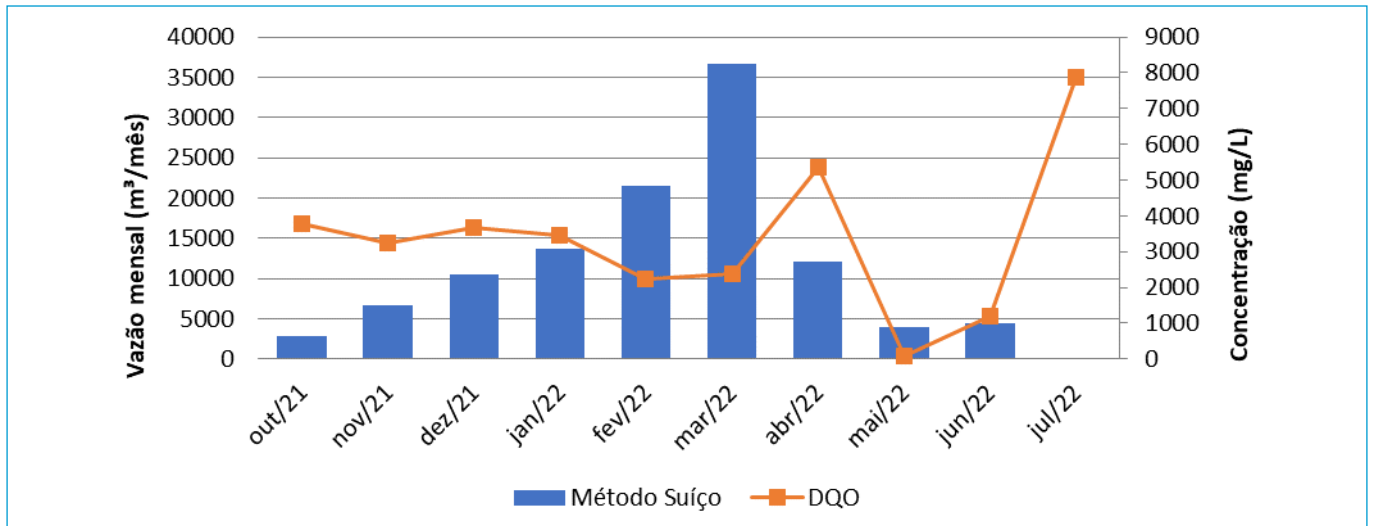


Figura 5 - Relação entre concentração de demanda química de oxigênio e vazão do lixiviado.

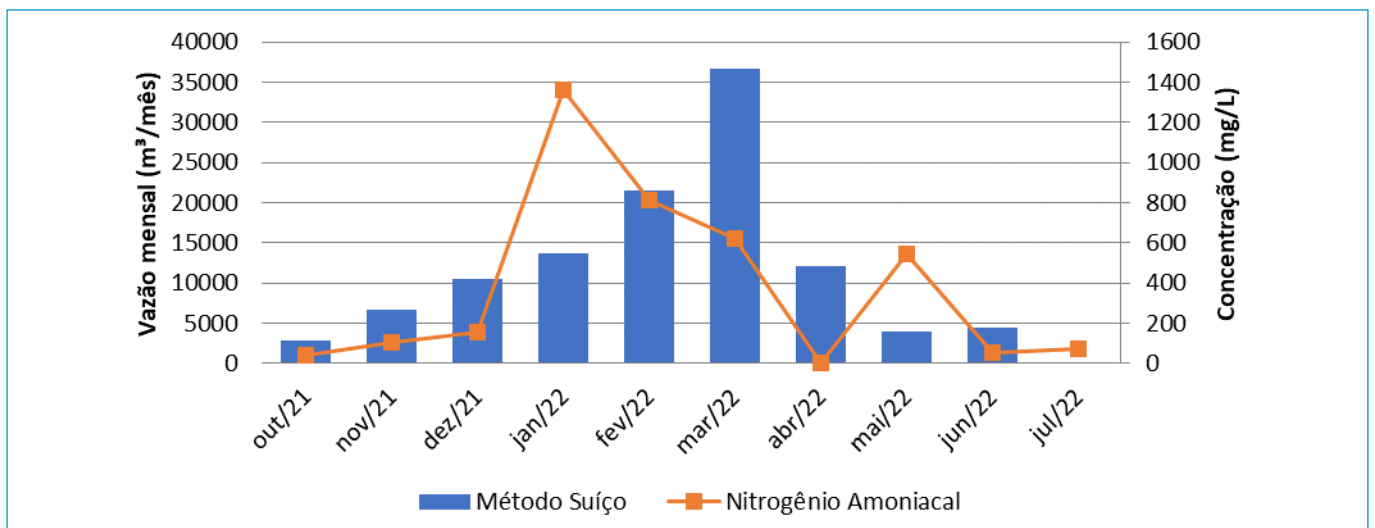


Figura 6 - Relação entre concentração de nitrogênio amoniacal e vazão do lixiviado.

Os resultados obtidos mostram que ocorrem processos de amonificação em intervalos espaçados. Esses valores podem ser atribuídos à mistura entre o lixiviado mais antigo da Célula 1, que provavelmente já está em fase metanogênica, e o da Célula 2 em operação, contendo detritos mais recentes e encontrando-se em fases iniciais.

3.2.4. Fósforo total

Levando em consideração os parâmetros de fósforo total, a relação é explicitada na **Figura 7**. Nos meses de outubro/21 e julho/22, não foram realizadas análises que levassem em conta a quantificação desses parâmetros. Como demonstrado, também não se observou relação com a influência da precipitação, corroborado por uma correlação fraca de 0,11, obtida por meio do coeficiente de Pearson. Santos Filho (2013) também obteve resultados semelhantes a este, com correlação negativa e aproximada.

3.3. Terceira etapa

Levando em consideração a relação DBO/DQO, as amostras apresentaram uma razão média de 0,37, indicando um aterro sanitário em fase de estabilização, com degradação intermediária de seus detritos. Isso sugere a presença tanto de resíduos com ação biodegradável quanto de material recalcitrante. Ao realizar uma análise estatística entre a relação DBO/DQO e a vazão de lixiviado, obteve-se um valor de correlação negativa e forte, igual a 0,84. Isso significa que, com o aumento da precipitação, houve um decréscimo na

razão DBO/DQO (**Figura 8**). Pode-se inferir que, com a diluição do lixiviado pelas chuvas, houve uma diminuição na fração orgânica, tornando-se menos biodegradável e dificultando o uso de tratamentos biológicos correspondentes.

Em conjunto com essa análise, nota-se a suposição associada anteriormente à elevação das taxas de concentração de nitrogênio amoniacal no lixiviado, onde Máximo (2007) aponta como uma possível consequência da degradação biológica dos aminoácidos e outros compostos orgânicos nitrogenados durante a fase acetogênica.

Quanto ao tratamento desses poluentes, atualmente, o Aterro Sanitário de Teresina realiza tratamento por meio do uso de coagulantes que, de acordo com Abbas *et al.* (2009), consiste no tipo de tratamento usado com sucesso em lixiviados de aterros antigos, com mais de 85% de remoção de ácido húmico, produzido por matéria orgânica não biodegradável.

Em um estudo já realizado no Aterro Sanitário de Teresina em época de alta pluviosidade, tendo uma relação DBO/DQO baixa com valor de 0,05, Noronha (2022) constatou que o tratamento com os agentes químicos responsáveis pela coagulação/floculação não apresentou grande variação de DQO após o tratamento com diferentes concentrações de coagulante. Além disso, foi possível observar eficiência no aumento da remoção de DBO conforme o acréscimo na dosagem de sulfato de alumínio. Em contrapartida, os níveis de amônia apresentaram aumento na concentração do composto, e não foram feitos testes com relação à remoção de fósforo do lixiviado.

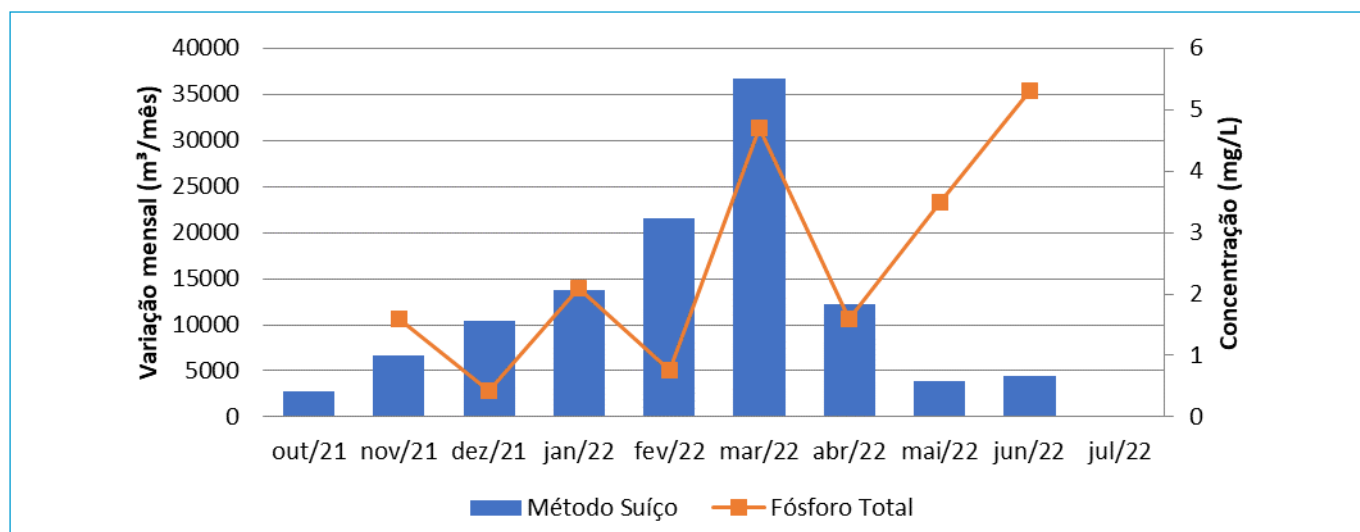


Figura 7 - Relação entre concentração de fósforo total e vazão do lixiviado.

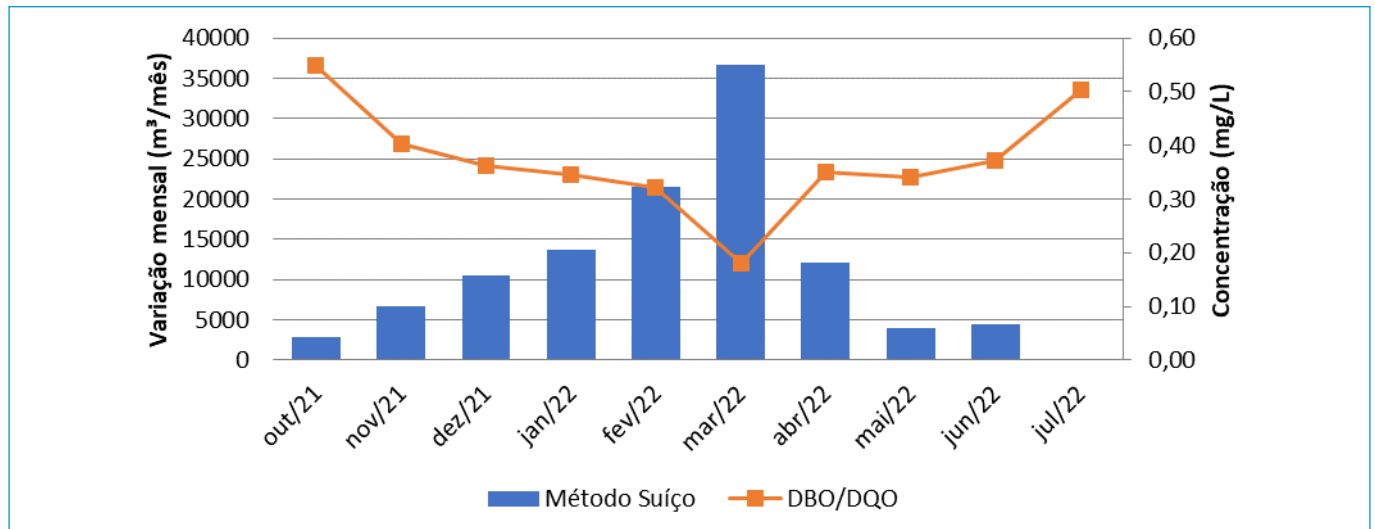


Figura 8 - Relação entre relação demanda biológica de oxigênio/demanda química de oxigênio e vazão do lixiviado.

Para os casos em que há baixa pluviometria, a relação DBO/DQO apresenta-se de forma mais elevada, com valores aproximados de 0,5, indicando maior biodegradabilidade do lixiviado. Quando a decantação ou flotação quimicamente assistida são utilizadas, há uma tendência a melhores remoções de DQO e DBO, especialmente para concentrações elevadas de coagulantes. Entretanto, essa condição aumenta muitas vezes os custos envolvidos no tratamento para valores inviáveis economicamente (HAMADA *et al.*, 2002).

Esses resultados confrontam as expectativas em relação à eficiência de tratamento, considerando-se a diluição dos poluentes em meio à pluviosidade acentuada e em cenários onde os poluentes se apresentam de forma mais concentrada. Isso demonstra a necessidade de adição de etapas no pré/pós-tratamento para aumentar a eficácia do processo, além de uma análise temporal da geração do lixiviado com base na idade do aterro e fase atual de degradação dos detritos para uso de tratamento adequado..

4. CONCLUSÕES

A distribuição irregular das chuvas em Teresina tem um impacto direto na quantidade de água que incide sobre o Aterro Sanitário local, influenciando o dimensionamento necessário para a captação do volume de lixiviado formado. O levantamento, realizado por meio da quantificação da geração de lixiviado em relação aos índices pluviométricos

usando o Método Suíço, indicou que em épocas com elevadas taxas de pluviosidade houve um aumento significativo na vazão do lixiviado do Aterro Sanitário de Teresina. Isso demonstra que a precipitação é um dos principais fatores que influenciam na oscilação do efluente gerado.

Quando analisamos os dados de vazão em conjunto com o modelo de correlação entre as variáveis, observamos que os parâmetros DBO e DQO apresentaram uma relativa diminuição em suas concentrações devido à diluição de seus compostos, afetando a quantidade de matéria orgânica presente nas análises. Por outro lado, os dados de nitrogênio amoniacal e fósforo total não demonstraram relação com a precipitação, sendo influenciados pela fase de degradação anaeróbica em que o aterro se encontra.

Ao considerarmos a relação DBO/DQO e os níveis encontrados dos poluentes em relação ao grau de eficiência do tratamento de coagulação/floculação utilizado no aterro, inferimos que os resultados encontrados confrontam as expectativas em relação à eficiência de tratamento de acordo com o grau de precipitação. Isso destaca a necessidade de adição de etapas no pré/pós-tratamento para aumentar a eficácia do processo.

Além disso, evidenciou-se a importância de uma análise temporal da geração do lixiviado, levando em consideração a idade do aterro e a fase atual de degradação dos detritos, para a implementação de tratamentos adequados, que podem variar entre métodos biológicos e físico-químicos.

REFERÊNCIAS

- ABBAS, A.A.; JINGSONG, G.; PING, L.Z.; YA, P.Y.; AL-REKABI, W.S. Review on landfill leachate treatments. *Journal of Applied Sciences Research*, v. 5, p. 534-545, 2009. <https://doi.org/10.3844/ajassp.2009.672.684>
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 13463: coleta de resíduos sólidos*. Rio de Janeiro: ABNT, 1995.
- BUSSMAN, J. *Variação da carga orgânica relacionado ao volume do lixiviado gerado em aterro sanitário*. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Ambiental). Centro Universitário UNIVATES, Lajeado, 2014.
- BOCCHIGLIERI, M.M. *O lixiviado dos aterros sanitários em estações de tratamento dos sistemas públicos de esgotos*. Tese (Doutorado em Saúde Pública). Programa de Pós-Graduação em Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.
- CALLEGARI-JACQUES, S.M. *Bioestatística: princípios e aplicações*. Porto Alegre: Artmed, 2003.
- CATAPRETA, C.A.A.; SIMÕES, G.F.; ABREU, M.G.C.; GUIMARÃES, M.T.S.; SILVA JÚNIOR, P.R. Avaliação da influência da vazão na evolução temporal das características dos líquidos lixiviados gerados em um aterro sanitário. In: *Congresso ABES FENASAN*, 2017.
- CINTRA, F.H.; HAMADA, J.; CASTILHO FILHO, G.S. Fatores que afetam a qualidade do chorume gerado em aterro controlado de resíduos sólidos urbanos. In: *VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 2002.
- HAMADA, J.; CASTILHO FILHO, G.S.; FARIA, S.; CINTRA, F.H. Aplicabilidade de processos físico e físico-químico no tratamento do chorume de aterros sanitários. In: *VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Vitória, 2002.
- HAMADA, J.; DA SILVA, C. L.; GIACHETI, H. L. Análise crítica de sistemas para tratamento de chorume de aterros para resíduos sólidos urbanos. In: *ICTR 2004 - Congresso Brasileiro de Ciência e Tecnologia em Resíduos e Desenvolvimento Sustentável*, p. 4577-85, 2004.
- IBANEZ, F.G.M.; NAZARETH, R.M. *A chuva modula as características químicas do chorume de aterros sanitários no Rio de Janeiro*. Cidade: Editora, 2020. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.36319.69289>
- AUDINIL JUNIOR, M.; LOPES, D.D. Caracterização físico-química do chorume do Aterro Sanitário de Resíduos Sólidos Urbanos de Rolândia - PR. In: *ICTR 2004 - Congresso Brasileiro de Ciência e Tecnologia em Resíduos e Desenvolvimento Sustentável*, p. 4699-707, 2004.
- MÁXIMO, V.A. *Tratamento por coagulação-floculação dos lixiviados do aterro sanitário da região metropolitana de Florianópolis*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.
- MENEZES, H.E.A.; DE MEDEIROS, R.M.; SANTOS, J.L.G. Climatologia da pluviometria do município de Teresina, Piauí, Brasil. *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*, v. 11, n. 4, p. 135-141, 2016. <https://doi.org/10.18378/rvads.v11i4.4609>
- NORONHA, J.C.C. *Influência da concentração do coagulante e da aeração no tratamento do lixiviado do Aterro Sanitário de Teresina*. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Agrícola). Universidade Federal do Piauí (UFPI). Teresina, 2022.
- PEREIRA, K.Y.S. *Estimativa da quantidade de lixiviado no interior do Aterro Sanitário de Itabirito-MG*. Monografia (Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2021.
- SANTOS FILHO, D.A. *Avaliação temporal do lixiviado da Muribeca*. Tese (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal do Pernambuco, Recife, 2013.
- SCHNEIDER, S.B. *Avaliação da influência da precipitação pluviométrica no Aterro Sanitário de Lajeado - RS*. Tese (Mestrado em Engenharia Civil). Centro Universitário UNIVATES, Lajeado, 2010.
- SOBRINHO, N.L.C. *Uma análise do balanço hídrico do aterro sanitário de Presidente Prudente*. Tese (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2000.
- SOUTO, G.D.B.; POVINELLI, J. Características do lixiviado de aterros sanitários no Brasil. In: *24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Belo Horizonte, 2007.
- TERESINA. *Relatório de Estudos de Engenharia, Logística e Afins*. 2021. Disponível em: <<https://semplan.pmt.pi.gov.br/wp-content/uploads/sites/39/2021/05/Relatorio-de-Estudos-Engenharia-Logistica-e-Afins.pdf>>. Acesso em: 13 jul. 2022.



Sanbas: novas perspectivas para o planejamento em saneamento básico para o Brasil

Sanbas: new perspectives for basic sanitation planning in Brazil

Uende Aparecida Figueiredo Gomes^{1*} , João Luiz Pena² , Rafaela Priscila Sena do Amaral² ,
Bruna Elói do Amaral² 

RESUMO

No Brasil, a Fundação Nacional de Saúde (Funasa) desempenhou um papel crucial na capacitação e apoio à elaboração de Planos Municipais de Saneamento Básico (PMSBs) por meio de Termos de Execução Descentralizada (TEDs) pactuados com instituições de ensino. Neste estudo, buscamos revisitar, interpretar e avaliar um TED específico celebrado com a Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), cujo objetivo central foi o desenvolvimento de uma pesquisa voltada para a capacitação e elaboração de PMSBs em 30 municípios com população de até 50.000 habitantes. A pesquisa, denominada SanBas, caracteriza-se como uma pesquisa-ação no campo tecnológico, do controle social, da comunicação e do empoderamento nas políticas públicas de saneamento básico. Sua primeira etapa foi conduzida entre os anos de 2018 e 2022. O percurso metodológico adotado incluiu uma análise qualitativa documental. A iniciativa SanBas, focalizando a elaboração de 30 PMSBs, destacou-se como uma ação direta da universidade pública brasileira, gerando resultados concretos para a sociedade. Considera-se uma experiência bem-sucedida de planejamento em saneamento, ressaltando a importância de fortalecer e dar continuidade a essas ações. A permanência e continuidade das iniciativas em saneamento são fundamentais para superar os complexos desafios que permeiam essa área no Brasil. É relevante observar que parte da iniciativa foi implementada durante o período pandêmico, resultando em avanços significativos no uso de ferramentas remotas e na divulgação digital e gratuita dos resultados por meio da página <https://sanbas.eng.ufmg.br/>. Dentre os resultados obtidos, destacam-se os materiais pedagógicos, a plataforma digital de jogos e um aplicativo para celular. Nesse contexto, a humanização do saneamento e o desenvolvimento de estratégias de comunicação e formação popular tornam-se fundamentais para a educação popular em saneamento e para a superação do precário quadro sanitário observado no país.

Palavras-chave: planejamento local em saneamento; PMSB; SanBas; Funasa; políticas públicas.

ABSTRACT

In Brazil, the National Health Foundation (*Fundação Nacional de Saúde - Funasa*) provided training and support on the development of Municipal Basic Sanitation Plans (MBSP) through Decentralized Execution Terms in agreement with educational institutions. In the present study, we seek to revisit, interpret, and evaluate a specific term agreed upon with the Universidade Federal de Minas Gerais. Its central objective was the development of a research that sought the training and elaboration of MBSPs in 30 municipalities with a population of up to 50,000 inhabitants. It was an action-research in the field of technology, social control, communication, and empowerment in basic sanitation public policies. This research, hereinafter named as SanBas, had its first stage developed between the years 2018 and 2022. The used methodology included qualitative analyses of the processes. The SanBas initiative, due to the elaboration of 30 MBSPs, represented an effective action by the Brazilian public university with concrete results for society. It is considered a successful sanitation planning experience and points to the need to strengthen this action. The permanence and continuity of sanitation actions are fundamental to overcoming the complex challenges that involve the area in Brazil. It must be highlighted that part of the initiative was carried out during the pandemic, which led to significant developments in the use of remote tools and free digital dissemination of results on the webpage <https://sanbas.eng.ufmg.br/>. The pedagogical materials, the digital gaming platform, and a mobile application stand out among the results. In this context, the humanization of sanitation, and the development of communication strategies and popular formation are fundamental for popular education in sanitation and for overcoming the precarious sanitary situation observed in the country.

Keywords: local sanitation planning; PMSB; SanBas; Funasa; public policies.

¹Professora adjunta do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais - Belo Horizonte (MG), Brasil.

²Universidade Federal de Minas Gerais - Belo Horizonte (MG), Brasil.

*Endereço para correspondência: Avenida Antônio Carlos - Campus Pampulha, 6627. Bloco I, 4º Andar. CEP 31270-901. Belo Horizonte, MG. E-mail: uende@desa.ufmg.br

1. INTRODUÇÃO

A Lei Federal nº 11.445/2007, assim como seu Decreto Regulamentador nº 7.217/2010, estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico e tem como um dos seus princípios fundamentais a universalização do acesso. O marco normativo do saneamento no Brasil determina a obrigatoriedade dos titulares dos serviços em elaborar seus respectivos planos de saneamento básico (BRASIL, 2007, 2010). Os Planos Municipais de Saneamento Básico (PMSBs) são os principais instrumentos da política pública de saneamento, permitindo traçar diretrizes, metas e ações, buscando, principalmente, a universalização do acesso. O Decreto Regulamentador nº 7.217/2010 determina que a elaboração do PMSB deve pautar-se na participação social e torna-se condição para acesso a recursos da União destinados a investimentos no setor.

No âmbito da elaboração dos PMSBs, o Decreto Federal nº 7.217/2010 destaca o uso de, no mínimo, os seguintes procedimentos: (i) divulgação; (ii) recebimento de sugestões e críticas por meio de consulta ou audiência pública; e (iii) análise e opinião por órgão colegiado, quando previsto na legislação do titular. Além disso, para além da participação, esse marco destina um capítulo exclusivo ao tema do controle social, o qual poderá ser exercido por diferentes instâncias participativas. Em seu artigo 26, apresenta, ainda, a necessidade de se disponibilizarem as propostas dos planos e os estudos que as fundamentarem, devendo ser dada ampla e integral divulgação a todos os interessados (BRASIL, 2010).

A importância da participação social e formação para o planejamento e gestão das políticas públicas em saneamento tem sido tema de reflexões no Brasil. Sendo reconhecido que somente com a discussão dos diferentes pontos de vista de gestores, pesquisadores, técnicos e atores sociais é possível indicar as possibilidades adequadas de soluções para o setor de saneamento, buscando garantir a sustentabilidade dos serviços (LISBOA, 2013; SILVA, 2012; MORAES e BORJA, 2005; AMARAL, 2019).

Nesse contexto, Spuhler e Lüthi (2020), que desenvolveram uma revisão histórica das estruturas e ferramentas para o planejamento estratégico em saneamento, afirmam que as abordagens tradicionais são direcionadas para

questões tecnológicas e têm falhado no enfrentamento dos problemas do saneamento. O tecnocentrismo ocorre quando a tecnologia é colocada na centralidade das decisões, sendo dominante para a seleção das soluções para as comunidades (OLIVEIRA *et al.*, 2022). Este fenômeno vem sendo uma característica relevante na área do saneamento, onde ainda há um predomínio da ideia de que a técnica é capaz de promover plenamente a superação dos gargalos do setor (HELLER, 2022). Nesse contexto, políticas públicas de saneamento, que têm como base o conceito tecnocêntrico, promovem soluções semelhantes para problemas distintos, muitas sem considerar particularidades locais, nos âmbitos social, cultural, ambiental e político (SILVA *et al.*, 2018).

Aspectos metodológicos do planejamento local em saneamento, como a falta de conhecimento e experiência dos profissionais envolvidos para proposição de soluções viáveis, a ausência de articulação entre setores e a delegação dos serviços de saneamento a companhias estaduais ou empresas privadas, são destacados (CASTRO e KOGA, 2019; SPUHLER e LÜTHI, 2020). Os fatores mencionados também são observados em outros países em desenvolvimento, como descrito por Narayan, Maurer e Lüthi (2021) em um estudo que analisou as barreiras para o planejamento municipal em saneamento na Índia.

Também é destacado na literatura que existem aspectos particulares na provisão de serviços de saneamento para municípios de pequeno e médio porte, mesmo em países de alta renda, “devido à capacidade de gerenciamento mais limitada e menores receitas” (ANDERSSON, DICKIN e ROSEMARIN, 2016, p. 2, tradução nossa). Estudos discutem as dificuldades no planejamento, principalmente, para municípios pequenos (LISBOA, HELLER e SILVEIRA, 2013; MARINO, CHAVES e SANTOS JUNIOR, 2018; BREMAEKER, 2020; FARIA *et al.*, 2022).

Desta forma, este trabalho busca apresentar, analisar e discutir o processo de construção e execução da iniciativa da Pesquisa SanBas, formalizada pelo Termo de Execução Descentralizada 002/2016 pactuado entre a Funasa e a UFMG, que teve como objeto central a elaboração de 30 PMSBs no estado de Minas Gerais. O projeto, realizado entre os anos de 2018 e 2022, além de promover a

elaboração e aprovação em audiência pública dos planos de saneamento, desenvolveu metodologias, jogos, materiais didáticos pedagógicos, plataformas de informação e processos de capacitação e formação para o planejamento em saneamento básico que buscavam materializar a participação social e a formação no processo de construção de planos. Estes desenvolvimentos serão apresentados e discutidos ao longo deste estudo.

2. METODOLOGIA

Este estudo constitui uma pesquisa qualitativa, sendo um processo investigativo no qual o pesquisador interpreta gradualmente o sentido de um fato, ao catalogar, contrastar e comparar um objeto de estudo. Conforme indicado por Minayo, Deslandes e Gomes (2016), as análises qualitativas de processos ocorrem por meio da análise de materiais verbais e documentos, buscando avaliar opiniões, crenças, valores e discursos emergentes de um contexto específico. Dado que esta pesquisa se concentrou no processo de construção da iniciativa SanBas, voltada à capacitação para a elaboração de planos de saneamento básico, essas duas análises foram empregadas.

Na pesquisa documental, três aspectos devem merecer atenção especial por parte do investigador: a escolha dos documentos, o acesso a eles e sua análise (GODOY, 1995). Na presente pesquisa, os documentos utilizados apresentam caráter primário (a série selo SanBas, os planos, as estratégias de mobilização e capacitação, os jogos e materiais didáticos desenvolvidos) e secundário (as experiências de utilização das metodologias disponíveis no canal do YouTube do projeto SanBas e em outras páginas da Internet).

A partir da análise qualitativa proposta, os resultados da iniciativa foram apresentados e discutidos inicialmente em termos do seu objetivo primário: a elaboração de 30 PMSBs nos municípios de Catuti, Pai Pedro, Luislândia, Novorizonte, Rio Pardo de Minas, Grão Mogol, Botumirim, Itacarambi, Manga, Japonvar, Porteirinha, Taiobeiras, na região Norte de Minas, Francisco Badaró, Cachoeira de Pajeú e Itinga, na região do Vale do Jequitinhonha, Bueno Brandão, Monte Sião, Cruzília, Estiva, Guaxupé, Lambari, Turvolândia, São Tomé das Letras, Caxambu e

Itanhandu, na região Sul de Minas Gerais, Carmo do Rio Claro e Delfinópolis na região Sudoeste de Minas Gerais, e nos municípios de Cristais, Pains e Cana Verde, na região Oeste de Minas Gerais.

Procedeu-se ainda com a apresentação, descrição e análise dos processos de comunicação, capacitação e formação para a elaboração de planos municipais de saneamento básico no âmbito da iniciativa SanBas. Além disso, foi apresentada e discutida a construção do banco de dados sobre a situação dos Planos Municipais de Saneamento Básico nos 5.571 municípios brasileiros, bem como os desdobramentos do Projeto. Nesse sentido, foram apresentados: a página na internet “SanBas” (<https://sanbas.eng.ufmg.br/>), a atualização e ampliação do sistema de informação Infosanbas, página na internet “infosanbas” (<https://infosanbas.org.br/>) e o canal do YouTube — SanBas (<https://www.youtube.com/@ProjetoSanBas/featured>); a estratégia de elaboração de seis jogos utilizados em capacitações e oficinas realizadas nos municípios contemplados pelo projeto; o desenvolvimento de versões digitais de três jogos disponibilizados em plataforma web; o jogo no estilo point and click para as plataformas Android e iOS e publicado nas lojas da Google Play e App Store — “De olho no SanBas”; os materiais didáticos desenvolvidos no âmbito do SanBas; e os resultados acadêmicos – ensino e pesquisa alcançados pela iniciativa.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Desenvolvimento de Identidade Visual - a passarinha SanBas

O Projeto SanBas buscou inovar nas formas de comunicação com a sociedade, destacando-se o desenvolvimento de uma identidade visual centrada em uma passarinha chamada SanBas, que simboliza a iniciativa. A passarinha desempenha um papel dual, servindo como elemento de identidade visual e como meio para sensibilizar a compreensão do saneamento como um direito social. Essa personagem torna-se um recurso comunicativo e pedagógico para dialogar sobre ambientes com ou sem saneamento.

Todo o processo de definição da identidade visual, da paleta de cores e da representatividade da SanBas foi

desenvolvido em parceria com dois colaboradores essenciais: o Coletivo Às Margens e a Aicó Culturas, ambas organizações com experiência na área de comunicação (ver: <https://www.as margens.com/>). A **Figura 1** apresenta a identidade visual da SanBas.

3.2. Atuação nos 30 Municípios Selecionados

A execução do SanBas teve início em janeiro de 2019, e ao longo desse ano foram elaborados seis planos. Assim, em janeiro de 2020, os Planos de Saneamento dos municípios de Bueno Brandão e Monte Sião, na região Sul de Minas, Cachoeira de Pajeú e Itinga, no Vale do Jequitinhonha, e Catuti e Pai Pedro, no Norte de Minas, foram aprovados em audiências públicas. Dessa maneira, os conteúdos dos produtos foram materializados conforme preconizado pelo Termo de Referência da Funasa, versão 2018 — disponível em: <http://www.funasa.gov.br/termo-de-referencia-tr-para-pmsb>, e toda a metodologia de construção de planos à luz desse documento.

Entretanto, em 11 de março de 2020, a Organização Mundial da Saúde (OMS) declarou o surto do coronavírus, conhecido como COVID-19, uma pandemia global. Desde então, o surto evoluiu rapidamente, e governos estaduais e municipais brasileiros tomaram medidas para controlar a disseminação da COVID-19. Em resposta a esse cenário pandêmico, o Projeto SanBas precisou se adequar para ajudar a proteger os munícipes e a equipe, proporcionando mais tranquilidade a todos. Concomitantemente, foram desenvolvidas as ações pactuadas no referido Termo de Execução Descentralizada (TED), com destaque para a continuação da elaboração de 24 planos municipais de saneamento básico, bem como para os trabalhos no âmbito do desenvolvimento da Série Selo Projeto SanBas.



Figura 1 - Passarinha SanBas – identidade visual SanBas.

Durante os meses de março a novembro de 2020, a equipe da UFMG trabalhou intensamente, organizando uma série de estudos, reuniões, consultas, revisões, ações e preparação para a construção de uma nova metodologia, ajuste de cronograma e da planilha orçamentária. Buscando minimizar os impactos do isolamento social imposto pela pandemia e ajustar o Projeto SanBas ao “novo normal”, foram propostas as seguintes adequações.

3.2.1. Ampliação da equipe de campo

Contratação de 24 auxiliares técnicos residentes nos municípios onde foram desenvolvidos os PMSBs, durante um período de cinco meses, com a inclusão de um auxiliar para cada município. Esses auxiliares técnicos municipais passaram por um curso de capacitação com duração de 16 horas, realizado de forma remota e transmitido pelo Canal do Projeto SanBas no YouTube: <https://www.youtube.com/@ProjetoSanBas/videos>

3.2.2. Protocolo de campo – organizando as atividades nos territórios municipais em tempos de COVID-19

A preparação para os trabalhos de campo envolveu ações antes, durante e após as atividades. As viagens de ida e retorno aos municípios, bem como as atividades nos territórios municipais, foram cuidadosamente planejadas em conjunto com a Coordenação do Projeto SanBas. Isso porque a realização de atividades em campo aumentava consideravelmente as chances de contrair e transmitir a COVID-19. O Projeto SanBas adotou o Protocolo de Campo elaborado pelo Instituto Guaicuy.

Apenas os especialistas que não se enquadravam no grupo de risco realizavam atividades em campo, sendo necessário preencher uma autodeclaração e realizar testes de Covid antes e após o retorno do trabalho de campo. Durante o trabalho de campo, foram disponibilizados protetores faciais em acrílico, máscaras e álcool em gel, respeitando sempre a distância de segurança de 1,5 m.

3.2.3. Alterações e adaptações nos cinco trabalhos de campo

De acordo com o TR Funasa 2018, são elencados três momentos de construção do PMSB: 1) planejamento do processo, 2) elaboração e 3) aprovação. Essas etapas

foram organizadas no ano 1 em cinco momentos de campo. Nos anos seguintes, denominados de ano 2 e ano 3 do projeto, seriam desenvolvidos os planos dos demais 24 municípios, baseando-se na metodologia construída no ano 1. No entanto, a situação pandêmica exigiu a seguinte reorganização:

- **Campo 1:** Atividades relativas à elaboração do Produto A — Visita de campo para planejamento (mapeamento dos atores sociais e setorização do município). A atividade de campo foi realizada seguindo os protocolos de segurança e com o apoio do auxiliar técnico municipal.
- **Campo 2:** Atividades relativas à elaboração dos Produtos B e C, envolvendo as seguintes atividades presenciais: 1) 1º Encontro do Comitê de Coordenação e Comitê Executivo — Validação dos produtos A e B; 2) 2º Encontro do Comitê de Coordenação e Comitê Executivo — Capacitação — Temas abordados: Diagnóstico e prognóstico; 3) Levantamentos de campo para o Diagnóstico; 4) Oficinas setoriais do Plano Municipal de Saneamento básico Construção do Diagnóstico Técnico Participativo. No âmbito do campo 2, ocorreu um momento de campo — com protocolo de segurança e apoio do auxiliar técnico municipal. A validação dos produtos A e B foi realizada de modo online. Os encontros setoriais e a capacitação dos comitês foram substituídos por novas metodologias, com destaque para a utilização da Plataforma de Jogos com as versões digitais para Web dos jogos, detalhado a seguir.
- **Campo 3:** Sobre as atividades do Campo 3 relativas à elaboração dos Produtos C, 1) 3º Encontro do Comitê de Coordenação e Comitê Executivo; 2) Validação do Produto C. Ressalta-se que os encontros e a validação foram realizados no formato remoto, com a utilização de plataformas online e o apoio do Auxiliar técnico municipal.
- **Campo 4:** Atividades relativas à elaboração do Produto E, 1) 4º Encontro do Comitê de Coordenação e Comitê Executivo; 2) Validação do Produto D e 3) Capacitação — Temas: Programas, Projetos, Ações e Hierarquização das propostas do PMSB; 4) Oficinas setoriais do Plano Municipal de Saneamento básico — Programas, Projetos, Ações e Hierarquização das propostas do PMSB; 5) 5º

Encontro do Comitê de Coordenação e Comitê Executivo — Validação do Produto E. 6) 6º Encontro do Comitê de Coordenação e Comitê Executivo — Aprovação do PMSB e Capacitação — Tema abordado: Controle social. A validação dos produtos D, E e F foi realizada no formato online — videoconferência. A capacitação para o controle social foi realizada com a utilização de Plataformas de Jogos, especificamente com o jogo: “Quem é você no Saneamento — o jogo do controle social”. Os encontros setoriais e a capacitação dos comitês foram substituídos por novas metodologias, com destaque para a utilização da Plataforma de Jogos com as versões digitais para Web do jogo: “Da gaveta pra rua — o jogo dos programas, projetos e ações”.

- **Campo 5:** Sobre a atividade Audiência Pública, esta atividade foi realizada de forma híbrida ou remota.

Neste contexto, apesar de todas as dificuldades que se impuseram ao desenvolvimento do SanBas, a iniciativa alcançou seu objetivo central – a construção de 30 PMSBs, aprovados em audiência pública e disponíveis para download na página do Projeto, **Figura 2**.

Importante observar também que a construção do banco de dados foi desenvolvida no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA) da UFMG e contou com a colaboração de dez estudantes de graduação, dois estudantes de mestrado e um estudante de doutorado, além da orientação da professora Dra. Uende Aparecida Figueiredo Gomes e da equipe de coordenação do Projeto. Para o desenvolvimento do banco de dados, inicialmente, foi realizada uma capacitação de todos os membros da equipe para que o processo de coleta de dados seguisse a metodologia proposta. Além disso, eram realizadas reuniões semanais da equipe para o acompanhamento dos trabalhos. O Banco de Dados SanBas tem subsidiado contribuições acadêmicas que contribuem para melhor compreensão do planejamento, especialmente em municípios de menor porte populacional que apresentam os maiores desafios para o planejamento em saneamento — destaca-se o artigo “The panorama of Municipal Basic Sanitation Plans in Brazil” (AMARAL e GOMES, 2023), aceito para publicação no periódico Engenharia Sanitária e Ambiental

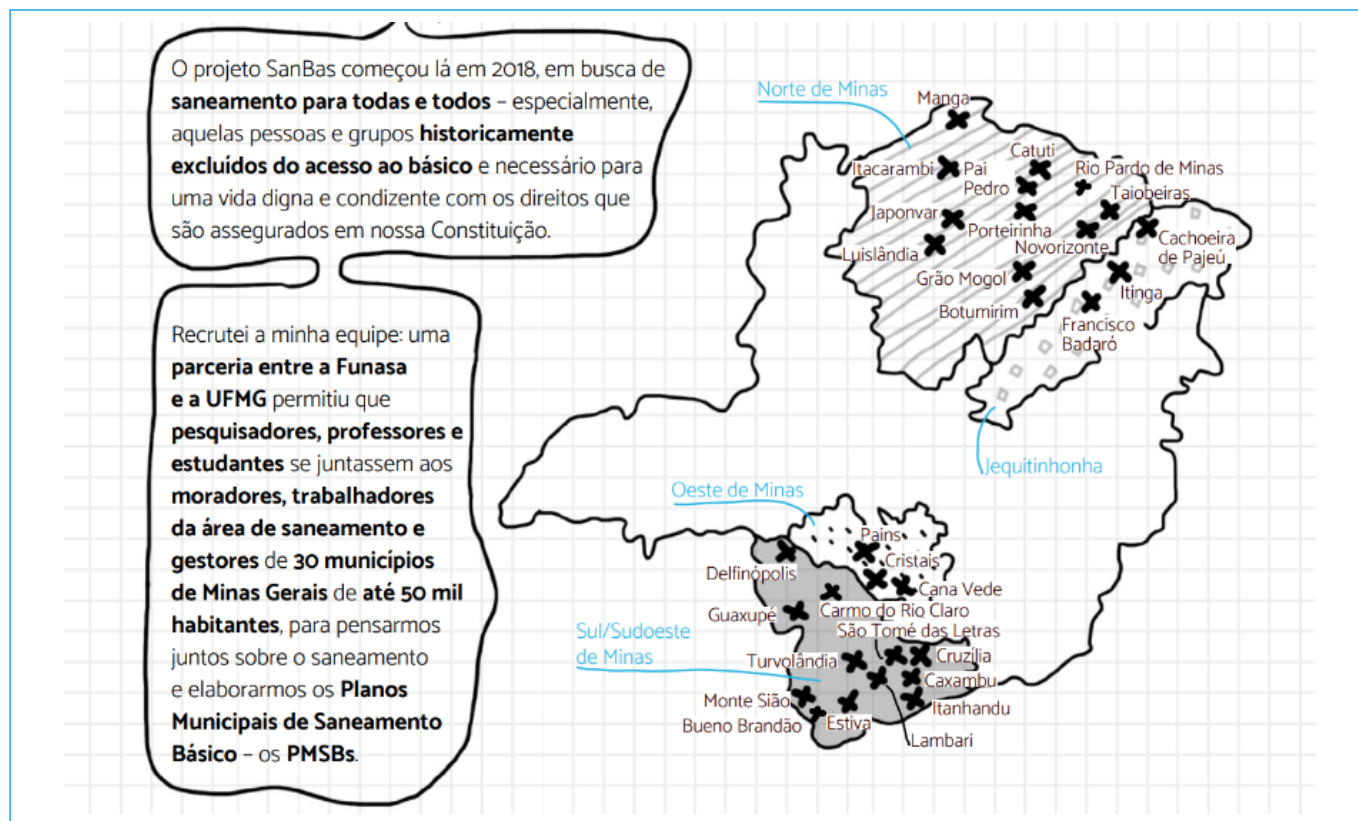


Figura 2 – Municípios SanBas e Planos Municipais de Saneamento Básico. disponíveis em: <https://sanbas.eng.ufmg.br/municipios/>.

(LISBOA, HELLER e SILVEIRA, 2013; ANDERSSON, DICKIN e ROSEMARIN, 2016; MARINO, CHAVES e SANTOS JUNIOR, 2018; BREMAEKER, 2020; FARIA *et al.*, 2022).

3.3. Desenvolvimento da Página SanBas e de Nova Versão da Plataforma de Informação Infosanbas

No SanBas, o desenvolvimento de sites em softwares livres com dados abertos e o canal do YouTube sobre saneamento básico visou inserir os municípios selecionados, por meio de metodologias participativas, no processo de elaboração, avaliação e revisão do seu Plano de Saneamento Básico e, dessa forma, orientar o planejamento municipal para a promoção da universalização dos serviços, a inclusão social e a sustentabilidade das ações. As atividades desenvolvidas proporcionam a criação, a qualificação e a manutenção de ferramentas acessíveis de forma pública na Internet para apoio ao planejamento dos serviços de Saneamento Básico em municípios brasileiros.

A publicização das informações é essencial para a participação e o controle social no planejamento municipal,

sendo temas discutidos desde meados do século passado com as contribuições de Arnstein (1969) e Altshuler (1965). Assim, observa-se o reconhecimento de que em municípios cujo desenvolvimento é planejado publicamente e de forma competente existe um maior potencial de promoção de bem-estar social e elevação da qualidade das políticas democráticas.

No Brasil, o decreto regulamentador da Lei nº 11.445/2007, publicado em 2010, já estabelecia que a publicidade dos planos de saneamento deveria se efetivar, preferencialmente, por meio de um sítio mantido na internet (BRASIL, 2010; AMARAL, 2019; FARIA *et al.*, 2022). Assim, o SanBas investiu em comunicação por meio da internet. Além da página do SanBas e do canal no YouTube, a iniciativa levantou todos os Planos Municipais de Saneamento existentes no Brasil, que agora encontram-se disponíveis para download na nova versão do Infosanbas.

3.4. Desenvolvimento dos jogos Sanbas

O desenvolvimento de versões digitais para web de três dos sete jogos que orientaram as ações de formação e

capacitação no Ano 1 do SanBas, apresentados na **Figura 3** e descritos a seguir: 1) “Como é que tá? O jogo do diagnóstico e prognóstico”; 2) o jogo “Da gaveta pra rua — o jogo dos programas, projetos e ações”; 3) o jogo “Quem é você no Saneamento — o jogo do controle social”. Esses jogos foram utilizados em videoconferências com os representantes dos Comitês Executivos e de Coordenação dos 24 municípios (oficinas para validação do Produto C — Diagnóstico; discussão sobre o Conselho Municipal de Saneamento; e oficinas setoriais com os Comitês Executivo e de Coordenação para discussão e hierarquização de programas, projetos e ações). Importante observar que esses jogos estão disponíveis para utilização em processos de capacitação em saneamento, o link de acesso é <https://sanbas.eng.ufmg.br/metodologias/>. No link a seguir, também é possível acessar o tutorial dos jogos: <https://app.rios.org.br/index.php/s/y4ZbgYf3zN8sPtj>.

Foi também elaborado o jogo “De Olho no SanBas” em formato de aplicativo para celular (disponível gratuitamente para download nos sistemas Android e iOS). Para o aplicativo, foram desenvolvidas quatro cenas que tratam dos componentes do saneamento. Ao entrar, surge o texto do jornal sem algumas palavras. Ao clicar no X à direita, aparece a cena e, ao clicar nos objetos, vão aparecendo as

palavras que podem ser enviadas ao jornal. Três delas completam a notícia, e o jogador completa o jogo. Aparece a frase: “Você está de olho no SanBas!” (**Figura 4**). O desenvolvimento de jogos busca ampliar os debates sobre o saneamento e trazê-lo para a esfera pública, sensibilizando a população, especialmente a juventude, quanto à importância da elaboração dos planos municipais.

No contexto da pandemia da COVID-19, apesar das restrições de acesso à internet, a plataforma de jogos e o aplicativo mostraram-se como uma maneira de repensar os processos de mobilização, métodos possíveis para diálogo e para trocas entre saberes técnicos e populares. A criação de plataformas de jogos digitais e em aplicativo surge, assim, como estratégia para sensibilizar, humanizar e popularizar o saneamento e para compartilhar seus sentidos mais plurais.

Importante observar também que o planejamento em saneamento precisa ser visto como facilitador da evolução na provisão dos serviços. No entanto, lamentavelmente, no presente momento, os seus resultados têm se expressado de maneira ilusória. Isso ocorre em grande medida pela falta de estratégias adequadas, invalidade prática dos métodos informados formalmente ou ainda processos oportunistas, que não priorizam o saneamento em

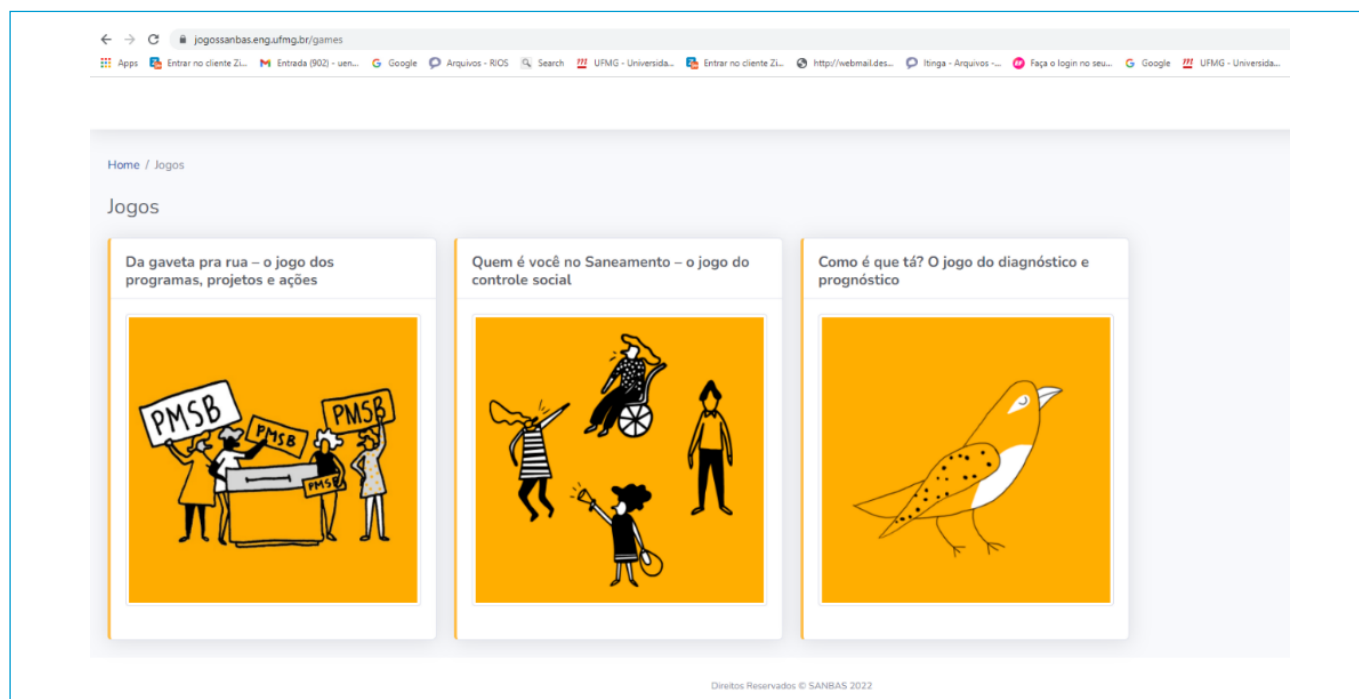


Figura 3 – Plataforma digital de jogos Projeto SanBas. Disponível em: <https://sanbas.eng.ufmg.br/metodologias/>.

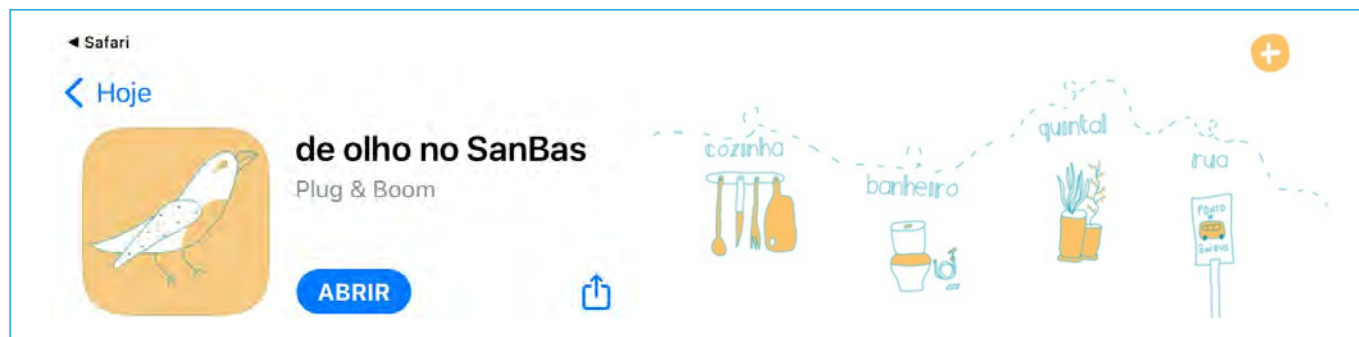


Figura 4 – Aplicativo “De olho no SanBas”. Disponível em: <https://sanbas.eng.ufmg.br/metodologias/>.

relação às necessidades das comunidades (ABEYSURIYA et al., 2019; BAYU, KIM e OKI, 2020). Além disso, mais uma vez o caráter tecnocrático é destacado como prática comum em países em desenvolvimento, cuja metodologia tradicional de planejamento tem guiado a maior parte dos casos (ABEYSURIYA et al., 2019).

3.5. Desenvolvimento de estratégia para comunicação do Produto G - compartilhar o PMSB em interface e linguagem acessíveis

Tanto na Estratégia Participativa (com os jogos) quanto nas formas de compartilhar informações sobre saneamento (com o site do SanBas, o InfoSanBas, as facilitações gráficas, as notas técnicas e o dicionário), e buscando atender às considerações assinaladas nos pareceres técnicos da Superintendência Estadual da Funasa em Minas Gerais (Suest-MG) sobre os Produtos G, referentes às análises dos seis PMSBs pilotos desenvolvidos em 2019, o Projeto SanBas desenvolveu procedimentos e métodos inovadores no último produto (Produto G, que trata da consolidação dos demais produtos) para trazer as questões relacionadas ao saneamento para o debate. Consulte o Resumo Executivo do Produto G de Botumirim disponível em: https://sanbas.eng.ufmg.br/botumirim-mg/#produto_g.

3.6. Desenvolvimento de Materiais Didáticos Pedagógicos

Além da construção dos 30 PMSBs, o SanBas desenvolveu o Selo Projeto SanBas em parceria com a Funasa, especialistas, consultores e colaboradores de campo, Coletivo às Margens, Cooperativa Eita, Aicó Culturas e Jequitibá Comunicações e Artes. A Série Selo Projeto SanBas envolve

a construção de três livros digitais disponíveis para download no site da iniciativa (**Figura 5**):

- *Saneamento Visual como Direito* [livro eletrônico]: caminhos para se pensar a elaboração participativa dos Planos Municipais de Saneamento Básico (GOMES, PENA e AMARAL, 2022);
- *Dicionário de Saneamento Básico* [livro eletrônico]: pilares para uma gestão participativa nos municípios (GOMES, PENA e QUEIROZ, 2022a);
- *Caderno de Notas Técnicas* [livro eletrônico]: saneamento e suas interfaces: experiências e elucidações para implantação participativa e inovadora dos Planos Municipais de Saneamento Básico (GOMES, PENA e QUEIROZ, 2022b).

A ideia da organização da Série Selo SanBas surgiu já no momento da concepção do projeto, em 2016. Para tanto, foram reunidos especialistas de nove eixos temáticos para participação no projeto de pesquisa: 1) aspectos econômicos – financeiros do saneamento básico; 2) participação e controle social na elaboração de planos municipais de saneamento básico; 3) informação em saneamento básico: subsídios para leitura dos territórios; 4) abastecimento de água; 5) esgotamento sanitário; 6) manejo de resíduos sólidos; 7) manejo de águas pluviais; 8) modelos de gestão do saneamento básico em pequenos municípios; 9) comunicação em busca de mobilização social.

Posteriormente foi também incluído o 10º eixo temático, abordando temas transversais.

Sobre o Dicionário de Saneamento Básico, contou-se com a participação de 77 autores e autoras, que assinam os 142 verbetes. A natureza do dicionário aproxima-se do



Figura 5 – Série Selo SanBas. Disponível em: <https://sanbas.eng.ufmg.br/leituras/>.

que a Ciência da Informação classifica como um dicionário conceitual ou enciclopédico, a exemplo do Dicionário da Educação do Campo (<http://www.epsjv.fiocruz.br/sites/default/files/1191.pdf>), da EPSJV/Fiocruz.

O *Dicionário de Saneamento Básico* pretende alcançar gestores, técnicos e atores sociais, almejando-se envolvê-los no planejamento, execução e avaliação dos PMSB. Em geral são sujeitos com saberes diversos e ricos acerca do território, mas com pouca familiaridade com a linguagem acadêmica e técnica no campo do saneamento. A definição pelo dicionário e a seleção dos verbetes foram construídas coletivamente em quatro oficinas com especialistas, realizadas durante o primeiro semestre de 2019. Também foram realizadas reuniões específicas com a Funasa e com os especialistas de cada eixo temático.

O *Caderno Ilustrado* reuniu especialistas dos nove eixos temáticos que atuaram no SanBas em um intenso diálogo com a coordenação do projeto e Coletivo Às Margens, que desenvolveu as facilitações gráficas. Já o *Caderno de*

Notas Técnicas foi construído em um intenso diálogo entre Coordenação do Projeto SanBas, equipe Suest-MG e especialistas que atuavam no Projeto SanBas.

3.7. SanBas: Atividades de Ensino e Pesquisa

O Projeto SanBas desempenhou atividades voltadas para a formação e capacitação de recursos humanos, bem como para a agregação de especialistas à UFMG e aos municípios selecionados. Isso contribuiu para a execução de pesquisas, a adoção de metodologias participativas, o desenvolvimento tecnológico e a inovação. Ao longo do projeto, foram capacitados:

- 35 estudantes de graduação;
- 25 profissionais autônomos/bolsistas;
- 25 auxiliares técnicos municipais;
- 5 estudantes de mestrado;
- 2 estudantes de doutorado.

Mesmo após o encerramento da primeira etapa da iniciativa, o SanBas continua atraindo estudantes de diversos

cursos da Universidade Federal de Minas Gerais, evidenciando o potencial interesse dos alunos de graduação e pós-graduação no tema do saneamento.

Além disso, todo o material produzido e disponibilizado pelo SanBas tem sido uma fonte de consulta e uma ferramenta didática em disciplinas oferecidas pelo Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG, destacando-se em disciplinas como: 1) Sistemas de Abastecimento de Água; 2) Saneamento Ambiental; 3) Legislação e Gestão em Saneamento e Meio Ambiente; 4) Saneamento Rural.

4. CONCLUSÕES/RECOMENDAÇÕES

A iniciativa SanBas foi concebida em um contexto de compreensão das dificuldades de diálogo sobre a temática do saneamento básico decorrente de uma perspectiva técnica que caracterizou a área ao longo de sua história no país. No Brasil, predomina a visão do saneamento básico que o limita às obras de infraestrutura, acarretando desafios para o diálogo sobre as dimensões da gestão, regulação, educação, participação e controle social, comunicação, e da garantia de direitos humanos essenciais ao exercício da cidadania e ao pleno gozo da vida.

Ressalta-se também que o atual contexto histórico tem sido um entrave para que o tema do saneamento básico ascenda à agenda pública, com a centralidade que merece. Assim, a iniciativa SanBas pode ter ampla repercussão, podendo ser utilizada como material de referência para a elaboração de planos de saneamento básico, fonte de consulta pedagógica, científica e crítica em diversos processos educacionais, de formação e de capacitação em saneamento. Todos os seus produtos são de acesso público e gratuito, disponíveis no site do projeto e em demais canais digitais de comunicação.

O projeto foi construído e executado considerando os princípios do saneamento básico estabelecidos pela Lei nº 11.445/2007 e os componentes dos direitos humanos ao abastecimento de água e ao esgotamento sanitário. Buscou-se dar visibilidade aos grupos historicamente alijados do acesso e desenvolver produtos que pudessem, de alguma maneira, ser utilizados como instrumento de luta por direitos.

Dessa forma, os resultados destes estudos indicam que a iniciativa SanBas de planejamento local em saneamento tem potencial para melhorar a qualidade de vida no meio urbano, por meio da criação de tecnologias digitais e analógicas. Isso envolveu o desenvolvimento de produtos e processos que impactaram a educação popular em saneamento na busca pela promoção do bem-estar socioeconômico e cultural de nossa sociedade, dialogando com os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável orientados pela ONU, alinhados com a Agenda 2030 no Brasil. Destaca-se, sobre este tema, o Objetivo 06: “Garantir disponibilidade e manejo sustentável da água e saneamento para todos. Até 2030, alcançar o acesso universal e equitativo a água potável e segura para todos.”

A avaliação dos processos de planejamento em saneamento adotados no âmbito do Projeto SanBas indica que a utilização de plataformas digitais educacionais, ambientes virtuais de aprendizagem, aprendizagem móvel por meio de aplicativos de celular, jogos analógicos, jogos digitais, aprendizagem baseada em jogos digitais, entretenimento e educação, são caminhos para superação da perspectiva técnica que caracteriza a área, visando que o saneamento ascenda definitivamente à agenda pública.

Apesar da potencialidade desta iniciativa, a Medida Provisória nº 1.156, de 1º de janeiro de 2023, estabeleceu a extinção da Funasa, transferindo suas competências, patrimônio e pessoal ao Ministério da Saúde para ações relacionadas à vigilância em saúde e ambiente, e ao Ministério das Cidades para as demais atividades. A Medida Provisória que extinguiu a Funasa perdeu validade e ela foi recriada pela Câmara dos Deputados, o que reitera a importância de resgatar e avaliar a atuação da Funasa no sentido de dar respostas à sociedade brasileira.

Portanto, é importante analisar os projetos firmados via descentralização de créditos e verificar seu potencial para a atuação no trabalho de construção de planos municipais de saneamento básico. Esse procedimento, no âmbito da análise do Projeto SanBas aqui apresentada, além de validar esse arranjo para execução da política pública de saneamento básico, permite destacar ações exitosas como referências para outros projetos em desenvolvimento.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho é fruto da experiência da Equipe no âmbito do Projeto SanBas – TED 002/2016 pactuado entre a Fundação Nacional de Saúde - Funasa e a Universidade Federal de Minas Gerais - UFMG. Assim, os autores agradecem à Funasa pelo financiamento e apoio ao desenvolvimento da pesquisa. Agradecemos também à UFMG, ao Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos SMARH/UFMG e ao Departamento de Engenharia

Sanitária e Ambiental Desa/UFMG. Agradecemos também ao Grupo de Pesquisa: SanBas: metodologias para planejamento participativo em saneamento, aos membros da Linha de Pesquisa em Políticas Públicas e Gestão em Saneamento da UFMG e a toda Equipe UFMG Projeto SanBas. Sobremaneira, agradecemos a todas as pessoas que nos receberam nos 30 municípios participantes da pesquisa, especialmente, agradecemos a todos que compuseram os comitês de coordenação e executivo em cada um dos municípios.

REFERÊNCIAS

- ABEYSURIYA, K.; WILLETTS, J.; CARRARD, N.; KOME, A. City sanitation planning through a political economy lens. *Water Alternatives*, v. 12, n. 3, p. 907-29, 2019.
- ALTSHULER, A.A. *The city planning process: a political analysis*. Ithaca: Cornell University Press, 1965.
- AMARAL, B.E.; GOMES, U.A.F. The panorama of Municipal Basic Sanitation Plans in Brazil. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 28, p. e20230037, 2023. <https://doi.org/10.1590/S1413-415220230037>
- AMARAL, R.P.S. *Participação social em saneamento: uma análise do processo de elaboração de Planos Municipais de Saneamento Básico no Brasil*. Dissertação (Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2019.
- ANDERSSON, K.; DICKIN, S.; ROSEMARIN, A. Towards “sustainable” sanitation: challenges and opportunities in urban areas. *Sustainability*, v. 8, n. 12, p. 1289, 2016. <https://doi.org/10.3390/su8121289>
- ARNSTEIN, S.R.A ladder of citizen participation. *Journal of the American Institute of Planners*, v. 35, n. 4, 216-224, 1969. <https://doi.org/10.1080/O1944366908977225>
- BAYU, T.; KIM, H.; OKI, T. Water governance contribution to water and sanitation access equality in developing countries. *Water Resources Research*, v. 56, n. 4, 2020. <https://doi.org/10.1029/2019WR025330>
- BRASIL. *Lei nº 11.445, de 05 de janeiro de 2007*. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as leis nº 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências. Brasília, 2007.
- BRASIL. *Decreto nº 7.217, de 21 de junho de 2010*. Regulamenta a lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007, que estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico, e dá outras providências. Brasília, 2010.
- BRASIL. MC/SNSA (Ministério das Cidades/Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental). Panorama dos planos municipais de saneamento básico no Brasil. 2017. Disponível em: <https://www.gov.br/mdr/pt-br/assuntos/saneamento/panorama-dos-planos-de-saneamento-basico-no-brasil>. Acesso em: mês dia ano.
- BREMAEKER, F.E.J. ISS: Reforma tributária e fonte de financiamento para municípios. Maricá: Observatório de Informações Municipais, 2020.
- CASTRO, A.O.; KOGA, W.I. Planos municipais de saneamento básico – baixa realização e baixíssima efetividade. *Temas de Economia Aplicada*, p. 23-44, 2019.
- FARIA, M.; PEREIRA, L.; DIAS, A.; GOMES, U.; MOURA, P. Panorama dos Planos Municipais de Saneamento Básico e Planos Diretores de Drenagem Urbana em municípios de pequeno porte de Minas Gerais. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 27, n. 1, p. 185-193, 2022. <https://doi.org/10.1590/S1413-415220200357>
- HELLER, L. *Os direitos humanos à água e ao saneamento*. Rio de Janeiro: Editora Fiocruz, 2022.
- LISBOA, S.S. Planejamento Municipal de Saneamento por Convicção ou por Obrigação? Uma Avaliação das Implicações em Penápolis/SP e Itapira/SP. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). DESA/UFMG, Belo Horizonte, 2013.
- GODOY, A.S. Pesquisa qualitativa: tipos fundamentais. *Revista de Administração de Empresas*, v. 5, n. 3, p. 20-9, 1995. <https://doi.org/10.1590/S0034-75901995000300004>

GOMES, U.A.F.; PENA, J.L.; AMARAL, R.P.S. (Orgs.). *Saneamento visual como direito [livro eletrônico]: caminhos para se pensar a elaboração participativa dos Planos Municipais de Saneamento Básico*. Belo Horizonte: Projeto SanBas, 2022, 17 p. Disponível em: <https://sanbas.eng.ufmg.br/leituras/>. Acesso em: 30 jul. 2022.

GOMES, U.A.F.; PENA, J.L.; QUEIROZ, J.T.M. (Org.). *Dicionário de saneamento básico [livro eletrônico]: pilares para uma gestão participativa nos municípios*. v. 1. Belo Horizonte: Projeto SanBas, 2022a, 793 p. Disponível em: <https://sanbas.eng.ufmg.br/leituras/>. Acesso em: 30 jul. 2022.

GOMES, U.A.F.; PENA, J.L.; QUEIROZ, J. T. M. (Org.). *Caderno de notas técnicas [livro eletrônico]: saneamento e suas interfaces: experiências e elucidações para implantação participativa e inovadora dos Planos Municipais de Saneamento Básico*. Belo Horizonte: Projeto SanBas, 2022b, 207 p. Disponível em: <https://sanbas.eng.ufmg.br/leituras/>. Acesso em: 30 jul. 2022.

LISBOA, S.S.; HELLER, L.; SILVEIRA, R.B. Desafios do planejamento municipal de saneamento básico em municípios de pequeno porte: a percepção dos gestores. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 18, n. 4, p. 341-8, 2013. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522013000400006>

MARINO, A.; CHAVES, G.; SANTOS, J. Do Brazilian municipalities have the technical capacity to implement solid waste management at the local level? *Journal of Cleaner Production*, v. 188, p. 378-386, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.03.311>

MINAYO M.C.S.; DESLANDES, S.F.; GOMES, R. *Pesquisa social: teoria, método e criatividade*. Petrópolis: Vozes, 2016, 95 p. (Série Manuais Acadêmicos).

MORAES, L.R.S.; BORJA, P.C. *Política e Plano Municipal de Saneamento Ambiental: experiências e recomendações*. Organização Panamericana da Saúde/Ministério das Cidades-Programa de Modernização do Setor de Saneamento. Brasília: OPAS, 2005.

NARAYAN, A.; MAURER, M.; LÜTHI, C. The clean plan: analysing sanitation planning in 420 India using CWIS planning framework. *Journal of Water, Sanitation & Hygiene for 421 Development*, v. 11, n. 6, p. 1036-47, 2021. <https://doi.org/10.2166/washdev.2021.130>

OLIVEIRA, L.C.; FERREIRA, F.J.; ALVES, T.S.; ALMEIDA, E.R.; BARBOSA, F.G. Technology and technocentrism: the impacts on contemporary Society. *Research, Society and Development*, v. 11, n. 16, p. e561111638660, 2022. <https://doi.org/10.33448/rsd-v11i16.38660>

SILVA, F.J.A. A natureza dos planos municipais de saneamento é influenciada pelas instituições elaboradoras? Um estudo comparativo em três municípios de Minas Gerais. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). DESA/UFMG, Belo Horizonte, 2012.

SILVA, P.N.; CABRAL, A.R.; DIAS, A.P.; MATIDA, A.H.; CARNEIRO, F.F.; SILVA, G.A.; OLIVEIRA, J.L.; QUEIROZ, J.T.; SANTOS, J.L.; DOMINGUES, L.C.; COHEN, S.C.; SHUBO, T.C.; HELLER, L. Saneamento e Saúde - Saneamento: entre os direitos humanos, a justiça ambiental e a promoção da saúde. Série Fiocruz - Documentos institucionais. Coleção Saúde, ambiente e sustentabilidade. Rio de Janeiro: Fiocruz, 2018

SPUHLER, D.; LÜTHI, C. Review of frameworks and tools for urban strategic sanitation planning: considering technology innovations and sustainability. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development*, v. 10, n. 4, p. 768-785, 2020. <https://doi.org/10.2166/washdev.2020.062>

Avaliação da eficiência do processo avançado de oxidação para remediação de solo contaminado por BTEX

Evaluation of the efficiency of the advanced oxidation process for remediation of soils contaminated by BTEX

Paloma Pucholobek Panício¹ , Wanessa Algarte Ramsdorf¹ , Carla Bastos Vidal^{1*} 

RESUMO

A contaminação dos solos por hidrocarbonetos derivados de petróleo, proveniente de vazamentos, suscita grande preocupação devido à complexidade e especificidade desse compartimento ambiental, bem como ao potencial poluidor intrínseco a esses compostos, especialmente os BTEX (benzeno, tolueno, etilbenzeno e xilenos), que compõem a fração solúvel dos combustíveis fósseis. Medidas de remediação físicas, químicas e/ou biológicas são, portanto, aplicadas para conter ou eliminar a pluma de contaminação formada após a percolação dos contaminantes pelo subsolo. Com base no exposto, o presente trabalho teve como objetivo avaliar a eficiência do processo avançado de oxidação (AOP) promovido pelo agente oxidante persulfato de sódio frente a uma contaminação por BTEX. O solo virgem amostrado, com textura franco-arenosa, foi submetido a um processo de contaminação em laboratório e, posteriormente, a um processo de remediação em ensaios oxidativos em batelada. Foram utilizados como agentes de oxidação o persulfato de sódio isolado e em sistema combinado com peróxido de hidrogênio. Esses agentes foram avaliados com base em três critérios principais: (1) redução dos níveis de BTEX em fase sólida e líquida; (2) efeitos ecotoxicológicos com sementes de *Lactuca sativa*; e (3) avaliação dos teores dos oxidantes consumidos no processo. Os resultados revelaram que o sistema isolado PER 20/1 (20 mols de persulfato para 1 mol de BTEX) foi a condição oxidativa mais efetiva para a remediação do solo avaliado, com uma eficiência de 99,4% na remoção dos BTEX. Isso foi observado em todos os parâmetros de qualidade considerados nesta pesquisa, indicando o potencial promissor dessa técnica para a remediação de solos contaminados com BTEX.

Palavras-chave: persulfato de sódio; peróxido de hidrogênio; gasolina; avaliação ecotoxicológica; *Lactuca sativa*.

ABSTRACT

The contamination of soils by petroleum hydrocarbons due to oil spills is of great concern due to the complexity and specificity of this environmental compartment, as well as the polluting potential intrinsic to these compounds, especially the BTEX (benzene, toluene, ethylbenzene, and xylenes), which are part of the soluble fraction of fossil fuels. Therefore, physical, chemical, and biological remediation measures are applied to contain or eliminate the contamination plume formed after contaminants percolate through the subsoil. Based on the above, the present work aimed to evaluate the efficiency of the advanced oxidation process (AOP) promoted by the oxidizing agent sodium persulfate against BTEX contamination. The virgin sampled soil, with a sandy loam texture, was submitted to a contamination process in the laboratory and later, by remediation, in oxidative batch tests. Sodium persulfate alone and in a combined system with hydrogen peroxide were used as oxidizing agents, and evaluated as (1) reduction of BTEX levels in the retained and dissolved phase; (2) ecotoxicological effects with *Lactuca sativa* seeds and, (3) evaluation of the oxidant levels consumed in the process. The results revealed that the PER 20/1 system (20 mols of persulfate/ 1 mol of BTEX) was the most effective oxidative condition for the soil remediation evaluated, with 99.4% BTEX removal efficiency, considering all the quality parameters in this research, indicating the promising potential of this technique for remediation of BTEX contaminated soils.

Keywords: sodium persulfate; hydrogen peroxide; gasoline; ecotoxicological evaluation; *Lactuca sativa*.

1. INTRODUÇÃO

A exploração do petróleo intensificou-se proporcionalmente à crescente demanda por essa matéria-prima, tanto

como fonte de energia quanto para a produção de plásticos, solventes, produtos farmacêuticos, combustíveis fósseis, borrachas, entre outros (MAZZEO, 2009). Paralelamente

¹Departamento Acadêmico de Química e Biologia da Universidade Tecnológica Federal do Paraná - Curitiba (PR), Brasil.

*Endereço para correspondência: Rua Deputado Heitor Alencar Furtado, 5000 - Cidade Industrial - Universidade Tecnológica Federal do Paraná - Departamento de Química e Biologia - Bloco C, Curitiba, PR, CEP: 81280-340. E-mail: cvidal@utfpr.edu.br

a essa demanda por petróleo e seus derivados, observa-se um significativo aumento nos casos de contaminação dos diferentes compartimentos ambientais, como solo, água e ar (PEDROZO *et al.*, 2002).

Os hidrocarbonetos monoaromáticos benzeno, tolueno, etilbenzeno e xilenos (BTEX) formam uma mistura homogênea, incolor e com odor característico, comumente encontrados em derivados do petróleo, como a gasolina, mas também são utilizados em atividades industriais. Esses compostos recebem atenção especial devido ao seu potencial poluidor, resultante de suas propriedades físico-químicas, como solubilidade em água (MAZZEO, 2009).

A contaminação dos solos representa um desafio ambiental, uma vez que esse ambiente apresenta elevada complexidade, propiciando cenários de contaminação tanto pontuais, com a retenção dos contaminantes pela matriz porosa do solo, quanto difusos, atingindo as águas subterrâneas ou a atmosfera por meio da volatilização (RAMÍREZ *et al.*, 2015).

Atualmente, diversas técnicas são empregadas para remediar ambientes contaminados por combustíveis, visando a melhoria da qualidade desses locais. Nesse contexto, destacam-se os Processos Avançados de Oxidação, conhecidos como Advanced Oxidation Processes (AOP), que, por meio da aplicação de agentes oxidantes, buscam promover a degradação dos contaminantes presentes no solo e na água subterrânea, não se limitando apenas à mudança de fase. Estudos científicos relatam a eficiência dos AOP no tratamento de solos contaminados com BTEX e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) (RANC *et al.*, 2017; BOULANGÉ *et al.*, 2019) ou outros derivados do petróleo (YOO *et al.*, 2017).

O uso de AOP como técnica alternativa de remediação ainda é recente, devido à toxicidade dos agentes de oxidação utilizados nesses processos. Assim, torna-se necessário realizar testes ecotoxicológicos para avaliar a eficiência e toxicidade do processo, abrindo espaço para futuros estudos que busquem elucidar a química dos diversos agentes oxidantes e seu modo de ação. Com base nisso, este trabalho tem como objetivo avaliar e comparar a eficiência da remediação de solo contaminado por BTEX por meio de AOP, utilizando persulfato de sódio isolado e em sistema

combinado com peróxido de hidrogênio como agentes de oxidação.

2. METODOLOGIA

A metodologia deste trabalho seguiu as seguintes etapas: (1) amostragem do solo; (2) caracterização do solo; (3) contaminação do solo com BTEX; (4) remediação por AOP (sistema isolado e combinado) e (5) avaliação ecotoxicológica, detalhadas nos tópicos a seguir.

2.1. Amostragem e caracterização do solo

As coletas do solo foram realizadas na reserva ambiental do Pesqueiro Stocko, localizada na zona rural do município de Rio Branco do Sul, PR. O solo foi coletado a uma profundidade de 30 a 40 cm com auxílio de trado holandês, apresentando características visuais de coloração escura e elevada umidade. Após a coleta, a amostra foi seca ao ar e, posteriormente, peneirada com uma abertura de 2,0 mm, resultando na terra fina seca ao ar (TFSA).

Para a caracterização física, foram realizadas análises de granulometria com o equipamento BETTERSIZER/S3 PLUS, faixa de análise de 0,01 a 3.500 μm , difração a laser DLOIOS, lentes automatizadas de imagem 0,5x e 10x, e sistema de dispersão líquido (ISO, 2009). A análise de porosidade total foi realizada segundo o “método da proveta” (TEIXEIRA *et al.*, 2017).

Para a caracterização química, foram determinados os parâmetros de potencial hidrogeniônico, capacidade de troca catiônica (CTCt), acidez potencial e teor de ferro do solo, seguindo as metodologias estabelecidas por Teixeira *et al.* (2017). A concentração de persulfato no início e no final do processo oxidativo foi monitorada pela determinação da demanda de oxidante do solo (DOS), utilizando uma metodologia adaptada de Huang, Couttenye e Hoag (2002).

A análise do BTEX em fase sólida e líquida foi realizada por meio da técnica de headspace (modelo 7697A Agilent) para a extração dos analitos, seguida de cromatografia gasosa (modelo GC7990B) acoplada a um espectrômetro de massas (Agilent Single Quadrupolo modelo 5977B). Na fase sólida, foram utilizados 2,0 g da amostra do solo com 10,0 mL de uma solução salina de NaCl

em frascos de 20,0 mL. Na fase aquosa, foram adicionados 10,0 mL da amostra ao frasco contendo 2,0 g de sal.

2.2. Ensaios de contaminação do solo com BTEX

Para a contaminação artificial do solo, foi utilizada uma metodologia adaptada de Penner (2000), que investigou a volatilização da gasolina por meio de ensaios de difusão do contaminante em colunas de solos não saturados, e de Santos *et al.* (2018), que também promoveu a contaminação de solo com gasolina.

1.300 g de TFSA foram acomodados em três colunas de vidro, nas quais um volume total de 415 mL da solução de gasolina comercial (Cinicial = 39,22 mgBTEX/L) foi gotejado lentamente em fluxo descendente, até preenchimento completo do volume de poros do solo. Após o gotejamento, o sistema foi mantido em repouso por 24 horas a temperatura ambiente ($23 \pm 5^\circ\text{C}$) para otimizar a sorção dos contaminantes no solo. Uma coluna controle (solo + água ultrapura) também foi preparada nas mesmas condições (**Figura 1**).

Após o período de contaminação, uma fração das amostras de solo contaminado e do controle foi encaminhada para a quantificação dos BTEX e análise ecotoxicológica. O restante da massa de solo contaminado foi homogeneizado e direcionado para a etapa subsequente de remediação por AOP.

2.3. Ensaios de remediação do solo por Advanced Oxidation Processes

Os ensaios de remediação por AOP foram realizados em batelada, seguindo a metodologia adaptada de Zhao *et al.* (2013). Foram testados sistemas isolados, apenas com a presença do persulfato de sódio, e sistemas combinados, com persulfato de sódio e peróxido de hidrogênio. Para isso, foram dispostos 70,0 g de TFSA contaminado em 100,0 mL das soluções remediadoras.

Nos sistemas isolados, consideraram-se as razões molares persulfato/BTEX de 20/1 (PER 20/1) e 100/1 (PER 100/1). Já nos sistemas combinados de persulfato com peróxido de hidrogênio (H_2O_2), adotou-se a razão molar H_2O_2 /persulfato 1/100, associada à molaridade de persulfato de cada sistema isolado identificado neste trabalho como COM 20/1 e COM 100/1. Réplicas sem a presença

do oxidante (solo contaminado + água ultrapura) foram utilizadas como controle de oxidação (**Figura 2**).

Os ensaios foram realizados em duplicata à temperatura ambiente ($23 \pm 5^\circ\text{C}$) por um período de 72 horas. Durante as primeiras 6 horas de tratamento, os sistemas foram homogeneizados manualmente a cada hora. Após esse período, os sistemas foram mantidos estáticos. Após a etapa de remediação, o solo (fase sólida) e o sobrenadante



Figura 1 - Sistemas utilizados para contaminação do solo. À esquerda, a coluna controle, seguida das três colunas de contaminação.



Figura 2 - Sistemas utilizados para remediação do solo em batelada. À esquerda, a coluna controle, seguida das três colunas de contaminação.

(fase líquida) foram separados, determinando-se a concentração de BTEX nas duas fases. Além disso, foram realizadas avaliação ecotoxicológica e determinação de ferro na fase sólida, juntamente com a quantificação de persulfato na fase líquida.

2.4. Avaliação ecotoxicológica

Para a avaliação ecotoxicológica dos solos contaminados, antes e após os tratamentos, utilizou-se a espécie vegetal *Lactuca sativa* como organismo bioindicador. Essa escolha deve-se à sua alta sensibilidade às condições externas, facilidade de manuseio e manutenção, além do custo-benefício. Os ensaios seguiram a metodologia adaptada de Sobrero e Ronco (2008), e os resultados foram avaliados estatisticamente quanto à significância, por meio da análise de variância de fator único (ANOVA), e ao teste da diferença mínima significativa (DMS).

Foram dispostos 20,0 g dos solos contaminados em placas de Petri, assim como solo sem contaminação, saturado com água de osmose, e glifosato comercial 10%, utilizados como controle negativo e positivo, respectivamente. Sobre o solo, foram acomodadas 15 sementes equidistantes. Os sistemas foram montados em duplicata e incubados por 120 horas a uma temperatura de $20 \pm 2^\circ\text{C}$, sem fotoperíodo. Após a incubação, as sementes germinadas foram contadas, e o comprimento das radículas foi medido para o cálculo dos índices de germinação (IG), crescimento relativo (ICR), e porcentagem de inibição do alongamento radicular (IAR), conforme Equações 1 a 3 (GARCIA *et al.*, 2009; YOUNG *et al.*, 2012; MASAKORALA *et al.*, 2013).

$$IG (\%) = \frac{n^\circ \text{ de sementes germinadas}}{n^\circ \text{ total de sementes}} \times 100 \quad (1)$$

$$ICR = \frac{B}{A} \quad (2)$$

$$IAR (\%) = \frac{A-B}{A} \times 100 \quad (3)$$

Em que:

A – é a média do comprimento das raízes do controle e B – é a média do comprimento das raízes da amostra.

O efeito observado é, portanto, avaliado com base em parâmetros de crescimento radicular, cuja classificação é estabelecida de acordo com os critérios apresentados na **Tabela 1**. Para determinar a inibição da germinação das sementes, é necessário verificar um índice de germinação (IG) com valor inferior a 90%.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Caracterização do solo coletado

Os resultados das análises de caracterização química e física do solo estão apresentados na **Tabela 2**. A partir dos resultados da análise granulométrica do solo, foi possível realizar a classificação textural. A distribuição granulométrica foi de 11,0% para a fração argila ($< 0,002 \text{ mm}$), 38,7% para a fração silte ($0,002 - 0,02 \text{ mm}$) e 50,3% para a fração areia ($0,02 - 2,0 \text{ mm}$), resultando em uma textura franco-arenosa.

De acordo com os resultados da **Tabela 2**, o solo apresenta elevada acidez ($> 5,0 \text{ cmolc/dm}^3$), conforme a classificação de Prezotti e Guarçoni (2013), com predisposição para a presença de alumínio trocável e alto valor de CTCt ($> 10,0 \text{ cmolc/dm}^3$), segundo a mesma classificação, indicando uma alta capacidade tampicante e uma elevada quantidade de cátions trocáveis adsorvidos na fase sólida.

Tabela 1 – Classificação do efeito observado.

Classificação	ICR
Inibição do crescimento da raiz (I)	$< 0,8$
Sem efeito (SE)	$0,8 \leq \text{ICR} \leq 1,2$
Estimulação do crescimento da raiz (E)	$> 1,2$

Fonte: adaptado de Young *et al.* (2012).

Tabela 2 – Parâmetros físicos e químicos para caracterização do solo.

Caracterização química		Caracterização física	
pH	$5,27 \pm 0,058$	Porosidade (m^3/m^3)	$0,427 \pm 0,011$
Acidez Potencial (cmol/kg)	$5,76 \pm 0,0068$		
Ferro (g/kg)	$298,83 \pm 87,33$	Área Superficial Específica (m^2/kg)	621,4
CTC _t (cmol/kg)	$14,82 \pm 0,20$		
SOD (g/kg)	0,0228		

CTC_t: capacidade de troca catiônica total; SOD: demanda de oxidante do solo.

A DOS pode ser definida como a quantidade de oxidante necessária para oxidar matéria orgânica, metais e componentes geológicos do solo. A SOD pode adquirir valores distintos para as diversas classes de solos existentes, que possuem diferentes propriedades químicas, físicas e morfológicas. O valor de SOD do solo não contaminado em estudo foi 0,0228 g/kg.

3.2. Contaminação do Solo e Remediação por AOP

Após a etapa de contaminação do solo, foi determinada a concentração de BTEX retida na fase sólida, situando-se em torno de 741,7 mg/kg. Os solos foram, então, remediados por AOP, e a atenuação da contaminação por BTEX foi avaliada nas fases sólida e líquida. Ao fim do processo de oxidação, verificou-se a ausência de BTEX na fase sólida em todos os sistemas, assim como na amostra controle de oxidação. Por outro lado, a fase líquida apresentou níveis significativos de BTEX.

A ausência de BTEX na fase sólida da amostra controle (sem a presença do agente oxidante) sugere que os BTEX inicialmente sorvidos na fase sólida (na etapa de contaminação) solubilizaram na fase líquida (na etapa de remediação), indicando que o processo oxidativo ocorreu predominantemente na fase líquida do sistema.

As amostras-controle retratam a transferência média de 312,28 µg/L. Em termos de massa de BTEX, essa concentração corresponde a uma transferência de 0,06% da fase retida para a fase dissolvida. Os 99,94% restantes do BTEX inicialmente adsorvidos no solo podem ter sido perdidos por volatilização.

Esse comportamento pode estar relacionado ao alto percentual de areia e macroporosidade do solo em estudo, facilitando a transferência dos analitos para a fase líquida, visto que solos com teor de argila inferiores a 15% possuem características de baixa retenção e elevada condução hidráulica (TEIXEIRA *et al.*, 2017).

Comparando a eficiência das diferentes condições de tratamento testadas (Figura 3), foi possível observar que os sistemas com razão molar 100/1 persulfato/BTEX e 1/100/1 H₂O₂/persulfato/BTEX comportaram-se como os melhores sistemas testados, levando em consideração apenas a redução de massa dos contaminantes, visto que,

para ambos, não foi detectada a presença dos analitos após o tratamento. Por outro lado, para os sistemas com 20 mols de persulfato, foi possível concluir que o sistema isolado apresentou melhor eficiência de degradação dos contaminantes (98,4%), quando comparado ao sistema combinado (95,4%).

Os consumos de persulfato no início e no final dos tratamentos foram determinados e estão apresentados na Tabela 3.

Os resultados evidenciam o consumo do persulfato de sódio pelos contaminantes em todos os sistemas estudados, sendo o PER 100/1 e COMB 100/1 com maiores consumos de agente oxidante de 6,11 e 6,76 g/kg, respectivamente, sendo também os sistemas com maiores percentuais de eficiência de remediação. Observa-se que, apesar do consumo de agente oxidante no processo, ainda há presença de oxidante residual ao final do processo.

Em meio aquoso, os íons persulfato tendem a se decompor, formando seus intermediários de degradação, como o H₂O₄ e O₂. Logo, ao considerar o uso desse agente oxidante, é preciso salientar que a concentração a ser utilizada

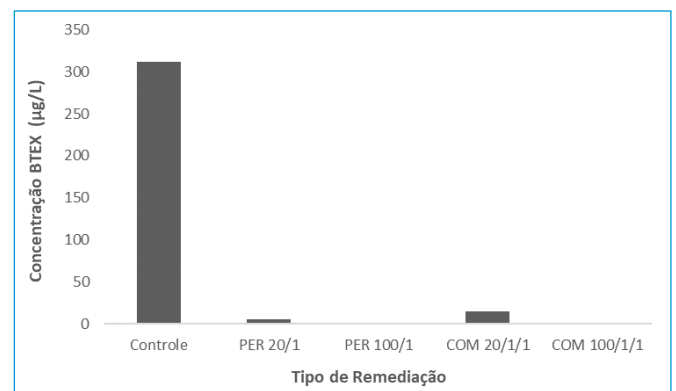


Figura 3 - Concentração dos BTEX em fase líquida, após os processos de remediação por AOP.

Tabela 3 - Resultados das análises de persulfato do sódio nos sistemas de remediação.

Sistema de remediação	Massa consumida (g)	Massa Residual (g)	Consumo total (g/kg)	Consumo no AOP ^a (g/kg)
PER 20/1	0,165	0,332	2,36	2,33
COMB 20/1	0,173	0,319	2,47	2,45
PER 100/1	0,429	1,771	6,13	6,11
COMB 100/1	0,475	1,715	6,79	6,76

^aConsumo no AOP = consumo total - SOD (0,0228 g/kg).

deve atender diversas variáveis, como o raio de influência sobre a pluma de contaminação, a diluição provocada pela solução do solo, além de ser suficiente para compensar a SOD natural do solo.

Os íons de ferro endógenos também podem influenciar no processo oxidativo do persulfato de sódio, atuando como agente ativador. A fim de avaliar a contribuição dessa espécie no processo de remediação, a concentração de ferro no solo foi determinada também ao final dos processos, conforme apresentado na **Tabela 4**.

Nota-se uma redução na quantidade de ferro presente em todos os sistemas, indicando um consumo de ferro pelos agentes oxidantes empregados. Os maiores consumos ocorreram nos sistemas isolados (PER 20/1 e PER 100/1), ou seja, o persulfato utilizou fortemente essa espécie mineral como seu ativador no sistema AOP, precipitando o ferro(III) como hidróxido de ferro(III). Já nos sistemas combinados, mesmo com considerável consumo

do metal, o processo pode ter seguido rota oxidativa, onde o persulfato foi ativado pela ação do peróxido, gerando menor quantidade de ferro oxidado.

3.3. Avaliação ecotoxicológica

Os resultados obtidos dos testes de fitotoxicidade dos solos contaminados e remediados estão apresentados na **Tabela 5**.

Observa-se que, para as amostras de solo contaminado com gasolina, não houve germinação das sementes. No entanto, esse comportamento era esperado, visto que hidrocarbonetos e seus derivados tendem a alterar ou inibir o processo de germinação, uma vez que, ao migrarem para a superfície das sementes, tais compostos dificultam a fase de hidrólise (MASAKORALA *et al.*, 2013). Fatokun, Lewu e Zharare (2015) observaram um severo efeito tóxico do diesel na germinação das sementes de alface nos primeiros quinze dias de ensaio, seguido por uma redução média de germinação de 48,3%, sendo esse percentual reduzido a zero após 50 dias de ensaio.

Apesar de não ter ocorrido a germinação e o desenvolvimento da plântula das sementes expostas ao solo contaminado, não foi observado o estado de necrose nas sementes; ao contrário, identificou-se uma certa dificuldade para a conclusão do processo de germinação, visto que é possível identificar o rompimento do tegumento (**Figura 4**).

Tabela 4 - Concentração de ferro no solo remediado.

Sistema de remediação	Conc. ferro final (g/Kg)	Consumo (%)
CONTROLE	180,85 ± 3,50	39,48
PER 20/1	140,56 ± 2,16	52,96
COMB 20/1	150,33 ± 1,74	49,69
PER 100/1	150,22 ± 2,30	49,73
COMB 100/1	160,09 ± 2,55	46,43

Tabela 5 - Fitotoxicidade do solo contaminado e remediados.

Solo contaminado					
Amostra	Comprimento da raiz (cm)	IG (%)	ICR	IAR (%)	Efeito observado
Controle negativo	0,82 ± 0,26	100	-	-	-
Controle positivo	0,41 ± 0,1	100	0,5	50	I
Solo contaminado	Não germinou				
Solo remediado					
Amostra	Comprimento da raiz (cm)	IG (%)	ICR	IAR (%)	Efeito observado
Controle negativo	0,85 ± 0,11	100	-	-	-
Controle positivo	0,37 ± 0,12	100	0,43	56,47	I
Controle oxidação	1,0 ± 0,19	100	1,18	0	SE
PER 20/1	0,4 ± 0,11	100	0,47	52,94	I
COMB 20/1	0,4 ± 0,12	100	0,47	52,94	I
PER 100/1	Não Germinou				
COMB 100/1	Não Germinou				

IG: Índice de germinação; ICR: índice de crescimento relativo; IAR: porcentagem de inibição do alongamento radicular; SE: sem efeito; I: inibição; controle negativo: solo não contaminado + água de osmose; controle positivo: solo não contaminado + glifosato 10%; controle de oxidação: solo contaminado + água de osmose.

Foi possível observar uma redução de 47,1% no crescimento radicular das sementes expostas aos tratamentos PER 20/1 e COMB 20/1 quando comparadas ao controle negativo (solo não contaminado + água), caracterizando um efeito de inibição do crescimento radicular. No entanto, o IG manteve-se em 100%. Já os tratamentos PER 100/1 e COMB 100/1 apresentaram maior toxicidade, com inibição total da germinação das sementes.

Essa maior toxicidade observada pode ser atribuída à formação de subprodutos do processo de degradação dos BTEX, como a presença de fenol, um dos principais subprodutos de degradação do benzeno. Tiburtius (2005) observou comportamento semelhante de aumento da toxicidade ao aplicar o processo de tratamento de lavagem por processo foto-Fenton UV-A. O autor atribuiu tal efeito à presença de peróxido de hidrogênio residual ou das formas fenólicas formadas nos primeiros minutos de reação, observando ainda a remoção sistemática dos efeitos fitotóxicos após 30 minutos de tratamento, decorrente da remoção de formas fenólicas e peróxido de hidrogênio.

A **Figura 5** apresenta uma comparação entre a aparência de necrose observada para os solos contaminados antes e após remediação em relação às amostras de solo

contaminado, que também não germinaram, mas não levaram ao estado de necrose.

Como já discutido, na amostra de controle de oxidação (solo contaminado + água de ultrapura), não foi identificado BTEX após o tempo de tratamento. Esse resultado comprova que houve, de fato, redução na toxicidade deste solo em relação à amostra contaminada, visto que passou a observar a ausência de efeito tóxico, zerando o percentual de inibição do alongamento radicular.

4. CONCLUSÃO

Os sistemas PER 100/1 e COMB 100/1 apresentaram os melhores resultados de remediação do solo contaminado por BTEX. No entanto, revelaram resultados ecotoxicológicos insatisfatórios, ou seja, o ambiente após o tratamento comportou-se de forma mais tóxica do que o observado para o ambiente contaminado. Portanto, considerando as condições avaliadas, foi concluído que o melhor tratamento, levando em consideração todos os parâmetros de controle, foi o PER 20/1, que demonstrou bom desempenho de oxidação, efeito ecotoxicológico esperado e viabilidade econômica em relação à concentração avaliada.

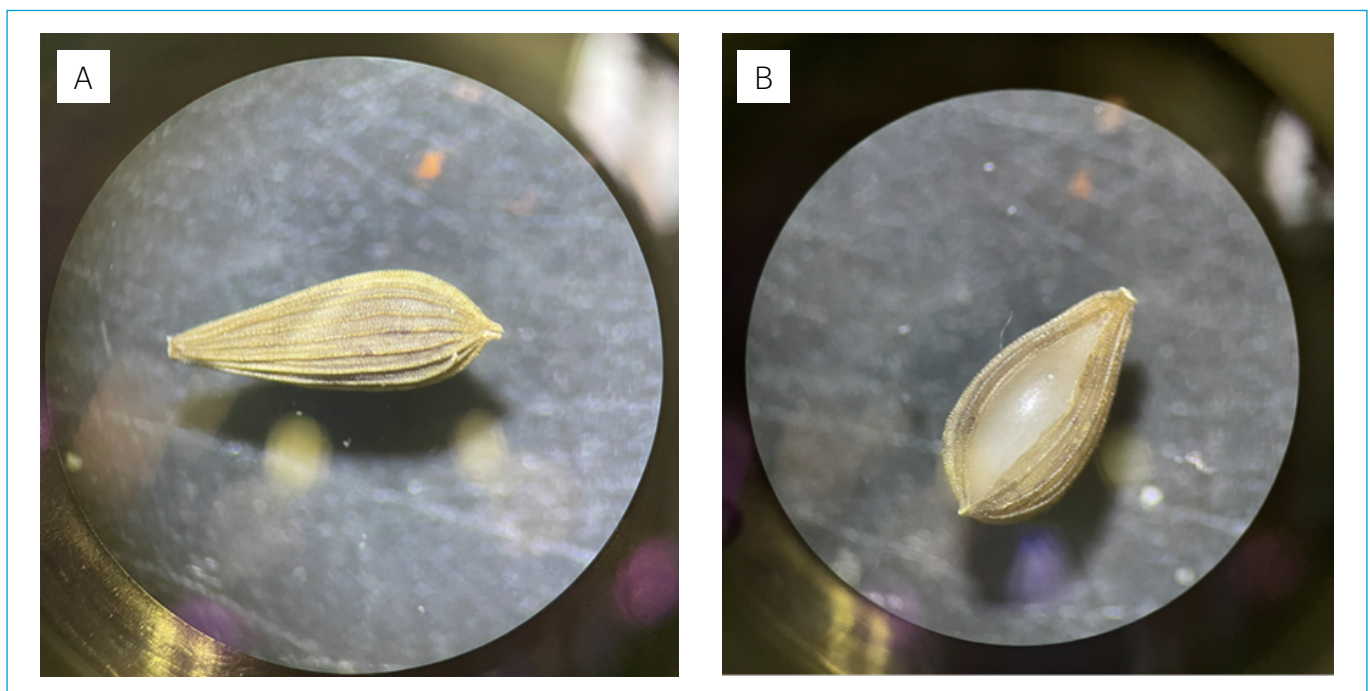


Figura 4 - Semente de *Lactuca sativa in natura* (A) e exposta a amostra de solo contaminado (B).

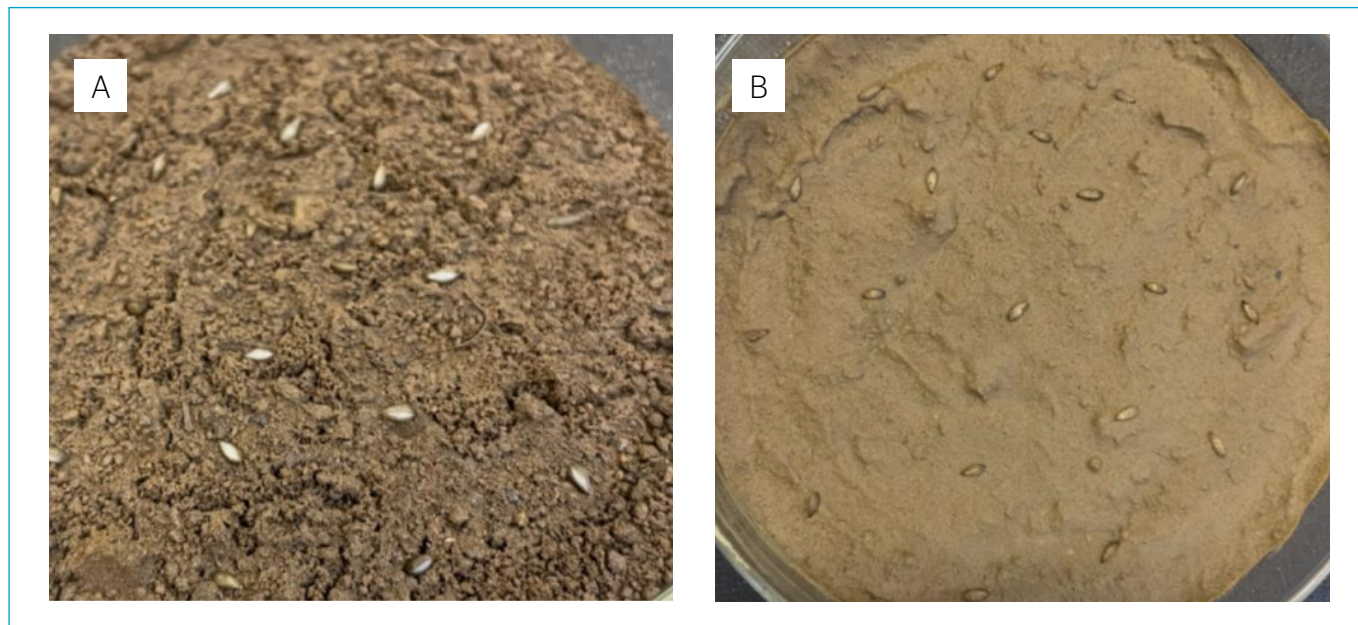


Figura 5 - Diferença observada entre as sementes em (A) solo contaminado e em (B) solo remediado.

Este trabalho enfatiza a importância de avaliar os diferentes tratamentos oxidativos antes de promover uma aplicação *in situ*, considerando a necessidade de abordar

os efeitos ecotoxicológicos para a tomada de decisão, em vez de se basear apenas na análise da atenuação dos contaminantes-alvo.

REFERÊNCIAS

BOULANGÉ, M.; LORGEUX, C.; BIACHE, C.; SAADA, A.; FAURE, P. Fenton-like and potassium permanganate oxidations of PAH contaminated soils: Impact of oxidant doses on PAH and polar PAC (polycyclic aromatic compound) behavior. *Chemosphere*, v. 224, p. 437-44, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.02.108>

FATOKUN, K.; LEWU, F.; ZHARARE, G. Phytotoxicity of diesel soil contamination on the germination of *Lactuca sativa* and *Ipomoea batatas*. *Journal of Environmental Biology*, v. 36, n. 6, p. 1337-44, 2015. PMID: 26688970

GARCIA, J.C.; SIMIONATO, J.L.; ALMEIDA, V.C.; PALÁCIO, S.M.; ROSSI, F.L.; SCHNEIDER, M.V.; SOUZA, N.E. Evolutive follow-up of the photocatalytic degradation of real textile effluents in TiO_2 and $\text{TiO}_2/\text{H}_2\text{O}_2$ systems and their toxic effects on *Lactuca sativa* seedlings. *Journal of Brazilian Chemistry Society*, v. 20, n. 9, p. 1589-97, 2009. <https://doi.org/10.1590/S0103-50532009000900005>

HUANG, K.C.; COUTTENYE, R.A.; HOAG, G.E. Kinetics of Heat-assisted Persulfate Oxidation of Methyl Tert-Butyl Ether (MTBE). *Chemosphere*, v. 49, p. 413-20, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(02\)00330-2](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(02)00330-2)

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. *ISO 13320: Particle size analysis -Laser diffraction methods*. Geneva: ISO, 2009.

MASAKORALA, K.; YAO, J.; CHANDANKERE, R.; YUAN, H.; LIU, H.; YU, C.; CAI, M. Effects of Petroleum Hydrocarbon Contaminated Soil on Germination, Metabolism and Early Growth of Green Gram, *Vigna radiata* L. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, v. 91, n. 2, p. 224-30, 2013. <https://doi.org/10.1007/s00128-013-1042-3>

MAZZEO, D.E.C. Avaliação dos efeitos citotóxicos, genotóxicos e mutagênicos do BTEX, antes e após o processo de biorremediação por microrganismos, utilizando os sistemas teste de *Allium cepa* e cultura de células de mamífero. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas). Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2009.

PEDROZO, M.F.M.; BARBOSA, E.M.; CORSEUIL, H.X.; SCHNEIDER, M.R.; LINHARES, M.M. Ecotoxicologia e avaliação de risco do petróleo. Salvador: NEAMA, 2002. In: *Série Cadernos de Referência Ambiental*. v. 12. Salvador: Centro de Recursos Ambientais, 2002, p. 246.

- PENNER, G.C. Estudos laboratoriais de contaminação do solo por gasolina com uso de detector de fotoionização. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento). Universidade de São Paulo, São Carlos, 2000.
- PREZOTTI, L.C.; GUAÇONI, A.M. *Guia de interpretação de análise de solo e foliar*. Vitória: Incaper, 2013, p. 104.
- RAMÍREZ, E.M.; CAMACHO, J.V.; RODRIGO, M.A.; CAÑIZARES, P.; CAÑIZARES, P. Combination of bioremediation and electrokinetics for the in-situ treatment of diesel polluted soil: A comparison of strategies. *Science of the Total Environment*, v. 533, p. 307-16, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.06.127>
- RANC, B.; FAURE, P.; CROZE, V.; LORGEUX, C.; SIMONNOT, M.O. Comparison of the effectiveness of soil heating prior or during in situ chemical oxidation (ISCO) of aged PAH-contaminated soils. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 24, p. 11265-78, 2017. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8731-0>
- SANTOS, A.; FIRAK, D.S.; EMMEL, A.; SIEDLECKI, K.; LOPES, A.; PERALTA-ZAMORA, P. Evaluation of the Fenton process effectiveness in the remediation of soils contaminated by gasoline: Effect of soil physicochemical properties. *Chemosphere*, v. 207, p. 154-61, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.05.087>
- SOBRERO, M.C.; RONCO, A. Ensayo de toxicidad aguda con semillas de lechuga *Lactuca sativa* L. In: ROMERO, P.R.; CANTÚ, A.M. (Ed.) *Ensayos toxicológicos para la evaluación de sustancias químicas en agua y suelo - La experiencia en México*. Ciudad de Mexico: Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2008, p. 55-68.
- TEIXEIRA, P.C.; DONAGEMMA, G.K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W.G. *Manual de métodos de análise de solo*. 3. ed. rev. e ampl. Brasília: Embrapa, 2017, p. 574.
- TIBURTIUS, E. Degradação de Benzeno, Tolueno e Xileno (BTX) via Processos Oxidativos Avançados. *Química Nova*, v. 28, p. 61-4, 2005. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422005000100013>
- YOO, J.C.; LEE, C.; LEE, J.S.; BAEK, K. Simultaneous application of chemical oxidation and extraction processes is effective at remediating soil Co-contaminated with petroleum and heavy metals. *Journal of Environmental Management*, v. 186, p. 314-19, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.03.016>
- YOUNG, B.J.; RIERA, N.I.; BEILY, M.E.; BRES, P.A.; CRESPO, D.C.; RONCO, A.E. Toxicity of the effluent from an anaerobic bioreactor treating cereal residues on *Lactuca sativa*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 76, p. 182-86, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2011.09.019>
- ZHAO, D.; LIAO, X.; YANB, X.; HULINGC, S.G.; CHAI, T.; TAO, H. Effect and mechanism of persulfate activated by different methods for PAHs removal in soil. *Journal of Hazardous Materials*, v. 254-255, p. 228-35, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.03.056>



Avaliação de alternativas para a destinação de efluentes sanitários tratados em cinco municípios do estado de São Paulo: ênfase no potencial de reúso da água

Assessment of alternatives for the disposal of treated sanitary wastewater in five municipalities in the state of São Paulo: emphasis on the potential for water reuse

Carolina Harue Nakamura^{1*} , Jane Cristina Caparica Ferreira Domingues¹ , José Antônio Oliveira de Jesus¹ , José Carlos Mierzwa² , Heitor Collet de Araujo Lima³ 

RESUMO

As crises hídricas que o estado de São Paulo vivenciou evidenciam a fragilidade dos mananciais como um todo, principalmente no que diz respeito ao abastecimento público e à produção de energia. Na porção paulista da Bacia Hidrográfica do Rio Grande, esses problemas são ainda mais acentuados e, quando somados às questões de poluição dos corpos hídricos, os quais apresentam baixa capacidade de assimilação de poluentes, tornam a gestão da água um desafio considerável. O Plano Integrado de Recursos Hídricos (PIRH) para a Bacia do Rio Grande destacou que os corpos receptores dos efluentes tratados de cinco municípios – Catanduva, Leme, Mogi Mirim, Ribeirão Preto e Sertãozinho – exibem diversos trechos nos quais a concentração de DBO ultrapassa o padrão de qualidade estabelecido para a sua classe. Essa condição é observada em muitas bacias hidrográficas brasileiras. Com o intuito de contribuir para a atenuação desse problema, este estudo buscou identificar opções para a destinação de efluentes tratados nas estações de tratamento de esgoto (ETEs), incluindo uma avaliação dos custos totais, tanto de capital quanto de operação. O aprimoramento dos processos de tratamento de esgotos e o reúso de água foram identificados como opções com maior benefício potencial, levando em consideração as características específicas de cada município. Os custos estimados para a obtenção de água de reúso para uso industrial mostraram-se baixos quando comparados às tarifas de água das concessionárias. Entretanto, os custos de implantação e operação apresentados neste estudo, tanto para tratamento quanto para adução, foram considerados onerosos pelos municípios, pois ultrapassam a sua capacidade de investimento. Essa condição destaca a necessidade de estratégias mais eficazes na gestão dos serviços públicos de saneamento, incluindo o estabelecimento de parcerias público-privadas.

Palavras-chave: reúso da água; efluentes sanitários; alternativas para destinação de efluentes tratados; Bacia do Rio Grande.

ABSTRACT

The water crises that the state of São Paulo experienced in recent years have shown the fragility of water sources as a whole, especially for public supply and energy production. In the São Paulo portion of the Rio Grande Drainage Basin, these problems are more pronounced and, when added to the pollution problems of its rivers, with low assimilation of pollutants, water management becomes a great challenge. The PIRH Grande highlighted that the rivers receiving treated wastewater from five cities – Catanduva, Leme, Mogi Mirim, Ribeirão Preto, and Sertãozinho – present several portions in which the concentration of BOD exceeds the limit of its quality standards, a condition that is verified in many water bodies in many regions of the country. In order to minimize the identified problem, this study focused on the identification of options to the final destination of the treated wastewater from each WTP considering capital and operational expenditure costs. The improvement of the wastewater treatment processes and water reuse have been identified as the options with the highest potential benefit, considering the specific conditions of each municipality. The estimated costs for obtaining water reuse for industrial purposes were considered low when compared to the concessionaries' water rates. However, the implementation and operating costs presented in this study, both for treatment and for adduction, were considered onerous by the municipalities, since they exceeded their investment capacity. This condition indicates the need for the development of better management strategies for public sanitation services, including public-private partnerships.

Keywords: water reuse; sanitary wastewater; alternatives for disposal of treated sanitary wastewater; Rio Grande Basin.

¹COBRAPE - Cia. Brasileira de Projetos e Empreendimentos – São Paulo (SP), Brasil.

²Escola Politécnica da Universidade de São Paulo – São Paulo (SP), Brasil.

³Collet e Burri Engenharia – São Paulo (SP), Brasil.

*Endereço para correspondência: Rua Fradique Coutinho, 212 – 9º Andar – Pinheiros, São Paulo, SP, CEP: 05416-000. e-mail: carolinanakamura@cobrape.com.br

1. INTRODUÇÃO

Em tempos de incertezas climáticas e crises hídricas recorrentes, a garantia do abastecimento de água é, inegavelmente, um dos principais desafios para a sustentabilidade urbana e ambiental. Na região Sudeste, especialmente no estado de São Paulo, as últimas crises hídricas afetaram diversos usos e usuários das águas, com significativa diminuição da disponibilidade hídrica nos rios e nos níveis de reservatórios. Isso teve efeitos diretos na produção de energia, no abastecimento público e em diversas atividades econômicas, destacando a fragilidade da bacia hidrográfica como um todo (CARMO e ANAZAWA, 2017; ANA, 2022).

A Bacia Hidrográfica do Rio Grande, que abrange 143 mil km² nos estados de São Paulo (40%) e Minas Gerais (60%), exemplifica esses problemas. Principalmente em eventos de seca extrema, as disponibilidades hídricas, já reduzidas, somam-se aos problemas de poluição, devido às elevadas concentrações de matéria orgânica (DBO₅,20) nos corpos d'água. Esses corpos não têm capacidade de diluição ou autodepuração, comprometendo suas qualidades, especialmente em áreas urbanas mais densamente povoadas na bacia (ANA e CBH-GRANDE, 2017).

Diante desse cenário desafiador, o Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Grande (PIRH-Grande) (ANA e CBH-GRANDE, 2017) destacou esses problemas e analisou cenários futuros preocupantes. Vários trechos estariam em conflito com os padrões da classe 4 de enquadramento. Com base nesses estudos, visando melhorar a qualidade dos corpos hídricos para níveis de classe 3 ou superiores, o Plano indicou a necessidade de elaboração de estudos de soluções alternativas para a disposição final dos efluentes sanitários tratados em municípios previamente selecionados, considerando critérios como porte populacional, índices de cobertura de esgotamento sanitário, eficiência de remoção de carga orgânica nos sistemas de tratamento existentes, qualidade da água do corpo receptor em termos de concentração de DBO e discussões entre as partes interessadas.

Diversas opções de soluções técnicas consolidadas na prática de engenharia para a destinação de efluentes tratados de ETEs, levando em conta as limitações de assimilação dos corpos receptores e a legislação ambiental

aplicável, foram contextualizadas por Crites *et al.* (2000) *apud* Espeschit (2021), Salati, Salati Filho e Salati (2009), Fukasawa e Mierzwa (2020a, 2020b) e IICA e ANA (2022).

Crites *et al.* (2000) *apud* Espeschit (2021) descrevem que a disposição controlada dos efluentes sanitários no solo, considerando aspectos sanitários de contaminação, possibilita a reincorporação de nutrientes no solo (fósforo e nitrogênio), recarga de aquífero e elevada eficiência na remoção de DBO, sólidos suspensos e organismos patogênicos. Salati, Salati Filho e Salati (2009 e IICA e ANA (2022) mencionam que os *wetlands* construídos são ecossistemas artificiais com diferentes tecnologias, desenvolvidas para o tratamento de efluentes, auxiliando na melhoria da qualidade da água. Fukasawa e Mierzwa (2020a) relatam que o reúso da água não potável é a alternativa de destinação de efluentes sanitários mais empregada em todo o mundo, especialmente em regiões com escassez de água. De acordo com Fukasawa e Mierzwa (2020b), a água de reúso é majoritariamente utilizada para atendimento de irrigações agrícolas (32%) e de parques e jardins (20%), e para demanda industrial (19%).

Nesse sentido, o presente estudo apresenta uma avaliação das opções existentes para a destinação dos efluentes tratados, com ênfase no potencial de reúso da água, em cinco municípios selecionados no estado de São Paulo — Catanduva, Leme, Mogi Mirim, Ribeirão Preto e Sertãozinho –, inseridos na Bacia Hidrográfica do Rio Grande. Segundo o PIRH-Grande, esses municípios apresentam corpos hídricos com baixa capacidade de diluição da carga orgânica remanescente do tratamento.

2. MATERIAL E MÉTODOS

O presente trabalho foi conduzido em seis etapas, começando com o diagnóstico dos sistemas de esgotamento sanitário (SES) e a identificação dos problemas relacionados à qualidade das águas nos corpos hídricos receptores dos cinco municípios estudados. Essa avaliação levou em consideração o tempo de permanência dos corpos receptores no enquadramento, com base em informações fornecidas pelas prestadoras de serviço de esgotamento sanitário, e quando não disponíveis, por meio do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) e da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB).

Com base nesses dados, realizou-se um estudo abrangente de opções e soluções técnicas existentes, consideradas apropriadas e consolidadas na prática da engenharia para a destinação de efluentes tratados de estações de tratamento de esgotos (ETEs) municipais. Essa análise levou em conta as limitações de assimilação de cada corpo hídrico receptor.

A etapa subsequente envolveu o mapeamento dos potenciais usuários dos efluentes tratados. Isso incluiu o traçado de uma circunferência com as ETEs municipais como centro e os limites territoriais de cada município estudado como raio. Com base nessas áreas delimitadas, os usuários industriais e agrícolas foram identificados e selecionados com base nas maiores vazões outorgadas registradas no Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE), configurando-os como potenciais beneficiários da água de reúso.

Em seguida, houve uma interação com os potenciais usuários e as prestadoras de serviço de esgotamento sanitário para avaliar suas percepções sobre a oportunidade e os desafios em receber os efluentes tratados das ETEs municipais.

Conhecendo as percepções dos municípios, foram delineadas alternativas adequadas para cada um, visando mitigar os impactos resultantes dos lançamentos de esgotos tratados pelas ETEs, considerando a vocação de reúso identificada preliminarmente. Para tanto, foram aplicadas duas estratégias analíticas: (i) síntese temática, organizando e sintetizando informações em 10 temas relevantes ao estudo; e (ii) análise qualitativa temática, criando uma matriz e atribuindo valores qualitativos dentro de uma escala numérica com base na síntese temática observada.

Em seguida, as condições qualitativas dos corpos hídricos receptores foram avaliadas por meio de simulações com o modelo matemático de qualidade da água empregado no Atlas Esgotos (ANA, 2017). Esse modelo foi estruturado para calcular a concentração do parâmetro DBO no trecho final de cada ottobacia, utilizando uma abordagem denominada análise acumulada (**Figura 1**). Isso permitiu avaliar o impacto dos efluentes tratados nos corpos receptores de montante para jusante em cada município, nos anos de 2021 e 2031, considerando dois

cenários: (i) “Sem melhorias”, sem adoção de alternativas de reúso; e (ii) “Com melhorias”, onde alternativas de reúso foram consideradas.

Posteriormente, foram estimados os custos de capital (CAPEX) e de operação e manutenção (OPEX) para verificar a viabilidade das alternativas propostas para cada município. Essa análise considerou informações sobre as características das instalações de reúso, o tipo de reúso previsto, os potenciais usuários identificados, o arranjo de tratamento, as características da reservação e adução da água de reúso, além das curvas de custo em função da vazão do efluente tratado adaptadas por IICA e ANA (2022) dos estudos de U.S. EPA (2005), Brites (2010), Plumlee *et al.* (2014), Lo, McAdam e Judd (2015) e Fukasawa (2021).

Finalmente, foi realizada uma segunda interlocução com as prestadoras municipais de serviço de esgotamento sanitário para apresentar os resultados do estudo, incluindo as alternativas propostas para a destinação dos efluentes tratados e os custos de capital e operacionais.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

As **Tabelas 1 e 2** apresentam os resultados do diagnóstico do SES e a permanência no enquadramento dos corpos hídricos receptores, respectivamente.

O diagnóstico dos sistemas de esgotamento sanitário dos municípios estudados revelou índices de coleta e tratamento de esgotos superiores a 90 e 85%, respectivamente. Entretanto, a eficiência de remoção de DBO observada em duas ETEs foi considerada baixa, ou seja, em Sertãozinho a eficiência era inferior a 50%, e em Leme, inferior a 90%.

A qualidade da água dos corpos receptores demonstrou condições satisfatórias em termos do parâmetro DBO, atendendo a maior parte do tempo aos padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para suas respectivas classes de enquadramento. A exceção foi percebida no Ribeirão do Meio, em Leme, que permaneceu na classe 2 em 33,3% do tempo. Por outro lado, evidências de aporte de esgoto doméstico nos corpos d'água foram observadas devido à presença de *Escherichia coli* e fósforo total em concentrações elevadas, indicado pelo tempo de permanência nulo no enquadramento na maioria dos pontos monitorados.

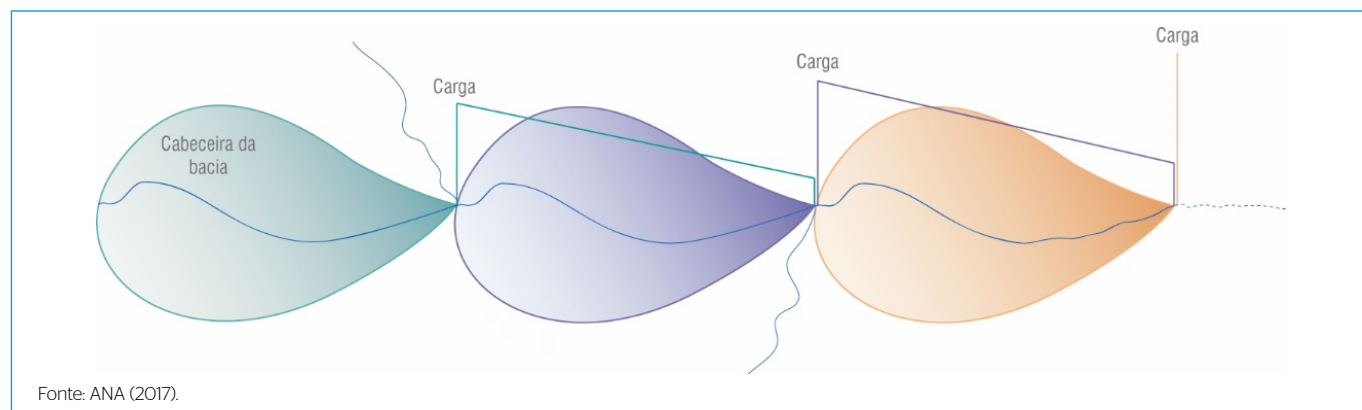


Figura 1 – Representação da análise acumulada.

Tabela 1 – Indicadores do sistema de esgotamento sanitário municipais.

Município	Índice de esgoto ⁽¹⁾		ETE ⁽²⁾				
	Coleta (%)	Tratamento sobre coletado (%)	Nome	Sistema de tratamento	Capacidade nominal (L/s)	Eficiência de remoção de DBO (%)	Carga de DBO remanescente do tratamento (kg/dia)
Ribeirão Preto	99,6	100	Ribeirão	Lodo ativado convencional	1.750	95,0	1.345,1
			Caiçara	Lodo ativado com aeração prolongada	300	98,0	
Mogi Mirim	92,6	90,9	Mogi Mirim	Lodo ativado com aeração prolongada, nitrificação e desnitrificação biológica	150 ^(a)	96,1	111,8
Sertãozinho	99,6	100	Sertãozinho	Lagoa de estabilização do tipo sistema australiano	137	49,0	1.164,7
Leme	97,9	100	Anselmo Luigi Faggion	Lagoa aerada + decantador	450	85,0	1.390,4
Catanduva	97,8	85,2	Catanduva	Lagoa aerada de mistura completa + lagoa de sedimentação	445	91,5	905,1

Fonte: ⁽¹⁾SNIS (2020); ⁽²⁾IICA e ANA (2022).

^(a)Em 2021, a capacidade nominal da ETE Mogi Mirim considerava dois módulos independentes de tratamento. Ainda, a ETE encontrava-se em processo de ampliação, com a instalação de mais um módulo de tratamento, aumentando a capacidade nominal para 225 L/s.

A etapa seguinte identificou as opções para a destinação dos efluentes tratados. As soluções técnicas selecionadas previamente e que melhor se adequariam à realidade dos municípios estudados foram:

- Disposição controlada de efluentes no solo e recarga de aquíferos: pode ser adotada quando não é possível efetuar o lançamento em corpos hídricos, seja pela distância ou para minimizar problemas de poluição. Esta técnica foi estudada por Dos Santos (2018) na Lagoa da Conceição, em Florianópolis, no estado de Santa Catarina;
- Alagados “wetlands” construídos: estruturas artificiais adotadas em regiões em que não existam alagados naturais adequados, sendo uma técnica mais adequada ao

tratamento de efluentes em pequenas comunidades, como estudado por Boratto, Barreto e Sezerino (2021);

- Alteração no ponto de lançamento do efluente tratado: mostra-se viável em duas situações — quando há confluência próxima, a jusante do atual lançamento, com um corpo hídrico de maior vazão e capacidade de assimilação suficiente, e quando o lançamento ocorre em ambiente lântico ou em tributário próximo ao ambiente lântico;
- Melhoria da qualidade do efluente para lançamento superficial: pode ser aplicado quando o tratamento secundário convencional não atinge a eficiência necessária para a manutenção de enquadramento dos corpos hídricos receptores;

Tabela 2 - Permanência no enquadramento dos corpos hídricos receptores.

Município	Ponto	Corpo hídrico	Classe de enquadramento	Permanência no enquadramento em 2019 (%)			
				DBO ^(b)	OD	P _{Total} ^(b)	E. coli ^(b)
Ribeirão Preto	PARDO2500	Rio Pardo	2	100,0	100,0	100,0	0,0
	RIPEO4900	Ribeirão Preto	4	100,0	100,0	0,0	0,0
Mogi Mirim ^(a)	MOGU02160	Rio Mogi Guaçu	2	83,3	83,3	33,3	0,0
	MOGU02200			100,0	83,3	0,0	50,0
Sertãozinho	SETAO4600	Ribeirão Sertãozinho	4	100,0	66,7	11,1	0,0
Leme	MEIO02900	Ribeirão do Meio	2	33,3	66,7	0,0	0,0
Catanduva	SDOM04300	Rio São Domingos	4	100,0	100,0	33,3	50,0
	SDOM04500			66,7	50,0	0,0	0,0

Nota: ^(a)Mogi Mirim não apresenta pontos de monitoramento localizados no corpo hídrico receptor da ETE Mogi Mirim. Desta maneira, considerou-se os pontos do município de Mogi Guaçu, localizados a montante e a jusante da ETE Mogi Mirim; ^(b)Os parâmetros DBO, P_{Total} e E. coli não apresentam padrões de qualidade da água definidos para a classe 4, impossibilitando a comparação com os limites de concentração preconizados na legislação. Para efeitos de análise, os corpos receptores enquadrados na classe 4 foram comparados com os padrões de qualidade definidos para a classe 3. Especificamente para E. coli, este apresenta relação proporcional igual aos coliformes termotolerantes. Dessa forma, os valores foram comparados com os valores estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para coliformes termotolerantes. DBO: demanda bioquímica de oxigênio; OD: oxigênio dissolvido; P_{Total}: fósforo total; E. coli: *Escherichia coli*

Legenda:	Permanência	Ótima	Boa	Regular	Péssima
		> 80%	> 50% e ≤ 80%	> 20% e ≤ 50%	≤ 20%

Fonte: adaptado de CETESB (2020).

- Reúso da água: a prática mais comum é o reúso não potável direto (RNPD), sendo destinado a usos menos nobres, reduzindo as pressões sobre os mananciais, que são liberadas para o uso de água para atendimento mais nobres. Esta alternativa foi estudada pela Embrapa Hortaliças (2021) em uma ETE experimental localizada no Distrito Federal, que possibilitou o reúso da água para irrigação de cultivo de hortaliças.

A terceira etapa consistiu na primeira rodada de interlocução com os municípios, com o objetivo de compreender as condições de saneamento locais e apresentar as alternativas previamente selecionadas para a destinação dos efluentes das ETEs municipais. Esta interlocução foi considerada positiva, permitindo confirmar e/ou atualizar as informações levantadas secundariamente sobre o SES e compreender a percepção sobre a implementação de alternativas para a destinação dos efluentes tratados das ETEs, visando a melhoria na qualidade da água do corpo receptor.

Paralelamente à primeira interlocução com os municípios, foi realizado o mapeamento de potenciais usuários de água de reúso. Inicialmente, foram identificados 172 empreendimentos no entorno das ETEs Caiçara e Ribeirão, em Ribeirão Preto, ETE Mogi Mirim, em Mogi Mirim, ETE

Sertãozinho, em Sertãozinho, ETE Anselmo Luigi Faggion, em Leme, e ETE Catanduva, em Catanduva. Após a adoção do critério das maiores vazões outorgadas, o quantitativo de empreendimentos reduziu para 72 potenciais usuários industriais e agrícolas. Na sequência, buscou-se os contatos de cada empresa, resultando em um total de 38 empresas a serem contatadas. Os motivos para esta diminuição foram contato não encontrado ou encerramento das atividades. O retorno desta interlocução foi baixo, em que apenas 0,5% das empresas responderam ao primeiro contato e ao questionário enviado, 24% responderam no ato da ligação que não tinham interesse na aquisição de água de reúso, 58% ficaram de responder ao questionário, mas não deram retorno, e 16% não quiseram responder após a identificação do propósito do estudo. Na **Figura 2** está apresentado o mapeamento dos potenciais usuários de Mogi Mirim, um dos cinco municípios estudados.

As estratégias analíticas adotadas após a primeira interlocução com os municípios, juntamente com o mapeamento dos potenciais usuários, possibilitaram definir as alternativas previamente elencadas, como apresentado no **Quadro 1**, que inclui o tipo de alternativa selecionada, a especificidade de uso e a justificativa para a implementação da alternativa selecionada.

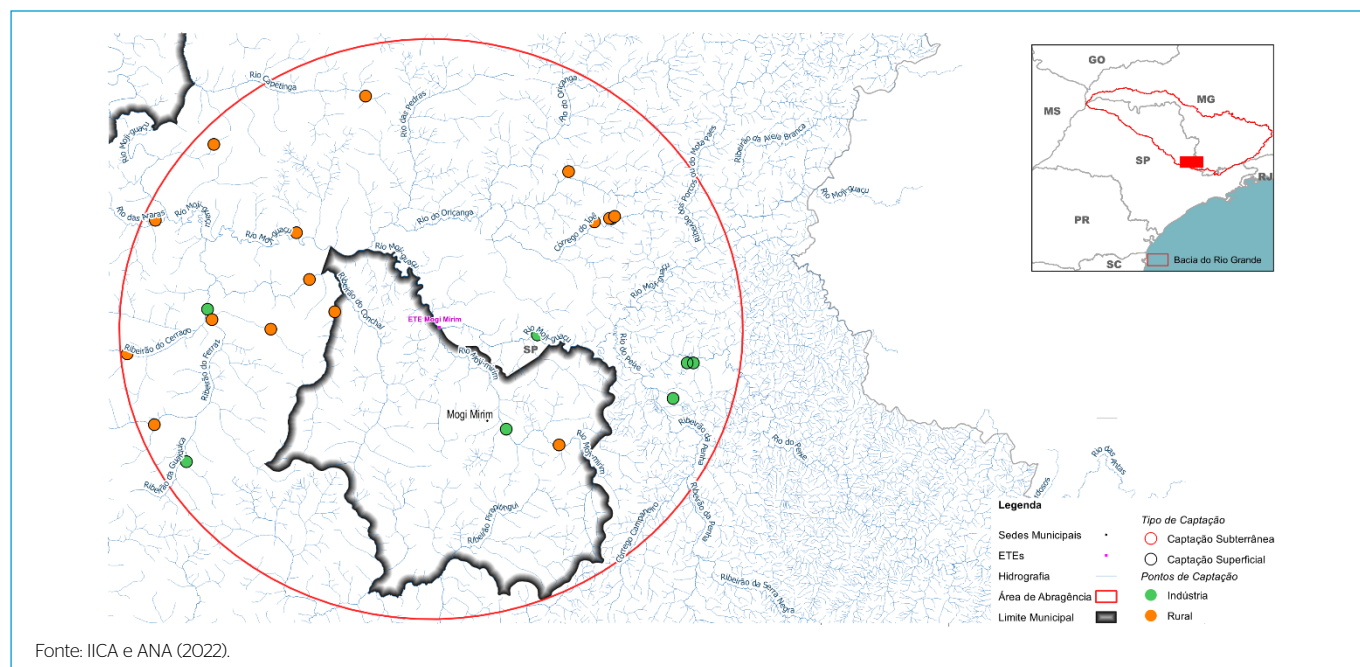


Figura 2 - Mapeamento dos potenciais usuários de água de reúso em Mogi Mirim.

Quadro 1 - Alternativas selecionadas para os municípios estudados.

Município	Tipo de destinação	Especificidade	Justificativa
Catanduva	RNPD	Uso agrícola - restrito	Há disponibilidade de usuários irrigantes, nos arredores da ETE Catanduva. Implantação de filtração terciária ou ultrafiltração seguida de desinfecção é compatível com a condição atual do município.
Leme ^(a)	Melhoria da qualidade para lançamento	Verificação das capacidades hidráulica e de carga do tratamento secundário da ETE atual e adaptação se necessário. Previsão de sistema físico-químico para remoção de fósforo total e de cloração/decloração para desinfecção	A ETE Anselmo Luigi Faggion possui problemas referentes à capacidade de remoção de DBO, que tende a se agravar por estar supostamente subdimensionada. Além disso, é necessária remoção de fósforo total e de coliformes para adequação da qualidade.
Mogi Mirim	RNPD	Uso industrial (menos exigente)	O distrito industrial de Mogi Mirim concentra potenciais usuários de água de reúso para diversas finalidades.
Ribeirão Preto	RNPD	Uso industrial (mais exigente)	Proximidade de distrito industrial à ETE Ribeirão pode viabilizar iniciativas de reúso.
Sertãozinho ^(a)	Melhoria da qualidade para lançamento	Proposição de adoção de processos de tratamento com maior eficiência, como lodos ativados, que permitirão adaptações futuras para remoção de nutrientes e inativação de coliformes	A ETE Sertãozinho possui ainda problemas referentes à capacidade de remoção de DBO (inferior a 50%). As adaptações em andamento preveem processos com eficiência limitada, como UASB e lagoa de polimento. Além disso, é necessária remoção de fósforo total e de coliformes para adequação da qualidade.

^(a)As alternativas de melhoria da qualidade para lançamento também consideraram a possibilidade de reúso não potável; RNPD: reúso não potável direto.

Os resultados das simulações de qualidade da água, constantes na **Tabela 3**, mostraram que a adoção de melhorias propostas impactaria positivamente na qualidade dos corpos receptores a jusante do lançamento das ETEs, principalmente em Sertãozinho e Leme, reflexo do aumento do índice de tratamento e da eficiência de remoção de DBO. Tais situações podem ser visualizadas na **Figura 3**, em que estão ilustrados os cenários “Sem melhorias” e

“Com melhorias” nos municípios de Sertãozinho e Leme para os anos de 2021 e 2031. Essa figura mostra a classe de enquadramento equivalente do corpo hídrico simulado e as cargas de DBO no início e ao final do trecho de simulação. Em Sertãozinho, por exemplo, no Cenário “Sem melhorias”, a classe equivalente no Ribeirão do Sul, corpo receptor da ETE Sertãozinho, seria igual a 4. Adotando as alternativas de destinação dos efluentes tratados, o corpo

Tabela 3 - Resultados da modelagem matemática.

Cenário	Município	Ribeirão Preto		Catanduva	Mogi Mirim	Sertãozinho	Leme
	Corpo Receptor	Rio Pardo (ETE Caiçara)	Ribeirão Preto (ETE Ribeirão)	Rio São Domingos	Rio Mogi Guaçu	Ribeirão do Sul/ Sertãozinho	Ribeirão do Meio
	Enquadramento	2	4	4	2	4	2
2021	Carga da ETE (kg DBO/dia)	238	439	1.123	114	1.165	1.400
	Classe equivalente	1	1	4	1	4	4
2031 Sem Melhorias	Carga da ETE (kg DBO/dia)	250	460	1.143	188	3.545	1.495
	Classe equivalente	1	1	4	1	4	4
2031 Com Melhorias	Carga da ETE (kg DBO/dia)	242	455	770	176	146	193
	Classe equivalente	1	1	4	1	1	1

ETE: estação de tratamento de esgoto; DBO: demanda bioquímica de oxigênio.

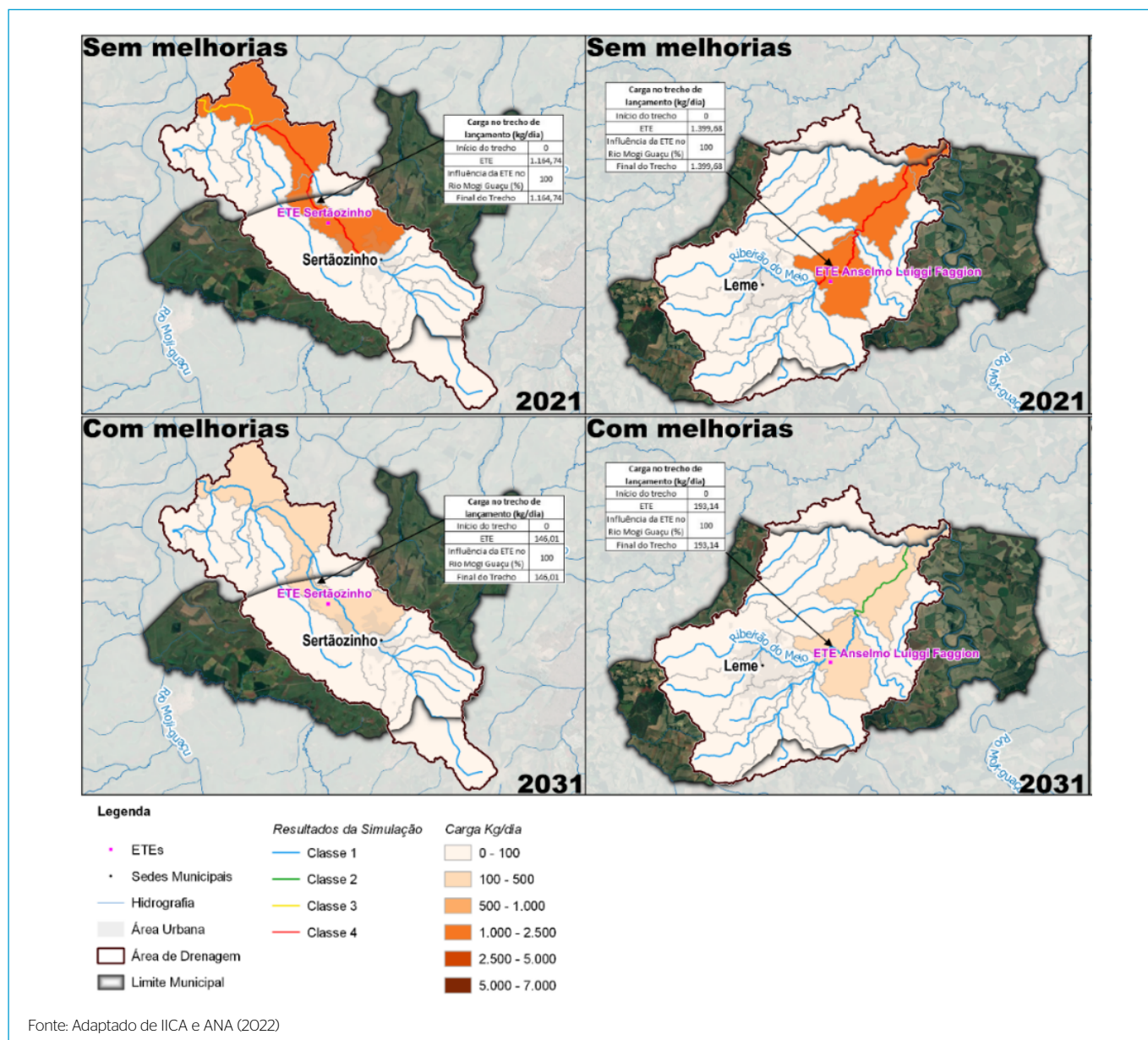


Figura 3 - Resultados da modelagem matemática em Sertãozinho e Leme.

hídrico passaria a apresentar uma classe de enquadramento equivalente igual a 1, indicando a importância da adoção das alternativas propostas na qualidade da água dos corpos receptores das ETEs dos cinco municípios.

A consecução das etapas anteriores permitiu propor as instalações de reúso de água, tendo como ponto de partida as ETEs municipais e como destino final os potenciais

usuários identificados no mapeamento. O resultado desta etapa está apresentado resumidamente na **Tabela 4**, que contém as características das instalações de reúso, incluindo o número de potenciais usuários identificados, a finalidade do reúso, o processo de tratamento do reúso, a categoria de reúso, o comprimento (L) da adutora e o diâmetro nominal (DN) da adutora. A **Figura 4** ilustra a instalação de

Tabela 4 - Resumo das características das instalações de reúso.

Município	Melhoria no tratamento secundário	Reúso				
		Número de Potenciais Usuários	Finalidade	Tratamento para polimento	L _{adutora} (km)	DN _{adutora} (mm)
Ribeirão Preto - ETE Ribeirão	Não	1	Industrial	UF + UV + OR + CL	1,7	150
Ribeirão Preto - ETE Caiçara	Não	3	Industrial	UF + UV + OR + CL	8,4	100
Mogi Mirim	Não	1	Industrial	UF + UV + CL	10,2	100
Sertãozinho	Sim	3	Industrial	UF + UV + CL	4,9	350
Leme	Sim	3	Industrial	UV + CL	10,4	100
Catanduva	Não	2	Irrigação	FA + CL	2,6	350

L_{adutora} = comprimento da adutora; DN_{adutora} = diâmetro nominal da adutora; FA = filtro de areia; CL = cloração; UF = ultrafiltração; OR = osmose reversa; UV = radiação ultravioleta

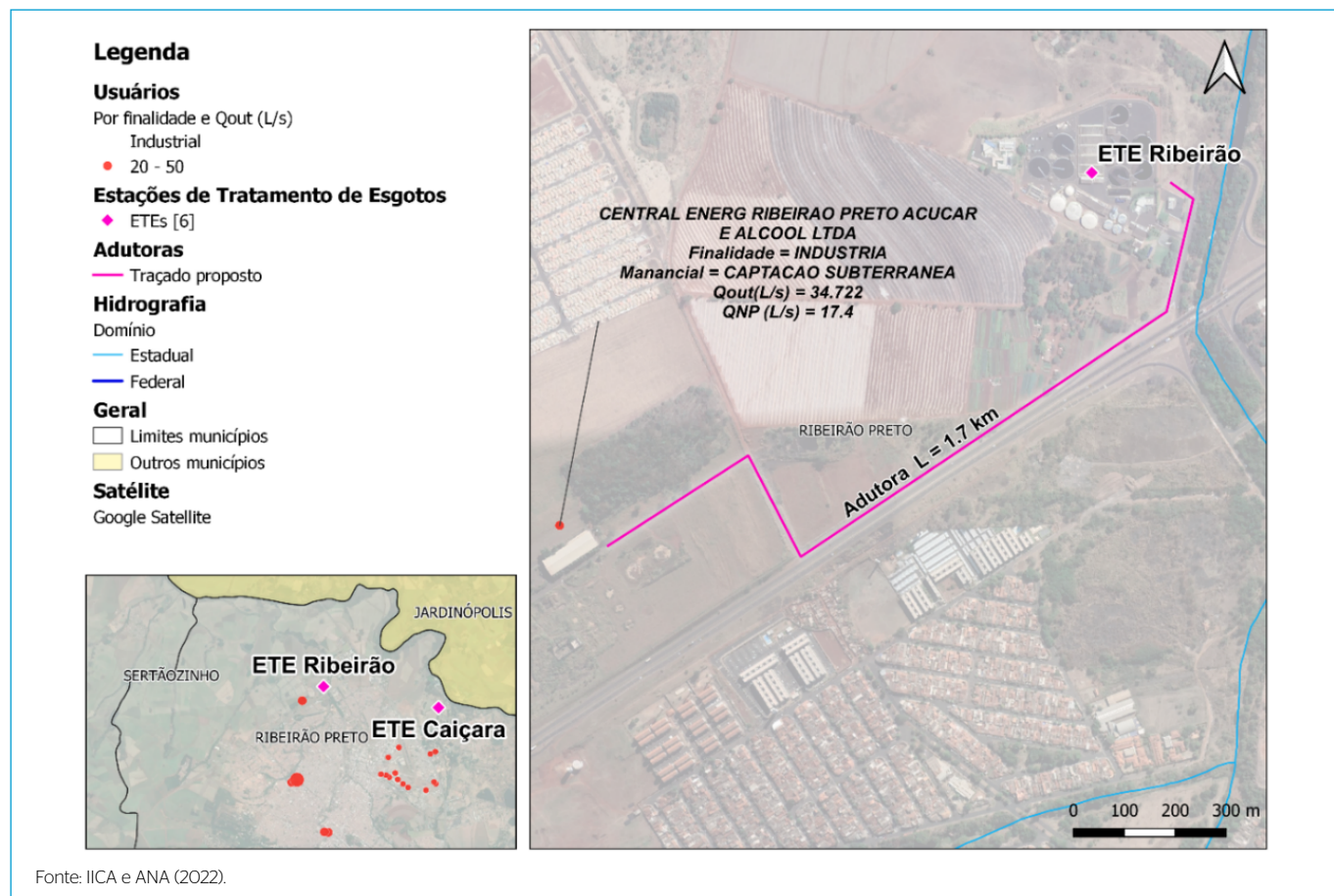


Figura 4 - Traçado da adutora em Ribeirão Preto.

reúso proposta para o município de Ribeirão Preto, considerando o traçado da adutora proposto a partir da ETE Ribeirão até o potencial usuário identificado.

Na **Tabela 5**, são apresentados os custos totalizados por município, considerando os custos de tratamento e de adução. Os custos estimados variaram em cada município devido ao emprego de algumas tecnologias com custos mais elevados, além dos custos para a adução, que dependem da distância entre a ETE e o potencial usuário. Ao avaliar os valores por finalidade de uso, observa-se que, de uma forma geral, os custos associados à obtenção da água de reúso para uso industrial foram relativamente baixos quando comparados às tarifas de água fornecidas pelas concessionárias municipais para esta mesma finalidade (variação de R\$ 13,06/m³ a R\$ 26,31/m³ para as maiores faixas de consumo), mesmo para o caso de Ribeirão Preto, que apresentou a maior tarifa para a água de reúso na ETE Caiçara, com um custo de produção e adução por metro cúbico de R\$ 9,56. Entretanto, o custo de fornecimento de água industrial pela concessionária do município era praticamente o dobro deste valor — R\$ 19,20/m³ (IICA e ANA, 2022) —, não considerando a incidência da tarifa relacionada ao esgoto.

Para o reúso agrícola, os custos estimados foram menores em comparação aos custos para reúso industrial, pois os critérios de qualidade são menos restritivos. Neste caso, a água residual do tratamento contém nutrientes benéficos para o cultivo agrícola, como fósforo e nitrogênio, e, como consequência, reduz-se o emprego de fertilizantes. Essa situação pode ser percebida no município de Catanduva, em que o custo foi inferior a R\$ 1,00/m³.

Diante dos resultados apresentados nas **Tabelas 3 a 5**, realizou-se uma segunda rodada de interlocução com as concessionárias de saneamento de cada um dos cinco municípios, visando captar as suas impressões sobre as alternativas propostas para a destinação dos efluentes tratados e os custos de implantação e manutenção do sistema. As reações dos municípios foram distintas: algumas foram positivas — Catanduva e Mogi Mirim —, outras demonstraram pouco interesse — Leme — ou apontaram divergências em relação a determinadas decisões tomadas no desenvolvimento do estudo — Ribeirão Preto. Também foi mencionado sobre o custo oneroso para implantação e manutenção das alternativas propostas, que excederiam às capacidades atuais de investimento dos municípios. Contudo, foi ressaltada a importância da viabilização da prática de reúso, apontando a necessidade de incentivos fiscais e outros estímulos à prática de reúso por parte do governo federal, bem como campanhas de conscientização aos usuários para reduzir a resistência cultural em relação ao tema.

4. CONCLUSÃO

Diante dos sinais de problemas nas disponibilidades hídricas e na qualidade dos corpos d'água nos cinco municípios estudados, foram avaliadas diversas alternativas e opções para a adequada destinação dos efluentes, visando a melhoria das condições sanitárias e ambientais. O objetivo é diminuir os riscos de comprometimento dos usos da água nas bacias hidrográficas abrangidas. Entre as opções analisadas, destacaram-se a melhoria da qualidade do efluente para lançamento superficial e o reúso da água.

Tabela 5 – Estimativa total de CAPEX e OPEX – tratamento e adução.

Município	Tratamento secundário				Reúso			
	Tipo	Capex (R\$)	Opex (R\$/ano)	Unitário (R\$/m ³)	Finalidade	Custo total (tratamento e adução)		
						Capex (R\$)	Opex (R\$/ano)	Unitário (R\$/m ³)
Ribeirão Preto - ETE Ribeirão	-	-	-	-	Industrial	22.750.874,00	1.250.222,00	6,22
Ribeirão Preto - ETE Caiçara	-	-	-	-	Industrial	17.907.070,00	910.974,00	9,56
Mogi Mirim	-	-	-	-	Industrial	11.530.305,00	618.845,00	6,26
Sertãozinho	LAAP	14.710.786,00	2.680.412,00	0,54	Industrial	32.885.468,00	2.967.373,00	1,64
Leme	MBR	65.127.238,00	15.610.319,00	1,54	Industrial	6.128.231,00	496.552,00	3,86
Catanduva	-	-	-	-	Irrigação	10.567.973,00	1.607.127,00	0,91

Fonte: elaborado pelos autores (2023).

LAAP: lodos ativados de aeração prolongada; MBR: *membrane bioreactor*.

O reúso da água foi considerado no emprego do modelo matemático, e concluiu-se que sua implantação reduziria as cargas remanescentes de DBO. As reduções variaram de 30% a menos de DBO (como no caso de Catanduva) até 80% (como nos casos de Sertãozinho e Leme, com o complemento do tratamento secundário).

Os custos estimados associados à obtenção da água de reúso para uso industrial foram relativamente baixos quando comparados às tarifas de água fornecidas pelas concessionárias municipais para a mesma finalidade. Mesmo nos casos em que a tarifa estimada de água de reúso foi maior, como em Ribeirão Preto, os custos foram considerados acessíveis. No entanto, os custos estimados para implementação foram considerados elevados pelos municípios, tanto para o tratamento quanto para a adução, ultrapassando a capacidade de investimento de alguns. Além disso, observou-se notável desinteresse por parte dos potenciais usuários, pressupondo-se que a aquisição de água de reúso implica em custos mais elevados em comparação à água potável, somado ao desconhecimento local sobre os recursos hídricos e à resistência cultural ao uso da água de reúso.

Uma opção para contornar o problema relacionado à capacidade de investimento dos municípios é o estabelecimento de parcerias público-privadas. Isso poderia contribuir significativamente para reduzir os problemas associados à deterioração da qualidade dos corpos hídricos e à escassez hídrica.

O conhecimento das restrições e potencialidades para a viabilização do reúso de água nesses cinco municípios paulistas possibilitou apresentar os requisitos técnicos, econômicos e os esforços institucionais necessários para pôr um projeto dessa magnitude em

marcha. Isso reconhece a importância dessas cidades na geração de volumes e vazões para os corpos receptores, trazendo benefícios para as coleções hídricas, o meio ambiente e a sociedade.

Desta maneira, este trabalho assume importância estratégica na orientação das ações e investimentos voltados ao desenvolvimento sustentável em toda a região, contribuindo para o processo de planejamento, gestão e tomada de decisão.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho está baseado em estudo desenvolvido pelo Instituto Interamericano de Cooperação para a Agricultura (IICA) em parceria com a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) no ano de 2022, no âmbito do Projeto de Cooperação Técnica BRA/IICA/18/001 — “Planos de Recursos Hídricos” — ANA/MDR. Importante destacar que traz o ponto de vista dos autores, não expressando necessariamente o entendimento do IICA e da ANA quanto à forma e ao conteúdo das informações e conclusões apresentadas.

Os autores agradecem às prestadoras de saneamento dos municípios de Catanduva (SAEC — Superintendência de Água e Esgoto de Catanduva), Leme (SAECIL — Superintendência de Água e Esgoto da Cidade de Leme), Mogi Mirim (SAEE — Serviço Autônomo de Água e Esgotos de Mogi Mirim e SESAMM — Serviços de Saneamento de Mogi Mirim), Ribeirão Preto (Secretaria Municipal de Água e Esgoto e DAERP — Departamento de Água e Esgotos de Ribeirão Preto) e Sertãozinho (SAEMAS — Serviço Autônomo de Água, Esgoto e Meio Ambiente de Sertãozinho) pela disponibilidade e fornecimento de informações para o desenvolvimento deste trabalho.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). *Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas*. Brasília: Cobrape, 2017.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). *Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2021: relatório pleno*. Brasília: ANA, 2022.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA); COMITÊ DE BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GRANDE (CBH-Grande). *Plano integrado de recursos hídricos da bacia hidrográfica do Rio Grande: relatório final*. São Paulo: Engecorps Engenharia S.A., 2017.

BORATTO, D.C.; BARRETO, A.B.; SEZERINO, P.H. Wetlands construídos empregados no tratamento de esgoto sob o contexto do saneamento de baixo carbono. *Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais*, v. 12, n. 7, p. 390-405, 2021. <https://doi.org/10.6008/cbpc2179-6858.2021.007.0035>

BRITES, A.P.Z. *Enquadramento dos corpos hídricos através de metas progressivas: probabilidade de ocorrência e custos de despoluição hídrica*. Tese (Doutorado em Engenharia). Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.

- CARMO, R.L.; ANAZAWA, T.M. Hidromegalópole São Paulo-Rio de Janeiro: escassez hídrica, sobreposição de espacialidades e conflitos. *Boletim Regional, Urbano e Ambiental*, n. 17, p. 61-6, 2017. <https://doi.org/10.47749/t/unicamp.2021.1164502>
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*: seção 1, Brasília, DF, ano 142, n. 53, p.58-63, 18 mar. 2005.
- DOS SANTOS, V. *Disposição de efluentes tratados em uma lagoa de evapoinfiltração*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2018.
- EMBRAPA HORTALIÇAS. Estação de tratamento de esgoto garante água limpa para irrigação de hortaliças. Brasília: Embrapa, 2021.
- ESPESCHIT, G.T.M. *Avaliação da mobilidade dos colifagos f-específicos presentes em efluentes sanitários aplicados em latossolo vermelho*. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Faculdade de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2021.
- FUKASAWA, B.N. *Proposta de modelos de suporte à decisão no planejamento de reúso de água*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica). Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2021.
- FUKASAWA, B.N.; MIERZWA, J.C. Modelo de suporte à decisão para implementação de programas de reúso não potável como ferramenta de planejamento. *Brazilian Journal of Development*, v. 6, n. 3, p. 14064-641, 2020a. <https://doi.org/10.34117/bjdv6n3-361>
- FUKASAWA, B.N.; MIERZWA, J.C. Identification of water reuse potential in Metropolitan Regions using analytic hierarchy process. *Environmental and Sustainability Indicators*, v. 8, 14 p, 2020b. <https://doi.org/10.1016/j.indic.2020.100064>
- INSTITUTO INTERAMERICANO DE COOPERAÇÃO PARA A AGRICULTURA (IICA); AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). *Estudo avaliativo de alternativas para destinação de efluentes sanitários tratados em cinco municípios na bacia hidrográfica do Rio Grande que apresentam corpos hídricos com baixa capacidade de diluição da carga orgânica remanescente do tratamento*. São Paulo: Cobrape, 2022.
- LO, C.H.; MCADAM, E.; JUDD, S. The cost of a small membrane bioreactor. *Water Science and Technology*, v. 72, n. 10, p. 1739-46, 2015. <https://doi.org/10.2166/wst.2015.394>
- PLUMLEE, M.H. STANFORD, B.D; DEBROUX, J.F.; HOPKINS, D.C.; SNYDER, S.A. Cost of advanced treatment in water reclamation. *Ozone: Science e Engineering: The Journal of the International Ozone Association*, v. 36, n. 5, p. 485-95, 2014. <https://doi.org/10.1080/01919512.2014.921565>
- SALATI, E.; SALATI FILHO, E.; SALATI, E. *Utilização de sistemas wetlands construídas para tratamento de águas*. Piracicaba, Instituto Terramax, 2009.
- SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO BÁSICO (SNIS). *Série histórica*. Brasília: SNIS, 2020. Disponível em: <<http://app4.mdr.gov.br/serieHistorica/>>. Acesso em: jul. 2021.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA). *Technologies and costs document for the final long term 2 enhanced surface water treatment rule and final stage 2 disinfectants and disinfection byproducts rule*. Washington, DC.: U.S. EPA, 2005.

Regionalização para a prestação dos serviços de saneamento e os impactos na elaboração de planos municipais de saneamento básico – estudo de caso em Alagoas

Regionalization for the provision of sanitation services and the impacts on the preparation of municipal basic sanitation plans – a case study in Alagoas

Ana Letícia Gaia da Rocha Almeida^{1*} , Letícia da Silva Santos² , Marcos Vinícius da Silva Santos³ , Laíne Aparecida Silva⁴ , Fabiana de Cerqueira Martins⁵ 

RESUMO

Considerando-se os incentivos proporcionados pelo Novo Marco Legal do Saneamento em relação à prestação regionalizada de serviços, o objetivo principal deste estudo foi avaliar se existe uma diferença significativa na elaboração de Planos Municipais de Saneamento Básico (PMSBs) ao comparar municípios que aderiram à regionalização com aqueles que não aderiram, no estado de Alagoas. A metodologia adotada neste trabalho envolveu a coleta de dados qualitativos para construir seis indicadores relacionados ao processo de elaboração dos PMSBs. Utilizou-se o método de estudo de caso, comumente empregado em várias áreas do conhecimento para investigar dados reais em pesquisas exploratórias. De maneira geral, verificou-se que a adesão dos prestadores de serviço e do Grupo de Trabalho como um todo aos eventos de mobilização social foi inferior nos municípios com regionalização. Esse cenário pode sugerir um desinteresse na elaboração do PMSB, possivelmente devido à existência de um Plano Regional de Água e Esgoto. Os resultados também apontam que, em termos de participação da sociedade civil, não houve discrepância; no entanto, nos municípios com regionalização, a população enfrentava dificuldades em identificar o real prestador de serviços. Diante dessas constatações, a experiência destaca a importância de definir e implementar mecanismos de controle social, visando à inclusão da sociedade no planejamento e na fiscalização dos serviços de saneamento. Além disso, destaca a necessidade de aprimorar as estratégias de comunicação dos prestadores regionalizados para garantir uma compreensão mais clara por parte da população.

Palavras-chave: regionalização; abastecimento de água; esgotamento sanitário; indicadores.

ABSTRACT

Given the incentives of the New Sanitation Legal Framework, with regard to the regionalized provision of services, this study aimed to determine whether there is a significant difference in the preparation of Municipal Basic Sanitation Plans (*Planos Municipais de Saneamento Básico* - PMSB), when comparing municipalities that have either adhered or not to regionalization in the state of Alagoas. The methodology of this work was based on qualitative data found to construct six indicators inherent to the PMSB preparation process. The case study methodological procedure was followed, frequently used in different areas of knowledge for the study of real data in exploratory research. It was found that, in general, the adherence of service discussions and the Working Group to social mobilization events was lower in municipalities with regionalization. This fact may indicate a lack of interest in preparing PMSB, due to the existence of a Regional Water and Sewage Plan. Results also indicate that, in terms of civil society, there was no discrepancy; on the other hand, in municipalities with regionalization, the population did not understand who the real service provider was. In view of this, experience has shown that it is essential to define and implement social control mechanisms (as a way of including society in the planning and inspection of sanitation services) as well as to improve the communication strategies of the regional communities discussed.

Keywords: regionalization; water supply; sanitary sewage; indicators.

¹Engenheira Ambiental e Sanitarista pela Universidade Federal de Alagoas. Mestre em Recursos Hídricos e Saneamento pela Ufal. Analista Ambiental na HIDROBR Consultoria Ltda. - Belo Horizonte (MG), Brasil.

²Engenheira Ambiental e Sanitarista pela Universidade Federal de Alagoas. Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Minas Gerais. Analista Ambiental na HIDROBR Consultoria Ltda. - Belo Horizonte (MG), Brasil.

³Engenheiro Ambiental e Sanitarista pela Universidade Federal de Alagoas. Analista Ambiental na HIDROBR Consultoria Ltda. - Belo Horizonte (MG), Brasil.

⁴Engenheira Ambiental pela Universidade Federal de Minas Gerais. Analista Ambiental na HIDROBR Consultoria Ltda. - Belo Horizonte (MG), Brasil.

⁵Bióloga pela Universidade Federal de Minas Gerais. Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Minas Gerais. Especialista em Engenharia Ambiental pela Universidade Cândido Mendes. Especialista em Gestão de Resíduos Sólidos pelo Centro Universitário Leonardo da Vinci. Coordenadora de Projetos na HIDROBR Consultoria Ltda. - Belo Horizonte (MG), Brasil.

*Endereço para correspondência: Av. Brasil, 888 - 14º Andar - Santa Efigênia, Belo Horizonte, MG, CEP 30140-000. E-mail: ana.almeida@hidrobr.com

1. INTRODUÇÃO

Sob a justificativa de garantir o direito humano ao saneamento, o governo federal promulgou a Lei nº 14.026/2020, que atualiza o Marco Legal do Saneamento (BRASIL, 2020b). Dentre as mudanças introduzidas na Lei nº 11.445/2007 (BRASIL, 2007), destaca-se o incentivo a investimentos privados no setor e a uniformidade da regulação dos serviços, incumbida à Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA).

No que concerne à elaboração de Planos Municipais de Saneamento Básico (PMSB), o principal impacto é, provavelmente, o princípio fundamental da regionalização. Este conceito refere-se ao agrupamento de municípios, com a gestão associada dos serviços, assegurando eficiência e sustentabilidade econômica da prestação. Conforme o inciso XIV do Art. 2º da Lei Federal nº 11.445/2007, inserido pela Lei Federal nº 14.026/2020, a regionalização visa “à geração de ganhos de escala e à garantia da universalização e

da viabilidade técnica e econômico-financeira dos serviços” (BRASIL, 2007, 2020b).

A **Figura 1** apresenta um fluxograma para o estabelecimento da regionalização dos serviços de saneamento básico. A criação das estruturas regionalizadas deve ser precedida de estudos técnicos e audiências públicas, envolvendo todos os municípios da unidade a ser criada. O prazo para a instituição da regionalização, estabelecido pelo Decreto Federal nº 11.030/2022, encerrou-se em 31 de março de 2023.

Além disso, para considerar o processo de regionalização de um estado concluído, é necessário constituir as novas estruturas de governança interfederativas, seguindo a estrutura presente na Lei 13.089/2015, o Estatuto da Metrópole. A governança deve basear-se em um conselho deliberativo com todos os entes federados integrantes (municípios e estado), com a participação de representantes da sociedade civil.

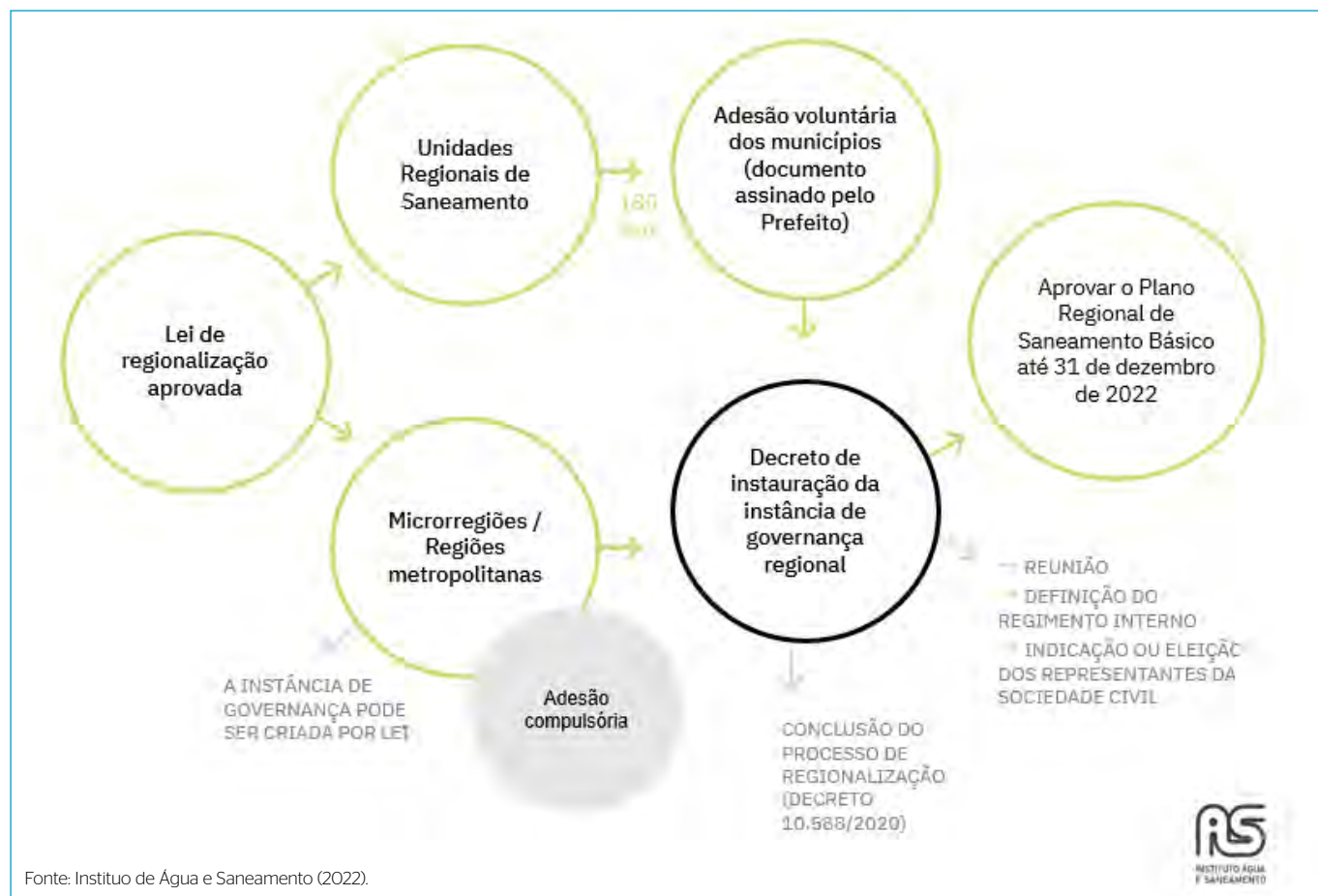


Figura 1 – Fluxograma para regionalização dos serviços de saneamento básico.

De acordo com a Lei nº 14.026/2020, a prestação regionalizada pode ser estruturada em:

- Região metropolitana, aglomeração urbana ou microrregião: estrutura instituída pelos Estados mediante lei complementar, composta por municípios necessariamente limítrofes e regida pelos termos estabelecidos no Estatuto da Metrópole (Lei nº 13.089/2015);
- Unidade regional: estrutura instituída pelos Estados mediante lei ordinária, composta por municípios não necessariamente limítrofes;
- Bloco de referência: estrutura instituída pela União e criada por meio de gestão associada voluntária dos titulares, composta por municípios não necessariamente limítrofes.

Segundo avaliação do Instituto de Água e Saneamento, até agosto de 2022, 17 dos 26 estados possuem lei que estabelece a prestação regionalizada aprovada, e apenas 8 estados avançaram na definição de instâncias de governança regionais. Com as 17 leis aprovadas, até agosto de 2022, foram instituídos 77 arranjos regionais, sendo 10 Unidades Regionais e 67 Microrregiões ou Regiões Metropolitanas. “Cada uma destas regiões, assim como as futuras a serem criadas pelos nove estados que não têm suas leis aprovadas, deverão instituir suas governanças regionais e aprovar planos regionais de saneamento” (INSTITUTO DE ÁGUA E SANEAMENTO, 2022).

No mais, a adesão dos Municípios às estruturas de prestação regionalizada pode ocorrer de forma compulsória, especialmente no caso de regiões metropolitanas, aglomerações urbanas ou microrregiões. Em contrapartida, para as unidades regionais e os blocos de referência, a adesão pode ser voluntária. No entanto, mesmo quando uma região metropolitana, aglomeração urbana

ou microrregião decide voluntariamente aderir a uma unidade regional ou a um bloco de referência, a adesão dos municípios permanece compulsória. Isso ocorre porque eles estão sujeitos à decisão regional (BRASIL, 2020b).

Apesar da existência de adesão voluntária, o Novo Marco Legal prevê estratégias e incentivos para que os municípios optem pela gestão associada dos serviços. Isso ocorre porque, conforme o Art. 2º §1º do Decreto nº 10.588 de 2020, para acessar recursos públicos federais e financiamentos com recursos da União, será exigida a comprovação da prestação regionalizada. Além disso, as normas de referência para a regulação dos serviços de saneamento básico devem incentivar a regionalização da prestação, contribuindo para alcançar os objetivos desse modelo (BRASIL, 2020a).

Considerando o cenário brasileiro atual, o **Quadro 1** apresenta um compilado dos tipos de regionalização para a prestação dos serviços públicos de água e esgoto no Brasil. Em relação ao estado de Alagoas, a Lei Estadual nº 8.358/2020 instituiu três unidades regionais, sendo uma delas a região metropolitana de Maceió. As outras duas unidades contemplam 89 dos 102 municípios integrantes do Estado. Além disso, estabeleceu-se a estrutura de governança por meio de decreto estadual, e o Estado avança na elaboração de estudos e planos regionais. De acordo com o Instituto de Água e Saneamento (2022), os estudos para a concessão da Companhia de Saneamento de Alagoas (CASAL) são equivalentes ao plano regional de saneamento, algo permitido pelo Novo Marco Legal (Art. 17).

Com o estabelecimento da regionalização (embora o modelo desponte como instrumento fortalecedor das competências municipais, haja vista a racionalização dos custos (BRAZ, 2021)), é fato, é notório que o contexto

Quadro 1 - Classificação das regionalizações brasileiras.

Tipo	Descrição	Estados
Concessões com estudos do BNDES	Grandes concessões regionais, algumas iniciadas antes da atualização do Marco Legal.	Amapá, Rio de Janeiro e Alagoas.
Portas abertas	Contam com diversas formas de prestação: autarquia regional, concessões, PPP e preservação das prestações municipais diretas.	Paraíba, Ceará, Pernambuco, Bahia e Paraná.
Contratos com as Cesb	Preservação - ou ausência de prejuízo - de contrato com as Cesb	São Paulo e Rio Grande do Sul.
Região única	Criação de uma única regional, contemplando todo o estado	Amazonas, Roraima, Rondônia e Piauí.
Divisões antigas	Uso de leis antigas, cujas regiões não foram pensadas para o saneamento	Sergipe e Santa Catarina.

Fonte: adaptada de Pollini, Clauzet e Barbosa (2023).

diminui a relevância dos PMSBs. Segundo o Art. 17, “as disposições constantes do plano regional de saneamento básico prevalecerão sobre aquelas constantes dos planos municipais, quando existirem” (BRASIL, 2020b).

Nesse sentido, ressalta-se que os Planos Regionais, em geral, possuem uma abordagem menos detalhada em comparação aos Municipais, perdendo em representatividade para ganhar generalidade. Em Alagoas, especificamente, os planos mencionados são insuficientes, pois não incorporam todos os territórios dos municípios (limitando-se às áreas urbanas e aos povoados com mais de 1.000 habitantes), tratam apenas dos eixos de água e esgoto e não incluem todos os municípios do estado.

Diante deste cenário, é importante destacar que a elaboração dos PMSBs vai além da prestação dos quatro componentes do saneamento básico, englobando também o planejamento, a regulação, a fiscalização e o controle social.

O presente estudo tem como objetivo discutir, por meio de um estudo de caso no estado de Alagoas, o impacto da adesão à regionalização na elaboração de Planos Municipais de Saneamento Básico. Para isso, compararam-se as experiências em cinco municípios alagoanos, dos quais três integram o Bloco B – Agreste e Sertão, enquanto outros dois optaram por não aderir à prestação regionalizada dos serviços, mantendo a competência municipal.

Salienta-se a unicidade deste estudo, pois não foi encontrado trabalho semelhante na literatura especializada, possivelmente devido ao fato de a prestação regionalizada ser um fenômeno recente, com apenas oito estados instituindo as instâncias de governança regionais (POLLINI, CLAUZET e BARBOSA, 2023).

2. MATERIAL E MÉTODOS

O presente trabalho seguiu uma adaptação do modelo de procedimento metodológico do estudo de caso (MARTINS, 2008), no qual, a partir de dados qualitativos coletados em

uma situação real, os pesquisadores se debruçam sobre um único objeto, visando explicá-lo, explorá-lo e/ou descrevê-lo (YIN, 2009). Embora o estudo de caso seja alvo de algumas críticas, haja vista a dificuldade para estabelecer generalizações mediante a análise de um ou poucos casos (THOMAS, 2010), a metodologia é apreciada em diversas áreas do conhecimento, sobretudo administrativas, devido à incorporação de dados reais em pesquisas de cunho exploratório (YIN, 2009) — isto é, que buscam compreender fenômenos ainda pouco estudados (GIL, 1994).

Para compreender como a regionalização influenciou a elaboração dos PMSBs de Junqueiro, Igaci e Palmeira dos Índios, que aderiram ao Bloco B – Agreste e Sertão, e de Teotônio Vilela e Limoeiro de Anadia, que não o fizeram, seguiram-se as etapas da **Figura 2**.

Para tanto, desenvolveram-se seis indicadores de acompanhamento do processo de elaboração:

2.1. Tempo de resposta do questionário de diagnóstico (d)

Previamente à elaboração do diagnóstico, enviou-se um formulário para as Prefeituras e para as Companhias de Saneamento de cada município. A fim de representar de maneira fidedigna a situação do saneamento, bem como auxiliar no planejamento das visitas, o preenchimento do questionário por esses órgãos é de extrema importância. Além disso, as informações são fundamentais para a proposição de ações, a posteriori.

Isto posto, tem-se que, quanto mais célere o preenchimento do formulário, mais rapidamente a equipe responsável pelo projeto pôde destinar esforços para as ações prioritárias de saneamento para o município. Além disso, pode ser visto como um meio de avaliar o comprometimento do município com a elaboração do PMSB. Desta forma, a medição desse indicador se deu pela contagem de dias para obtenção da resposta a partir da emissão do ofício.

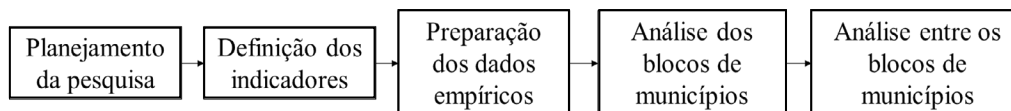


Figura 2 - Etapas do presente estudo de caso.

2.2. Participação de prestadores de serviço no Grupo de Trabalho (%)

O Grupo de Trabalho deve ser formado por componentes das diversas esferas municipais, garantindo-se a representatividade dos órgãos municipais afins à área de saneamento; dos demais prestadores de serviços; da sociedade civil; e do poder legislativo municipal.

Nesse sentido, a participação direta de prestadores de serviço de saneamento é indispensável, pois o contato reforça as relações entre eles, o governo municipal, e a população local, a ser beneficiada pelas ações. Além disso, a participação popular possibilita aos munícipes levar as problemáticas vivenciadas em seu dia a dia para os prestadores de serviço, proporcionando um ambiente de troca favorável à aplicação de melhorias futuras.

Tal representatividade se mostra indispensável para a elaboração de um PMSB fiel à realidade do município. Desse modo, esse indicador foi calculado considerando a razão entre a quantidade de membros das empresas prestadoras de serviços no grupo de trabalho e a quantidade total de membros no grupo de trabalho, que foi formado junto ao início da elaboração dos PMSBs.

2.3. Adesão do Grupo de Trabalho às reuniões (%)

Ao longo da elaboração dos PMSBs, foram necessárias reuniões com os Grupos de Trabalho de cada município, nas quais a presença dos membros foi de grande valia. No entanto, algumas reuniões tiveram participação limitada, o que contribuiu para tomadas de decisões pouco representativas nos âmbitos dos produtos e dos eventos desenvolvidos.

Desse modo, o cálculo desse indicador envolveu o valor da média da razão entre o número de participantes do Grupo de Trabalho presentes por reunião e a quantidade total de membros do Grupo. A verificação dos quantitativos se deu por meio da contagem dos presentes, registrados nas atas desses encontros.

2.4. Adesão da população aos encontros de controle social (%)

No desenvolver dos PMSBs, realizaram-se Oficinas e Conferências, que prezavam pela participação popular, de modo a recolher informações e problemáticas vivenciadas

pelas diferentes regiões dos municípios alvo, bem como fomentar a contribuição social nas ações propostas nos Planos. Assim, quanto mais participação popular nesses eventos, mais realidades diferentes foram conhecidas pela equipe técnica, que, partindo disso, direcionou ações de saneamento prioritárias para as regiões que mais necessitam destes serviços.

A partir da contagem de participantes, registrada na lista de frequência desses eventos, foi possível calcular este indicador por meio da razão entre a quantidade de pessoas da sociedade civil presentes nos eventos e a quantidade total de pessoas presentes.

2.5. Desinformação populacional acerca dos prestadores (%)

Durante os eventos de participação popular, uma realidade observada pela equipe técnica responsável pela elaboração dos PMSBs foi a desinformação da população acerca de quem seriam os prestadores de serviços de saneamento na região em que moravam; deste modo, houve a necessidade constante de se explicar quem são os responsáveis. Assim, efetuou-se uma contagem dos números de eventos nos quais isto ocorreu, e a razão da contagem com o número total de eventos resultou neste indicador.

2.6. Retorno às versões preliminares dos Produtos (un)

Conforme previsto em contrato, cada PMSB elaborado contém seis produtos, entregues ao longo de um período de aproximadamente um ano. Cada um deles, em sua versão preliminar, teve um período específico para que os Grupos de Trabalho pudessem ler, tomar conhecimento do que foi abordado e retornar contribuições por e-mail, WhatsApp ou mesmo durante os encontros do Grupo.

Tais retornos funcionavam como um indicador de que o Grupo de Trabalho estava a par do desenvolvimento dos PMSBs. Desse modo, a quantidade de respostas ao e-mail de envio das versões preliminares de cada produto foi quantificada, configurando o presente indicador.

O **Quadro 2** exibe o resumo dos indicadores considerados, bem como seus objetivos e metodologia de cálculo. Destaca-se que o cálculo dos indicadores e a análise

de dados foram realizados usando estatística descritiva básica, com o cálculo de porcentagens inerentes ao conjunto de dados obtidos, a fim de comparados e assim atingir o objetivo do estudo.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A situação geral dos indicadores para os cinco municípios avaliados, dividindo-os entre aqueles com e sem regionalização, está congregada no **Quadro 3**. Tais resultados baseiam-se em informações coletadas pela equipe técnica ao longo de toda a elaboração dos PMSBs, que durou doze meses.

No que se refere ao Indicador 1, observou-se que os municípios do Bloco B – Agreste e Sertão demoraram 160 dias (cerca de 5 meses) para responder ao questionário de diagnóstico, resultando em respostas após o fechamento do Produto referente a esta etapa. Dentre os municípios que

não aderiram à regionalização, um respondeu em 17 dias, enquanto o outro não ofereceu resposta, impossibilitando o cálculo do indicador agregado. O primeiro, Teotônio Vilela, destaca-se por ter um serviço de abastecimento de água e tratamento de esgoto próprio bastante estruturado, com maior controle das informações em relação ao segundo (Limoeiro de Anadia), cujo órgão responsável é a Prefeitura, com pouco domínio acerca dos aspectos do saneamento municipal.

Em relação à participação dos prestadores de serviço no GT, notou-se uma superioridade numérica dos municípios sem regionalização. Vale ressaltar que Junqueiro, um dos municípios do Bloco B – Agreste e Sertão, não indicou representante do prestador para o GT. Nesse contexto, percebe-se que a prestação de serviços de saneamento que engloba um bloco de municípios tem um ponto de vista mais generalizado, não considerando, em suma, a

Quadro 2 – Indicadores da elaboração do PMSB.

	Indicador	Conceito	Objetivo	Fórmula
1	Tempo de resposta do questionário de diagnóstico (d)	Dias corridos entre o envio do questionário de diagnóstico e a resposta do prestador	Avaliar se a regionalização influi na organização do prestador quanto às informações operacionais	Data de recebimento da resposta - Data de envio do ofício
2	Participação de prestadores de serviço no Grupo de Trabalho (%)	Porcentagem dos membros do GT vinculados aos prestadores de serviços	Avaliar se a regionalização influi no nível de interesse do prestador de serviço na elaboração do PMSB	Nº de membros do GT vinculados aos prestadores de serviços / Nº total de membros do GT
3	Adesão do Grupo de Trabalho às reuniões (%)	Porcentagem dos membros do GT que efetivamente compareceu aos encontros	Avaliar se a regionalização influi no nível de interesse do GT na elaboração do PMSB	Média do nº de membros do GT presentes por reunião / Nº total de membros do GT
4	Adesão da população aos encontros de controle social (%)	Porcentagem dos representantes da sociedade civil nos encontros	Avaliar se a regionalização influi no nível de interesse da população na elaboração do PMSB	Nº de representantes da sociedade civil / Nº total de presentes nos eventos
5	Desinformação populacional acerca dos prestadores (%)	Porcentagem de encontros de controle social nos quais a população se mostrou desinformada acerca dos prestadores de serviço	Avaliar se a regionalização influi na informação populacional acerca dos responsáveis pela prestação do serviço	Nº de eventos nos quais a equipe técnica teve de prestar informações acerca dos prestadores / Nº total de eventos
6	Retorno às versões preliminares dos Produtos (un)	Quantidade de respostas do GT às versões preliminares dos Produtos do PMSB, enviadas previamente	Avaliar se a regionalização influi na revisão dos Produtos por parte do GT.	Quantidades de respostas aos e-mails de envio das versões preliminares dos Produtos

Quadro 3 – Situação geral dos municípios agrupados.

	Indicador	Com Regionalização	Sem Regionalização
1	Tempo de resposta do questionário de diagnóstico (d)	160	-
2	Participação de prestadores de serviço no Grupo de Trabalho (%)	6%	14%
3	Adesão do Grupo de Trabalho às reuniões (%)	34%	49%
4	Adesão da população aos encontros de controle social (%)	87%	85%
5	Desinformação populacional acerca dos prestadores (%)	100%	0%
6	Retorno às versões preliminares dos Produtos (un)	0	0

individualidade da realidade de cada local dentro de um mesmo município. Em contraste, quando a prestação de serviços de saneamento é municipal, há um maior senso de “pertencimento”, com uma preocupação maior com os aspectos específicos.

A análise conjunta dos indicadores 1 e 2, ou seja, o alto tempo de resposta e a ausência de indicação em um dos GT, pode sugerir uma subestimação do PMSB nos municípios com regionalização, possivelmente devido à pré-existência de um Plano Regional de Água e Esgoto, que se sobrepõe ao Plano Municipal. Entretanto, é importante considerar duas ressalvas. Primeiramente, a nível municipal, o Plano Regional de Água e Esgoto é menos abrangente que o PMSB elaborado, uma vez que sugere ações apenas para áreas urbanas e povoados com população superior a 1.000 habitantes, enquanto o PMSB abrange todas as localidades mapeadas, independentemente do quantitativo populacional. Em segundo lugar, o Plano Regional de Água e Esgoto abrange apenas os dois eixos concedidos para a prestação regionalizada, enquanto o PMSB engloba o saneamento como um todo. Neste contexto, ressalta-se que a existência do Plano Regional de Água e Esgoto interferiu na necessidade de seguir as diretrizes expostas neste documento, como projeção populacional e metas a serem alcançadas no horizonte de projeto. Em contrapartida, as informações levantadas no diagnóstico da situação do saneamento básico do Plano Regional de Água e Esgoto contribuíram para o entendimento do cenário municipal.

Quanto à adesão aos eventos (indicador 3), novamente observa-se um maior engajamento no GT por parte dos municípios sem regionalização, seguindo a tendência anteriormente exposta — a relevância dos PMSBs em regiões sem planos regionais é superior. Nessas localidades, reforça-se que o PMSB será o estudo mais importante, com diagnóstico e proposição de ações em nível municipal.

A participação popular, por sua vez, foi semelhante em ambos os agrupamentos, conforme os valores próximos obtidos no indicador 4. Isso evidencia que, independentemente da regionalização dos serviços públicos, as comunidades estão cientes de suas realidades e direitos ao acesso aos serviços de saneamento básico assegurados pela legislação, além de estarem dispostas a buscar

melhorias por meio de políticas públicas e melhorias nos diversos eixos do saneamento em suas localidades. A expressiva participação popular nestes eventos também foi fundamentada pelo processo prévio de mobilização social, utilizando estratégias como afixação de cartazes, entrega de folders, reuniões com atores sociais parceiros, faixas em pontos distintos dos municípios, anúncios via carro-de-som e envio de convites virtuais aos grupos de WhatsApp. Essa participação foi de extrema importância em todo o processo construtivo dos PMSBs, tornando os Produtos mais representativos e realísticos, sendo possível identificar problemas nas diversas zonas dos municípios e propor ações e melhorias direcionadas para cada região.

Apesar da boa adesão da população nos encontros de controle social, o indicador 5 demonstra que em 100% dos eventos em municípios pertencentes ao Bloco B – Agreste e Sertão, a equipe elaboradora do PMSB precisou explicar como funciona a regionalização e quem é o prestador do serviço, indicando a necessidade de melhor comunicação e o desconhecimento da população acerca do Plano Regional de Água e Esgoto. Dado que a divisão estadual em blocos de saneamento aconteceu há poucos anos, o resultado indica que os processos de criação da estrutura regionalizada, bem como das instâncias de governança, não foram participativos e transparentes o suficiente. De acordo com pesquisa realizada em agosto de 2022 pelo Instituto de Água e Saneamento, o estado de Alagoas não apresenta informações públicas sobre as reuniões regionais de saneamento, outro fator que contribui para a desinformação populacional.

Por fim, destaca-se que nenhum dos Grupos de Trabalho fez apontamentos diretos nas versões preliminares dos Produtos, o que pode ser justificado pela falta de conhecimento técnico por parte dos membros (principalmente os da sociedade civil) e pela dificuldade na leitura de documentos extensos, possivelmente devido à falta de tempo devido ao trabalho. Assim, considerando que essas dificuldades foram comuns em todos os municípios avaliados, conclui-se que a regionalização não interferiu no processo de revisão.

Mais uma vez, enfatiza-se que não foram encontradas análises semelhantes referentes a outros estados e/ou aos

demais blocos de regionalização do estado de Alagoas, o que impossibilitou a comparação dos resultados aqui postos com outros estudos de caso.

4. CONCLUSÃO

Ao longo da elaboração concomitante dos PMSBs de cinco municípios alagoanos, foi possível realizar uma análise qualitativa para avaliar se a regionalização da prestação dos serviços de saneamento influencia nesse processo. Com base nos indicadores propostos neste estudo, ficou evidente que, de maneira geral, tanto a participação dos prestadores de serviços nos GT quanto a adesão do GT como um todo às reuniões com a equipe técnica foram mais efetivas nos Municípios que não aderiram à regionalização. Atribui-se este fenômeno à existência do Plano Regional de Água e Esgoto, que, conforme a atualização do Marco Legal (BRASIL, 2020b), se sobrepõe aos PMSBs, desencorajando o investimento de tempo e esforço na construção do instrumento municipal.

Por outro lado, a participação popular equiparou-se em ambos os grupos de municípios. Esta disparidade,

em comparação com os técnicos e gestores, foi atribuída à desinformação da população quanto à regionalização (e, por conseguinte, à existência do Plano Regional). Em todos os eventos dos municípios do Bloco B – Agreste e Sertão, a equipe técnica elaboradora dos PMSBs precisou informar a população acerca da mudança na prestação do serviço, surpreendendo-os, sobretudo no que diz respeito à cobrança.

Portanto, como estratégias de enfrentamento aos desafios oriundos da prestação regionalizada, o estudo evidenciou ser fundamental definir e implementar mecanismos de controle social, como forma de incluir a sociedade no planejamento e na fiscalização dos serviços de saneamento. Além disso, é crucial a melhoria das estratégias de comunicação dos prestadores regionalizados voltadas ao público em geral. Para os municípios que terão que lidar com a existência de dois planos (um municipal e um regional), a participação efetiva na instância de governança da unidade regional é fundamental para o alinhamento dos documentos e para que as necessidades locais sejam discutidas e amparadas também no âmbito regional.

REFERÊNCIAS

ALAGOAS. *Lei Ordinária nº 8.358, de 3 de dezembro de 2020*. Institui as Unidades Regionais de Saneamento Básico no Estado de Alagoas, e dá outras providências. Maceió, 2020.

BRASIL. *Lei Federal nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007*. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis Nos. 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei no. 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências. Brasília, Diário Oficial da União, 2007.

BRASIL. *Decreto Federal nº 10.588, de 24 de dezembro 2020*. Dispõe sobre a regularização de operações e o apoio técnico e financeiro de que trata o art. 13 da Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020, e sobre a alocação de recursos públicos federais e os financiamentos com recursos da União ou geridos ou operados por órgãos ou entidades da União de que trata o art. 50 da Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Brasília, Diário Oficial da União, 2020a.

BRASIL. *Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020*. Atualiza o marco legal do saneamento básico e altera a Lei nº 9.984, de 17 de julho de 2000, para atribuir à Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) competência para editar normas de referência sobre o serviço de saneamento, a Lei nº 10.768, de 19 de novembro de 2003, para alterar o nome e as atribuições do cargo de Especialista em Recursos Hídricos, a Lei nº 11.107, de 6 de abril de 2005, para vedar a prestação por contrato de programa dos serviços públicos de que trata o art. 175 da Constituição Federal, a Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007, para aprimorar as condições estruturais do saneamento básico no País, a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, para tratar dos prazos para a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, a Lei nº 13.089, de 12 de janeiro de 2015 (Estatuto da Metrópole), para estender seu âmbito de aplicação às microrregiões, e a Lei nº 13.529, de 4 de dezembro de 2017, para autorizar a União a participar de fundo com a finalidade exclusiva de financiar serviços técnicos especializados. Brasília, Diário Oficial da União, 16 de julho de 2020b.

BRAZ, C. A regionalização do saneamento básico: instrumento para promover a universalização e fortalecer o federalismo cooperativo. In: FROTA, L.; AIETA, V. *Marco Regulatório do Saneamento Básico: Lei 14.026/2020*. Brasília: OAB Editora, 2021, p. 139-54.

GIL, A.C. *Como elaborar projetos de pesquisas*. São Paulo: Editora Atlas, 1994.

INSTITUTO DE ÁGUA E SANEAMENTO. *Regionalização do Saneamento: apenas oito estados avançam na definição de estruturas de governança regionais*. 2022. Disponível em: <https://www.aguaesaneamento.org.br/regionalizacao-do-saneamento-apenas-oito-estados-avancam/>. Acesso em: 03 abr. 2023.

MARTINS, G.A. *Estudo de Caso: Uma Estratégia de Pesquisa*. 2. ed. São Paulo: Grupo GEN, 2008. Disponível em: <https://integrada.>

minhabiblioteca.com.br/#/books/9788522466061/. Acesso em: 26 jan. 2023.

POLLINI, P.; CLAUZET, M.; BARBOSA, E.C. Um balanço das regionalizações do saneamento básico após a revisão do Marco Regulatório (Lei nº 14.026/2020). *Boletim Regional, Urbano e Ambiental*, v. 29, n. 1, p. 127-38, 2023. Disponível em: https://repositorio.ipea.gov.br/bitstream/11058/12150/13/BRUA_29_Artigo_11_um_balanco_das_regionalizacoes.pdf. Acesso em: 13 set. 2023.

THOMAS, G. Doing Case Study: abduction not induction, phronesis not theory. *Qualitative Inquiry*, v. 16, n. 7, p. 575-82, 2010. SAGE Publications. <https://doi.org/10.1177/1077800410372601>.

YIN, R.K. *Case study research, design, and methods (applied social research methods)*. Thousand Oaks. California: Sage Publications, 2009.



Bioacumulação de microcistinas em hortaliças irrigadas com águas de um reservatório superficial do semiárido brasileiro

Bioaccumulation of microcystins in vegetables irrigated with water from a surface reservoir in the Brazilian semi-arid region

Thiago Santos de Almeida Lopes^{1*} , Amanda Myrna de Meneses e Costa² ,
Whelton Brito dos Santos² , Weruska Brasileiro Ferreira² , Patricia Herminio Cunha¹ 

RESUMO

A eutrofização de reservatórios favorece o surgimento de cianobactérias e cianotoxinas em suas águas, frequentemente utilizadas na irrigação de culturas agrícolas. Isso tem gerado preocupação devido ao potencial de bioacumulação de cianotoxinas, como as microcistinas (MCs), em hortaliças destinadas ao consumo humano. Nesse contexto, o objetivo deste trabalho foi avaliar a bioacumulação de MCs em hortaliças irrigadas com águas do Reservatório Epitácio Pessoa, localizado em Boqueirão-PB, no semiárido brasileiro. O estudo foi conduzido em três propriedades que apresentavam cultivos agrícolas com características diversificadas. As águas de irrigação foram avaliadas em termos de parâmetros físico-químicos e MCs, que também foram determinadas nas hortaliças para avaliação da bioacumulação. Conforme a caracterização das águas de irrigação, verificou-se que no ponto de captação o Reservatório Epitácio Pessoa estava eutrofizado. As MCs foram detectadas nas águas das três propriedades e promoveram a bioacumulação nas hortaliças estudadas, em concentrações médias que variaram entre $0,63 \pm 0,06$ e $5,47 \pm 0,25 \text{ } \mu\text{g.g}^{-1}$. Com relação às diferentes espécies vegetais, observou-se que coentro e salsa demonstraram maior suscetibilidade ao acúmulo de MCs, e que o método de irrigação pode influenciar nas concentrações finais nas plantas. Por fim, constatou-se que os consumos diários de MCs, a partir das hortaliças avaliadas, foram inferiores à ingestão diária total estabelecida pela Organização Mundial da Saúde, de $0,04 \text{ } \mu\text{gMCs.kg}^{-1}$ de peso corpóreo. Apesar disso, ficou evidente que a bioacumulação de cianotoxinas em plantas agrícolas irrigadas com águas eutrofizadas constitui uma nova rota de contaminação humana.

Palavras-chave: cianobactérias; cianotoxinas; eutrofização; irrigação, produtos agrícolas.

ABSTRACT

The eutrophication of reservoirs favors the emergence of cyanobacteria and cyanotoxins in their waters, which are commonly used to irrigate agricultural crops. This has raised concerns due to the potential for bioaccumulation of cyanotoxins, such as microcystins (MCs), in vegetables intended for human consumption. In this scenario, the objective of this work was to evaluate the bioaccumulation of MCs in vegetables irrigated with water from the Epitácio Pessoa reservoir, located in Boqueirão, Paraíba, in the Brazilian semi-arid region. The study was carried out on three properties that had agricultural crops with diverse characteristics. Irrigation waters were evaluated in terms of physicochemical parameters and MCs, which were also determined in vegetables to evaluate bioaccumulation. According to the characterization of the irrigation waters, it was found that the Epitácio Pessoa reservoir was eutrophic at the collection point. MCs were detected in the waters of the three properties and promoted bioaccumulation in the vegetables studied, in mean concentrations that ranged between 0.63 ± 0.06 and $5.47 \pm 0.25 \text{ } \mu\text{g.g}^{-1}$. Regarding different plant species, it was found that coriander and parsley demonstrated greater susceptibility to the accumulation of MCs and that the irrigation method can influence the final concentrations in the plants. Finally, it was found that daily intakes of MCs, from the vegetables evaluated, were lower than the total daily intake established by the World Health Organization, of $0.04 \text{ } \mu\text{gMCs.kg}^{-1}$ of body weight. Despite this, it has become clear that the bioaccumulation of cyanotoxins in agricultural plants irrigated with eutrophicated waters constitutes a new route of human contamination.

Keywords: cyanobacteria; cyanotoxins; eutrophication; irrigation, agricultural products.

¹Universidade Federal de Campina Grande - Campina Grande (PB), Brasil.

²Universidade Estadual da Paraíba - Campina Grande (PB), Brasil.

*Endereço para correspondência: Rua Aprígio Veloso, 882 - Universidade Federal de Campina Grande - Centro de Tecnologia e Recursos Naturais - Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Gestão de Recursos Naturais. Campina Grande, PB. CEP: 58429-900. E-mail: thiago.s16@hotmail.com

1. INTRODUÇÃO

Reservatórios são corpos d'água construídos ou modificados pelo homem com o intuito de atender diversas necessidades, como o fornecimento de água potável, irrigação, produção de energia e recreação. No entanto, a pressão antrópica tem causado a degradação da qualidade de suas águas. Uma das consequências é o aumento das concentrações de nutrientes (nitrogênio e fósforo) na água, caracterizando o fenômeno da eutrofização (BARBOSA *et al.*, 2021; LIMA *et al.*, 2022). A eutrofização, aliada às condições ideais de luminosidade, temperatura e pH, favorece o crescimento exacerbado (florações) de cianobactérias, um grupo de procariontes fotossintéticos unicelulares ou multicelulares com distribuição ubíqua. Geralmente, essas permanecem na água por um período entre dois e quatro meses; contudo, em regiões quentes e subtropicais, podem persistir por muito mais tempo (CORDEIRO *et al.*, 2021; PRAXEDES *et al.*, 2023).

Algumas espécies de cianobactérias podem produzir cianotoxinas, metabólitos tóxicos para humanos e outros mamíferos, aves, peixes, crustáceos, moluscos e zooplâncton, capazes de ocasionar danos ao fígado, citotoxicidade, neurotoxicidade, distúrbios gastrointestinais, toxicidade cutânea e até mesmo a morte (CHORUS e BARTRAM, 1999; SILVA *et al.*, 2020; ZHANG, WHALEN e SAUVÉ, 2021). A exposição humana às cianotoxinas pode ocorrer de diferentes formas, incluindo a ingestão de água contaminada e o contato em atividades recreativas. Outra via bastante estudada é o consumo de animais aquáticos como peixes, moluscos e crustáceos, que podem absorver e acumular cianotoxinas em seus corpos e transportar para níveis superiores da cadeia trófica (ABDALLAH *et al.*, 2021; ZAMORA-BARRIOS, NANDINI e SARMA, 2019).

Os vegetais também podem apresentar a capacidade de bioacumulação de cianotoxinas. A irrigação de culturas agrícolas comumente é realizada com águas de reservatórios superficiais que, em muitos casos, encontram-se eutrofizados, em condições que promovem o surgimento de florações de cianobactérias. O consumo de plantas irrigadas com essas águas categoriza uma possível rota de intoxicação humana com cianotoxinas, que podem desencadear

prejuízos para a saúde (NERY, NERY e MEDEIROS, 2020; ZHANG, WHALEN e SAUVÉ, 2021).

Estudos apontam que microcistinas (MCs), um dos tipos de cianotoxinas predominantes e que são encontradas entre 40 – 75% das florações de cianobactérias em todo o mundo, tendem a se acumular nos tecidos comestíveis de hortaliças folhosas. Estas constituem uma via direta de contaminação, visto que são consumidas cruas. No entanto, mesmo após fervura, fritura ou cozimento a vapor, as MCs são capazes de permanecer em sua forma química original, o que indica que não há uma forma segura de preparar vegetais contaminados por essas toxinas para consumo humano (BURATTI *et al.*, 2017; ZHANG, WHALEN e SAUVÉ, 2021).

Apesar disso, a quantidade de estudos acerca da bioacumulação de cianotoxinas em culturas agrícolas ainda é limitada, sendo a grande maioria realizada em escala laboratorial sob condições controladas, que muitas vezes não retratam as condições ambientais reais (NERY, NERY e MEDEIROS, 2020; WERALUPITIYA *et al.*, 2022). Nesse seguimento, este trabalho tem como objetivo avaliar a bioacumulação de MCs em hortaliças irrigadas com águas eutrofizadas do Reservatório Epitácio Pessoa, localizado no semiárido brasileiro.

2. MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi conduzido em três propriedades localizadas nas proximidades do Reservatório Epitácio Pessoa (**Figura 1**), que apresentavam diferentes culturas agrícolas, portes e sistemas hidráulicos (**Tabela 1**). Este manancial está situado no município de Boqueirão-PB, possui capacidade de 466.525.964 m³ e está inserido na Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba, na região do Alto Curso do Rio Paraíba, sob as coordenadas geográficas 07°29'52" S e 36°08'31" W. Ele desempenha um papel de grande importância social e econômica para o Estado, abastecendo 25 sedes municipais e distritos, incluindo a cidade de Campina Grande, um dos principais centros urbanos do interior do Nordeste brasileiro. Suas principais demandas de retirada de água são: abastecimento humano urbano (69%), irrigação (24%), abastecimento humano rural (4%) e dessedentação animal (3%) (ANA, 2017; PARAÍBA, 2019).

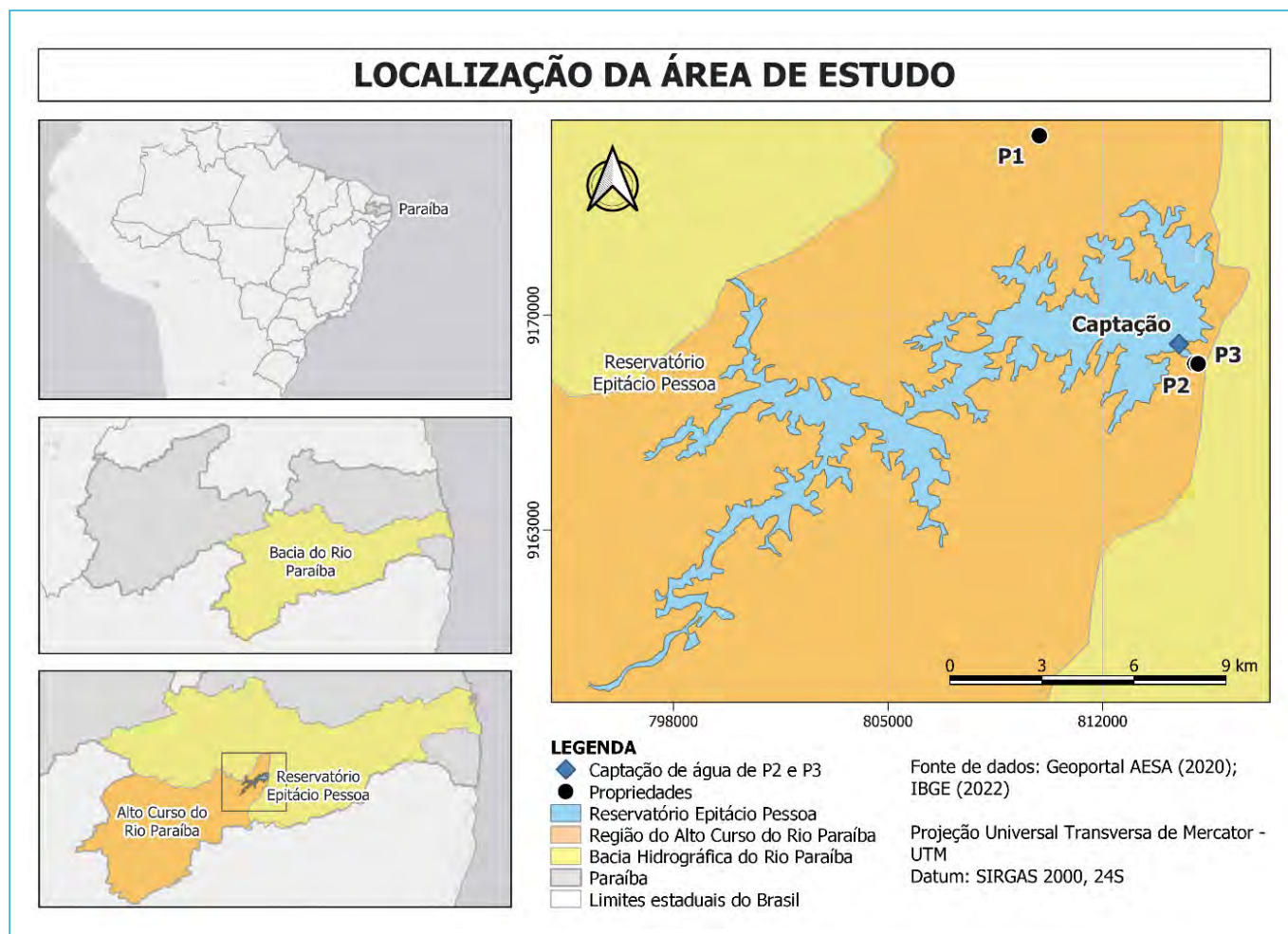


Figura 1 – Localização do Reservatório Epitácio Pessoa e das propriedades estudadas.

Tabela 1 – Informações das culturas agrícolas observadas em cada uma das propriedades.

Localização	Porte do cultivo	Espécies cultivadas	Tipo de irrigação e qualidade da água	Área molhada
P1: 7°26'49" S e 36°11'32" O	Agricultura familiar, para consumo próprio	Alface, coentro, couve, espinafre, rúcula e salsa	Manual com regador, a partir de água transportada por carro pipa e armazenada em cisterna	Folhas e solo
P2: 7°30'49" S e 36°08'45" O	Pequeno porte, comercialização na região	Alface	Hidropônica, a partir de água bruta do reservatório armazenada em cisterna	Raízes
P3: 7°30'49" S e 36°08'41" O	Médio porte, comercialização nacional	Pimentão	Gotejamento, com água bruta bombeada diretamente do reservatório	Solo

Apesar de as três propriedades utilizarem águas do Reservatório Epitácio Pessoa para irrigação, elas adotaram formas diferentes de tratamento e armazenamento. Em P1, a água era coletada na Estação de Tratamento de Águas Gravatá e fornecida mensalmente por meio de carro-pipa à propriedade, sendo armazenada em cisterna. Em P2, a água usada nos cultivos era bombeada do reservatório, sem nenhum tratamento, e armazenada em cisterna, que alimentava o

sistema hidropônico. Já em P3, a água era bombeada diretamente do reservatório para o sistema de gotejamento, sem tratamento e sem armazenamento. Vale salientar que P2 e P3 eram propriedades próximas e faziam a captação de água no mesmo ponto (7°30'29" S e 36°09'02" W).

A coleta de amostras nas propriedades ocorreu em junho de 2021. A coleta, preservação e armazenamento das amostras de água seguiram os protocolos do Guia

Nacional de Coleta e Preservação de Amostras (CETESB, 2011). Em P1 e P2, a coleta de amostras de águas de irrigação foi realizada nas cisternas, visto que era a partir delas que a água era direcionada aos cultivos. Já em P3, a amostragem de água foi realizada no ponto de captação do sistema de gotejamento, no Reservatório Epitácio Pessoa.

Para as amostras de água, foram determinados in loco os parâmetros de sólidos totais dissolvidos, por meio de sonda multimétrica (HANNA HI 9829), e pH e temperatura, por meio de pHmetro portátil (KASVI). Os demais parâmetros foram analisados no LARTECA/UEPB, sendo as análises realizadas em triplicata. A **Tabela 2** elenca os parâmetros físico-químicos determinados nas águas de irrigação e seus métodos de análise.

No Brasil, não há regulamentação das concentrações de MCs em águas de irrigação; contudo, a Portaria de potabilidade para águas de abastecimento (BRASIL, 2021) estabelece o limite máximo de $1,0 \mu\text{g.L}^{-1}$ de MCs, sendo este o padrão considerado para o estudo. Em relação ao estado trófico da água, adotou-se a classificação de Thornton e Rast (1993), adequada para regiões semiáridas.

A coleta de amostras vegetais foi realizada em triplicata nas plantas adultas, sendo estas armazenadas em sacos plásticos do tipo *zip lock* (NERY, NERY e MEDEIROS, 2020). Todas as amostras de águas e vegetais foram encaminhadas, em caixas de isopor com gelo, para o Laboratório de Referência em Tecnologia de Águas (LARTECA), localizado na Universidade Estadual da Paraíba (UEPB), onde foram realizadas as análises.

Tabela 2 - Parâmetros físico-químicos e metodologias empregadas nas análises.

Parâmetro	Método
uC	Colorímetro portátil (PoliControl AquaColor Cor)
uT	Turbidímetro portátil (PoliControl AP2000)
STD	Sonda multimétrica modelo HANNA HI 9829
pH	pHmetro portátil (KASVI)
Temperatura	pHmetro portátil (KASVI)
Ptotal	<i>Standard Methods</i> , Método do Ácido Ascórbico (4500-PE)
Clorofila a	<i>Standard Methods</i> , Espectrofotométrico (10200H)
MCs	Imunoenzimático ELISA (Eurofins Abraxis)

uC: cor aparente; uT: turbidez; STD: sólidos dissolvidos totais; Ptotal: fósforo total; MCs: microcistinas.

As concentrações de MCs nas águas foram determinadas pelo método imunoenzimático ELISA por meio de kits Abraxis (Warminster, PA, EUA), seguindo o protocolo do fabricante e a leitura das amostras realizada em uma leitora de microplacas ELISA com comprimento de onda de 450 nm. Para a extração das MCs das células foram efetuados três ciclos de congelamento e descongelamento das amostras, conforme Silva *et al.* (2020).

A extração e determinação de MCs nos tecidos vegetais foram realizadas com base em protocolos de estudos que utilizaram o método ELISA para quantificação de MCs em plantas frescas (BITTENCOURT-OLIVEIRA *et al.*, 2016; LEE *et al.*, 2017). De cada hortaliça foram analisadas apenas as folhas, com exceção do pimentão, onde também foram avaliados os frutos.

Para avaliar as diferenças entre as concentrações de MCs acumuladas nas hortaliças estudadas foi realizada uma análise de variância (*one-way* ANOVA) seguida do teste de comparações múltiplas de Tukey. A normalidade dos dados foi testada pelo teste de Shapiro-Wilk. As análises estatísticas foram realizadas considerando um nível de significância de 5%, por meio do software Past 4.13 (HAMMER e HARPER, 2001).

Para avaliar os impactos da bioacumulação de MCs nos tecidos vegetais, calculou-se o consumo diário estimado (CDE) (Equação 1) para cada hortaliça e comparou-se os resultados com a ingestão diária total (IDT) recomendada pela Organização Mundial da Saúde, de $0,04 \mu\text{gMCs.kg}^{-1}$ de peso corpóreo (WHO, 2011).

$$\text{CDE} (\mu\text{g.kg}^{-1}) = (\text{CCH} * \text{CMDH}) / \text{PC} \quad (1)$$

Em que CCH é a concentração de cianotoxina na hortaliça ($\mu\text{g.g}^{-1}$), CMDH é o consumo médio diário de hortaliças (g) e PC é o peso do consumidor (kg). Para o cálculo considerou-se que uma pessoa de 60 kg consome em média 40 g de hortaliças por dia (BITTENCOURT-OLIVEIRA *et al.*, 2016).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A **Tabela 3** apresenta a caracterização das águas de irrigação em termos de parâmetros físico-químicos.

Tabela 3 – Caracterização das águas de irrigação em termos de parâmetros físico-químicos.

Parâmetro	Unidade	P1	P2	P3	Classe 1*
Cor aparente (uC)	uC	10,7 ± 0,4	28,7 ± 1,2	31,9 ± 0,5	-
Turbidez (uT)	uT	0,2 ± 0,02	1,6 ± 0,2	2,3 ± 0,2	40,0
Sólidos dissolvidos totais (STD)	mg.L ⁻¹	54 ± 1	161 ± 1	148 ± 3	500
pH	-	9,9 ± 0,2	8,9 ± 0,2	9,8 ± 0,2	6,0 a 9,0
Temperatura	°C	25,6 ± 0,5	27,5 ± 0,5	27,2 ± 0,5	-
Fósforo total (Ptotal)	mg.L ⁻¹	0,5 ± 0,01	0,3 ± 0,03	0,3 ± 0,03	0,02
Clorofila a	µg.L ⁻¹	1,1 ± 0,05	8,7 ± 0,8	32,5 ± 1,0	10,0
Microcistinas (MCs)	µg.L ⁻¹	0,08 ± 0,01	0,11 ± 0,01	0,12 ± 0,01	-

*Padrões de qualidade para a Classe 1 de águas doces, conforme Resolução CONAMA nº 357; uC: cor aparente; uT: turbidez; STD: sólidos dissolvidos totais; Ptotal: fósforo total; MCs: microcistinas.

Thornton e Rast (1993) definem que a partir de 60 µg.L⁻¹ de fósforo total e 12 µg.L⁻¹ de clorofila a, o ambiente pode ser classificado como eutrófico em regiões semiáridas. Com base neste estudo e nos dados obtidos em P3 (água coletada diretamente no Reservatório Epitácio Pessoa), pode-se determinar que neste ponto a água estava eutrofizada. Barbosa *et al.* (2021) monitoraram a qualidade da água do Reservatório Epitácio Pessoa entre os anos 2015 e 2019 e verificaram que, durante todo este período, ele foi classificado como eutrófico. No estudo de Silva *et al.* (2020), quatro reservatórios da bacia do Rio Paraíba, incluindo o Epitácio Pessoa, foram avaliados entre 2016 e 2017 e foram classificados como eutróficos, além de apresentarem espécies tóxicas de cianobactérias e cianotoxinas. Já Nery, Nery e Medeiros (2020) avaliaram a água do Reservatório Epitácio Pessoa em 2019 e detectaram a presença de cianobactérias e cianotoxinas.

Dentre os fatores que contribuem para a eutrofização deste reservatório, destacam-se a intensa atividade antrópica em sua bacia de drenagem, bem como o elevado tempo de residência (entre 3 e 5 anos) decorrente do ciclo hidrológico com longos períodos de estiagem, que propicia uma maior retenção dos nutrientes e poluentes carreados para ele (MEDEIROS *et al.*, 2018). Como resposta aos estresses antropogênicos e ambientais, incluindo os climáticos, suas águas encontram-se eutrofizadas, favorecendo o surgimento de florações potencialmente tóxicas de cianobactérias, como relatado por Silva *et al.* (2020) e Nery, Nery e Medeiros (2020).

A classificação trófica das águas coletadas em P1 e P2 não foi avaliada, pois elas estavam fora do reservatório e sofreram

mudanças de qualidade provocadas pelo tratamento (P1) e/ou armazenamento em cisterna (P1 e P2). Isso pode ser evidenciado pelos dados de clorofila a, cujo valor médio em P3 (32,41 µg.L⁻¹) foi bastante superior aos encontrados em P1 e P2 (1,08 µg.L⁻¹ e 8,66 µg.L⁻¹, respectivamente).

Conforme os padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005) para a Classe 1 de águas doces (**Tabela 3**), que são as águas que podem ser empregadas para a irrigação de hortaliças que são consumidas cruas, observa-se que as águas estudadas não atendiam a pelo menos 1 dos parâmetros avaliados. Não obstante, as concentrações médias de MCs apresentaram baixas variações (0,08 a 0,12 µg.L⁻¹) e encontraram-se abaixo do limite máximo (1,0 µg.L⁻¹) estabelecido pela Portaria de potabilidade brasileira (BRASIL, 2021).

Apesar disso, Silva *et al.* (2020) identificaram MCs nas águas do Epitácio Pessoa em concentrações superiores a 1,0 µg.L⁻¹, entre 2016 e 2017, indicando que a presença de MCs neste reservatório pode oscilar para valores acima dos estabelecidos na referida Portaria. A **Tabela 4** apresenta as concentrações médias de MCs detectadas nas hortaliças de P1, P2 e P3 e os consumos diários estimados de MCs a partir destas.

Observa-se que as MCs foram detectadas em todas as hortaliças avaliadas. Com isso, constata-se que as concentrações de MCs presentes nas águas estudadas (**Tabela 3**), apesar de estarem em conformidade com o padrão da Portaria de potabilidade brasileira (BRASIL, 2021), foram suficientes para promover bioacumulação nos tecidos vegetais.

Tabela 4 - Concentrações médias e concentrações diárias estimadas de microcistinas para as hortaliças de P1, P2 e P3.

Propriedade	Hortaliça	MCs (ng.g ⁻¹)	CDE (µg.kg ⁻¹)
P1	Alface	2,17 ± 0,16 d	0,0014
	Coentro	7,83 ± 0,49 a	0,0052
	Couve	2,31 ± 0,10 d	0,0015
	Espinafre	4,12 ± 0,12 c	0,0027
	Rúcula	0,63 ± 0,06 f	0,0004
	Salsa	5,47 ± 0,25 b	0,0036
P2	Alface	1,55 ± 0,07 e	0,0010
P3	Pimentão (folha)	4,36 ± 0,09 c	0,0029
	Pimentão (5,0 cm)*	1,59 ± 0,02 e	0,0011
	Pimentão (7,5 cm)*	1,41 ± 0,07 e	0,0009

Dados com a mesma letra não diferem estatisticamente ($p < 0,05$); *diâmetro do pimentão (fruto).

As MCs são as cianotoxinas mais estudadas devido à sua elevada toxicidade e detecção frequente em águas superficiais, em concentrações que muitas vezes excedem a recomendada pela OMS, de 1,0 µg.L⁻¹ (CORBEL *et al.*, 2015). Neste estudo, o fato de as MCs promoverem bioacumulação em vegetais (**Tabela 4**) irrigados com águas do Reservatório Epitácio Pessoa reforça a sua relevância no meio científico e o seu potencial de atingir o ser humano por meio do consumo de hortaliças contaminadas.

Um dos fatores que pode contribuir para a bioacumulação de MCs em hortaliças é a sua elevada estabilidade química nas águas de irrigação. Estas cianotoxinas possuem meia-vida entre 5 e 60 dias no solo, a partir do qual podem ser absorvidas pelas plantas ou, ainda, infiltrar e comprometer a qualidade de águas subterrâneas, levando a problemas de saúde pública (CORBEL, MOUGIN e BOUAÏCHA, 2014; MACHADO *et al.*, 2017).

Com relação aos cultivos avaliados nas diferentes propriedades, verificou-se que as maiores bioacumulações de MCs ocorreram no coentro e na salsa (**Tabela 4**). A suscetibilidade destas hortaliças para o acúmulo de MCs tem sido relatada no meio científico. Nery, Nery e Medeiros (2020) analisaram amostras de coentros cultivados nas proximidades do Reservatório Epitácio Pessoa, cujas águas apresentavam 0,73 ± 0,35 µg.L⁻¹ de MCs, e detectaram, em plantas com 30 e 60 dias de idade, concentrações acima de 1,0 e 3,0 µgMCs.kg⁻¹, respectivamente. Já a

salsa, conforme Zhang, Whalen e Sauv  (2021), pode acumular 3 vezes mais MCs em suas partes comestíveis que outras hortaliças.

No tocante ao método de irriga o, verifica-se que a alface de P1, irrigada com regador manual, acumulou mais MCs que a alface de P2, cultivada em hidroponia. Isso indica que os métodos de irriga o que molham a folhagem da planta podem promover maior bioacumula o de MCs nessa região do que a irriga o localizada no solo, como o gotejamento, ou nas raízes, como   o caso da hidroponia. Tal assertiva   corroborada por Zhang, Whalen e Sauv  (2021), que afirmam que o nível de bioacumula o de cianotoxinas em hortaliças depende do local de exposi o   água contaminada.

O método de irriga o está intimamente ligado ao mecanismo pelo qual a cianotoxina irá se acumular na planta. Em métodos que molham a folhagem, ocorre a deposi o química na região que entra em contato com a água contaminada. Já na irriga o localizada no solo ou por hidroponia, as cianotoxinas presentes na água são absorvidas por meio das raízes (KITTLER *et al.*, 2012; MOHAMED e AL SHEHRI, 2009).

Zhang, Whalen e Sauv  (2021) apontam que nos sistemas hidropônicos há uma maior biodisponibilidade de cianotoxinas que nos cultivos baseados em solo, o que pode favorecer a absor o e transporte destas ao longo da planta, visto que permanecem na  gua. Apesar disso, a alface em P1 apresentou maior bioacumula o de MCs nas folhas que a alface em P2. Uma justificativa para esse caso   o fato de cultivos com irriga o localizada acumularem mais cianotoxinas nas raízes do que nas demais partes da planta, como indicam os estudos de Gutiérrez-Praena *et al.* (2013) e Zhang, Whalen e Sauv  (2021).

Sabendo-se que na irriga o localizada apenas uma fra o das cianotoxinas absorvidas   transportada das raízes para as folhas e que a deposi o química resultante da irriga o por aspersão promove a bioacumula o nas folhas de modo que a lavagem pode não ser suficiente para garantir a segurança alimentar, como observado por Codd, Metcalf e Beattie (1999), o método de irriga o mais recomendado para cultivos irrigados com águas contaminadas por MCs será aquele que molha apenas o solo ou as raízes.

No entanto, vale salientar que essa recomendação é válida para hortaliças folhosas, cujas raízes não são consumidas.

Em P3, verifica-se mais uma vez a capacidade de deslocamento das MCs ao longo da planta, visto que, apesar da irrigação ser via gotejamento em um sistema solo-planta, MCs foram detectadas tanto nas folhas como nos frutos do pimentão. Nessa hortaliça, a maior bioacumulação de MCs ocorreu nas folhas ($4,36 \pm 0,09 \text{ ng.g}^{-1}$), o que também foi observado no estudo de Nery, Nery e Medeiros (2020) e é corroborado por Zhang, Whalen e Sauv  (2021), que relatam que MCs tendem a se acumular preferencialmente nas raízes e folhas, seguidos pelos caules e depois pelos grãos e frutos. No caso do pimentão, isso pode ser considerado uma vantagem, visto que a parte comestível são os frutos.

Gutiérrez-Praena *et al.* (2014) e Nery, Nery e Medeiros (2020) registraram a diminui o das concentra es de MCs durante o amadurecimento de pimentões e tomates, respectivamente, indicando que o crescimento e a maturac o dos frutos estão relacionados com a depura o dos níveis de cianotoxinas. Esse fenômeno também pode ocorrer em hortaliças folhosas, conforme estudo de Cordeiro-Araújo *et al.* (2016), em que alfaces expostas durante sete dias a 5 e 10 $\mu\text{g.L}^{-1}$ de MC-LR apresentaram elimina o da cianotoxina após 29 e 37 dias, respectivamente.

Todavia, neste trabalho, as concentra es de MCs foram estatisticamente semelhantes para os pimentões de 5,0 e 7,5 cm de diâmetro, isto  , com diferentes idades. O fato de as hortaliças estudadas serem continuamente irrigadas com as  guas do Reservatório Epitácio Pessoa contendo MCs pode ter impedido o processo de depura o ou até mesmo reduzido a sua eficácia, visto que a interrupc o da exposi o da planta às cianotoxinas   um dos fatores importantes para a ocorrência desse fenômeno.

As concentra es diárias estimadas (CDEs) apresentados na **Tabela 4** não excederam o IDT recomendado pela OMS ($0,04 \mu\text{gMCs.kg}^{-1}$), sendo o maior valor (coentro = $0,0052 \mu\text{gMCs.kg}^{-1}$) correspondente a apenas 13% do IDT. Apesar disso, o potencial de bioacumula o de MCs em tecidos vegetais fica evidente, uma vez que, mesmo as concentra es de MCs nas águas estando em conformidade com o padrão de potabilidade brasileiro, observou-se bioacumula o nas hortaliças estudadas.

Assim, com a crescente explora o dos recursos hídricos e as condi es ambientais do semiárido, que favorecem o crescimento exacerbado de cianobactérias, a ingestão de culturas irrigadas com águas eutrofizadas configura-se como uma nova rota de contamina o humana por cianotoxinas e possível preocupa o a longo prazo nesta região.

A problemática mencionada tem sido observada em diversas regiões do planeta. Chia *et al.* (2019) adquiriram amostras de alface e repolho em quatro mercados na Nigéria, detectando a presença de MCs em todas elas. Os valores de CDEs atingiram máximos de $1,41 \mu\text{g.kg}^{-1}$ e $2,94 \mu\text{g.kg}^{-1}$, respectivamente, superando o  ndice de Dose Tolerável (IDT) recomendado pela Organiza o Mundial da Saúde (OMS) de $0,04 \mu\text{g.kg}^{-1}$.

Levizou *et al.* (2020) conduziram um estudo em que cultivaram rabanete e cenoura utilizando águas de um reservatório na Nigéria, apresentando concentra es de $3,76 \mu\text{gMCs.L}^{-1}$. Os resultados indicaram níveis de bioacumula o que excedem até 4 vezes o IDT da OMS, em caso de ingestão dessas hortaliças.

Bakr *et al.* (2022) avaliaram cultivos de alface e rúcula irrigados com águas de um lago no Sul do Egito, contendo entre 45-600 $\mu\text{g MCs.L}^{-1}$. A pesquisa revelou a bioacumula o de MCs em ambas as hortaliças, alcançando níveis que ultrapassariam o IDT com o consumo de 300 g desses vegetais.

Levizou *et al.* (2017) utilizaram água do reservatório Karla, na Grécia, contendo $1,81 \mu\text{gMCs.L}^{-1}$, para irrigar alfaces. Os resultados mostraram espécimes com CDE de $0,240 \mu\text{gMCs.kg}^{-1}$, correspondente a 6 vezes o IDT da OMS. Concentra es de MCs próximas e até superiores às encontradas no reservatório Karla já foram detectadas em diferentes mananciais do semiárido brasileiro, incluindo Epitácio Pessoa, Camala , Mucut  e Po es (NERY; NERY; MEDEIROS, 2020; SILVA *et al.*, 2020).

Diante desse cenário, destaca-se a importância do monitoramento e controle de flora es de cianobactérias potencialmente tóxicas em reservatórios de usos múltiplos e a necessidade do estabelecimento de uma legisla o específica que limite as concentra es máximas de cianotoxinas em  guas de irriga o e hortaliças no Brasil.

4. CONCLUSÃO

Nas águas de irrigação analisadas, provenientes do Reservatório Epitácio Pessoa, foram identificadas MCs, o que pode ser atribuído a fatores como a eutrofização do reservatório e as condições ambientais da região. As concentrações de MCs nessas águas, apesar de estarem em conformidade com a portaria de potabilidade brasileira durante o período estudado, foram suficientes para promover a bioacumulação nas hortaliças irrigadas, indicando que a única maneira de evitar esse fenômeno é controlar as características da água em relação à presença de cianobactérias e cianotoxinas.

Observou-se que a espécie vegetal, o método de irrigação e os processos de crescimento e maturação das plantas influenciam na bioacumulação. Entre as diversas hortaliças estudadas, coentro e salsa demonstraram maior sensibilidade ao acúmulo, o que está em conformidade com o que

é relatado na literatura. Quanto ao método de irrigação, verificou-se que aqueles que molham a folhagem podem induzir a um maior acúmulo, como observado na alface; no entanto, estudos envolvendo mais espécies vegetais são necessários. Em relação à idade da planta, não foi observada diferença significativa nos níveis de MCs acumulados em pimentões com 5,0 e 7,5 cm de diâmetro.

Por fim, constatou-se que os consumos diários estimados de MCs a partir das hortaliças estudadas foram inferiores ao IDT recomendado. No entanto, o potencial de bioacumulação de MCs em plantas agrícolas ficou evidente, considerando a crescente exploração dos recursos hídricos e a consequente eutrofização de reservatórios no semiárido. A ingestão de hortaliças irrigadas configurou-se como uma nova rota de contaminação humana por cianotoxinas e uma possível preocupação a longo prazo nesta região.

REFERÊNCIAS

ABDALLAH, M.F.; VAN HASSEL, W.H.; ANDJELKOVIC, M.; WILMOTTE, A.; RAJKOVIC, A. Cyanotoxins and Food Contamination in Developing Countries: Review of Their Types, Toxicity, Analysis, Occurrence and Mitigation Strategies. *Toxins*, v. 13, n. 11, p. 786, 2021. <https://doi.org/10.3390/toxins13110786>

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). *Reservatórios do Semiárido Brasileiro: Hidrologia, Balanço Hídrico e Operação: Anexo A*. Brasília: ANA, 2017. 103 p.

BAKR, A.; ALZAIN, M.N.; ALZAMEL, N.M.; LOUTFY, N. Accumulation of microcystin from *Oscillatoria limnetica* Lemmermann and *Microcystis aeruginosa* (Kützing) in two leafy green vegetable crop plants *Lactuca sativa* L. and *Eruca sativa*. *Plants (Basel)*, v. 11, n. 13, p. 1733, 2022. <https://doi.org/10.3390/plants11131733>

BARBOSA, J.E.L.; SEVERIANO, J.S.; CAVALCANTE, H.; LUCENA-SILVA, D.; MENDES, C.F.; BARBOSA, V.V.; SILVA, R.D.S.; OLIVEIRA, D.A.; MOLOZZI, J. Impacts of inter-basin water transfer on the water quality of receiving reservoirs in a tropical semi-arid region. *Hydrobiologia*, v. 848, n. 3, p. 651-673, 2021. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04471-z>

BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C.; CORDEIRO-ARAÚJO, M.K.; CHIA, M.A.; ARRUDA-NETO, J.D.T.; DE OLIVEIRA, Ê.T.; DOS SANTOS, F. Lettuce irrigated with contaminated water: Photosynthetic effects,

antioxidative response and bioaccumulation of microcystin congeners. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 128, p. 83-90, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.02.014>

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 2005.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021. Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS nº 5, de 28 de setembro de 2017. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 2021.

BURATTI, F.M.; MANGANELLI, M.; VICHI, S.; STEFANELLI, M.; SCARDALA, S.; TESTAI, E.; FUNARI, E. Cyanotoxins: producing organisms, occurrence, toxicity, mechanism of action and human health toxicological risk evaluation. *Archives of Toxicology*, v. 91, n. 3, p. 1049-1130, 2017. <https://doi.org/10.1007/s00204-016-1913-6>

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). *Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos*. São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011.

- CHIA, M.A.; AUTA, Z.Z.; ESSON, A.E.; YISA, A.G.; ABOLUDE, D.S. Assessment of microcystin contamination of *Amaranthus hybridus*, *Brassica oleracea*, and *Lactuca sativa* sold in markets: a case study of Zaria, Nigeria. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 191, p. 1-9, 2019. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7725-4>
- CHORUS, I.; BARTRAM, J. *Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management*. London: E&FN Spon, 1999.
- CODD, G.A.; METCALF, J.S.; BEATTIE, K.A. Retention of *Microcystis aeruginosa* and microcystin by salad lettuce (*Lactuca sativa*) after spray irrigation with water containing cyanobacteria. *Toxicon*, v. 37, n. 8, p. 1181-1185, 1999. [https://doi.org/10.1016/s0041-0101\(98\)00244-x](https://doi.org/10.1016/s0041-0101(98)00244-x)
- CORBEL, S.; MOUGIN, C.; BOUAÏCHA, N. Cyanobacterial toxins: Modes of actions, fate in aquatic and soil ecosystems, phytotoxicity and bioaccumulation in agricultural crops. *Chemosphere*, v. 96, p. 1-15, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.07.056>
- CORBEL, S.; MOUGIN, C.; MARTIN-LAURENT, F.; CROUZET, O.; BRU, D.; NÉLIEU, S.; BOUAÏCHA, N. Evaluation of phytotoxicity and ecotoxicity potentials of a cyanobacterial extract containing microcystins under realistic environmental concentrations and in a soil-plant system. *Chemosphere*, v. 128, p. 332-340, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.02.008>
- CORDEIRO-ARAÚJO, M.K.; CHIA, M.A.; ARRUDA-NETO, J.D.T.; TORNISIELO, V.L.; VILCA, F.Z.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C. Microcystin-LR bioaccumulation and depuration kinetics in lettuce and arugula: Human health risk assessment. *Science of the Total Environment*, v. 566, p. 1379-1386, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.204>
- CORDEIRO, R.; AZEVEDO, J.; VASCONCELOS, V.; FONSECA, A.; GONÇALVES, V. First occurrence of *Cylindrospermopsis* in the Azores (Lake Sao Bras, S. Miguel Island). *Limnology*, v. 22, p. 269-275, 2021. <https://doi.org/10.1007/s10201-021-00656-0>
- GUTIÉRREZ-PRAENA, D.; JOS, Á.; PICHARDO, S.; MORENO, I. M.; CAMEÁN, A. M. Presence and bioaccumulation of microcystins and cylindrospermopsin in food and the effectiveness of some cooking techniques at decreasing their concentrations: A review. *Food and Chemical Toxicology*, v. 53, p. 139-152, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2012.10.062>
- GUTIÉRREZ-PRAENA, D.; CAMPOS, A.; AZEVEDO, J.; NEVES, J.; FREITAS, M.; GUZMÁN-GUILLÉN, R.; CAMEÁN, A.M.; RENAUT, J.; VASCONCELOS, V. Exposure of *Lycopersicon Esculentum* to microcystin-LR: Effects in the leaf proteome and toxin translocation from water to leaves and fruits. *Toxins (Basel)*, v. 6, n. 6, p. 1837-1854, 2014. <https://doi.org/10.3390/toxins6061837>
- HAMMER, Ø.; HARPER, D.A.T. Past: paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, v. 4, n. 1, p. 1, 2001.
- KITTLER, K.; SCHREINER, M.; KRUMBEIN, A.; MANZEI, S.; KOCH, M.; ROHN, S.; MAUL, R. Uptake of the cyanobacterial toxin cylindrospermopsin in *Brassica* vegetables. *Food Chemistry*, v. 133, n. 3, p. 875-879, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2012.01.107>
- LEE, S.; JIANG, X.; MANUBOLU, M.; RIEDL, K.; LUDSIN, S. A.; MARTIN, J.F.; LEE, J. Fresh produce and their soils accumulate cyanotoxins from irrigation water: implications for public health and food security. *Food Research International*, v. 102, p. 234-245, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.foodres.2017.09.079>
- LEVIZOU, E.; STATIRIS, G.; PAPADIMITRIOU, T.; LASPIDOU, C.S.; KORMAS, K.A. Lettuce facing microcystins-rich irrigation water at different developmental stages: Effects on plant performance and microcystins bioaccumulation. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 143, p. 193-200, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.05.037>
- LEVIZOU, E.; PAPADIMITRIOU, T.; PAPAVALASILEIOU, E.; PAPADIMITRIOU, N.; KORMAS, K.A. Root vegetables bioaccumulate microcystins-LR in a developmental stage-dependent manner under realistic exposure scenario: The case of carrot and radish. *Agricultural Water Management*, v. 240, p. 106274, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2020.106274>
- LIMA, F.J.DO.; LOPES, F.B.; ANDRADE, E.; ROCHA, F.C.D.; MEIRELES, A.C. Spatio-temporal dynamics of toxic cyanobacteria in an artificial lake in the Brazilian semi-arid region. *Revista Caatinga*, v. 35, p. 423-435, 2022. <https://doi.org/10.1590/1983-21252022v35n218rc>
- MACHADO, J.; CAMPOS, A.; VASCONCELOS, V.; FREITAS, M. Effects of microcystin-LR and cylindrospermopsin on plant-soil systems: A review of their relevance for agricultural plant quality and public health. *Environmental Research*, v. 153, p. 191-204, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.09.015>
- MEDEIROS, C.; AZEVEDO, E.; BARBOSA, E.; MOLOZZI, J. Effectiveness of abundance and biomass curves in detecting environmental alterations in semi-arid region reservoirs. *Biota Neotropica*, v. 18, n. 2, 2018. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2017-0423>
- MOHAMED, Z.A.; AL SHEHRI, A.M. Microcystins in groundwater wells and their accumulation in vegetable plants irrigated with contaminated waters in Saudi Arabia. *Journal of Hazardous Materials*, v. 172, n. 1, p. 310-315, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.07.010>
- NERY, J.F.; NERY, G.K.M.; MEDEIROS, S.S. Microcystin bioaccumulation in cultures irrigated with eutrophized waters in Brazilian Semi-arid. *World Journal of Pharmaceutical Sciences*, v. 6, n. 2, p. 5-9, 2020.

- PARAÍBA. Governo do Estado. *Nota técnica AESA/GEMOH: 001/2019*. Dispõe sobre as atualizações das curvas Cota x Área x Volume (CAV) com respectiva alteração dos volumes finais de reservatórios do Estado. Campina Grande: Secretaria da Infraestrutura, dos Recursos Hídricos e do Meio Ambiente, Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba - AESA, 2019.
- PRAXEDES, C.F.; LOPES, F.B.; DE ANDRADE, E.M.; DA SILVA, T.T.; BECKER, H. Evaluation of nitrogen and phosphorus in surface reservoirs of the semi-arid region of Brazil using mass balance. *Revista Ciência Agronômica*, v. 54, p. e20228421, 2023. <https://doi.org/10.5935/1806-6690.20230057>
- SILVA, R.D.S.; SEVERIANO, J.S.; OLIVEIRA, D.A.; MENDES, C.F.; BARBOSA, V.V.; CHIA, M.A.; BARBOSA, J.E.L. Spatio-temporal variation of cyanobacteria and cyanotoxins in public supply reservoirs of the semi-arid region of Brazil. *Journal of Limnology*, v. 79, n. 1, p. 13-29, 2020. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2019.1893>
- THORNTON, J.A.; RAST, W. A test of hypotheses relating to the comparative limnology and assessment of eutrophication in semi-arid man-made lakes. *Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management*, p. 1-24, 1993. https://doi.org/10.1007/978-94-017-1096-1_1
- WERALUPITIYA, C.; WANIGATUNGE, R.P.; GUNAWARDANA, D.; VITHANAGE, M.; MAGANA-ARACHCHI, D. Cyanotoxins uptake and accumulation in crops: Phytotoxicity and implications on human health. *Toxicon*, v. 211, p. 21-35, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.toxicon.2022.03.003>
- WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). *Cyanobacterial toxins: microcystin-LR in drinking-water. Guidelines for drinking-water quality*. 4. ed. Geneva: WHO, 2001.
- ZAMORA-BARRIOS, C.A.; NANDINI, S.; SARMA, S.S.S. Bioaccumulation of microcystins in seston, zooplankton and fish: A case study in Lake Zumpango, Mexico. *Environmental Pollution*, v. 249, p. 267-276, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.03.029>
- ZHANG, Y.; WHALEN, J.K.; SAUVÉ, S. Phytotoxicity and bioconcentration of microcystins in agricultural plants: Meta-analysis and risk assessment. *Environmental Pollution*, v. 272, p. 115966, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115966>

Avaliação do potencial da ferramenta *Energy Performance and Carbon Emissions Assessment and Monitoring Tool* para estimativas de emissões de gases de efeito estufa em arranjos típicos de tratamento de esgoto sanitário no Brasil

Evaluation of the potential of the Energy Performance and Carbon Emissions Assessment and Monitoring Tool for greenhouse gas emissions estimation in typical wastewater treatment arrangements in Brazil

Sebastian Rosenfeldt^{1,*} , Bruno Eduardo dos Santos Silva² , Carolina Bayer Gomes Cabral³ ,
Christopher Platzer⁴ 

RESUMO

O cálculo das emissões de gases de efeito estufa (GEE) no setor de tratamento de esgotos é um desafio devido à abordagem generalista do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC), o que dificulta a aplicação por parte dos técnicos responsáveis pelos inventários das empresas de saneamento. Para superar esse obstáculo, desenvolveu-se a ferramenta *Energy Performance and Carbon Emissions Assessment and Monitoring* (ECAM), que integra todas as equações e variáveis necessárias em uma única plataforma. Este estudo teve o objetivo de avaliar a usabilidade dessa ferramenta, utilizando-a para calcular as emissões em quatro cenários típicos de tratamento no Brasil: lodos ativados com aeração prolongada (LAAP), lodos ativados convencionais combinados com digestores anaeróbios de lodo (LA + DL) e reatores UASB seguidos por lodos ativados convencionais (UASB + LA), com e sem queima de biogás. Os resultados indicaram que a ferramenta simplifica o processo para os usuários, incorporando as equações do IPCC e sugerindo valores adicionais para variáveis não indicadas pela instituição. Essa otimização foi considerada positiva, embora seja necessário ter cuidado ao combinar diferentes referências, especialmente no cálculo da carga orgânica removida como lodo nas etapas de tratamento. A principal limitação identificada foi a falta de atualização dos valores de potencial de aquecimento global (GWP). Para esse caso, recomendou-se

ABSTRACT

Calculating greenhouse gas (GHG) emissions in the wastewater treatment sector poses a challenge due to the generalized approach of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), making it difficult to be applied by technicians responsible for inventories in sanitation companies. To overcome this obstacle, the Energy Performance and Carbon Emissions Assessment and Monitoring (ECAM) tool was developed, integrating all the necessary equations and variables into a single platform. This study aimed to assess the usability of this tool by using it to calculate emissions in four typical treatment scenarios in Brazil: extended aeration activated sludge (LAAP), conventional activated sludge combined with anaerobic sludge digesters (LA + DL), and Upflow Anaerobic Sludge Blanket reactors followed by conventional activated sludge (UASB + LA), with and without biogas combustion. The results indicated that the tool simplifies the process for users by incorporating the IPCC equations and suggesting additional values for variables not covered by the institution. This optimization was deemed positive, although caution is needed when combining different references, especially in calculating the organic load removed as sludge in treatment stages. The main limitation identified was the lack of updated values for global warming potentials (GWP). In such cases, it was recommended to export emissions to an external

¹Engenheiro Químico formado na Universidade de Ciências Aplicadas (FHTW) Berlim. Doutorando na Universidade Técnica de Berlim (TU Berlin). Sócio da Rotária do Brasil.

²Engenheiro Sanitarista e Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), com período sanduíche pela Universidade de Melbourne (UoM). Engenheiro Sanitarista da Rotária do Brasil.

³Engenheira Sanitarista e Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Mestre em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina (PPGEA/UFSC). Doutoranda em Engenharia Sanitária pela Universidade Técnica de Berlim (TU Berlin). Sócia da Rotária do Brasil.

⁴Engenheiro Civil pela Universidade Técnica de Munique (TUM). Doutor em Engenharia Sanitária pela Universidade Técnica de Berlim (TU Berlin). Sócio-diretor da Rotária do Brasil.

*Endereço para correspondência: Rua Teodoro Manoel Dias, 421 - Santo Antônio de Lisboa. Florianópolis, SC. CEP: 88050-540. E-mail: sebastian@rotaria.net

exportar as emissões para uma planilha externa e convertê-las eventualmente para carbono equivalente. Com base nos resultados obtidos, conclui-se que a ferramenta ECAM tem grande potencial para facilitar o cálculo das emissões de GEE pelos técnicos responsáveis pelos inventários das empresas de saneamento.

Palavras-chave: emissões de gases de efeito estufa em ETEs; ferramenta ECAM; inventários de gases de efeito estufa; tratamento de esgotos.

spreadsheet and eventually convert them to carbon equivalent. Based on the findings, it can be concluded that the ECAM tool holds great potential to ease the calculation of GHG emissions for technicians responsible for inventories in sanitation companies.

Keywords: greenhouse gas emissions in WWTPs; ECAM tool; greenhouse gas inventories; wastewater treatment.

1. INTRODUÇÃO

O Painel Intergovernamental sobre Mudança do Clima (IPCC, *Intergovernmental Panel on Climate Change*) estabelece que as atividades do setor de esgotamento sanitário contribuem, principalmente, com emissões de óxido nitroso (N_2O), metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2), provenientes de diferentes processos e etapas de coleta, tratamento e despejo de esgotos (IPCC, 2006, 2019).

No tratamento de esgotos, a geração de CO_2 está associada à queima de combustíveis fósseis. Isso ocorre indiretamente durante o consumo de energia elétrica, o transporte de subprodutos como lodo e a combustão de motores dentro de estações de tratamento de esgotos (ETEs). Processos de alto consumo energético, como a aeração, contribuem para emissões significativas de CO_2 (ROTHAUSEN e CONWAY, 2011). O CO_2 também pode ser emitido a partir de fontes biogênicas, relacionadas ao ciclo natural do carbono, mas que não são consideradas nos inventários de gases de efeito estufa (GEE) (IPCC, 2006, 2019).

O CH_4 é gerado a partir da decomposição da matéria orgânica em condições anaeróbicas, e pode ser responsável por emissões significativas na atmosfera se não for capturado e queimado. É gerado no tratamento de esgotos e na gestão de lodos produzidos (DAELMAN *et al.*, 2013; FOLEY, 2015). O CH_4 de origem não fóssil tem potencial de aquecimento global (GWP, *global warming potential*) 27 vezes maior do que o CO_2 (IPCC, 2021).

O N_2O é gerado principalmente pela degradação de compostos nitrogenados presentes no efluente, como nitratos e proteínas, durante os processos de nitrificação e desnitrificação. Nas ETEs, a emissão ocorre predominantemente durante a aeração (MELLO *et al.*, 2013), especialmente em unidades de lodos ativados projetadas para remover

carga orgânica, mas que não controlam adequadamente a desnitrificação (AHN *et al.*, 2010; KAMPSCHREUR *et al.*, 2009). O N_2O tem GWP 273 vezes maior do que o CO_2 (IPCC, 2021).

O IPCC estabelece critérios para cálculo das emissões de GEE no tratamento de esgotos em seu *Guia para Inventários Nacionais* (IPCC, 2006, 2019), complementado e atualizado regularmente. O guia fornece equações e fatores de emissão (FEs) para cada tecnologia de tratamento, com base em estudos em escala real e piloto. No entanto, os fatores sugeridos não consideram as condições específicas de cada ETE nem a combinação de tecnologias de tratamento. O GWP dos GEE é fornecido nos relatórios de avaliação (ARs) do IPCC.

O cálculo das emissões de GEE provenientes do tratamento de esgotos com base nas diretrizes do IPCC pode ser complexo, devido ao grande número de variáveis e considerações que devem ser feitas pelo inventariante. O projeto *Water and Wastewater Companies for Climate Mitigation* (WaCCliM) desenvolveu a ferramenta *Energy Performance and Carbon Emissions Assessment and Monitoring* (ECAM), específica para as emissões do setor de saneamento e que incorpora as diretrizes do IPCC, complementando-as quando necessário.

Nesse contexto, este artigo tem o objetivo de avaliar a usabilidade da ferramenta ECAM para a estimativa de emissões de GEE nas atividades associadas ao tratamento de esgoto sanitário no Brasil, verificando sua capacidade de complementar o método do IPCC.

2. MATERIAL E MÉTODOS

Com o objetivo de avaliar a possibilidade de utilizar a metodologia do IPCC (2019) por meio da ferramenta ECAM (disponível em: <https://climatesmartwater.org/ecam/>), os

autores analisaram os parâmetros de entrada utilizados nos cálculos da ferramenta. Discutiram-se aspectos como os FEs de CH₄ e N₂O, o FE relacionado ao consumo de energia elétrica, as variáveis relacionadas à remoção de lodo para redução da carga orgânica e o potencial de aquecimento global dos GEE.

Em seguida, a ferramenta foi utilizada para calcular as emissões de GEE de tecnologias comuns no tratamento de esgoto no Brasil, incluindo lodos ativados com aeração prolongada (LAAP), lodos ativados convencional em combinação com digestores anaeróbios de lodo (LA + DL) e reatores anaeróbios de fluxo ascendente (UASB) seguidos de lodos ativados convencional (UASB + LA). Para fins de comparação, os autores também realizaram cálculos das mesmas emissões em planilha externa.

O escopo definido para as emissões provenientes do tratamento de esgoto incluiu o consumo de energia elétrica da rede, o processo de tratamento do esgoto, a geração de biogás e o despejo do efluente tratado. Conforme orientações do IPCC (2006, 2019), as emissões biogênicas resultantes da queima do biogás não foram consideradas. O estudo adotou população padrão de 100.000 habitantes, resultando em carga afluente de demanda bioquímica de oxigênio de 5 dias (DBO₅) de 1.825.000 kg/ano e carga de nitrogênio de 706.846 kg/ano. O consumo de energia elétrica para a aeração foi estimado com base no consumo específico, conforme von Sperling (2007).

Para os arranjos com digestor de lodo e reator UASB, considerou-se a geração de biogás, que foi coletado e queimado. Adicionalmente, demonstrou-se o impacto da emissão de biogás gerado no reator UASB quando não há sistema de coleta e queima em operação. Ao final, as emissões são apresentadas em kgCH₄, kgN₂O e kgCO₂, sendo também convertidas para kgCO₂ equivalente pelo ECAM, utilizando-se o GWP do AR do IPCC selecionado pelo usuário.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Avaliação dos parâmetros de entrada da ferramenta ECAM

Apresenta os parâmetros de entrada da ferramenta ECAM para o Brasil. Na coluna “análise/observações”, são avaliados

os valores sugeridos. Na coluna “adotado”, os autores selecionaram os valores a serem utilizados na ferramenta.

3.2. Aplicabilidade para cenários típicos de tratamento de esgotos no Brasil

Após selecionar os parâmetros gerais da ferramenta, foram gerados quatro cenários típicos no ECAM, um para cada arranjo tecnológico: LAAP; LA + DL; UASB + LA com queima de biogás; e UASB + LA sem queima de biogás. Adicionando-se informações sobre a população contribuinte, a ferramenta calcula automaticamente as cargas afluentes.

Em seguida, para cada arranjo, foi necessário informar a eficiência de remoção das cargas (**Tabela 1**). A ferramenta oferece uma seleção de eficiências padrão em um menu suspenso, que resulta na carga do efluente tratado e, indiretamente, na carga removida. Não é possível personalizar os valores das eficiências diretamente, mas isso não prejudica o resultado na prática, pois as cargas do efluente podem ser alteradas diretamente pelo usuário.

Uma vez definidas as eficiências, prosseguiu-se com a determinação dos FEs de CH₄ e N₂O relacionados aos processos de tratamento e ao despejo do efluente (**Tabela 2**). O ECAM sugere FE para processos de tratamento com base no IPCC (2016, 2019), mas para arranjos que combinam mais de um processo, como o UASB+LA, não há FEs disponíveis. Por isso, calcularam-se FEs compostos utilizando-se as Equações 1, 2 e 3, de Silva *et al.* (2022), especificadas a partir das equações “6.1 Updated” e “6.1A New”, do IPCC (2019). As equações consideram as eficiências de remoção de carga no primeiro processo e a parcela de DBO₅ removida como lodo no segundo. Nesses casos, a retirada de lodo adotada foi de 292.000 kgDBO/ano para a tecnologia de lodos ativados, quando antecedida pelo reator UASB.

Tabela 1 – Eficiências de remoção de DBO₅ e N_{total} adotadas pelos autores.

Processo de Tratamento	Remoção de DBO ₅		Remoção de N _{total}	
	von Sperling (2007)	Adotado	von Sperling (2007)	Adotado
LAAP	90 - 97 %	90 %	< 60 %	50 %
LA + DL	85 - 93 %	90 %	< 60 %	50 %
UASB + LA	83 - 93 %	90 %	< 60 %	50 %

Fonte: adaptado a partir de von Sperling (2005).

É importante ressaltar que o FE sugerido pelo IPCC (2019) para o processo UASB não corresponde à realidade brasileira, como indicado por Souza (2010), que identificou influência considerável de fatores como carga orgânica, temperatura e pH do reator.

A **Figura 1** apresenta as emissões calculadas pelo ECAM com base nas premissas assumidas e que podem ser disponibilizadas por tipo de gás, por CO₂ equivalente, ou ainda organizadas por categoria de emissão. A menor emissão ocorre no processo de lodo ativado com aeração prolongada, cujo total de 6.545.347 kgCO₂eq/a é composto por 93,5 % de N₂O, seguido por 4,2 % de CO₂ e 2,3 % de CH₄.

3.3. Limitações relacionadas ao potencial de aquecimento global

Conforme identificado na **Tabela 3**, a ferramenta ECAM permite a customização de diversos parâmetros. Entretanto, a seleção dos potenciais de aquecimento global (GWP) é limitada aos ARs do IPCC disponíveis na ferramenta. Na data de elaboração deste artigo, o AR5 era o relatório mais recentemente habilitado para seleção, apesar de o IPCC já ter disponibilizado uma versão mais atualizada (**Tabela 4**).

Por esse motivo, realizaram-se os mesmos cálculos que resultaram na **Figura 1** em uma planilha externa, mas com a adoção dos GWPs mais atualizados (**Figura 2**), que são menores. Essa limitação resultou nas diferenças observadas na **Figura 2**. Para não superestimar as emissões, recomenda-se, portanto, que o usuário exporte os resultados da ferramenta ECAM por tipo de gás e realize a conversão para carbono equivalente em outra ferramenta de cálculo.

3.4. Limitações relacionadas ao cálculo da carga e demanda bioquímica de oxigênio removida como lodo

Ao calcular as emissões de CH₄ no tratamento em ETE aeróbia centralizada, é importante considerar a quantidade

de carga orgânica removida com o lodo (S_j). Essa quantidade deve ser subtraída da carga total recebida no tratamento (DBO_j) antes de aplicar o FE (**Equação 1**). O mesmo conceito foi aplicado para calcular os FEs compostos na **Tabela 3**.

$$E_{CH_4, j} = (DBO_j - S_j) \cdot FE_{CH_4, j} - R_j \quad (1)$$

Em que:

E_{CH_4} : Emissões de CH₄ de uma etapa/sistema de tratamento/despejo (kg_{CH₄}/a).

DBO: Carga de DBO afluente a uma etapa/sistema de tratamento/despejo (kg_{DBO}/a).

S: Carga de DBO removida como lodo a partir de uma etapa/sistema de tratamento de esgotos (kg_{DBO}/a).

FE_{CH_4} : Fator de emissão de metano (kg_{CH₄}/kg_{DBO}).

R: Quantidade de metano recuperado ou queimado a partir de uma etapa/sistema de tratamento de esgotos (kg_{CH₄}/a).

j: Cada etapa/sistema de tratamento/despejo de esgotos.

Essa consideração é aplicável, de acordo com o IPCC (2019), quando as linhas de tratamento de esgoto e lodo são separadas, como no caso de lodos ativados com decantação primária e estabilização anaeróbia de

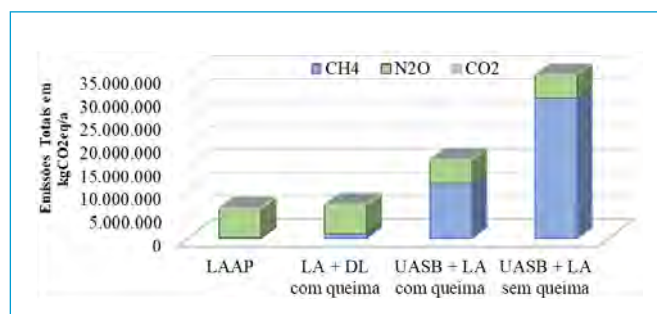


Figura 1 - Emissões de gases de efeito estufa por tipo de gás, calculadas no *Energy Performance and Carbon Emissions Assessment and Monitoring*.

Tabela 2 - Fatores de emissão adotados e calculados para os arranjos estudados.

Parâmetro [unidade]	LAAP	LA + DL c/ queima	UASB + LA c/ queima	UASB + LA s/ queima
FE_{CH_4} tratamento [kg _{CH₄} /kg _{DBO}]	0,018	0,018	0,222	0,574
FE_{N_2O} tratamento [kg _{N₂O/N} /kg _N]	0,016	0,016	0,013	0,013
FE_{CH_4} despejo [kg _{CH₄} /kg _{DBO}]	0,021	0,021	0,021	0,021
FE_{N_2O} despejo [kg _{N₂O/N} /kg _N]	0,005	0,005	0,005	0,005

lodo. No entanto, no arranjo UASB + LA, é importante considerar que a segunda etapa (LA) recebe carga orgânica já reduzida e produz uma quantidade específica de lodo menor do que LA de uma ETE de estágio único. Essa fração de lodo aeróbio é geralmente recirculada para o UASB (CHERNICHARO, 2007) e estabilizada juntamente com o lodo anaeróbio durante o tratamento do esgoto. Portanto, em combinações de processos de UASB e etapas aeróbias biológicas apenas a carga de DBO associada ao lodo excedente aeróbio deve ser considerada na Equação 1. Para determinar a quantidade de carga orgânica removida juntamente com o lodo, o IPCC (2019) recomenda o uso da Equação 2,

que também é aplicada pela ferramenta ECAM em conjunto com a Equação 1.

$$S = S_{ms} \cdot K_{rem} \quad (2)$$

Tabela 4 - Potenciais de aquecimento global dos gases relevantes no setor de saneamento.

Gás	GWP para com climate carbon feedback	
	AR5 (IPCC, 2013)	AR6 (IPCC, 2021)
CO ₂	1	1
CH ₄ fóssil	34,0	29,8
CH ₄ não fóssil		27,0
N ₂ O	298	273

Tabela 3 - Análise dos parâmetros gerais adotados pela ferramenta *Energy Performance and Carbon Emissions Assessment and Monitoring*.

Parâmetro [unidade]	Sugerido adotado	Análise/observações
Fator de emissão de energia elétrica consumida (FE _{CO₂}) [kg _{CO₂} /kWh]	0,296 0,0788	A ferramenta sugere valores provenientes do Banco Europeu de Investimos (EIB), mas permite customização pelo usuário. Sugere-se utilizar dados nacionais. Para o Brasil, sugere-se a utilização de 0,0788 kg _{CO₂} /kWh, conforme o Balanço Energético Nacional de 2021.
Consumo anual de proteína <i>per capita</i> [kg/(hab.a)]	32,12 32,12	A ferramenta sugere valores provenientes de cálculos com dados de estatística da FAO, mas que não são atualizados desde a última versão da ferramenta. Permite customização pelo usuário. Sugere-se a utilização do fornecimento de proteína específico mais atualizado da FAO (2023), multiplicando-o pela fração de proteína consumida de 0,92 conforme sugerido pelo IPCC (2019).
Carga de DBO ₅ <i>per capita</i> [g/(hab.d)]	50 50	A ferramenta sugere valores provenientes do IPCC, mas permite customização. Sugere-se a utilização de dados nacionais, regionais, ou da própria ETE, se disponíveis.
Proteína de origem industrial e comercial despejada na rede coletora [kg _N /kg _N]	1,25 1,25	A ferramenta sugere valores provenientes do IPCC, mas permite customização. Sugere-se a utilização de dados nacionais.
Proteína não consumida despejada juntamente ao esgoto sanitário [kg _N /kg _N]	1,10 1,00	A ferramenta sugere valores provenientes do IPCC, mas permite customização. Para o Brasil, sugere-se adotar 1,0 conforme IPCC (2019). Também é possível a utilização de dados adotados por instituições nacionais, se disponíveis.
Nitrogênio adicional, de produtos domésticos, despejado juntamente ao esgoto sanitário [kg _N /kg _N]	1,10 1,10	A ferramenta sugere valores provenientes do IPCC, mas permite customização. Sugere-se a utilização de dados adotados por instituições nacionais, se disponíveis.
Vazão <i>per capita</i> [L/(hab.d)]	200 200	A ferramenta define o valor de 200 L/hab.d. Na prática, não há prejuízo na impossibilidade de modificação. A vazão não é uma informação relevante porque o modelo de cálculo das emissões é realizado por meio de cargas. A carga, estimada pelo ECAM com base na vazão per capita, pode ser calculada externamente e preenchida pelo usuário.
Potencial de Aquecimento Global (GWP) do CH ₄ [kg _{CO₂eq} /kg _{CH₄}]	34 34	A ferramenta fornece a opção de selecionar o AR do IPCC a ser utilizado. Entretanto, não estão disponíveis para seleção AR posteriores à última versão implementada do ECAM, tampouco é possível customizar estes valores. Selecionou-se o AR5, mais recente disponível pelo ECAM (IPCC, 2013), com <i>climate-carbon-feedback</i> . O AR6 (IPCC, 2021) já fornece valores mais atualizados, sendo 27 para CH ₄ .
Potencial de Aquecimento Global do N ₂ O [kg _{CO₂eq} /kg _{N₂O}]	298 298	A ferramenta fornece a opção de selecionar o AR do IPCC a ser utilizado. Entretanto, não estão disponíveis para seleção AR posteriores à última versão implementada do ECAM, tampouco é possível customizar estes valores. Selecionou-se o AR5, mais recente disponível pelo ECAM (IPCC, 2013), com <i>climate-carbon-feedback</i> . O AR6 (IPCC, 2021) já fornece valores mais atualizados, sendo 273 para óxido nítrico

Obs: os GWP que consideram a condição de *climate carbon feedback* são aqueles que incluem o impacto do aumento das concentrações de gases de efeito estufa na atmosfera no próprio ciclo do carbono.

Em que:

S: Carga de DBO removida como lodo a partir de uma etapa/sistema de tratamento de esgotos (kg_{DBO}/a).

S_{ms} : Massa seca de lodo removido de uma etapa/sistema de tratamento de esgotos (kg_{lodo}/a).

K_{rem} : Teor específico de carga orgânica do lodo (kg_{DBO}/kg_{lodo}).

O ECAM sugere que o cálculo da carga de DBO removida como lodo (S) seja realizado com base na massa seca de lodo removido (S_{ms}), utilizando-se uma produção específica em g/hab.dia, baseada na tabela apresentada por Andreoli *et al.* (2007). Para o teor específico de carga orgânica dos lodos (K_{rem}), o ECAM sugere os valores recomendados pelo IPCC (2019), que variam entre 0,5 e 1,16 kg_{DBO}_5/kg lodo seco. No entanto, esses valores podem levar a resultados de emissões negativas quando aplicados aos valores de Andreoli *et al.* (2007), conforme observado também por Andrews (2021). Portanto, sugere-se adotar um teor específico de carga orgânica (K_{rem}) entre 0,57 e 0,80 kg_{DBO}/kg_{SST} , conforme apresentado na **Tabela 5**.

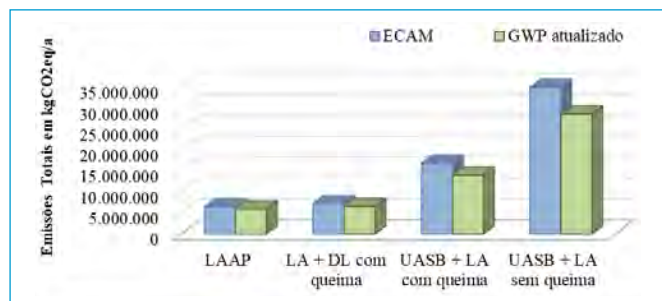


Figura 2 - Comparação entre as emissões: *Energy Performance and Carbon Emissions Assessment and Monitoring* (AR5) e planilha externa (AR6).

A **Tabela 6** fornece os valores específicos de acordo com o tipo de tratamento.

3.5. Limitações relacionadas ao cálculo do fator de emissão de metano

A ferramenta ECAM sugere FE de CH_4 com base no IPCC (2019). No entanto, é importante considerar algumas ponderações sobre a equação que gerou o FE calculado pelo IPCC. Esse fator é obtido multiplicando-se a capacidade

Tabela 6 - Produção de lodo de acordo com o processo de tratamento.

Processo	Produção de lodo [$kg_{st}/hab.dia$] Andreoli et al. (2007)		Produção de lodo adotada* [$kg_{st}/hab.dia$]	K_{rem}^{**} [kg_{DBO}/kg_{lodo}]
	Primário	Secundário		
Lodos ativados	Primário	35 - 45	65	0,57
	Secundário	25 - 35		
	Total	60 - 80		
Filtro biológico percolador	Primário	35 - 45	65	0,57
	Secundário	20 - 30		
	Total	55 - 75		
UASB + lodos ativados	Anaeróbio	12 - 18	10	0,80
	Secundário	8 - 14		
	Total	20 - 32		
UASB + filtro biológico percolador	Anaeróbio	12 - 18	10	0,80
	Secundário	ND		
	Total	ND		
UASB + Sistema de lagoas	Anaeróbio	12 - 18	10	0,80
	Secundário	ND		
	Total	ND		

*Quantidade de lodo a ser retirada para consideração do alívio de carga de fase aeróbia.

**Determinado de acordo com as suposições anteriormente apresentadas.

Tabela 5 - Suposições para determinação do teor específico de carga orgânica do lodo (K_{rem}) para processos de lodos ativados e filtros biológicos percoladores.

Parâmetro [unidade]	Valor	Fonte
Produção específica de lodos [$g/(hab.d)$]	60	von Sperling (2007)
Carga específica de DBO [$g/(hab.d)$]	50	von Sperling (2007)
Eficiência de remoção de sólidos da decantação primária (1h) [%]	50	DWA (2016)
Eficiência de remoção de DBO da decantação primária (1h) [%]	25	ATV-DVWK (2000)*
Teor específico de DBO do lodo da decantação primária [kg_{DBO}/kg_{st}]	0,42	Cálculo próprio
Teor específico de DBO do lodo da decantação secundária [kg_{DBO}/kg_{ss}]	0,80	ATV-DVWK (2000)*/**
Proporção de sólidos descarregados decantação primária/ secundária [-]	60:40	Andreoli <i>et al.</i> (2007)

*Foi necessário utilizar a versão anterior (ATV-DVWK, 2000) para o dimensionamento de sistemas de lodos ativados de uma etapa, já que a nova edição (DWA, 2016) aborda apenas informações relacionadas ao DQO.

**Derivado de que 1 mg/L de SS da decantação secundária corresponde a DBO de 0,3 a 1,0 mg/L.

máxima de produção de metano ($b_{CH_4,0}$) pelo fator de correção (MCF) (Equação 3), que representa a fração tratada anaerobiamente.

$$FE_{CH_4,j} = b_{CH_4,0} \cdot MCF_j \quad (3)$$

Em que:

FE_{CH_4} : Fator de emissão de metano (kg_{CH_4}/kg_{DBO}).

$b_{CH_4,0}$: Capacidade máxima de produção de metano (kg_{CH_4}/kg_{DBO}).

MCF_j : Fator de correção de metano (-).

O IPCC (2019) adota capacidade máxima de produção de metano ($b_{CH_4,0}$) de $0,25 kg_{CH_4}/kg_{DQO}$ e $0,60 kg_{CH_4}/kg_{DBO}$. A produção máxima de CH_4 de $0,25 kg_{CH_4}/kg_{DQO}$ é baseada na estequiometria da biodegradação da matéria orgânica, enquanto a produção máxima de CH_4 relacionada à DBO é assumida com base na relação DQO:DBO de 2,4. No entanto, para o Brasil, a relação DQO:DBO de 2,0 é usualmente adotada (VON SPERLING, 2007), resultando na produção máxima de CH_4 de $0,50 kg_{CH_4}/kg_{DBO}$.

Os MCFs são aplicados às cargas afluentes e aos arranjos de tratamento compostos. É necessário considerar a carga afluente e a eficiência do primeiro processo para calcular as emissões do segundo processo, levando-se em conta a carga orgânica convertida em CH_4 . O IPCC (2019) fornece FE padrão de CH_4 de $0,20 kg_{CH_4}/kg_{DQO_{afluente}}$ para UASB. No entanto, é importante avaliar criticamente esse fator, pois ele não considera a redução da carga orgânica convertida em CH_4 pela produção de lodo e a redução competitiva de sulfato.

Weiland *et al.* (2007) sugeriram que 10% do resultado da avaliação estequiométrica deve ser descontado devido à produção de lodo. Com a produção específica de lodo variando entre 0,11 e $0,23 kg_{DQO_{lodo}}/kg_{DQO}$ (CHERNICHARO, 2007), e eficiências de remoção de demanda química de oxigênio (DQO) entre 65 e 70%, espera-se que essa parcela seja de aproximadamente 17 a 33%. Souza (2010) também observou relação de 18 a 30% entre DQO convertida em lodo e DQO afluente, além de parcela adicional de 5% de DQO consumida durante a

redução de sulfato. Considerando-se esses fatores, Souza *et al.* (2012) determinaram uma produção de CH_4 de $0,195 kg_{CH_4}/kg_{DQO_{eliminado}}$ ou $0,122 kg_{CH_4}/kg_{DQO_{afluente}}$, considerando a redução da carga orgânica convertida em CH_4 pela produção de lodo e a redução competitiva de sulfato.

Apesar das recomendações do IPCC de utilizar fatores nacionais, as contribuições de Chernicharo (2007), Souza (2010) e Souza *et al.* (2012) não têm sido consideradas pelo Setor de Saneamento. Com base nessas experiências, sugere-se uma produção de CH_4 de $0,195 kg_{CH_4}/kg_{DQO_{eliminado}}$ para calcular as emissões, equivalente a $0,127 kg_{CH_4}/kg_{DQO_{afluente}}$ e $0,254 kg_{CH_4}/kg_{DBO_{afluente}}$, para uma eficiência de 65% de remoção de DQO.

Para avaliar corretamente as emissões em UASB com coleta e queima de biogás, é necessário considerar as perdas inerentes ao processo e as perdas no sistema a jusante dos reatores. As inerentes podem ser obtidas comparando-se a produção de CH_4 , conforme Souza *et al.* (2012), com a conversão de CH_4 de Lobato (2011). Em cenário neutro, com conversão de CH_4 de $10,20 NL_{CH_4}/(hab.d)$ ou $0,113 kg_{CH_4}/kg_{DQO_{eliminado}}$, as perdas inerentes ao processo nos reatores UASB são estimadas em 42%. Deduzindo-se as perdas no sistema de biogás a jusante dos reatores UASB de 5%, ocorre emissão de $0,087 kg_{CH_4}/kg_{DQO_{eliminado}}$. Com remoção de DQO de 65% e relação DQO:DBO de 2, a emissão é de $0,114 kg_{CH_4}/kg_{DBO_{afluente}}$, mesmo considerando-se a coleta e queima do biogás.

A **Figura 3** apresenta as emissões calculadas com os FEs sugeridos, em comparação aos disponíveis no ECAM, conforme IPCC (2019), ambos considerando o GWP do AR5. Ao utilizar os FEs derivados de pesquisas nacionais, as emissões para o arranjo UASB + LA sem a queima de

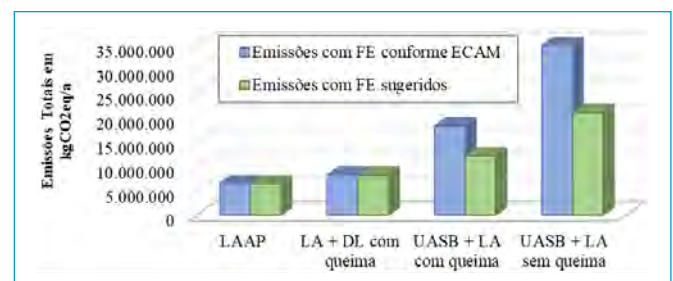


Figura 3 – Comparação entre emissões de gases de efeito estufa com fatores de emissão sugerido pelo *Energy Performance and Carbon Emissions Assessment and Monitoring* e pelos autores.

biogás são 40% menores, e, considerando-se a queima do biogás coletado, são 33% menores.

4. CONCLUSÃO

A ferramenta ECAM foi avaliada pela sua aplicação na estimativa de emissões de GEE de quatro arranjos típicos de ETEs no Brasil, demonstrando seu potencial para cálculos e análise de resultados. Evidenciou-se como menor emissor o arranjo de lodos ativados com aeração prolongada, decorrente do baixo fator de emissão de energia elétrica no Brasil, onde há predominância de hidrelétricas na matriz energética. No entanto, a eficiência energética se torna crucial devido à escassez hídrica futura, tornando as tecnologias anaeróbias promissoras.

Comparados ao lodo ativado com aeração prolongada, o processo de lodo ativado com digestão anaeróbia e a combinação de reator UASB com lodo ativado apresentaram redução no consumo de energia elétrica entre 36 e 43%, podendo chegar a 81 e 90% com o aproveitamento do biogás. Além de aliviar a demanda limitada por eletricidade, isso resulta em custos mais baixos de tratamento de esgoto, promovendo melhor relação custo-eficácia e contribuindo para a universalização do tratamento de esgoto. Já a diferença entre o processo de lodo ativado com digestor de lodo e a combinação de reator UASB com lodo ativado

está principalmente na quantidade de biogás perdido no UASB. A comparação com um cenário em que o biogás captado no reator UASB não é coletado nem queimado resulta em aumento de 110% de emissões, destacando a importância da coleta e queima adequadas do biogás.

É importante observar que a ferramenta ECAM permite análise aprofundada dos resultados, fornecendo dados categorizados por tipo de GEE e categoria de emissão. No entanto, é necessário atentar para a seleção dos FEs, que são responsabilidade do usuário e impactam todos os cálculos. Embora o ECAM sugira os fatores do IPCC, algumas de suas fragilidades são discutidas no artigo, e é possível modificá-los, se desejável.

Uma das principais vantagens do uso do ECAM é a padronização dos cálculos realizados pelas empresas de saneamento no Brasil. Isso evita a utilização de fontes diversas e torna as emissões comparáveis. No entanto, uma limitação da ferramenta é a falta de flexibilidade para alterar manualmente os valores de GWP utilizados nos cálculos, impedindo o uso dos relatórios mais recentes do IPCC. No Setor de Saneamento, a usabilidade de uma ferramenta específica para cálculos de emissões é de grande importância, pois contribui para que aspectos relacionados à mitigação de GEE sejam integrados às estratégias institucionais.

REFERÊNCIAS

AHN, J.H.; KIM, S.; PARK, H.; RAHM, B.; PAGILLA, K.; CHANDRAN, K. N₂O Emissions from Activated Sludge Processes, 2008–2009: results of a national monitoring survey in the United States. *Environmental Science & Technology*, v. 44, n. 12, p. 4505-4511, 2010. <https://doi.org/10.1021/es903845y>

ANDREOLI, C.V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. (Eds.). *Sludge Treatment and Disposal*. [S.L.]: Iwa Publishing, 2007, 241 p. (Biological Wastewater Treatment Series). <https://doi.org/10.2166/9781780402130>

ANDREWS, J. *Carbon accounting guidelines for wastewater treatment: CH₄ and N₂O*. Water New Zealand, 2021, 73 p. (Water New Zealand Standard Methods). Disponível em: https://www.waternz.org.nz/Attachment?Action=Download&Attachment_id=4872. Acesso em: 12 abr. 2023.

ATV-DVWK (ABWASSER, ABFALL UND GEWÄSSERSCHUTZ - DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT, ABWASSER UND ABFALL E.V.) *ARBEITSBLATT ATV-DVWK A 131: Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen*. Hennef: Gesellschaft Zur Förderung der Abwassertechnik E.V., 2000, 57 p.

CHERNICHARO, C.A.L. *Anaerobic Reactors*. 2. ed. [S.L.]: IWA Publishing, 2007, 184 p. (Biological Wastewater Treatment Series). <https://doi.org/10.2166/9781780402116>

DAELMAN, M.R.J.; VAN VOORTHUIZEN, E.M.; VAN DONGEN, L.G.J.M.; VOLCKE, E.I.P.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M. Methane and nitrous oxide emissions from municipal wastewater treatment - results from a long-term study. *Water Science and Technology*, v. 67, n. 10, p. 2350-2355, 2013. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.109>

DWA. Arbeitsblatt DWA-A 131: Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., 2016.

FAO. *FAOSTAT Statistical Database*. 2023. Disponível em: <https://www.fao.org/faostat/>. Acesso em: 12 abr. 2023.

FOLEY, J. N₂O and CH₄ Emission from Wastewater Collection and Treatment Systems: state of the science report and technical report. *Water Intelligence Online*, v. 14, p. 1-248, 2015. <https://doi.org/10.2166/9781780407340>

IPCC. *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. In: EGGLESTON, H. S.; BUENDIA, L.; MIWA, K.; NGARA, T.; TANABE, K. (Eds.). Japan: IGES, 2006.

IPCC. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. In: STOCKER, T.F.; QIN, D.; PLATTNER, G.-K.; TIGNOR, M.S.; ALLEN, K.; BOSCHUNG, J.; NAUELS, A.; XIA, Y.; BEX, V. and MIDGLEY, P.M. (Eds.). Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press, 2013, 1535 p.

IPCC. *2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. In: CALVO BUENDIA, E.; TANABE, K.; KRANJC, A.; BAASANSUREN, J.; FUKUDA, M.; NGARIZE, S.; OSAKO, A.; PYROZHENKO, Y.; SHERMANAU, P.; FEDERICI, S. (Eds.). Switzerland: IPCC, 2019.

IPCC. *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. In: MASSON-DELMOTTE, V.; ZHAI, P.; PIRANI, A.; CONNORS, S.L.; PÉAN, C.; BERGER, S.; CAUD, N.; CHEN, Y.; GOLDFARB, L.; GOMIS, M.I.; HUANG, M.; LEITZELL, K.; LONNOY, E.; MATTHEWS, J.B.R.; MAYCOCK, T.K.; WATERFIELD, T.; YELEKÇI, O.; Yu, R.; ZHOU, B. (Eds.). Cambridge: Cambridge University Press, 2021, 2391 p.

KAMPSCHREUR, M.J.; TEMMINK, H.; KLEEREBEZEM, R.; JETTEN, M.S.M.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. Nitrous oxide emission during wastewater treatment. *Water Research*, v. 43, n. 17, p. 4093-4103, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.03.001>

LOBATO, L.C.S. *Aproveitamento energético de biogás gerado em reatores UASB tratando esgoto doméstico*. Tese (Doutorado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Escola de Engenharia da UFMG, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.

MELLO, W.Z.; RIBEIRO, R.P.; BROTTTO, A.C.; KLIGERMAN, D.C.; PICCOLI, A.S.; OLIVEIRA, J.L.M. Nitrous oxide emissions from an intermittent aeration activated sludge system of an urban wastewater treatment plant. *Química Nova*, v. 36, n. 1, p. 16-20, 2013. <https://doi.org/10.1590/s0100-40422013000100004>

ROTHAUSEN, S.G.S.A.; CONWAY, D. Greenhouse-gas emissions from energy use in the water sector. *Nature Climate Change*, v. 1, n. 4, p. 210-219, 2011. <https://doi.org/10.1038/nclimate1147>

SILVA, B.E.; CABRAL, C.; ROSENFELDT, S.; KERRES, M.; VEIZAGA, A.; MOSKOPP, D. *ECAM User Manual*. 2022. Disponível em: https://climatesmartwater.org/wp-content/uploads/sites/2/2022/11/UserManual_FinalVersion-1.pdf. Acesso em: 12 abr. 2023.

SOUZA, C.L. *Estudo das rotas de formação, transporte e consumo dos gases metano e sulfeto de hidrogênio resultantes do tratamento de esgoto doméstico em reatores UASB*. Tese (Doutorado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Escola de Engenharia da UFMG, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2010.

SOUZA, C.L.; CHERNICHARO, C.A.L.; MELO, G.C.B. Methane and hydrogen sulfide emissions in UASB reactors treating domestic wastewater. *Water Science and Technology*, v. 65, n. 7, p. 1229-1237, 2012. <https://doi.org/10.2166/wst.2012.854>

VON SPERLING, M. *Anaerobic Reactors*. 2. ed. [S.L.]: IWA Publishing, 2007, 292 p. (Biological Wastewater Treatment Series). <https://doi.org/10.2166/9781780402086>

WEILAND, P.; KLINGEBIEL, L.; TEBBE, C.C.; DOHRMANN, A-B; BAUMERT, S. *Untersuchungen zum qualitativen und quantitativen Vorkommen von Clostridium botulinum in Substraten und Gärrückständen von Biogasanlagen*. Braunschweig: Bundesforschungsanstalt Für Landwirtschaft (FAL), 2007, 109 p. Disponível em: https://www.ml.niedersachsen.de/download/50080/Untersuchungen_zum_qualitativen_und_quantitativen_Vorkommen_von_Clostridium_Botulinum_in_Substraten_und_Gaerrueckstaenden_von_Biogasanlagen_FAL_2007_nicht_vollstaendig_barrierefrei.pdf. Acesso em: 12 abr. 2023.

Ocorrência de fármacos e desreguladores endócrinos em mananciais de abastecimento de água no Brasil

Occurrence of drugs and endocrine disruptors in water supplies in Brazil

Mariana Corrêa Pessato Alves¹ , Andressa Rezende Pereira² , Ananda Lima Sanson³ , Sérgio Francisco de Aquino⁴ 

RESUMO

Este estudo avaliou a ocorrência de 24 fármacos e desreguladores endócrinos em 13 mananciais de abastecimento de água do Brasil. Realizaram-se amostragens mensais da água bruta de mananciais lóticos e lênticos, por um período de até 13 meses, abrangendo os períodos de seca e chuva. Os contaminantes foram extraídos e concentrados por extração em fase sólida (SPE) e analisados por cromatografia de fase gasosa ou líquida acoplada à espectrometria de massas (GC-MS ou LC-MS/MS). O desregulador endócrino bisfenol-A (BPA) foi frequentemente detectado nas amostras de água (79%), seguido pelo antialérgico loratadina (LRT), em concentrações medianas de, respectivamente, 27,7 e 15,6 ng/L. A cafeína (CAF), estimulante, não foi detectada em nenhuma das amostras, indicando não ser um bom marcador de poluição antrópica. A Análise de Componentes Principais (PCA) permitiu correlacionar os compostos e suas concentrações com o tipo de manancial e o período de coleta. Foram observados dois *clusters*: um constituído por amostras de ambiente lótico, coletadas no período seco, que exibiram altas concentrações de estrona (E1) e estradiol (E2); e o outro, mais heterogêneo, associado a amostras coletadas principalmente em ambiente lêntico durante o período chuvoso. Embora algumas correlações tenham sido identificadas, a maior parte dos dados apresentou uma disposição homogênea, não permitindo a observação de um padrão claro entre a prevalência de contaminantes e o tipo de manancial ou período amostrado.

Palavras-chave: microcontaminantes; qualidade de água; tratamento de água, análise de correlação.

ABSTRACT

This study assessed the presence of 24 drugs and endocrine disruptors in 13 water sources in Brazil. Monthly samplings were conducted on both lotic and lentic water sources for a period of up to 13 months, covering dry and rainy seasons. Contaminants were extracted and concentrated using solid phase extraction (SPE) and analyzed using gas or liquid chromatography coupled with mass spectrometry (GC-MS or LC-MS/MS). The endocrine disruptor bisphenol-A (BPA) was frequently detected in water samples (79%), followed by the antiallergic drug loratadine (LRT), with median concentrations of 27.7 and 15.6 ng/L, respectively. The stimulant caffeine (CAF) was not detected in any of the samples, thereby suggesting it is not a proper marker of anthropic contamination. Principal Component Analysis (PCA) was used to correlate the compounds and their concentrations with the water source type and collection period. Two clusters were observed: one consisted of samples from lotic environments, collected during the dry period, which exhibited high concentrations of estrone (E1) and estradiol (E2); and another more diverse cluster, associated with samples primarily collected from lentic environments, during the rainy season. Elevated concentrations of losartan (LST), 4-octylphenol (4OP), acyclovir (ACV), gemfibrozil (GEN), and 4-nonylphenol (4NP) were observed in such cluster. Although some correlations were identified, most of the data exhibited a homogeneous distribution, making it difficult to observe a clear pattern between the prevalence of contaminants and the water source type or collection period.

Keywords: microcontaminants; water quality; water treatment; correlation analysis.

¹Engenheira Ambiental pela Universidade Federal do Triângulo Mineiro (UFTM). Mestre em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Ouro Preto (UFOP). Doutoranda do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (ProAmb/UFOP) - Ouro Preto (MG), Brasil.

²Engenheira Ambiental pela Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF). Mestre e Doutora em Engenharia Ambiental pela UFOP. Pesquisadora no Laboratório de Química Tecnológica Ambiental (LQTA/UFOP) - Ouro Preto (MG), Brasil.

³Farmacêutica pela Universidade Federal de Alfenas (UNIFAL). Mestre em Engenharia Ambiental pela UFOP. Doutora em Biotecnologia pela UFOP. Técnica de nível superior no Laboratório Multiusuário de Caracterização Molecular e Espectrometria de Massas (LABMASSAS/UFOP) - Ouro Preto (MG), Brasil.

⁴Químico pela Universidade Federal de Viçosa (UFV). Mestre em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela Universidade de São Paulo (EESC/USP). Doutor em Engenharia Química pelo Imperial College London. Professor Titular do Departamento de Química da UFOP - Ouro Preto (MG), Brasil.

*Endereço para correspondência: Laboratório de Química Tecnológica e Ambiental, Rua Onze, s/n - Campus Morro do Cruzeiro - CEP: 35400-000. Ouro Preto, MG. E-mail: mariana.alves@aluno.ufop.edu.br

1. INTRODUÇÃO

A qualidade da água para abastecimento é de suma importância tanto no âmbito da saúde pública quanto por interesse econômico, político e ambiental. Ressalta-se que os mananciais de abastecimento, sejam estes superficiais ou subterrâneos, podem ser impactados pelo lançamento de efluentes domésticos e industriais, além de serem passíveis de contaminação por poluentes presentes em lixiviados de aterros não controlados, lixões e campos agrícolas (FILIZOLA *et al.*, 2002; RESENDE, 2002; DI BERNARDO e DANTAS, 2005).

Fármacos e desreguladores endócrinos (DE) são duas classes de substâncias que compõem os denominados “microcontaminantes orgânicos”, poluentes oriundos de várias fontes, e que têm sido detectados em diversos ambientes aquáticos, em concentrações da ordem de nanograma ou micrograma por litro (CORRÊA *et al.*, 2021; FARTO *et al.*, 2021; VÁSQUEZ-TAPIA *et al.*, 2022). Em função da conhecida toxicidade de alguns compostos destas classes, principalmente os desreguladores endócrinos, algumas agências/organismos internacionais (ex. USEPA, Comunidade Europeia) estabeleceram recentemente valores guia para tais microcontaminantes em águas para consumo humano.

Nos EUA, a USEPA publicou em 2022 a 5ª lista de contaminantes candidatos (CCL-5) arrolando contaminantes químicos e microbiológicos que não fazem atualmente parte dos padrões nacionais de água de abastecimento (National Primary Drinking Water Regulation) mas que podem ocorrer em sistemas públicos e são candidatos para futura regulação (USEPA, 2023). A CCL-5 contém 3 grupos de compostos (alquil perfluorados — PFAS, cianotoxinas e subprodutos da desinfecção), 12 microrganismos, e 66 compostos químicos individuais, que incluem os seguintes fármacos/DE: 17-alfa-etinilestradiol, bisfenol A, fluconazol, nonilfenol.

De forma similar, a União Europeia incluiu na Diretiva de Água Potável (Drinking Water Directive 2184/2020) o DE bisfenol A com o valor guia de 2,5 µg/L e estabeleceu o mecanismo de lista de observação (*watch list*) que dispõe os DE 17-beta-estradiol e nonilfenol com valores guia de, respectivamente, 1 e 300 ng/L (EU, 2020).

Por outro lado, o monitoramento de microcontaminantes, sobretudo em matrizes ambientais que são sabidamente complexas, como resíduos, efluentes e águas superficiais contaminadas, continua sendo um desafio, principalmente em países em desenvolvimento. Técnicas analíticas avançadas contribuem para a quantificação de microcontaminantes em concentrações traço e, conseqüentemente, no diagnóstico da qualidade da água abastecida para a população. No contexto nacional, o monitoramento de fármacos e DE em águas é incipiente, e a maioria dos trabalhos publicados resulta de monitoramento realizado em estados do Sudeste (FARTO *et al.*, 2021). Além disso, os trabalhos disponíveis não fazem inferência sobre padrões de ocorrência, tais como condição climática (período seco e chuvoso), tipo de manancial (lêntico ou lótico) e tipo de tratamento empregado em estações de tratamento de água (ETAs). Uma ferramenta importante, que pode auxiliar na avaliação desta dinâmica, é a Análise de Componentes Principais (*Principal Component Analysis* — PCA), que simplifica a visualização dos dados, evidenciando similaridades e diferenças entre estes (SANTOS *et al.*, 2023).

Pelo exposto, o presente trabalho objetivou avaliar a ocorrência de fármacos e desreguladores endócrinos em 13 mananciais de abastecimento de água, distribuídos nas 5 grandes regiões do Brasil, bem como utilizar a ferramenta PCA para investigar a influência da sazonalidade climática (período seco e chuvoso) e do tipo de manancial (lêntico e lótico) na concentração das substâncias quantificadas na água bruta.

2. METODOLOGIA

Os treze mananciais de abastecimento de água escolhidos estão situados nas regiões metropolitanas de Belém (PA), Belo Horizonte (MG), Goiânia (GO), Londrina (PR) e Natal (RN). Em cada campanha mensal, foi coletada uma amostra de água bruta (AB) na entrada das ETAs correspondentes a cada manancial, conforme **Tabela 1**.

Mais detalhes sobre os mananciais podem ser obtidos em Arruda *et al.* (2021), Fazolo *et al.* (2021), Chaves *et al.* (2021), Teixeira *et al.* (2021) e Alves *et al.* (2022). As amostragens ocorreram entre os anos de 2017 e 2019, tendo sido realizadas de forma composta durante período

de 10 a 12 horas. As amostras foram coletadas em frascos âmbar (1 L) contendo 10 mL de metanol (para inibição de crescimento bacteriano) e refrigeradas em caixas de isopor com gelo até o seu transporte para laboratório. No laboratório, as amostras foram mantidas sob refrigeração até o momento da extração, que ocorreu em até 48 horas após a coleta. O preparo das amostras, até a extração em fase sólida, ocorreu nos laboratórios parceiros (um em cada região) e as etapas subsequentes, a partir da eluição dos cartuchos, foram realizadas no Laboratório de Cromatografia e Espectrometria de Massas (Labmassas) na Universidade Federal de Ouro Preto (UFOP).

No presente trabalho, os microcontaminantes monitorados estão apresentados na **Tabela 2**, assim como suas siglas e a classe farmacológica à qual pertencem. Os padrões analíticos de todos foram adquiridos da Sigma-Aldrich e as propriedades físico-químicas são apresentadas em Alves *et al.* (2022). Os microcontaminantes monitorados foram definidos de forma a abranger diversos grupos farmacológicos, com características heterogêneas, constituindo ainda substâncias pouco monitoradas em sistemas de abastecimento de água no nosso país.

2.1. Preparo e análises das amostras

As amostras foram filtradas a vácuo usando a seguinte sequência de filtros: faixa branca (25 µm), azul (8 µm) (ambos J.

Tabela 2 - Microcontaminantes monitorados e suas respectivas siglas e classes farmacológicas.

Microcontaminantes	Siglas	Classes farmacológicas
4-nonilfenol	4NP	Alquilfenóis
4-octilfenol	4OP	Alquilfenóis
17 α -etinilestradiol	EE2	Hormônio sintético
17 β -estradiol	E2	Hormônio natural
Aciclovir	ACV	Anti-viral
Bezafibrato	BZF	Regulador lipídico
Bisfenol	BPA	Bifenila
Cafeína	CAF	Estimulante
Dexametasona	DXM	Corticosteróide
Diclofenaco sódico	DCF	Anti-inflamatório não esteroidal
Diltiazem	DTZ	Antihipertensivo
Estriol	E3	Hormônio natural
Estrona	E1	Hormônio natural
Genfibrozila	GEN	Regulador lipídico
Ibuprofeno	IBU	Anti-inflamatório não esteroidal
Linezolida	LNZ	Antibiótico
Loratadina	LRT	Anti-histamínico
Losartana	LST	Antihipertensivo
Metformina	MET	Antidiabético
Naproxeno	NPX	Anti-inflamatório não esteroidal
Paracetamol	PCT	Anti-inflamatório não esteroidal
Prometazina	PTZ	Anti-histamínico
Propranolol	PNL	Antihipertensivo
Sulfametoxazol	SMX	Antibiótico

Tabela 1 - Informações dos mananciais de abastecimento monitorados neste estudo, conforme Aquino (2020).

Código do manancial	Região de localização	Tipo de manancial	Quantidade de campanhas	Campanhas no período seco	Campanhas no período chuvoso
ETA 1	Sudeste	Lótico	12	7	5
ETA 2	Sudeste	Lótico	12	7	5
ETA 3	Sudeste	Lêntico	10	5	5
ETA 4	Sudeste	Lótico	10	5	5
ETA 5	Sudeste	Lêntico	10	5	5
ETA 6	Sudeste	Lótico	10	5	5
ETA 7	Sudeste	Lêntico	10	5	5
ETA 8	Sudeste	Lêntico	10	5	5
ETA 9	Centro-oeste	Lótico	12	6	6
ETA 10	Norte	Lêntico	12	6	6
ETA 11	Nordeste	Lêntico	12	6	6
ETA 12	Nordeste	Lêntico	12	6	6
ETA 13	Sul	Lótico	13	6	7

Prolab, Brasil) e fibra de vidro — 1,2 µm (Macharey Nagel, Alemanha). Em seguida, o pH do filtrado foi ajustado para $2,0 \pm 0,2$ utilizando solução de HCl (50% v/v), e 500 mg/L de EDTA foi adicionado em cada amostra para quelação de metais. Após 1 hora da adição do EDTA, foi iniciada a extração em fase sólida de 1.000 mL de amostra de água com cartuchos Strata X 500 mg/6 mL (Phenomenex, EUA) usando um sistema de extração com pressão positiva de nitrogênio (SANSON *et al.*, 2014). A eluição dos cartuchos foi realizada com acetato de etila (9 mL); eles foram secos sob fluxo de nitrogênio gasoso e ressuspensos com 500 µL de metanol. Os extratos das amostras foram direcionados para análise por cromatografia de fases gasosa e líquida acoplada à espectrometria de massas (GC-MS e LC-MS/MS). O GC-MS foi utilizado para análise de 4NP, 4OP, BPA, EE2, E2, E1, E3, GEN, PCT e IBU com derivatização das amostras. Já o LC-MS/MS foi utilizado para a quantificação de MET, ACV, CAF, LNZ, PNL, DTZ, PTZ, LST, BZF, DCF, DXM, LRT, SMX e NPX. Informações sobre o procedimento de derivatização para análise em GC-MS, desenvolvimento das curvas analíticas, validação e condições gerais dos métodos GC-MS e LC-MS/MS, incluindo correção do efeito matriz, estão disponíveis em Alves *et al.* (2022).

2.2. Tratamento e análise dos resultados

O software Minitab[®] foi utilizado para a análise multivariada dos dados por meio da ferramenta PCA. Para elaboração da PCA, apenas os analitos BZF, CAF, DCF, DTZ, EE2, E3, LNZ, MET, PNL, PTZ e SMX, cuja frequência de ocorrência foi superior a dez, foram considerados. Para que a PCA fosse possível, os dados censurados, ou seja, os valores de concentração de analito inferiores aos limites de quantificação e detecção, foram devidamente estimados. Para valores inferiores ao limite de detecção, a concentração foi estimada como sendo a metade do limite de detecção (LD/2); ao passo que para valores menores que o limite de quantificação, as concentrações foram estimadas como sendo a metade da soma dos limites de detecção e quantificação $[(LD+LQ)/2]$. Para melhor interpretação dos resultados, a PCA foi elaborada de duas formas: na primeira, os dados foram analisados em relação ao tipo de manancial — lântico e lótico — e, na segunda, em relação aos períodos de amostragem — tempo seco e chuvoso.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Considerando-se todos os mananciais monitorados e todas as campanhas amostrais realizadas, foram coletadas 145 amostras. Dos 24 analitos quantificados, apenas o estimulante CAF não foi quantificado em nenhuma amostra. Tal resultado mostra que esse composto não é um bom indicador (ou marcador) de poluição antropogênica, como defendido por alguns grupos de pesquisa (MONTAGNER *et al.*, 2014; MONTAGNER; VIDAL; ACAYABA, 2019; COSTA JUNIOR *et al.*, 2021). Por sua vez, os fármacos PTZ e DCF foram quantificados apenas uma vez, enquanto EE2 e DTZ tiveram duas quantificações cada um. O hormônio E3 e os fármacos MET, BZF, PNL, LNZ e SMX foram quantificados 3, 6, 7, 9 e 10 vezes (os dois últimos), respectivamente. As demais substâncias, com frequência superior a dez, são mostradas na **Tabela 3**, juntamente com os respectivos limites de detecção e quantificação.

Tabela 3 – Concentração dos analitos quantificados nas amostras de água e valores dos limites de detecção e quantificação dos métodos analíticos utilizados.

Analito	NQ ¹	LD ² (ng/L)	LQ ³ (ng/L)	Concentração mediana e faixa de concentração (ng/L)
BPA - bisfenol-A	115	0,03	0,11	277 (0,7 a 3257,1)
LRT - loratadina	105	1,90	6,30	15,6 (13,4 a 84,1)
LST - losartana	78	1,00	3,30	84,7 (3,4 a 1457,5)
4OP - 4 octilfenol	69	0,20	0,50	13,1 (0,5 a 235,0)
DXM - dexametasona	45	2,90	9,50	195,6 (23,0 a 6249,4)
GEN - genfibrozil	42	0,30	0,90	32,4 (2,1 a 2253,0)
E1 - estrona	32	0,07	0,23	14,5 (0,8 a 279,5)
NPX - naproxeno	32	37,50	125,00	252,3 (128,2 a 180976)
IBU - ibuprofeno	27	0,28	0,94	31,6 (1,3 a 1629,2)
4NP - 4 nonilfenol	27	0,10	0,34	233,9 (2,1 a 8577,2)
ACV - aciclovir	22	0,90	3,20	112,8 (12,1 a 1288,1)
PCT - paracetamol	18	0,20	0,66	25,9 (1,8 a 2146,7)
E2 - estradiol	14	0,25	0,83	17,06 (1,0 a 75,2)

¹NQ: número de quantificação do total de 145 amostras; ²LD: limite de detecção do método; ³LQ: limite de quantificação do método.

As concentrações dos microcontaminantes nos treze mananciais investigados variaram de 0,03 ng/L (BPA) a 18.098 ng/L (NPX). Avaliando os dados da **Tabela 3**, percebe-se que os analitos mais recorrentes foram BPA e LRT, tendo sido encontrados em todos os mananciais estudados e quantificados em 79 e 72% das amostras, respectivamente. Outros analitos, tais quais GEN, LST e 4OP, também foram quantificados em todos os mananciais, embora em menor frequência. Por sua vez, DXM foi quantificada 45 vezes, mas apenas em mananciais das regiões sul e sudeste. Como citado anteriormente, BPA e LRT foram os analitos mais frequentemente quantificados, tendo sido encontrados em todos os mananciais estudados, em concentrações medianas de 27,7 e 15,6 ng/L respectivamente. Reis *et al.* (2019) quantificaram LRT com uma frequência de 25% na água bruta das ETAs de seu estudo, em concentração que variou de 13,6 a 486 ng/L. Por sua vez, BPA também foi quantificado em água bruta em outros estudos brasileiros Dias (2014) (3,2 a 308,5 ng/L); Quaresma (2014) (0,03 a 67,7 ng/L); Jardim *et al.* (2011) (7,7 a 11,4 ng/L) e Moreira *et al.* (2011) (8,6 a 168,3 ng/L), ainda que em menores concentrações.

A alta frequência de quantificação do plastificante BPA era prevista, visto que esse é um composto amplamente utilizado. Assim como os ftalatos, tal insumo químico é considerado um contaminante onipresente, ressaltando a necessidade de cuidados especiais para minimizar a contaminação das amostras durante a etapa de extração/concentração nos laboratórios de análise. Entretanto, a alta frequência do anti-histamínico LRT foi inesperada porque, apesar de ser um fármaco de venda livre, constituinte de inúmeros antialérgicos e antigripais, não é considerado um fármaco de uso contínuo. Estudos para verificar possíveis consequências da exposição da biota e dos ambientes aquáticos a esses compostos são relevantes, embora ainda escassos (OLIVEIRA *et al.*, 2015; SOUZA, AQUINO e SILVA, 2020; SAMPAIO, 2021; BARÁN, AQUINO e SANSON, 2023).

O gráfico de scores das amostras classificadas entre lântico e lótico (**Figura 1**) possibilita observar a distribuição espacial bidimensional das amostras, enquanto o gráfico de pesos (**Figura 2**) permite observar a distribuição

das variáveis que possuem maior efeito sobre cada uma das componentes — a influência é tanto maior quanto maior for a distância desta ao ponto zero (LLC, 2020). Na **Figura 2**, os dados foram selecionados de acordo com o período de amostragem, seco ou chuvoso. A classificação dos dados se deu pela definição de seca e chuva de cada região (AQUINO, 2020), assumindo que para a Região Norte a estação chuvosa é aquela em que o volume de chuvas supera 200 mm; sendo que para as demais regiões, o período chuvoso é caracterizado por precipitações superiores a 60 mm.

Conforme apresentado no gráfico de scores (**Figura 1**), que classifica as amostras de acordo com o tipo de manancial, observa-se que a maioria das amostras está distribuída de forma homogênea na parte central do gráfico, não sendo possível identificar *clusters*. Nota-se também uma sutil tendência das amostras de mananciais lânticos se situarem preferencialmente no segundo e terceiro quadrantes, ou seja, na

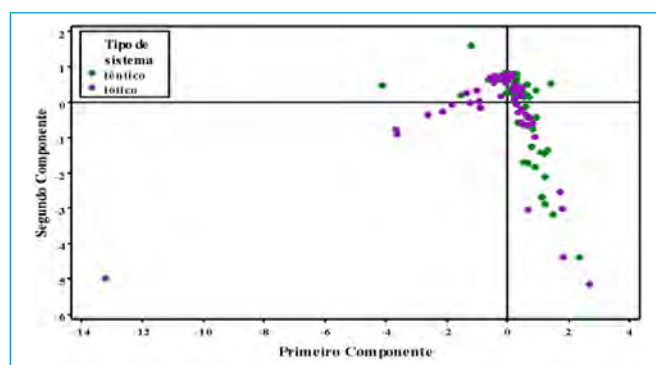


Figura 1 - Scores da Análise de Componentes Principais com as amostras gerais de água bruta classificadas entre mananciais lânticos e lóticos.

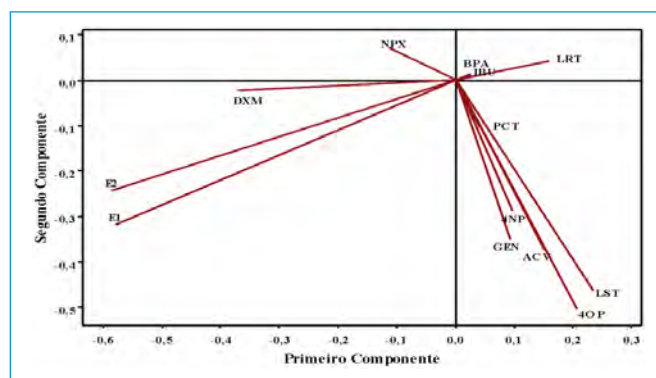


Figura 2 - Pesos Análise de Componentes Principais com as amostras gerais de água bruta classificadas tanto nos mananciais lânticos e lóticos quanto nos períodos de seca e chuva.

parte positiva do eixo da PC1 (primeiro componente). Tais amostras são influenciadas especialmente pelas concentrações mais elevadas de 4OP, LST, ACV, GEN e 4NP, em comparação aos mananciais lóticos. Ainda que essas substâncias (exceto aciclovir) sejam consideradas hidrofóbicas — uma vez que têm valores de log Kow superiores a 4 (LST = 4,01; GEN = 4,7; 4OP = 5,5 e 4NP = 5,76) - as altas concentrações na fase aquosa podem ser devidas a eventos chuvosos com potencial de provocar a mistura e revolvimento de sedimentos que contêm tais contaminantes adsorvidos. Enquanto 4NP foi quantificado em 18,6% (27 amostras), ACV e GEN foram quantificados em 15,2% (22 amostras) e 29% (42 amostras) das amostras, respectivamente. LST e 4OP foram quantificados em mais de 45% das amostras, LST (72,4% — 78 amostras) e 4OP (47,6% — 69 amostras). Apesar dessa diferença, o antiviral ACV foi quantificado em todos os mananciais, exceto no manancial da ETA 2, ao passo que 4NP não foi quantificado nos mananciais das ETAs 4, 9 e 13. Por outro lado, os microcontaminantes GEN, LST e 4OP foram quantificados em todos os mananciais.

Vale destacar que a água bruta das ETAs 9 e 10 continham LST em todas as campanhas de amostragem, sendo que o manancial da ETA 10 continha ainda 4OP em 11 de 12 campanhas. Posto que LST e 4OP são considerados hidrofóbicos ($\log Kow > 4$) não era esperada elevada frequência de detecção nas frações dissolvida da água coletada. Por outro lado, a presença de surfactantes em mananciais pouco preservados pode contribuir para aumentar a solubilidade de compostos hidrofóbicos e a frequência de detecção na água.

Todavia, esse grupo de amostras é muito heterogêneo, abrangendo coletas realizadas em todas as regiões do país, tanto nos períodos seco e chuvoso, dificultando assim o estabelecimento de relações nítidas e inequívocas. Dentre essas amostras têm-se algumas coletadas no período chuvoso da Região Norte (precipitação média mensal de 505 mm), e outras da Região Nordeste coletadas tanto no período seco (precipitação mensal média menor que 50 mm) quanto no chuvoso (precipitação mensal média maior que 200 mm).

No gráfico de pesos (**Figura 2**), é possível analisar como as concentrações dos fármacos e DE influenciam as componentes principais. As principais variáveis que afetaram a PC1 foram os estrogênios E1 e E2 e, em menor intensidade,

o anti-inflamatório corticoide DXM, cujas maiores concentrações são majoritariamente em manancial lótico no período seco. Em relação à PC2, os analitos mais influentes foram 4OP, LST, ACV, GEN e 4NP, com maiores concentrações em mananciais do tipo lântico e mais frequentemente quantificadas no período chuvoso. Tais compostos, exceto o ACV cuja frequência de detecção foi igual nos dois tipos de mananciais, foram quantificados principalmente em mananciais lânticos, com frequência de 62,3, 53,8, 52,4 e 74,1% para 4OP, LST, GEN e 4NP, respectivamente.

Na **Figura 3**, é possível observar um *cluster* de amostras do período seco, no quarto quadrante, associadas com altas concentrações de E1, E2 e DXM. Destaque para a amostra situada na extremidade a esquerda do quarto quadrante, correspondente a um manancial da Região Sul, que contém as maiores concentrações de E1 e E2 e a segunda maior concentração de DXM dentre todas as amostras, como indica a comparação entre os gráficos de scores e pesos. Ainda sobre o quarto quadrante, todos os pontos são pertencentes ao período seco e coletados em ambiente lótico, todos das regiões Sul e Sudeste.

Ao comparar as **Figuras 1 e 3**, percebe-se que as amostras classificadas de acordo com o tipo de manancial estão ligeiramente mais bem organizadas em *clusters*. Percebe-se clara relação entre algumas amostras de manancial lótico do período seco com maiores concentrações dos hormônios E1 e E2, que estão relacionados entre si, possivelmente devido à possibilidade de degradação de estradiol (E2) em estrona (E1) (RIBEIRO, 2010; QUEIROZ *et al.*, 2012). As concentrações medianas foram calculadas em 15,0 e 13,3 ng/L para o E1 e

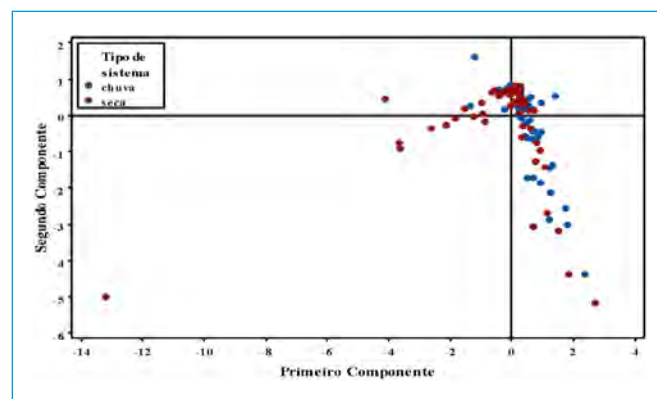


Figura 3 - Scores da Análise de Componentes Principais com as amostras gerais de água bruta classificadas nos períodos de seca e chuva.

em 1,1 e 17,6 ng/L para o E2 nos mananciais lânticos e lóticos, respectivamente. Ambos compostos tiveram maiores frequências de quantificação em mananciais lóticos (65,6 e 92,9% para E1 e E2, respectivamente), sendo suas concentrações máxima e mediana (279,4 e 14,5 ng/L para E1 e 75,3 e 17,1 ng/L para E2) condizentes com as concentrações encontradas por outros pesquisadores brasileiros (JARDIM *et al.*, 2011; MOREIRA *et al.*, 2011; DIAS, 2014; QUARESMA, 2014).

É importante destacar que a mobilidade dessas substâncias estrogênicas no solo é considerada baixa devido ao fato de os valores de Koc serem superiores a 1000 (Koc varia de 457 a 18000 para E1 e 30000 para E2). Tal fato é reflexo direto da moderada (para o E1 o log Kow = 3,13) e elevada (para o E2 o log Kow = 4,01) hidrofobicidade de tais compostos, que favorece sua interação com a matéria orgânica presente nos solos e sedimentos. A relação entre as maiores concentrações desses hormônios, principalmente em mananciais lóticos no período chuvoso, pode ser atribuída ao fato de que em mananciais lóticos há o revolvimento de sedimentos e aporte de solo contaminado com excretas de mamíferos (ex. pastos), com eventual redissolução de compostos adsorvidos para a massa líquida em função do maior volume de água e deslocamento do equilíbrio de adsorção. De forma contrária, no período seco há menor volume nos corpos hídricos provocando a concentração de tais substâncias na água, principalmente aquelas aportadas via lançamento de esgoto sanitário.

4. CONCLUSÃO

O monitoramento de 24 microcontaminantes em mananciais superficiais que abastecem 13 ETAs nas 5 macrorregiões do

Brasil indicou que 13 contaminantes foram detectados em pelo menos 10% das amostras. O único microcontaminante não detectado em nenhuma amostra foi o fármaco cafeína (CAF), o que descredencia seu uso como marcador de contaminação antrópica. O plastificante bisfenol A (BPA) foi o composto encontrado com maior frequência (79% das amostras), em concentrações que variaram de 0,7 a 3257,1 ng/L (mediana = 27,7 ng/L). Apesar da elevada prevalência ambiental do BPA, a sua concentração mediana nos mananciais brasileiros é cerca de 90 vezes inferior ao valor guia estabelecido pela União Europeia para águas destinadas ao abastecimento público.

O anti-histamínico LRT, o anti-hipertensivo LST, o insumo químico octilfenol (4-OP) e o antiinflamatório esteroide DXM completam a lista dos 5 compostos mais frequentemente detectados (31 a 72,4%), em concentrações que variaram de 13,4 a 84,1 ng/L (para LRT), de 3,4 a 1457,5 ng/L (para LST), de 0,5 a 235,0 ng/L (para 4OP) e de 23 a 6249,4 ng/L (para DXM). A elevada frequência de detecção desses compostos em águas superficiais evidencia a necessidade de estudos de avaliação de risco à biota e população humana para tais compostos.

Apesar da formação de *clusters* na distribuição das amostras de ambiente lótico e lântico no período seco, devido às altas concentrações de E1, E2, DXM, LST, 4OP, ACV, GEN e 4NP, a maior parte dos dados se dispôs de forma homogênea, não sendo possível indicar claras relações entre os analitos e o tipo de manancial. Em relação à sazonalidade climática, as maiores concentrações dos microcontaminantes E1, E2 e DXM foram decisivas para a formação de *cluster* de amostras no período seco.

REFERÊNCIAS

ALVES, M.C.P.; SANSON, A.L.; QUARESMA, A.V.; FREITAS, M.G.; AFONSO, R.J.C.F.; AQUINO, S.F. Occurrence and removal of drugs and endocrine disruptors in water supply systems in the metropolitan region of Belo Horizonte (Minas Gerais State, Brazil). *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 194, n. 7, p. 473, 2022. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10130-8>

AQUINO, S.F. *Avaliação da presença de fármacos e desreguladores endócrinos em águas para consumo humano e mananciais de abastecimento*. Ouro Preto: [s.n.], 2020.

ARRUDA, P.; SCALIZE, P.S.; SANSON, A.; ALVES, M.; AQUINO, S. Estudo da preseça de fármacos em manancial de abastecimento público no estado de Goiás/BR. 15o Congresso da Água da APRH, p. 1-5, 2021. Disponível em: www.aprh.pt/congressoagua2021/docs/15ca_52.pdf. Acesso em: 13 set. 2023.

BARÁN, T.W.; AQUINO, S.F.; SANSON, A.L. Avaliação de risco ambiental de fármacos e desreguladores endócrinos presentes no esgoto sanitário brasileiro. *Revista DAE*, v. 71, p. 120-132, 2023. <https://doi.org/10.36659/dae.2023.026>

- CHAVES, J.R.; TEIXEIRA, L.C.G.M.; MENDONÇA, N.M.; AQUINO, S.F. Investigação de cafeína, Genfibrozila, Bezafibrato, Metformina, Prometazina e Loratadina em águas de sistema de abastecimento público. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 26, n. 6, p. 1143-1154, 2021. <https://doi.org/10.1590/S1413-415220200352>
- CORRÊA, J.M.M.; Sanson, A.L.; Machado, C.F.; Aquino, S.F.; Afonso, R.J.C.F. Occurrence of contaminants of emerging concern in surface waters from Paraopeba River Basin in Brazil: seasonal changes and risk assessment. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 28, n. 23, p. 30242-30254, 2021. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-12787-z>
- Costa JUNIOR, I.L.; Machado, C.S.; Plestch, A.L.; Torres, Y.R. Cafeína, um marcador antropogênico de poluição ambiental - Revisão. In: PANIAGUA, C.E.S. (Org.). *Química: debate entre a vida moderna e o meio ambiente*. Ponta Grossa: Atena, 2021, p. 110-131. <https://doi.org/10.22533/at.ed.78321120412>
- DIAS, R.V.A. Avaliação da ocorrência de microcontaminantes emergentes em sistemas de abastecimento de água e da atividade estrogênica do etinilestradiol. 2014. 177 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2014.
- DI BERNARDO, L.; DANTAS, A.D.B. *Métodos e Técnicas de Tratamento de Água*. 2. ed. São Carlos: Rima, 2005.
- EU. Directive (EU) 2020/2184 of the European Parliament and of the Council of 16 December 2020 on the Quality of Water Intended for Human Consumption. Brussels, Belgium, 2020.
- FARTO, C.D.; ATHAYDE Júnior, G.B.; Sena, R.F.; Rosenhaim, R. Contaminantes de preocupação emergente no Brasil na década 2010-2019 - Parte I: ocorrência em diversos ambientes aquáticos. *Revista de Gestão de Água da América Latina*, v. 18, n. 1, p. 6-10, 2021. <https://doi.org/10.21168/regav.18e6>
- FAZOLO, A.; Batista, L.F.A.; Nonaka, F.M.; Sanson, A.L.; Alves, M.C.P.; Afonso, R.J.C.F.; Aquino, S.F. Assessment of Conventional Full-Scale Treatment for the Removal of Endocrine Disruptors and Pharmaceuticals Present in the Tibagi River (Paraná State, Brazil). *Frontiers in Environmental Science*, v. 9, n. September, p. 1-12, 2021. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.715772>
- FILIZOLA, H.F.; Ferracini, V.L.; Sans, L.M.A.; Gomes, M.A.F.; Ferreira, C.J.A. Monitoramento e avaliação do risco de contaminação por pesticidas em água superficial e subterrânea na região de Guaíra. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 37, n. 5, p. 659-667, 2002. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2002000500011>
- JARDIM, W.F.; MONTAGNER, C.C.; PESCARA, I.C.; UMBUZEIRO, G.A.; DI DEA BERGAMASCO, A.M.; ELDRIDGE, M.L.; SODRÉ, F.F. An integrated approach to evaluate emerging contaminants in drinking water. *Separation and Purification Technology*, v. 84, p. 3-8, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2011.06.020>
- LLC. Minitab. Disponível em: www.minitab.com. Acesso em: 03 abr. 2023.
- MONTAGNER, C.C.; Umbuzeiro, G.A.; Pasquini, C.; Jardim, W.F. Caffeine as an indicator of estrogenic activity in source water. *Environmental Science: Processes & Impacts*, v. 00, p. 1866-1869, 2014. <https://doi.org/10.1039/C4EM00058G>
- MONTAGNER, C.C.; VIDAL, C.; ACAYABA, R.D. Contaminantes emergentes em matrizes aquáticas do Brasil: cenário atual e aspectos analíticos, ecotoxicológicos e regulatórios. *Química Nova*, v. 40, n. 9, p. 1094-1110, 2019. <https://doi.org/10.21577/0100-4042.20170091>
- MOREIRA, M.; AQUINO, S.; COUTRIM, M.; SILVA, J.; AFONSO, R. Determination of endocrine-disrupting compounds in waters from Rio das Velhas, Brazil, by liquid chromatography/high resolution mass spectrometry (ESI-LC-IT-TOF/MS). *Environmental Technology*, v. 32, n. 12, p. 1409-1417, 2011. <https://doi.org/10.1080/09593330.2010.537829>
- OLIVEIRA, L.L.D.; Antunes, S.C.; Gonçalves, F.; Rocha, O.; Nunes, B. Acute and chronic ecotoxicological effects of four pharmaceuticals drugs on cladoceran *Daphnia magna*. *Drug and Chemical Toxicology*, v. 0545, p. 1-9, 2015. <https://doi.org/10.3109/01480545.2015.1029048>
- QUARESMA, A.V. Monitoramento de microcontaminantes orgânicos por métodos cromatográficos acoplados à espectrometria de massa e elementos inorgânicos por fluorescência de raios - X por Reflexão Total nas Águas da Bacia do Rio Doce. 2014. 188 f. Dissertação (Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2014.
- QUEIROZ, F.B.; BRANDT, E.M.F.; AQUINO, S.F.; CHERNICHARO, C.A.L.; AFONSO, R.J.C.F. Occurrence of pharmaceuticals and endocrine disruptors in raw sewage and their behavior in UASB reactors operated at different hydraulic retention times. *Water Science and Technology*, v. 66, n. 12, p. 2562-2569, 2012. <https://doi.org/10.2166/wst.2012.482>
- REIS, E.O.; FOUREAUX, A.F.S.; RODRIGUES, J.S.; MOREIRA, V.R.; LEBRON, Y.A.R.; SANTOS, L.V.S.; AMARAL, M.C.S.; LANGE, L.C. Occurrence, removal and seasonal variation of pharmaceuticals in Brazilian drinking water treatment plants. *Environmental Pollution*, v. 250, p. 773-781, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.04.102>
- RESENDE, A.V. Agricultura e qualidade da água: contaminação da água por nitrato. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2002.
- RIBEIRO, A.R.; . Microbial degradation of 17 β -estradiol and 17 α -ethinylestradiol followed by a validated HPLC-DAD method. *Journal of Environmental Science and Health*, n. 45, p. 265-273, 2010. <https://doi.org/10.1080/03601231003704523>
- SAMPAIO, L.L.G. *Shedding light* sobre a toxicidade de mistura de poluentes na biota aquática vegetal: um estudo *Allium cepa* L. 2021. 50 f. Dissertação (Mestrado em Conservação de Recursos Naturais do Cerrado). Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano - Campus Urutaí, Urutaí, 2021.

SANSON, A.L.; Baeta, B.E.L.; Rodrigues, K.L.T.; Afonso, R.J.C.F. Equipamento de baixo custo para extração em fase sólida em amostras aquosas de grande volume utilizando pressão positiva de N₂. *Química Nova*, v. 37, n. 1, p. 150-152, 2014. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422014000100024>

SANTOS, G.R.; Reis, D.; Santos, I.; Lima, L.; Rocha, C.; Castro, P.; Lobo, F.; Santiago, A.; Silva, G. Assessment of Gualaxo do Norte River water quality (Minas Gerais, Brazil) affected by the dam breach of Fundão utilizing exploratory multivariate techniques. *Environ Monit Assess*, v. 195, n. 2, p. 337, 2023. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10907-x>

SOUZA, C.C.; AQUINO, S.F.; SILVA, S.D.Q. Ensaios toxicológicos aplicados à análise de águas contaminadas por fármacos. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 25, n. 2, p. 217-228, 2020. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522020183632>

TEIXEIRA, L.C.G.M.; Chaves, J.R.; Mendonça, N.; Sanson, A.L.; Alves, M. C.P.; Afonso, R.J.C.F.; Aquino, S.F. Occurrence and removal of drugs and endocrine disruptors in the Bolonha Water Treatment Plant in Belém/PA (Brazil). *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 193, n. 5, p. 1-17, 2021. <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09025-x>

USEPA. *Contaminant Candidate List (CCL) and Regulatory Determination*. Disponível em: <https://www.epa.gov/ccl/contaminant-candidate-list-5-ccl-5>. Acesso em: 13 set. 2023.

VÁSQUEZ-TAPIA, I.; SALAZAR-MARTÍNEZ, T.; ACOSTA-CASTRO, M.; MELÉNDEZ-CASTOLO, K.A.; MAHLKNECHT, J.; CERVANTES-AVILÉS, P.; CAPPARELLI, M.V.; MORA, A. Occurrence of emerging organic contaminants and endocrine disruptors in different water compartments in Mexico – A review. *Chemosphere*, v. 308, Pt. 1, p. 12, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136285>



Biodegradabilidade aeróbia e caracterização de efluentes de sistema UASB-lodos ativados alimentado com resíduos da produção de etanol de 1ª e 2ª geração

Aerobic biodegradability and characterization of effluents from anaerobic-aerobic treatment system fed with effluents from 1st and 2nd generation ethanol distillery

Paula Fontoura Procópio¹ , Oscar Fernando Herrera Adarme¹ , Sérgio Francisco de Aquino^{2*} 

RESUMO

Este estudo avaliou o tratamento combinado de vinhaça e hidrolisado hemicelulósico (HH) – efluentes gerados na produção de etanol de 1ª e 2ª geração - em um sistema anaeróbio-aeróbio. O sistema foi alimentado continuamente com vinhaça e HH em uma proporção de 75 - 25% (v/v) e consistiu em um reator anaeróbio de dois estágios (posteriormente operado como reator metanogênico de um único estágio), seguido de um sistema aeróbio de lodos ativados. Sob condições ótimas (TDH = 12h), o pós-tratamento aeróbio resultou em eficiência de remoção de demanda química de oxigênio (DQO) de 62 ± 9%, com eficiência global do sistema (anaeróbio + aeróbio) de 88 ± 3%. Em relação à biodegradabilidade, o efluente do reator anaeróbio em dois estágios apresentou elevada recalcitrância, levando à necessidade de adição de glicose no início do processo para facilitar a adaptação dos microrganismos aeróbios ao efluente. Já com o reator anaeróbio em apenas um estágio, seu efluente tem maior concentração de ácidos graxos voláteis (AGVs), mais biodegradáveis, o que levou a um aumento na eficiência do pós-tratamento. A caracterização qualitativa mostrou que a maioria dos compostos identificados no afluente foi eficientemente removida pelos microrganismos aeróbios, restando apenas pequenas concentrações de ácidos graxos de cadeia longa (AGCL), estigmasterol e compostos aromáticos no efluente final. O sistema de lodos ativados mostrou-se adequado para funcionar como pós-tratamento da codigestão anaeróbia de vinhaça e HH, sendo capaz de lidar com as flutuações na operação do sistema anaeróbio e fornecer um efluente final de qualidade estável.

Palavras-chave: vinhaça; hidrolisado hemicelulósico; digestão anaeróbia; cromatografia; espectrometria de massas; pós-tratamento.

ABSTRACT

This paper examines the co-treatment of vinasse and hemicelluloses hydrolysate (HH), both effluents generated during 1st and 2nd generation ethanol production, on an anaerobic-aerobic treatment system. The system was continuously fed with vinasse and HH on a 75 - 25% (v/v) proportion and consisted of a two-stage anaerobic reactor (which was later operated as a single-stage methanogenic reactor), followed by an activated sludge aerobic system. Under optimal conditions (HRT = 12h), the aerobic post-treatment achieved a COD removal efficiency of 62 ± 9%, resulting in a global system efficiency (anaerobic + aerobic) of 88 ± 3%. Regarding biodegradability, effluents from the two-stage anaerobic reactor presented high recalcitrance, requiring glucose addition at the beginning of operation to facilitate adaptation of aerobic microorganisms to the effluent. However, when operating as a single stage, the anaerobic effluent was rich in volatile fatty acids (VFAs), which are more biodegradable, leading to an increase in post-treatment efficiency. Most of the compounds identified on the qualitative analyses were efficiently removed by aerobic microorganisms, although small concentrations of long-chain fatty acids (LCFA), stigmasterol, and aromatics remained in the final effluent. Overall, activated sludge proved to be a suitable post-treatment for the co-digestion of vinasse and HH, ensuring stable effluent quality despite anaerobic treatment fluctuations.

Keywords: vinasse, hemicelluloses hydrolysate, anaerobic digestion, chromatography, mass spectrometry, post-treatment.

¹Universidade Estadual de Campinas - Campinas (SP), Brasil.

²Universidade Federal de Ouro Preto - Ouro Preto (MG), Brasil.

*Endereço para correspondência: Departamento de Química - Universidade Federal de Ouro Preto - Campus Morro do Cruzeiro. Ouro Preto, MG. CEP: 35400-000. e-mail: sergio@ufop.edu.br.

1. INTRODUÇÃO

O elevado crescimento populacional, o rápido desenvolvimento tecnológico e as mudanças climáticas são fatores que apresentam, como desafios comuns, o aumento das demandas por água e energia. O acesso à água tem sido dificultado não só em termos de quantidade, mas também de qualidade, uma vez que os corpos hídricos são os principais receptores de efluentes domésticos e industriais. Adicionalmente, com a crescente demanda por energias limpas, busca-se cada vez mais dissociar-se da dependência dos combustíveis fósseis. O uso de efluentes e resíduos como matéria-prima para a produção de biocombustíveis, como o biogás e o etanol de segunda geração (2G), é uma estratégia que aborda simultaneamente esses dois problemas, ganhando destaque no cenário atual.

Considerando-se a elevada capacidade de produção de biomassa do Brasil, o país tem o potencial para liderar, no cenário internacional, a estratégia de descarbonização por meio de biorrefinarias. O etanol de cana-de-açúcar pode ser citado como principal exemplo desse tipo no Brasil, sendo uma indústria já consolidada e com a maior produção mundial de etanol a partir desse substrato (PARSAEE, KIANI e KARIMI, 2019). No entanto, ainda existem questões ambientais que precisam ser observadas, como, por exemplo, a destinação dos efluentes gerados no seu processo produtivo. O presente trabalho buscou investigar o tratamento biológico de dois desses efluentes, os quais possuem elevado teor de matéria orgânica de difícil degradação: a vinhaça, gerada no processo de destilação do etanol, e o hidrolisado hemicelulósico (HH), gerado no pré-tratamento hidrotérmico realizado com o bagaço de cana para viabilizar a produção de etanol lignocelulósico (2G).

A digestão anaeróbia mostra-se como uma boa alternativa para o tratamento desses efluentes, sendo capaz de remover a maior parte dessa carga orgânica, transformando-a em biogás. Diversos estudos têm investigado a degradação anaeróbia da vinhaça (EVANGELISTA *et al.*, 2019; FERRAZ JUNIOR *et al.*, 2016; MORAES *et al.*, 2015; SANTOS *et al.*, 2017), no entanto, são raros os estudos que avaliam o tratamento do HH (BAÊTA *et al.*, 2016; PASSOS *et al.*, 2016), o qual é relevante para aumentar a viabilidade da produção de etanol 2G. Adarme *et al.* (2019)

demonstraram a possibilidade de tratamento conjunto dos dois efluentes supracitados, por meio da codigestão. Contudo, o efluente anaeróbio gerado nesse processo ainda possui carga orgânica significativa, tornando importante um pós-tratamento que viabilize o descarte adequado desses efluentes no ambiente.

O pós-tratamento biológico aeróbio, como o de lodos ativados, é indicado, pois permite uma complementação das reações bioquímicas, resultando na degradação de compostos que, no geral, são dificilmente degradados em ambientes anaeróbios. Além disso, o sistema de lodos ativados é amplamente utilizado em escala real para o tratamento de efluentes industriais, uma vez que é um sistema robusto e capaz de lidar com alterações nas condições dos efluentes (TRAN *et al.*, 2022), problema que é comum no tratamento da vinhaça (MORAES *et al.*, 2015).

Indo além da eficiência e eficácia do pós-tratamento em lodos ativados, este trabalho busca discutir as diferentes características do efluente do sistema anaeróbio, que variam conforme sua configuração e forma de operação, e entender como essas características afetam o funcionamento do pós-tratamento aeróbio. Foram simuladas condições amplamente utilizadas na indústria e avaliada a eficiência do pós-tratamento dos pontos de vista quantitativo e qualitativo.

2. METODOLOGIA

Durante 7 meses, foi operado um sistema de tratamento em escala de bancada, composto por um digestor anaeróbio seguido de um sistema de lodos ativados (**Figura 1**). O sistema foi alimentado com uma mistura de vinhaça e hidrolisado hemicelulósico (75 – 25% em volume), conforme otimizado por Adarme *et al.* (2019), devidamente diluída para obter a Carga Orgânica Aplicada (COA) desejada. A vinhaça foi obtida diretamente em uma usina de produção de etanol 1G e mantida congelada até o uso. Já o hidrolisado foi produzido no próprio laboratório (LQTA-UFOP) a partir do pré-tratamento hidrotérmico do bagaço de cana, de acordo com as condições otimizadas por Baêta *et al.* (2016).

A operação do sistema ocorreu em temperatura mesofílica e em três fases, nas quais foram variadas a configuração dos reatores e os parâmetros operacionais. Na Fase I,

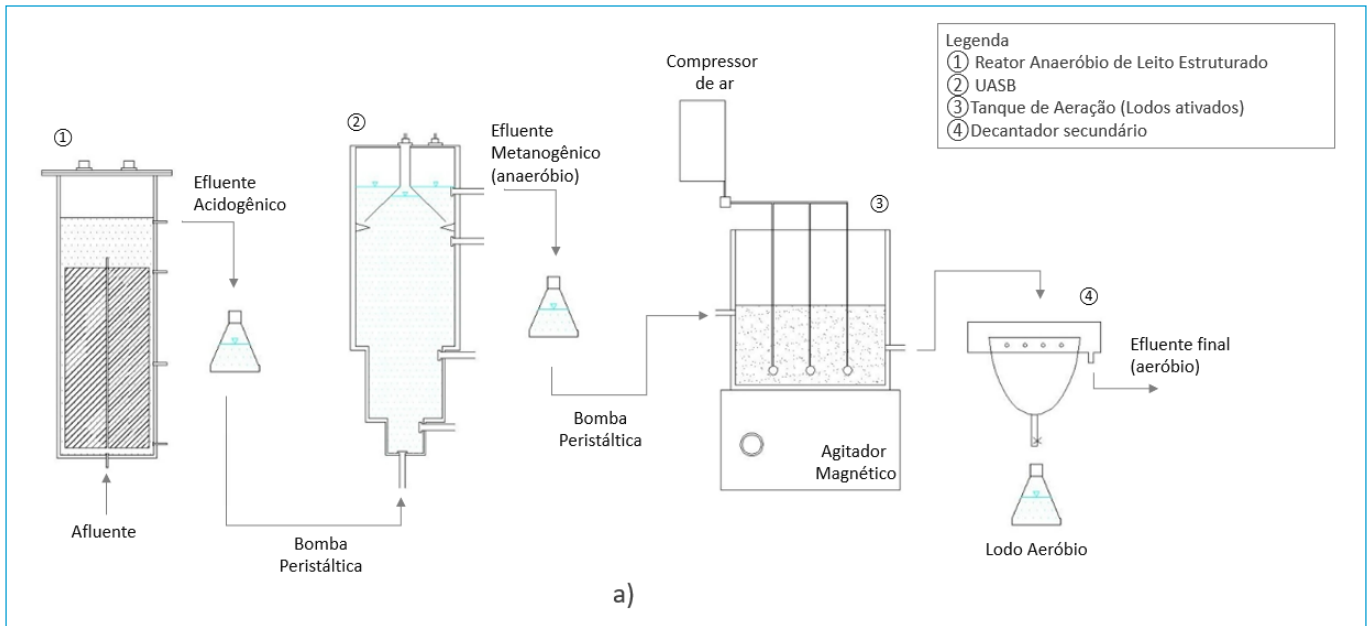


Figura 1 - Diagrama representando a configuração do sistema de tratamento em bancada.

o sistema anaeróbio foi operado em dois estágios, com um reator acidogênico de 1,8 L de volume útil, de leito estruturado, seguido por um reator metanogênico tipo UASB com volume útil de 2,3 L. O primeiro foi operado com tempo de detenção hidráulica (TDH) de 8 horas e COA de 8,2 gDQO/(L.d). Por sua vez, a operação do reator UASB foi realizada em TDH de 22 horas e COA aproximada de 3,5 gDQO/(L.d). O efluente do reator acidogênico teve seu pH ajustado para 7 antes da alimentação do reator UASB.

Após identificada a estabilização do sistema de lodos ativados, o primeiro estágio da digestão anaeróbia foi retirado de funcionamento, e esta passou a ser realizada em estágio único, no reator UASB (metanogênico), com TDH de 22h e COA de 8,2 g.DQO/(L.d). Observa-se que a COA ao sistema anaeróbio foi a mesma nas duas configurações do sistema. Contudo, visto que o TDH total do sistema foi alterado, foi necessário reduzir a diluição inicial da solução de vinhaça e HH em mais da metade do fator utilizado na Fase I. Dessa forma, a DQO afluente aplicada ao sistema anaeróbio na Fase I foi de 1,5 g.L⁻¹ e, na Fase II, de 3,5 g.L⁻¹.

O pós-tratamento aeróbio ocorreu em um sistema de lodos ativados operado de forma contínua, com tanque aerado (TA) seguido de decantador secundário e com recirculação manual de lodo. Parte do lodo de retorno foi descartada diariamente para garantir a idade do lodo entre 8 e 10 dias. O TDH e COA

do pós-tratamento foram variados como mostra a **Tabela 1**. Vale ressaltar que a COA do pós-tratamento é diretamente dependente da eficiência do tratamento anaeróbio.

Na Fase I, foi realizada a aclimação dos microrganismos aeróbios ao efluente. Para isso, a alimentação do sistema de lodos ativados foi realizada, a princípio, com o efluente anaeróbio diluído. Além disso, durante a maior parte do período de operação, foi adicionada glicose à solução de alimentação como forma de estimular o metabolismo dos microrganismos aeróbios. A diluição e a quantidade de glicose adicionada foram gradualmente reduzidas, na Fase I, conforme mostra a **Tabela 2**. A partir da Fase II foram mantidas as condições de alimentação aplicadas na Fase I e, até que, nos últimos 27 dias de operação do sistema, a adição de glicose não foi mais realizada.

Conforme mencionado anteriormente, os afluentes e efluentes do sistema aeróbio foram caracterizados quantitativa e qualitativamente. Análises de demanda química de oxigênio (DQO) e bioquímica de oxigênio (DBO) de oxigênio e sólidos suspensos voláteis (SSV) foram realizadas ao longo dos estudos para controle operacional do sistema. Além da DQO, o teor de fenóis e de alguns ácidos graxos voláteis (AGVs) foram quantificados, permitindo um melhor entendimento do funcionamento do sistema como um todo, e sendo capazes de indicar, principalmente, problemas no

tratamento anaeróbio. Para caracterização qualitativa foram utilizadas técnicas como a varredura em UV-Vis e a cromatografia gasosa acoplada à espectrometria de massas (GC-MS).

As análises de SSV e DQO foram realizadas de acordo com os métodos descritos no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005). Compostos fenólicos foram quantificados pelo método *Folin-Ciocalteu*. As análises de açúcares e ácidos orgânicos foram realizadas por meio de cromatografia líquida de alta performance (HPLC), e a identificação de compostos orgânicos de interesse, por GC-MS em um equipamento da marca Shimadzu, modelo GCMS-QP2010. As amostras analisadas em GC-MS foram extraídas em baixa temperatura (-8°C), em acetonitrila, e derivatizadas com *N,O-bis(trimethylsilyl)trifluoroacetamida* (BSTFA). A varredura em UV-Vis, por sua vez, foi realizada em um espectrofotômetro Shimadzu SPD-10AV. Detalhes dos procedimentos analíticos citados neste trabalho podem ser vistos em Procópio (2021).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados obtidos para DQO e eficiência do pós-tratamento aeróbio são mostrados na **Figura 2**. Com base nesses resultados, considera-se que as condições ótimas de operação foram observadas na Fase III, quando o sistema operou com a maior COA, menor diluição e obteve a menor DQO média no efluente ($414,3 \pm 95 \text{ mg/L}$). A eficiência

Tabela 1 - Condições de operação do sistema de lodos ativados nas três fases.

Fase	Período de operação (d)	TDH (h)	COA (gDQO/L.d)
I	93	12	0,73
II	58	24	1,90
III	59	12	2,82

Tabela 2 - Variação nas condições de alimentação do reator durante a Fase I (com TDH constante de 12 h).

Fase de Operação	Tempo de operação (d)	Diluição ($v_{\text{eff}}/v_{\text{água}}$)	Concentração de glicose (mg.L^{-1})
Ia	13	50:50	0
Ib	10	50:50	500
Ic	17	50:50	250
Id	27	100:00	250
Ie	26	100:00	100

média do sistema aeróbio nessa fase foi de $62 \pm 9\%$, e a eficiência global do sistema combinado foi de $88 \pm 3\%$. Os valores obtidos estão de acordo com estudos similares realizados na literatura, como os de Ghosh, Ganguli e Tripathi (2002) e os citados por Cooper *et al.* (2020).

Em um sistema anaeróbio de duplo estágio, como o operado na Fase I, as etapas da digestão anaeróbia são fisicamente divididas em dois reatores, permitindo a seleção de diferentes microrganismos por meio da adoção de condições de operação mais adequadas a cada etapa (ADARME *et al.*, 2022). Dessa forma, tem-se um primeiro reator, responsável por degradar compostos orgânicos maiores e mais complexos, convertendo-os a AGVs, principalmente ácido acético (etapas de hidrólise, acidogênese e acetogênese). O segundo reator, metanogênico, recebe o efluente acidogênico e converte seus compostos em metano (RAJENDRAN *et al.*, 2020). Sendo assim, pode-se dizer que o reator acidogênico otimiza as etapas iniciais da digestão anaeróbia, fornecendo ao segundo reator um efluente que pode ser convertido em metano com maior facilidade, refletindo em um afluente de menor carga orgânica para o sistema de pós-tratamento na Fase I.

Contudo, deve-se destacar que esta otimização realizada pelo reator acidogênico não significa que na primeira fase o sistema de lodos ativados recebe um afluente mais biodegradável, sendo, de fato, o oposto. Como o sistema anaeróbio possui maior eficiência funcionando em dois estágios, a maior parte dos compostos biodegradáveis é removida neste sistema. Assim, apesar de a Fase I contar com a menor DQO afluente ao pós-tratamento, esta era composta, principalmente, de compostos recalcitrantes como fenóis e outros derivados de lignina, fato que reforça a importância da adição de glicose no início desta fase.

É interessante observar a resposta dos microrganismos aeróbios às diferentes concentrações de glicose adicionadas (**Tabela 2**). Inicialmente, quando o sistema foi alimentado com efluente reconhecidamente recalcitrante (Fase Ia), a glicose mostrou-se necessária para estimular o metabolismo e crescimento microbiano. De fato, observou-se rápida resposta do sistema, de forma positiva, quando a glicose foi adicionada (Fase Ib), e de forma negativa, quando houve redução em sua concentração (Fase Ic). Contudo, após a quinta fase de operação (67 dias — Fase Ie), as diminuições subsequentes e a retirada total

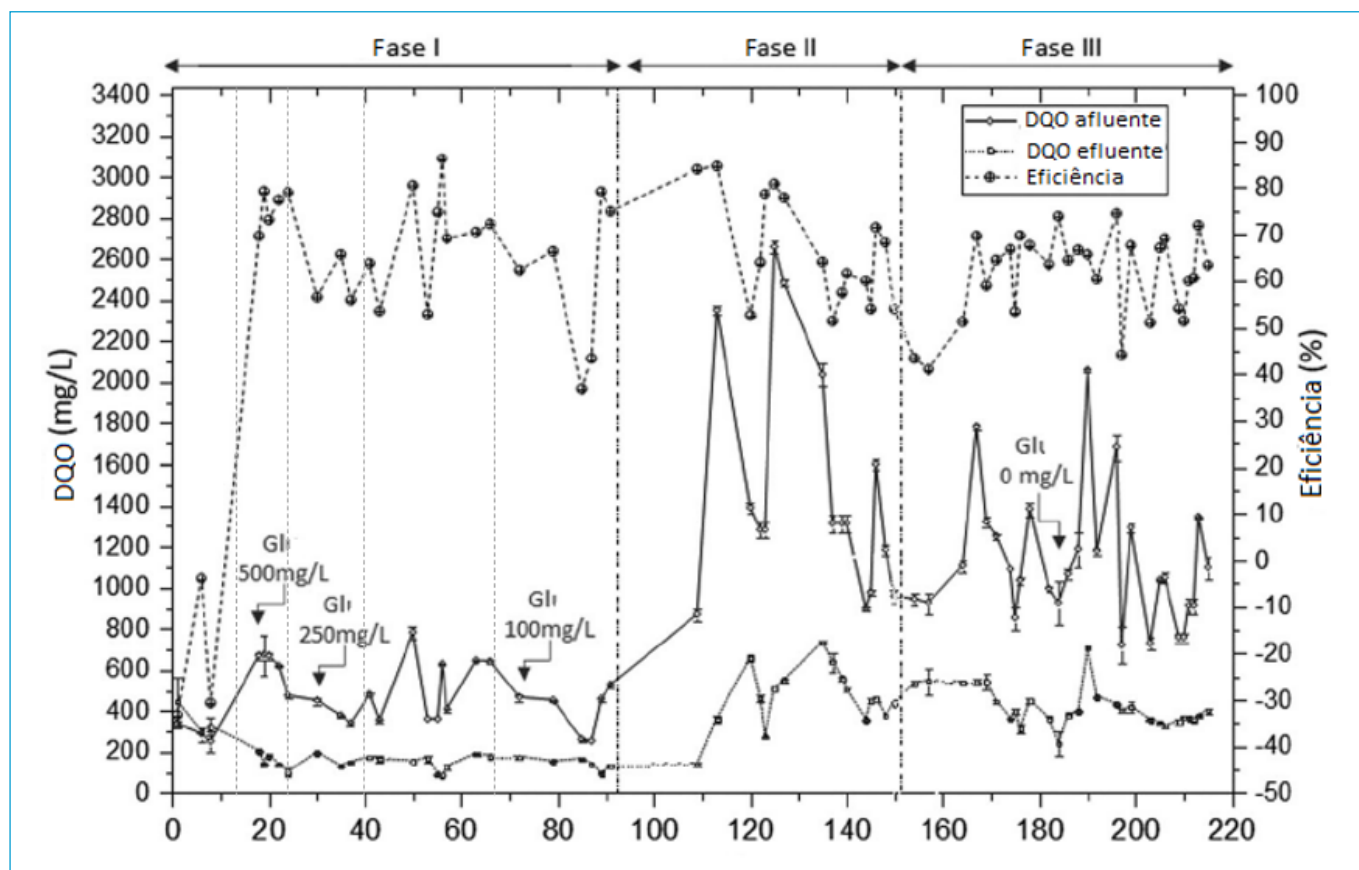


Figura 2 - Variação da concentração de DQO e da eficiência de sua remoção no sistema aeróbio ao longo das 3 fases operacionais.

da glicose ao final da Fase III não causaram efeito negativo no sistema, demonstrando a adaptação dos microrganismos às condições do efluente e indicando que a suplementação de carbono biodegradável não era mais necessária.

Por meio da **Figura 2** é possível observar como a retirada do reator acidogênico da fase anaeróbia resultou em um claro aumento da carga orgânica afluente ao sistema de lodos ativados nas Fases II e III. Isso ocorre tanto devido a uma menor eficiência do reator UASB quando comparado ao sistema de dois estágios, quanto à menor diluição da mistura de vinhaça-HH na alimentação do reator anaeróbio nestas fases. Em relação à diluição da mistura, deve-se destacar que um afluente mais concentrado resultará também em uma maior concentração, dentro do reator, de compostos potencialmente tóxicos e inibidores que podem afetar a eficiência do tratamento e do pós-tratamento.

Identifica-se também uma considerável variação na concentração de DQO do efluente anaeróbio a partir da Fase II (**Figura 2**), o que demonstra a dificuldade do reator UASB

em operar de forma estável com a carga orgânica elevada. Além disso, como explicado anteriormente, com a retirada do reator acidogênico do sistema, todas as etapas da digestão anaeróbia passaram a ser realizadas no reator UASB, tornando a digestão menos estável, visto que se requer um maior controle das condições de operação para garantir que todas as reações bioquímicas necessárias ocorram em equilíbrio.

Nas Fases II e III, apesar de uma maior DQO afluente ao pós-tratamento, a maior parte de sua composição era formada por AGVs, os quais são mais biodegradáveis e, portanto, mais facilmente removidos pelo sistema de pós-tratamento. Os AGVs contribuíram para até 70% da DQO total no efluente anaeróbio, e os principais AGVs encontrados foram os ácidos propiônico e isobutírico, o que pode indicar choque de carga no reator anaeróbio causado por limitações termodinâmicas na digestão anaeróbia (AQUINO e CHERNICHARO, 2005). Desta forma, a eficiência do sistema aeróbio foi maior, em média, nestas duas fases, tendo sido de $65 \pm 13\%$ na Fase II e $62 \pm 9\%$ na Fase III.

É importante destacar que a razão DBO/DQO do afluente ao sistema de lodos ativados é considerada pequena, variando entre 0,33 e 0,44. Após o tratamento aeróbio, este valor é reduzido a $0,06 \pm 0,02$, o que representa um efluente significativamente recalcitrante. Com este resultado, pode-se dizer que o efluente final do sistema apresenta um potencial muito baixo de causar depleção de OD em um corpo hídrico receptor e que qualquer redução adicional de matéria orgânica deve ser perseguida por meio de processos físico-químicos de tratamento.

O sistema de lodos ativados demonstrou-se capaz de lidar com as variações em sua DQO afluente nas Fases II e III, mantendo — e até aumentando — sua eficiência e fornecendo um efluente final com qualidade mais estável. Este fato confirma a importância do uso do sistema de pós-tratamento aeróbio para o polimento do efluente final, sendo essencial o fornecimento de um efluente de qualidade estável quando se considera a aplicação em escala real.

Amostras de afluente e efluente ao sistema de lodos ativados do 207º dia de operação foram analisadas por varredura em um espectrofotômetro de UV-Vis. Os resultados são apresentados na **Figura 3**. Observa-se a degradação completa de substâncias que absorvem a luz entre 325 e 400 nm, o que coincide com os comprimentos de onda normalmente absorvidos por melanoidinas, compostos geradores de cor que são encontrados na vinhaça e no HH. Por outro lado, compostos que absorvem entre 200 e 230 nm persistiram ao tratamento. Esta faixa de absorbância é compatível com a lignina e compostos dela derivados, entre os quais podem ser citados os fenóis. Os maiores picos observados no afluente foram entre 250 e 270 nm, que podem estar relacionados a outros compostos aromáticos, que foram parcialmente degradados no tratamento. O benzeno, por exemplo, comumente apresenta uma banda intensa entre 250 e 275 nm (SOLOMONS, 2001).

Outros indicadores retirados das análises em UV-Vis são os índices E2/E4 (razão entre as absorbâncias a 260 e 400 nm) e E4/E6 (465 e 665 nm). Segundo Shan *et al.* (2016), o aumento na razão E2/E4 após o efluente ser tratado indica a degradação de substâncias húmicas fenólicas a compostos aromáticos carboxílicos mais simples. Já o índice E4/E6, quando elevado, pode ser associado à predominância de moléculas orgânicas menores e alifáticas, em detrimento de estruturas

aromáticas (LU *et al.*, 2020). A **Tabela 3** apresenta os valores médios obtidos para os índices E2/E4 e E4/E6 em amostras de efluente ao pós-tratamento nas Fases I e III, permitindo observar diferenças no efluente final com o sistema anaeróbio operando em dois estágios e na fase ótima de operação.

Os resultados de E2/E4 indicam que as substâncias aromáticas presentes nos efluentes tendem a ser menos complexas na Fase III quando comparadas às observadas na Fase I, o que provavelmente se deve a uma melhor adaptação dos microrganismos aeróbios aos compostos recalcitrantes na fase final da operação. Contudo, os valores obtidos para E4/E6 são similares nas duas fases, indicando que a degradação dos compostos aromáticos na Fase III é apenas parcial e que os microrganismos aeróbios não foram capazes de realizar a quebra do anel aromático mesmo depois de um longo período de adaptação. Conforme será mostrado adiante, o resultado observado nestes indicadores é compatível com o obtido na quantificação de fenóis e nas análises qualitativas realizadas no GC-MS.

Em se tratando de remoção quantitativa de compostos fenólicos, o pós-tratamento resultou em uma eficiência média de 16% na Fase III (**Tabela 4**). A tabela apresenta

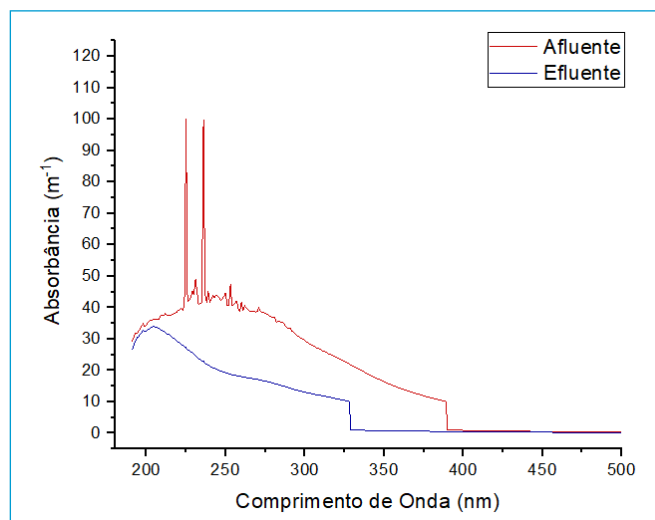


Figura 3 - Espectro UV-Vis para amostras do afluente e efluente do pós-tratamento, coletadas no dia 207.

Tabela 3 - Índices médios E2/E4 e E4/E6 de amostras de efluente aeróbio das Fases I e III de operação.

Índice	Fase I	Fase III
E2/E4	$4,3 \pm 0,1$	$42,5 \pm 1,3$
E4/E6	$4,0 \pm 1,3$	$6,0 \pm 1,8$

também uma estimativa da contribuição dos fenóis para a DQO dos afluentes e efluentes, que foi realizada considerando-se que a DQO teórica do ácido tânico (C76H52O46) é de 1,24gO₂/gC76H52O46. Como já mencionado, o sistema aeróbio não foi eficiente na remoção de fenóis, o que provavelmente se deveu à presença de outros compostos, mais biodegradáveis, que foram prioritariamente consumidos pela microbiota do tanque de aeração. Adicionalmente, observa-se que a contribuição dos fenóis para a DQO do efluente final é significativa. Os resultados indicam também que o sistema possui dificuldade em degradar totalmente os compostos fenólicos, contudo, principalmente na Fase III, é eficiente em reduzir seu tamanho molecular. Este fato pode ser melhor explicado analisando-se a rota metabólica de degradação de fenóis em sistemas aeróbios. Esta ocorre, inicialmente, por meio da inserção de uma hidroxila no anel aromático por uma enzima mono-oxigenase, originando um catecol, que é o principal subproduto da degradação do fenol. A partir deste ponto existem duas rotas de degradação, que irão ocorrer de acordo com a espécie degradadora. Na primeira rota, o anel aromático é quebrado na posição orto por uma enzima 1,2-dioxigenase origina as coenzimas denominadas succinil-CoA e acetil-CoA. A segunda rota ocorre por ação da enzima 2,3-dioxigenase, resultando na formação de piruvato e acetaldeído (RAJANI, 2017; SRIDEVI *et al.*, 2012). Desta forma, para que a biodegradação completa ocorra, é necessário que estejam presentes no sistema microrganismos capazes de produzir as enzimas mono e dioxigenases supracitadas, o que, aparentemente, não ocorreu no sistema aqui avaliado.

Da mesma coleta que originou os resultados das análises em UV-Vis, no 207º dia de operação, foram retiradas amostras para análise em GC-MS, cujos resultados são

Tabela 4 - Variação da concentração de fenóis no sistema de lodos ativados na Fase III.

Dia da amostra	Fenol afluente (mg/L)	Fenol efluente (mg/L)	DQO _{fenóis} afluente (%)	DQO _{fenóis} efluente (%)
192	228,9	202,4	24	54
199	165,3	145,6	16	43
207	227,6	216,5	21	47
210	241,8	138,2	40	47

apresentados na **Figura 4**. A **Tabela 5** apresenta os compostos identificados para cada pico dos cromatogramas obtidos no GC-MS, utilizando-se a comparação dos espectros obtidos com aqueles disponibilizados na biblioteca do National Institute of Standards and Technology (NIST).

A maior parte dos compostos identificados em GC-MS foi completamente degradada no sistema aeróbio. Dentre estes, três grupos principais merecem destaque. Os ácidos graxos de cadeia longa (AGCL), predominantes no efluente anaeróbio, foram significativamente removidos no pós-tratamento aeróbio, observando-se, entretanto, alguma persistência dos AGCL indicados pelos picos 9, 11 e 12. Estes compostos estão presentes no efluente anaeróbio devido, provavelmente, à hidrólise de óleos e gorduras contidos na vinhaça e no HH. Sabe-se, entretanto, que sua remoção é favorecida em sistemas aeróbios, onde são degradados por meio de um metabolismo conhecido como β-oxidação (YADAV e CHANDRA, 2012). É válido destacar também que o ácido octadecadienoico, identificado no pico 10, foi mais bem degradado no sistema aeróbio quando comparado aos Ácidos octadecanoico e hexadecanoico. Isto pode ser explicado pelo fato de o primeiro ser um composto insaturado, o que o torna mais solúvel e, conseqüentemente, facilita o seu transporte para o interior das células, favorecendo sua degradação.

Outro grupo de compostos observado no efluente anaeróbio é constituído de esteroides, identificados nos picos 14, 15, 16, 17 e 18. Estes também foram eficientemente degradados pela microbiota aeróbia, restando apenas uma pequena concentração de Estigmasterol no efluente final. O Estigmasterol é um fitosterol, ou seja, um composto naturalmente presente em tecidos de plantas (XAVIER, CHAMORRO e VIDAL, 2005), incluindo o bagaço de cana.

Por fim, em relação aos compostos aromáticos, destaca-se que o benzeno (pico *d*) não foi identificado no afluente ao sistema de lodos ativados, demonstrando que ele é produzido no sistema, provavelmente em razão da degradação parcial de substâncias aromáticas maiores, o que corrobora com os resultados obtidos no índice E2/E4. O outro composto aromático identificado foi o diisobutil ftalato (pico *a*), que também possui apenas um anel aromático e é um provável subproduto da degradação parcial de compostos aromáticos

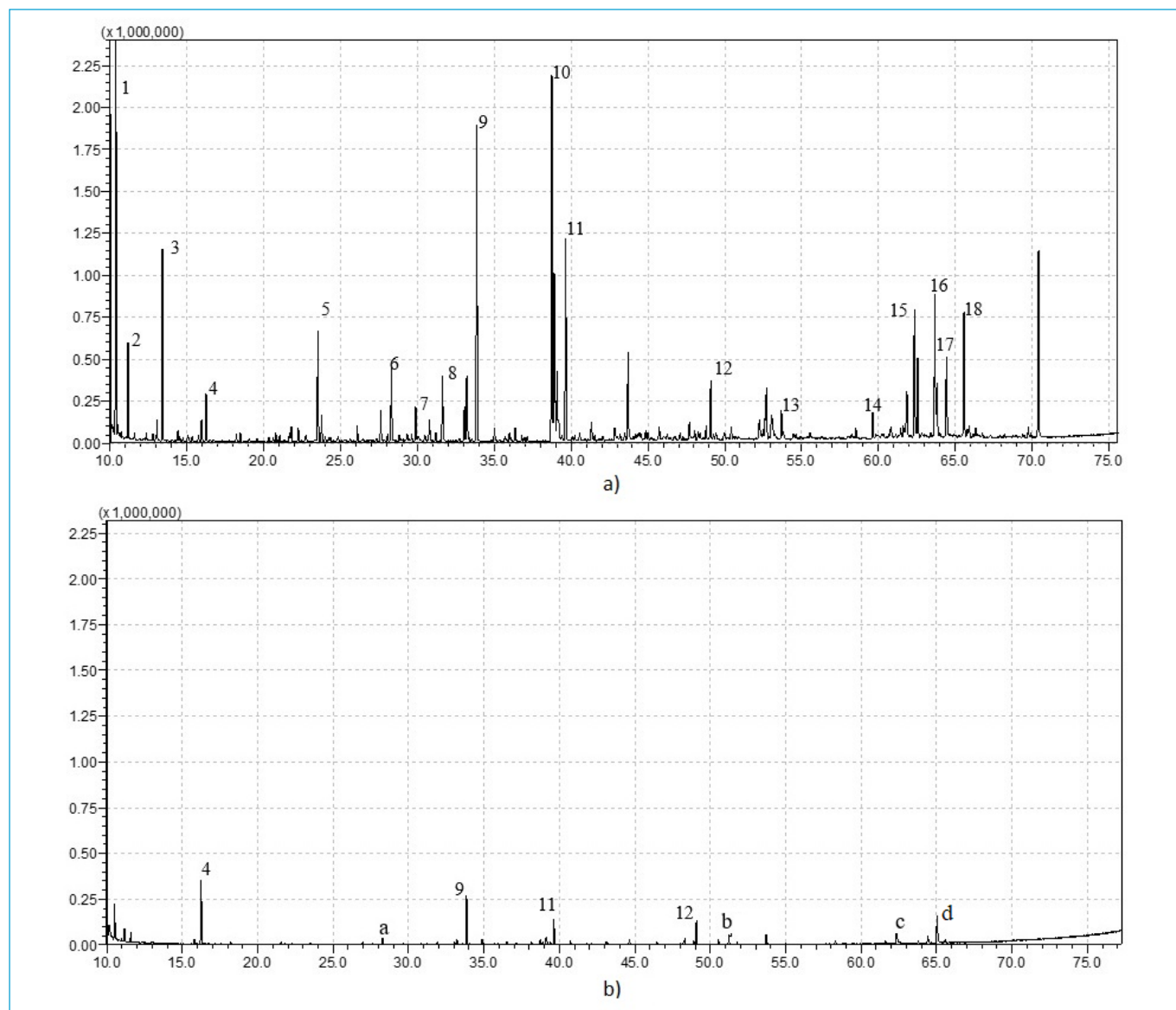


Figura 4 - Cromatogramas obtidos em GC-MS com amostras do (a) afluente e (b) efluente do sistema de lodos ativados, coletadas no dia 207.

maiores, como derivados de lignina. Ambos os compostos aromáticos identificados por meio da GC-MS podem ser classificados como produtos microbianos solúveis (SMP no acrônimo inglês), visto que não estavam presentes na amostra de afluente analisada. Tais resultados estão de acordo com Aquino e Stuckey (2006), que também verificaram o acúmulo de ftalatos e outros compostos aromáticos em sistemas anaeróbios alimentados com substratos simples (ex. glicose e acetato). Entretanto, a análise quantitativa de fenóis indica que há outros compostos aromáticos no efluente, os quais, no entanto, podem não ter sido bem extraídos pelos métodos utilizados, ou cujos picos não foram identificados na comparação dos espectros com a biblioteca NIST.

4. CONCLUSÕES

O estudo revelou que o sistema de lodos ativados é eficaz no polimento de efluentes provenientes de reatores anaeróbios alimentados com resíduos da indústria sucroalcooleira, assegurando um efluente final com baixa carga orgânica biodegradável. Foi observada uma boa capacidade do pós-tratamento em lidar com as diferentes características do efluente anaeróbio, sendo eficaz tanto na presença de efluente altamente recalcitrante (Fase I) quanto mais biodegradável (Fases II e III). Em ambas as fases, constatou-se a dificuldade do sistema em degradar completamente compostos aromáticos. Concentrações residuais de ácidos graxos de cadeia curta (AGVs) e longa (AGCL)

Tabela 5 - Identificação dos compostos detectados nas análises de GC-MS.

Pico	Substância	Intensidade - Afluente (x1000)	Intensidade - Efluente (x1000)
1	Ácido butanodióico	5.538	
4	Ácido adípico	292	352
5	N.I.	671	
6	Ácido adípico, bis-(2,2,6,6-tetrametil-4-piperidil) amida	462	
a	Diisobutil ftalato		37
7	Ácido pentadecanóico	212	
8	Xilitol	388	
9	Ácido hexadecanóico	1.797	269
10	Ácido 9,12-Octadecadienóico	2.070	22
	Ácido 9,12-Octadecadienóico	1.026	30
11	Ácido octadecanóico	1.190	139
12	Ácido Hexadecanóico	380	135
b	N.I.		53
13	Ácido Octadecanóico,	193	56
14	Colestan-3-ol, (3 β ,5 α)	180	
15	Glicerol	743	
c	3,3-dimetil-4-metileno-1,2-bis-ciclopenteno		8
16	Metil-3 α -hidroxi-5 β -colestanoato	887	
17	Estigmasterol	516	48
d	Benzeno		152
18	Colesterol	792	

foram identificadas por meio de GC-MS no efluente final da fase operacional considerada ótima (TDH = 12h, COA = 2.82 gDQO/(L.d)).

Por fim, a eficiência global para a remoção de DQO obtida no sistema combinado (anaeróbio-aeróbio) foi semelhante aos valores observados em outros estudos que abordavam

exclusivamente a vinhaça, indicando que a adição do hidrolisado hemicelulósico não afetou significativamente o sistema de tratamento. Dessa forma, percebe-se a viabilidade de tratar simultaneamente os resíduos de biorrefinarias de etanol de primeira e segunda geração (1G e 2G) em um sistema combinado de tratamento UASB-lodos ativados.

REFERÊNCIAS

ADARME, O.F.H.; BAÊTA, B.E.L.; FILHO, J.B G.; GURGEL, L.V.A.; AQUINO, S.F. Use of anaerobic co-digestion as an alternative to add value to sugarcane biorefinery wastes. *Bioresource Technology*, v. 287, p. 121443, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121443>

ADARME, O.F.H.; BAÊTA, B.E.L.; TORRES, M.C.; TAPIERO, F.C.O.; GURGEL, L.V.A.; SILVA, S.Q.; AQUINO, S.F. Biogas production by anaerobic co-digestion of sugarcane biorefinery byproducts: comparative analyses of performance and microbial community in novel single-and two-stage systems. *Bioresource Technology*, v. 354, p. 127185, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127185>

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). Standard methods for the examination of water and wastewater. Washington: American Public Health Association, 2005.

AQUINO, S.F.; CHERNICHARO, C.A.L. Acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGVs) em reatores anaeróbios sob estresse: causas e estratégias de controle. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 10, n. 2, 152-161, 2005. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522005000200009>

AQUINO S.F.; STUCKEY D.C. Chromatographic characterization of dissolved organics in effluents from two anaerobic reactors treating synthetic wastewater. *Water Science Technology*, v. 54, n. 2, p. 193-8, 2006. <https://doi.org/10.2166/wst.2006.505>. PMID: 16939102.

- BAËTA, B.E.L.; LIMA, D.R.S.; FILHO, J.G.B.; ADARME, O.F.H.; GURGEL, L.V.A.; AQUINO, S.F. Evaluation of hydrogen and methane production from sugarcane bagasse hemicellulose hydrolysates by two-stage anaerobic digestion process. *Bioresource Technology*, v. 218, p. 436-46, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.06.113>
- COOPER, J.; KAVANAGH, J.; RAZMJOU, A.; CHEN, V.; LESLIE, G. Treatment and resource recovery options for first and second generation bioethanol spentwash – A review. *Chemosphere*, v. 241, p. 124975, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124975>
- EVANGELISTA, A.; JUNIOR, S.; MARIA, R.; ALVES, R.; OLIVEIRA, D. Improving the energy balance of ethanol industry with methane production from vinasse and molasses in two-stage anaerobic reactors. *Journal of Cleaner Production*, v. 238, p. 117577, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.07.052>
- FERRAZ JUNIOR, A.D.N.; KOYAMA, M.H.; ARAÚJO JUNIOR, M.; ZAIAT, M. Thermophilic anaerobic digestion of raw sugarcane vinasse. *Renewable Energy*, v. 89, p. 245-52, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2015.11.064>
- GHOSH, M.; GANGULI, A.; TRIPATHI, A.K. Treatment of anaerobically digested distillery spentwash in a two-stage bioreactor using *Pseudomonas putida* and *Aeromonas* sp. *Process Biochemistry*, v. 37, n. 8, p. 857-62, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0032-9592\(01\)00281-3](https://doi.org/10.1016/S0032-9592(01)00281-3)
- LU, M.; ZHANG, Y.; SU, Z.; JIANG, T. The NMR and spectral study on the structure of molecular size-fractionated lignite humic acid. *Resources, Environment and Sustainability*, v. 2 p. 1000004, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.resenv.2020.100004>
- MORAES, B.S.; ZAIAT, M.; BONOMI, A. Anaerobic digestion of vinasse from sugarcane ethanol production in Brazil: Challenges and perspectives. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 44, p. 888-903, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.01.023>
- PARSAEE, M.; KIANI, M.; KARIMI, K. A review of biogas production from sugarcane vinasse. *Biomass and Bioenergy*, v. 122, p. 117-125, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2019.01.034>
- PASSOS, F.; FELIX, L.; ROCHA, H.; PEREIRA, J.O.; DE AQUINO, S. Reuse of microalgae grown in full-scale wastewater treatment ponds: Thermochemical pretreatment and biogas production. *Bioresource Technology*, v. 209, p. 305-312, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.03.006>
- PROCÓPIO, P.F. *Eficiência de lodos ativados em escala de bancada para o pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio alimentado com águas residuárias da indústria sucroalcooleira*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2021. Disponível em: <https://www.repositorio.ufop.br/handle/123456789/14793>. Acesso em: 08 jul. 2023.
- RAJANI, V. Microbial Degradation of Phenol- A Review. *Journal of Water Pollution Purification Research*, v. 4, n. 1, p. 46-54, 2017. <https://www.researchgate.net/publication/316666855>
- RAJENDRAN, K.; MAHAPATRA, D.; VENKATRAMAN, A.V.; MUTHUSWAMY, S.; PUGAZHENDHI, A. Advancing anaerobic digestion through two-stage processes: Current developments and future trends. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 123, p. 109746, 2020. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.109746>
- SANTOS, F.S.; RICCI, B.C.; FRANÇA, L.S.; AMARAL, M.C.S. Sugarcane vinasse treatment by two-stage anaerobic membrane bioreactor : Effect of hydraulic retention time on changes in efficiency, biogas production and membrane fouling. *Bioresource Technology*, v. 245, p. 342-350, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.08.126>
- SHAN, L.; LIU, J.; YU, Y.; AMBUCHI, J.J.; FENG, Y. Characterization of persistent colors and decolorization of effluent from biologically treated cellulosic ethanol production wastewater. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 23, n. 10, p. 10215-10222, 2016. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6220-5>
- SOLOMONS, T.W.G. *Química Orgânica 1*. 7. ed. v. 1. Rio de Janeiro: LTC, 2001.
- SRIDEVI, V.; CHANDANA LAKSHAMI, M.V.V.; MANASA, M.; SRAVANI, M. Metabolic pathways for the biodegradation of phenol. *International Journal of Engineering, Science and Advanced Technology*, v. 2, n. 3, p. 695-705, 2012.
- TRAN, H.T.; LESAGE, G.; LIN, C.; NGUYEN, T.B.; BUI, X.T.; NGUYEN, M.K.; NGUYEN, D.H.; HOANG, H.G.; NGUYEN, D.D. Activated sludge processes and recent advances. *Current Developments in Biotechnology and Bioengineering: Advances in Biological Wastewater Treatment Systems*, p. 49-79, 2022. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-99874-1.00021-X>
- XAVIER, C.; CHAMORRO, S.; VIDAL, G. Chronic effects of kraft mill effluents and endocrine active chemicals on *Daphnia magna*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 75, n. 4, p. 670-676, 2005. <https://doi.org/10.1007/s00128-005-0804-y>
- YADAV, S.; CHANDRA, R. Biodegradation of organic compounds of molasses melanoidin (MM) from biomethanated distillery spent wash (BMDS) during the decolourisation by a potential bacterial consortium. *Biodegradation*, v. 23, n. 4, p. 609-620, 2012. <https://doi.org/10.1007/s10532-012-9537-x>

Monitoramento epidemiológico espaçotemporal de SARS-CoV-2 no esgoto de Curitiba-PR

Spatio-temporal epidemiological monitoring of SARS-CoV-2 in the sewage of Curitiba-PR

Carlos Eduardo Rodrigues Barquilha¹ , Demian da Silveira Barcellos^{1,2} ,
Ricardo Belmonte-Lopes¹ , Nestor Leonel Muñoz Hoyos¹ , Emanuel Luis Razzolini¹ ,
Maria Eduarda Grisolia¹ , Pâmela Eduarda de Oliveira¹ , William Martins¹ , Jakson Alves³ ,
Bárbara Zanicotti Leite³ , Fernanda Janaína Oliveira Gomes da Costa³ ,
César Rossas Mota Filho⁴ , Gustavo Rafael Collere Possetti³ , Vânia Aparecida Vicente¹ ,
Ramiro Gonçalves Etchepare^{1*} 

RESUMO

A pandemia de COVID-19 foi responsável por grandes impactos na sociedade, os quais não apenas alteraram o cotidiano da população, mas também proporcionaram avanços em diferentes áreas da ciência. O colapso dos sistemas de saúde em diversos países e o acesso limitado a testes clínicos estimularam a busca por ferramentas alternativas para obter informações sobre a pandemia, como a epidemiologia baseada no esgoto (EBE). O objetivo deste trabalho foi utilizar a EBE no monitoramento espaçotemporal da pandemia de COVID-19 em Curitiba-PR. Amostras compostas de esgoto foram coletadas durante 27 meses nas cinco estações de tratamento de esgoto (ETEs) que processam todo o esgoto coletado em Curitiba-PR e parte de sua região metropolitana. Realizaram-se análises de DQO, NH₃-N e qPCR para determinação da concentração viral de SARS-CoV-2 no esgoto. Os resultados demonstraram que a presente abordagem permitiu um efetivo acompanhamento espaçotemporal da pandemia de COVID-19 a partir do esgoto, indicando de forma regionalizada a ocorrência dos casos. Dentre outros, identificou-se a região de maior vulnerabilidade do município a partir das altas concentrações de RNA viral registradas. Contudo, a partir dos resultados de NH₃-N, constatou-se também que o esgoto nessa região era menos diluído por águas pluviais, o que pode estar associado a uma rede coletora de esgoto menor e mais íntegra. Além disso, os resultados evidenciaram forte correlação entre as concentrações de RNA viral no esgoto e diversos indicadores clínicos, incluindo os casos de COVID-19, o número de testes realizados e a positividade dos testes. Conclui-se, portanto, que a presente abordagem tem grande potencial em futuras aplicações da EBE no Brasil e no mundo.

Palavras-chave: pandemia; coronavírus; vigilância epidemiológica; monitoramento espacial.

ABSTRACT

The COVID-19 pandemic has had significant impacts on society, not only changing people's daily lives but also driving advancements in various scientific fields. The collapse of healthcare systems in many countries and limited access to clinical testing have spurred the search for alternative tools to gather information about the pandemic, such as wastewater-based epidemiology (WBE). The objective of this study was to utilize WBE for spatiotemporal monitoring of the COVID-19 pandemic in Curitiba, Paraná, Brazil. Composite sewage samples were collected over 27 months from five wastewater treatment plants (WWTPs) that receive all the sewage from Curitiba and parts of its metropolitan region. Chemical oxygen demand (COD), ammoniacal nitrogen (NH₃-N), and quantitative polymerase chain reaction (qPCR) analyses were performed to determine the viral concentration of SARS-CoV-2 in the sewage. Results demonstrated that this approach allowed for effective spatial and temporal tracking of the COVID-19 pandemic through sewage monitoring, indicating localized disease occurrence. Among other findings, the region with the highest vulnerability in the municipality was identified based on the elevated levels of viral RNA detected. However, NH₃-N results also revealed that sewage in this region was less diluted by rainwater, which could be attributed to its smaller and more integrated sewer network. In addition, the findings demonstrated a strong correlation between viral RNA concentration in sewage and various clinical indicators, including COVID-19 cases, the number of tests conducted, and the test positivity rate. In conclusion, this approach holds promising potential for future applications of WBE in Brazil and worldwide.

Keywords: pandemic; coronavirus; epidemiological monitoring; spatial monitoring.

¹Universidade Federal do Paraná – Curitiba (PR), Brasil.

²Pontifícia Universidade Católica do Paraná – Curitiba (PR), Brasil.

³Companhia de Saneamento do Paraná – Curitiba (PR), Brasil.

⁴Universidade Federal de Minas Gerais – Belo Horizonte (MG), Brasil.

*Endereço para correspondência: Av. Cel. Francisco H. dos Santos, 100 – Universidade Federal do Paraná – Departamento de Hidráulica e Saneamento – Curitiba, PR. CEP: 81530-000. E-mail: ramiroetchepare@ufpr.br

1. INTRODUÇÃO

Nos últimos anos, a população mundial conviveu com a insegurança, as consequências e os desafios causados por um novo tipo de coronavírus, denominado SARS-CoV-2, responsável por uma síndrome respiratória aguda grave (COVID-19). A rápida disseminação dos casos de COVID-19 foi responsável, no início da pandemia, pelo colapso de sistemas de saúde em diversos países, incluindo o Brasil. Assim, diversas ferramentas epidemiológicas foram extensivamente investigadas e aplicadas para complementar informações e dar suporte a processos de tomada de decisão pelo setor de saúde pública, incluindo a epidemiologia baseada no esgoto (EBE).

A EBE tem sido apontada como uma técnica abrangente, econômica e rápida para a obtenção de informações epidemiológicas, do estado de saúde e do estilo de vida de uma determinada população, utilizando como suporte metodológico a detecção de biomarcadores no esgoto (ADHIKARI e HALDEN, 2022). Nesse contexto, uma vez que traços do RNA viral do SARS-CoV-2 estão presentes em excreções humanas e, conseqüentemente, em esgotos sanitários, a EBE foi implementada e consolidada em diversos países para obter informações acerca dos diferentes estágios da pandemia (AGRAWAL *et al.*, 2022; CARRILLO-REYES, BARRAGÁN-TRINIDAD e BUITRÓN, 2021; CLARO *et al.*, 2021; MOTA *et al.*, 2021; WEIDHAAS *et al.*, 2021).

No decorrer das últimas décadas, a EBE já vinha sendo utilizada em estudos epidemiológicos para fornecer informações sobre o uso de tabaco, álcool, drogas ilícitas, doenças infecciosas e produtos farmacêuticos controlados. Contudo, a partir de 2020, a pandemia de COVID-19 impulsionou o interesse e o uso dessa ferramenta com a finalidade de obter alertas precoces a partir de amostras de esgoto e dados provenientes de sistemas de esgotamento sanitário (ERICKSON *et al.*, 2021; BARCELLOS *et al.*, 2023). O monitoramento espaçotemporal da COVID-19 utilizando a EBE é uma abordagem que busca obter informações da distribuição dos casos em uma determinada região em função do tempo (CARITI *et al.*, 2022). A coleta de amostras de esgoto em diferentes pontos de um sistema de esgotamento sanitário permite identificar

áreas de maior contaminação, rastrear a disseminação da doença e, portanto, fornecer informações importantes para orientar a população.

No Brasil, até o início do mês de junho de 2023, confirmaram-se aproximadamente 38 milhões de casos de COVID-19, 703.291 óbitos e 513.329.718 doses de vacinas aplicadas (WHO, disponível em <https://covid19.who.int/>). O estado do Paraná (PR) apresentou, na mesma data, um total de 2.944.089 casos confirmados e 46.396 óbitos (Ministério da Saúde, disponível em <https://covid.saude.gov.br>). Em Curitiba-PR, verificou-se 590 mil casos confirmados e 8.760 óbitos, com uma taxa de letalidade de 1,5%, comparativamente superior à global, que é de 1,0% (Secretaria Municipal da Saúde de Curitiba, disponível em <https://coronavirus.curitiba.pr.gov.br/>).

O monitoramento da COVID-19 via esgotos em Curitiba-PR começou em março de 2021 (BELMONTE-LOPES *et al.*, 2023), no âmbito da Rede Monitoramento COVID Esgotos (etes-sustentaveis.org/rede-monitoramento-covid-esgotos/), composta por instituições de seis diferentes cidades do país (Curitiba-PR, Belo Horizonte-MG, Rio de Janeiro-RJ, Brasília-DF, Recife-PE e Fortaleza-CE). Curitiba-PR é a cidade mais populosa do sul do Brasil, com aproximadamente 1.950.000 habitantes e tem uma das maiores coberturas de saneamento básico do país, sendo aproximadamente 96% do município atendido com coleta e tratamento de esgoto (SNIS, 2021).

Nesse contexto, o objetivo deste estudo foi apresentar a distribuição espaçotemporal da concentração do vírus SARS-CoV-2 no esgoto de Curitiba-PR ao longo de 27 meses de monitoramento, entre março de 2021 e maio de 2023.

2. MATERIAL E MÉTODOS

O núcleo Curitiba-PR da Rede Monitoramento Covid Esgotos foi coordenado pelo INCT ETes Sustentáveis e composto por uma equipe multidisciplinar da Universidade Federal do Paraná (UFPR), da Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR) e, entre março e dezembro de 2021, do Instituto Superior de Administração e Economia do Mercosul (ISAE). O plano de monitoramento foi elaborado de modo a abranger todas as sub-bacias de esgotamento representativas do município. O sistema de esgotamento

sanitário de Curitiba-PR é dividido em cinco macrorregiões atendidas por cinco diferentes estações de tratamento de esgoto (ETEs), que também recebem o esgoto sanitário gerado em parte dos municípios que integram sua Região Metropolitana (RMC). Assim, a inclusão dessas macrorregiões permitiu que a disseminação da COVID-19 fosse monitorada do ponto de vista espacial e temporal.

2.1. Pontos de amostragem, período e frequência

Os pontos de amostragem foram as entradas das ETEs (esgoto afluente) em Curitiba-PR, contemplando a ETE Atuba Sul (ETE-01), ETE Belém (ETE-02), ETE Padilha Sul (ETE-03), ETE CIC-Xisto (ETE-04) e ETE Santa Quitéria (ETE-05). As amostras de esgoto bruto foram coletadas conforme procedimento padronizado pela Rede Covid Esgotos na Nota Técnica nº 01 (MONITORAMENTO COVID ESGOTOS, 2020). As amostragens nas ETEs foram realizadas semanalmente (total de 27 meses), uma vez por semana, no período da manhã e de forma composta no período das 08h às 12h, totalizando quatro horas de amostragem. Durante e após o período de amostragem, realizada com amostradores automáticos (HACH AS950 e HACH SD900), as amostras foram mantidas refrigeradas a 4°C e transportadas para os laboratórios do Departamento de Hidráulica e Saneamento (DHS) e do Departamento de Patologia Básica da Universidade Federal do Paraná (UFPR), para as análises de parâmetros físico-químicos e extração e quantificação do RNA do SARS-CoV-2, respectivamente.

2.2. Análises físico-químicas do esgoto

Análises físico-químicas foram realizadas com o objetivo de caracterizar o esgoto e obter dados para determinar possíveis associações com a concentração de RNA do vírus SARS-CoV-2. Além disso, utilizaram-se dados de vazões médias afluente do período da coleta nas ETEs, as quais são medidas cotidianamente por meio de sensores em calha Parshall.

A demanda química de oxigênio (DQO) do esgoto bruto foi determinada utilizando o método colorimétrico em refluxo fechado (5220-D), conforme descrito em APHA (2017). O teor de nitrogênio amoniacal ($\text{NH}_3\text{-N}$)

foi determinado utilizando o método do fenato ($4500\text{-NH}_3\text{F}$), que mede a intensidade da coloração azul adquirida pela solução a partir da formação de indofenol resultante da reação promovida (APHA, 2017). O pH foi determinado utilizando um pHmetro de bancada.

2.3. Extração e quantificação do SARS-CoV-2

A extração e a quantificação do RNA viral foram realizadas conforme a metodologia descrita por Mota *et al.* (2021), adaptada de Symonds *et al.* (2014) e Ahmed *et al.* (2015). O método de extração consistiu na filtragem de uma alíquota das amostras por meio de uma membrana eletronegativa com porosidade de 0,45 μm utilizando um sistema de filtração a vácuo. Posteriormente, o material genético retido na membrana foi extraído utilizando o kit AllPrep PowerViral DNA/RNA (Qiagen Inc.), conforme instruções recomendadas pelo fabricante.

Após a extração do material genético, a quantificação do RNA viral foi realizada por meio do teste recomendado pelo CDC (2019) para o marcador N1 e um marcador de RNase P para controle em RT-qPCR (Quantstudio 5 real-time PCR, Applied Biosystems). A curva de calibração do marcador N1 foi construída utilizando plasmídeos IDT 2019-nCoV_N, que por serem de fita dupla (*double stranded*), implicou na necessidade de dividir os resultados por dois (MOTA *et al.*, 2021; BELMONTE-LOPES *et al.*, 2023). A concentração de RNA do vírus SARS-CoV-2 no esgoto (C_{esgoto} , cópias/mL) foi obtida conforme a Equação 1.

$$C_{\text{esgoto}} = \frac{C_0 \cdot V_2}{2 \cdot V_1} \quad (1)$$

Em que C_0 é a concentração viral na solução de extração; V_1 é o volume de esgoto filtrado até saturação da membrana; e V_2 é o volume da solução de extração.

2.4. Compilação dos dados clínicos e análise estatística

Os dados clínicos sobre a pandemia de COVID-19 em Curitiba-PR foram obtidos do Painel COVID-19 Curitiba (<https://coronavirus.curitiba.pr.gov.br/painelcovid/>), divulgado pela Secretaria Municipal da Saúde. Os dados empregados neste estudo foram: novos casos diários, casos

ativos, número de leitos hospitalares ocupados e níveis de isolamento social.

Os dados clínicos e os resultados do monitoramento nos esgotos foram correlacionados utilizando a equação de Pearson, que é uma medida comum da precisão analítica. O valor de Pearson (R) foi calculado conforme a Equação 2.

$$R = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \cdot \sqrt{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}} \quad (2)$$

Em que x e y são os valores medidos das variáveis correlacionadas.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.2. Visão geral da pandemia de COVID-19 em Curitiba-PR

No início do monitoramento via esgotos (março de 2021), reportaram-se aproximadamente 33 mil novos casos da doença por mês, com uma diminuição gradual até dezembro de 2021. Em janeiro de 2022, os novos casos de COVID-19 aumentaram bruscamente com o surgimento da variante Ômicron (ADAMOSKI *et al.*, 2022), diminuindo progressivamente até abril de 2022. Tal comportamento foi observado também em outros dois momentos do mesmo ano. A **Figura 1** mostra o número de testes realizados, os novos casos reportados e a positividade dos testes, que indica a quantidade de testes positivos em relação ao número total de testes realizados mensalmente entre março de 2021 e

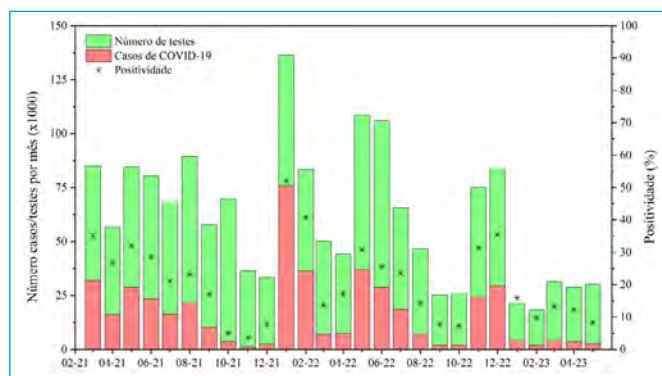


Figura 1 - Panorama da COVID-19 em Curitiba/PR, de março/2021 a maio/2023 - número total de testes realizados, casos reportados e positividade dos testes, conforme reportado pela Secretaria Municipal da Saúde de Curitiba-PR (<https://coronavirus.curitiba.pr.gov.br/painelcovid/>).

maio de 2023. Observa-se que ao longo do período de análise, houve variações notáveis tanto na quantidade de testes realizados quanto na taxa de positividade deles, fatores que influenciaram diretamente o número de novos casos confirmados. Nesse contexto, destaca-se o mês de novembro de 2021, que registrou o menor número de casos positivos devido à redução da taxa de positividade. Por outro lado, nos meses mais recentes sob observação, observou-se um declínio no volume de testes realizados, porém, paradoxalmente, um aumento no número de casos confirmados, o que pode ser atribuído à elevação da taxa de positividade. Esse comportamento aparentemente contraditório pode ser explicado pelo possível surgimento de sintomas mais leves e um maior número de casos assintomáticos, o que, por sua vez, resultou em uma menor busca por testes de diagnóstico.

3.2. Monitoramento espaçotemporal da concentração viral no esgoto

As análises qualitativas da distribuição espaçotemporal da concentração de RNA viral presente no esgoto foram conduzidas utilizando mapas de calor, que tinham o objetivo de reportar informações de fácil interpretação à comunidade e autoridades de saúde, periodicamente. As escalas dos mapas incluíram as seguintes faixas de valores, adaptados para a realidade local: (i) não detectado, quando o material genético do vírus não foi encontrado nas amostras; (ii) muito baixa, quando as concentrações virais estavam entre 1 e 1.000 cópias por litro; (iii) baixa, entre 1.001 e 4.000 cópias por litro; (iv) moderada, entre 4.001 e 15.000 cópias por litro; (v) alta, entre 15.001 e 40.000 cópias por litro; e (vi) muito alta, quando superiores a 40.000 cópias por litro. Assim, a distribuição espaçotemporal da concentração viral mensal no esgoto de Curitiba-PR, durante todo o período de monitoramento, é mostrada na **Figura 2**.

Os resultados indicaram que maio e junho foram os meses com as maiores concentrações de RNA viral em 2021, enquanto janeiro, fevereiro, maio e dezembro foram os mais críticos em 2022. Por outro lado, outubro e novembro de 2021 foram os meses com as menores concentrações em todo o período de monitoramento. Embora traços do RNA viral tenham sido detectados em todos os meses desde o início do monitoramento, houve semanas em que

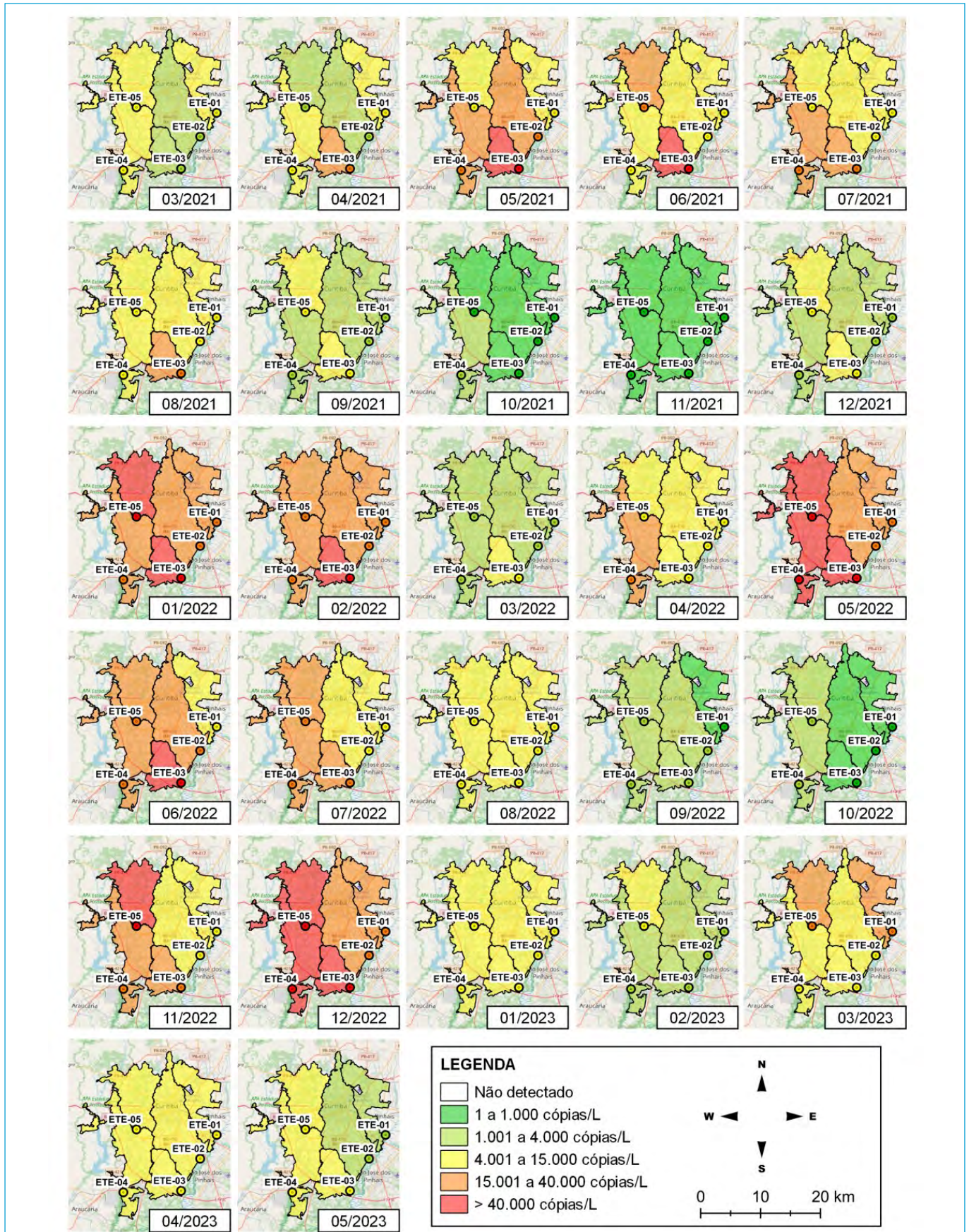


Figura 2 – Distribuição espacotemporal das concentrações mensais médias de RNA do SARS-CoV-2 nos esgotos afluentes às estações de tratamento de esgoto de Curitiba-PR (março/2021 a maio/2023).

o material genético não foi detectado, especialmente nos meses em que a faixa de concentração muito baixa foi predominante. Tais resultados são coerentes com os dados clínicos obtidos a partir do Painel COVID-19 Curitiba, conforme apresentado na **Figura 3**, que apresenta a correlação entre os dados clínicos e as concentrações virais acumuladas. Observa-se que as concentrações de RNA viral no esgoto estão diretamente associadas à maior procura por testes ($R = 0,795$) e ao número de casos de COVID-19 reportados ($R = 0,888$). Além disso, a positividade dos testes também aumentou quando as concentrações virais no esgoto foram maiores ($R = 0,862$), em que pese tais correlações poderiam ter sido negativamente influenciadas por fatores como os casos assintomáticos, sintomas brandos com baixa procura por testes e o uso de autoteste. Uma forte correlação também foi reportada recentemente pelo nosso grupo de pesquisa (BELMONTE-LOPES *et al.*, 2023), com a indicação de que as informações obtidas pelo monitoramento podem antecipar em até 14 dias os dados clínicos reportados pela Secretaria Municipal de Saúde.

Além disso, apesar de a COVID-19 ser uma doença altamente contagiosa e, conseqüentemente, de rápida

disseminação, os mapas de calor permitem observar que houve certo grau de regionalização dos casos da doença. Assim, o acompanhamento espaçotemporal por meio de mapas de calor permite que ações específicas de combate à COVID-19 sejam tomadas naquelas regiões mais críticas em um determinado momento.

As características das macrorregiões monitoradas, incluindo as áreas de contribuição no município de Curitiba-PR, estimativas da população contribuinte, concentrações de $\text{NH}_3\text{-N}$ e DQO no esgoto, vazões de esgoto afluente às ETEs e soma das concentrações de RNA viral, foram sumarizadas na **Tabela 1**.

A soma de todas as concentrações de RNA viral por região demonstrou que o esgoto afluente à ETE-03 teve a maior concentração, o que poderia indicar que essa região de contribuição teria maior vulnerabilidade em relação à pandemia. Contudo, pondera-se que é importante levar em consideração as particularidades do sistema de esgotamento sanitário, tais como a área de contribuição e a integridade das redes coletoras de esgoto. De acordo com a população atendida e as vazões afluentes, as duas maiores ETEs de Curitiba são as ETE-01 e ETE-02. Entretanto, as

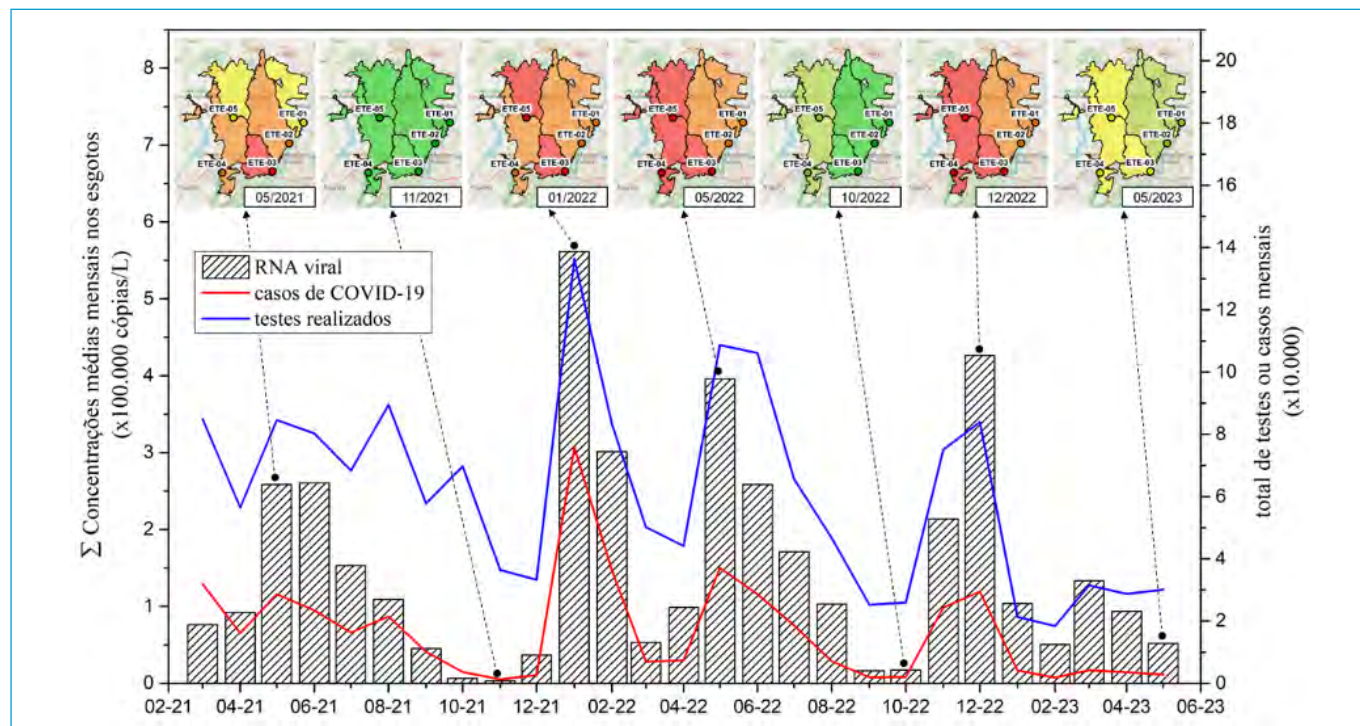


Figura 3 – Relação entre a soma das concentrações médias mensais de RNA do SARS-CoV-2 nos esgotos afluentes às estações de tratamento de esgoto e os dados clínicos reportados pela Secretaria Municipal da Saúde de Curitiba-PR (março/2021 a maio/2023).

Tabela 1 – Abrangência das estações de tratamento de esgoto e caracterização físico-química do esgoto em Curitiba-PR (março/2021 a maio/2023).

Pontos	Área ^a (km ²)	População (10 ³)	NH ₃ -N ^c (mg/L)	DQO ^c (mg/L)	pH ^c	Vazão ^c (L/s)	Σ conc. viral (10 ⁶ cópias/L)
ETE-01	50,75	205 (970) ^b	45 ± 15 (11 - 71)	334 ± 198 (47 - 1.381)	7,5 ± 0,4 (6,8 - 10,0)	1.312 ± 319 (572 - 1.953)	2,32
ETE-02	95,95	387 (923) ^b	48 ± 15 (17 - 94)	549 ± 280 (139 - 1.711)	7,5 ± 0,4 (6,4 - 8,9)	1.248 ± 241 (718 - 2.114)	2,28
ETE-03	35,89	286	80 ± 26 (16 - 154)	702 ± 259 (191 - 2.147)	7,5 ± 0,3 (6,5 - 8,2)	340 ± 103 (147 - 593)	5,93
ETE-04	80,44	322 (481) ^b	57 ± 18 (14 - 95)	428 ± 174 (76 - 1.115)	7,6 ± 0,3 (7,0 - 8,5)	590 ± 165 (309 - 1.031)	3,59
ETE-05	62,13	277	47 ± 13 (14 - 78)	378 ± 232 (104 - 2.191)	7,6 ± 0,3 (7,0 - 8,3)	497 ± 58 (397 - 647)	4,04

^aConsiderando-se somente a área de cobertura em Curitiba-PR; ^bpopulação contribuinte total, incluindo a RMC; ^cconcentrações médias com desvio padrão, e concentrações mínima e máxima; DQO: demanda química de oxigênio; ETE: estação de tratamento de esgoto.

contribuições da população de Curitiba-PR correspondem apenas a cerca de 20% e 40% do esgoto afluente à essas ETEs, respectivamente. O restante do esgoto é proveniente da RMC. Por outro lado, a ETE-03, que é a menor ETE do município, atende exclusivamente a população residente em Curitiba-PR e apresenta a menor área de contribuição.

Assim, as concentrações mais elevadas de NH₃-N e DQO (**Tabela 1**) sugerem que o esgoto afluente à ETE-03 teve menos contribuições de águas pluviais e é, portanto, menos diluído em relação às demais ETEs, o que pode ser atribuído ao fato da rede coletora de esgoto ser mais recente e íntegra. Além disso, a região associada com a ETE-03 tem a menor área de contribuição, o que diminui o tempo de residência do esgoto na rede coletora. Por outro lado, as redes coletoras associadas com as ETEs-01 e ETE-02 são muito extensas, principalmente por incluírem municípios da RMC, o que pode resultar na degradação parcial do material genético e, consequentemente, na menor concentração de RNA viral afluente, apesar do grande adensamento populacional dessas regiões. A degradação do material genético em redes coletoras de esgoto é reportada como um importante fator de influência que requer avaliação cuidadosa em trabalhos de EBE (WADE *et al.*, 2022).

Os resultados obtidos neste trabalho corroboram com as análises feitas por Souza (2020), visto que as regiões inerentes às ETE-03 e ETE-04 apresentam índice de vulnerabilidade social em saúde (IVSS) médio-alto. Por outro lado, as demais regiões apresentam IVSS médio-baixo,

exceto nas suas regiões mais periféricas, onde predomina um IVSS médio-alto.

O monitoramento complementar de características físico-químicas do esgoto demonstrou ser importante no monitoramento epidemiológico. O NH₃-N apresentou forte associação com a vazão afluente do esgoto, com coeficientes de correlação linear significativos nas ETE-01 (R = -0,705), 03 (R = -0,820) e ETE-04 (R = -0,774). Assim, onde há dificuldades no monitoramento da vazão em ETEs e, o NH₃-N pode ser utilizado como seu estimador quando tal dado não estiver disponível. Por outro lado, os coeficientes de correlação linear entre DQO e vazão foram pouco significativos, indicando padrões associativos fracos. Anomalias nos valores desse parâmetro podem ser resultantes de procedimentos de manutenção e limpeza nas ETEs (por exemplo, recirculação de lodo e espuma), os quais podem influenciar nos dados obtidos com o monitoramento epidemiológico.

Insta salientar que as perspectivas futuras de aplicação da EBE, notadamente a partir das bases espaçotemporais aqui tratadas, são bastante promissoras, em especial na identificação de potenciais surtos de doenças, da ocorrência de bactérias resistentes a antimicrobianos, informações sobre o uso de drogas e exposição a produtos químicos de forma geral (BARCELLOS *et al.*, 2023).

4. CONCLUSÕES

A análise espaçotemporal das concentrações de RNA do vírus SARS-CoV-2 no esgoto consistiu em uma importante

ferramenta para identificar a distribuição dos casos de COVID-19 em Curitiba-PR, indicando quais as regiões mais críticas em relação ao número de pessoas infectadas. Os mapas de calor forneceram informações de fácil interpretação, havendo grande potencial de seu uso no planejamento de ações de forma regionalizada, para evitar a disseminação do vírus SARS-CoV-2. Há, contudo, fatores que podem influenciar a análise e a interpretação dos resultados da concentração de RNA viral, como o tamanho da rede coletora de esgoto, sua integridade e a diluição do esgoto por águas pluviais em períodos chuvosos. O monitoramento de parâmetros operacionais e físico-químicos, como a vazão de esgoto e a concentração de nitrogênio amoniacal, foi fundamental para uma melhor compreensão e interpretação dos resultados obtidos no monitoramento do RNA do SARS-CoV-2 no esgoto.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio financeiro obtidos junto às seguintes instituições: Agência Nacional de Água e Saneamento Básico – ANA; Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq; Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais – FAPEMIG; Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES; Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estações de Tratamento de Esgoto Sustentável – INCT ETEs Sustentáveis). Agradecemos também à Sanepar (Diretoria de Operações), pelo envolvimento e participação da equipe de Pesquisa e Gestão da Inovação (GPIN) e Gestão do Tratamento de Esgoto (GTESG) e à equipe de profissionais do Aeroporto Afonso Pena que ajudou na pesquisa. Por fim, agradecemos o apoio do Secretaria Municipal de Saúde de Curitiba (SMS).

REFERÊNCIAS

- ADAMOSKI, D.; BAURA, V.A.; RODRIGUES, A.C.; ROYER, C.A.; AOKI, M.N.; TSCHÁ, M.K.; BONATTO, A.C.; WASSEM, R.; NOGUEIRA, M.B.; RABONI, S.M.; DE ALMEIDA, B.M.M.; TRINDADE, E.D.S.; GRADIA, D.F.; SOUZA, E.M.; DE OLIVEIRA J.C. SARS-CoV-2 delta and omicron variants surge in Curitiba, Southern Brazil, and its impact on overall COVID-19 lethality. *Viruses*, v. 14, n. 4, p. 809, 2022. <https://doi.org/10.3390/v14040809>
- ADHIKARI, S.; HALDEN, R.U. Opportunities and limits of wastewater-based epidemiology for tracking global health and attainment of UN sustainable development goals. *Environment International*, v. 163, p. 107217, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107217>
- AGRAWAL, S.; ORSCHLER, L.; SCHUBERT, S.; ZACHMANN, K.; HEIJNEN, L.; TAVAZZI, S.; GAWLIK, B.M.; DE GRAAF, M.; MEDEMA, G.; LACKNER, S. Prevalence and circulation patterns of SARS-CoV-2 variants in European sewage mirror clinical data of 54 European cities. *Water Research*, v. 214, p. 118162, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118162>
- AHMED, W.; HARWOOD, V.J.; GYAWALI, P.; SIDHU, J.P.; TOZE, S. Comparison of concentration methods for quantitative detection of sewage-associated viral markers in environmental waters. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 81, n. 6, p. 2042-9, 2015. <https://doi.org/10.1128/AEM.03851-14>
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 23. ed. Washington DC: American Public Health Association, 2017.
- BARCELLOS, D.S.; BARQUILHA, C.E.R.; OLIVEIRA, P.E.; PROKOPIUK, M.; ETCHEPARE, R.G. How has the COVID-19 pandemic impacted wastewater-based epidemiology? *Science of the Total Environment*, v. 892, p. 164561, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164561>
- BELMONTE-LOPES, R.; BARQUILHA, C.E.R.; KOZAK, C.; BARCELLOS, D.S.; LEITE, B.Z.; DA COSTA, F.J.O.G.; MARTINS, W.L.; OLIVEIRA, P.E.; PEREIRA, E.H.R.A.; MOTA FILHO, C.R.; DE SOUZA, E.M.; POSSETTI, G.R.C.; VICENTE, V.A.; ETCHEPARE, R.G. 20-Month monitoring of SARS-CoV-2 in wastewater of Curitiba, in Southern Brazil. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 30, n. 31, p. 76687-701, 2023. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-27926-x>
- CARITI, F.; CORZON, A.T.; FERNANDEZ-CASSI, X.; GANESANANDAMOORTHY, P.; ORT, C.; JULIAN, T.R.; KOHN, T. Wastewater reveals the spatiotemporal spread of SARS-CoV-2 in the Canton of Ticino (Switzerland) during the Onset of the COVID-19 Pandemic. *ACS ES&T Water*, v. 2, n. 11, p. 2194-200, 2022. <https://doi.org/10.1021/acsestwater.2c00082>
- CARRILLO-REYES, J.; BARRAGÁN-TRINIDAD, M.; BUITRÓN, G. Surveillance of SARS-CoV-2 in sewage and wastewater treatment plants in Mexico. *Journal of Water Process Engineering*, v. 40, p. 101815, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101815>
- CENTERS FOR DISEASE CONTROL AND PREVENTION (CDC). Novel coronavirus (2019-nCoV) Real-time rRT-PCR panel primers

and probes. 2019. Disponível em: <https://stacks.cdc.gov/view/cdc/84525>. Acesso em: 05 jan. 2024.

CLARO, I.C.M.; CABRAL, A.D.; AUGUSTO, M.R.; DURAN, A.F.A.; GRACIOSA, M.C.P.; FONSECA, F.L.A.; SPERANCA, M.A.; BUENO, R.F. Long-term monitoring of SARS-COV-2 RNA in wastewater in Brazil: A more responsive and economical approach. *Water Research*, v. 203, p. 117534, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117534>

ERICKSON, T.B.; ENDO, N.; DUVALLET, C.; GHAEI, N.; HESS, K.; ALM, E.J.; MATUS, M.; CHAI, P.R. "Waste Not, Want Not" – Leveraging Sewer Systems and Wastewater-Based Epidemiology for Drug Use Trends and Pharmaceutical Monitoring. *Journal of Medical Toxicology*, v. 17, n. 4, p. 397-410, 2021. <https://doi.org/10.1007/s13181-021-00853-4>

MONITORAMENTO COVID ESGOTOS. Nota Técnica nº 01/2020: Contribuição para a elaboração de planos de monitoramento da ocorrência do novo coronavírus no esgoto. 2020. Disponível em: <https://www.gov.br/ana/pt-br/assuntos/acontece-na-ana/monitoramento-covid-esgotos/boletins-monitoramento-covid-esgotos/nota-tecnica-no-012020.pdf>. Acesso em: 05 jan. 2024.

MOTA, C.R.; BRESSANI-RIBEIRO, T.; ARAÚJO, J.C.; LEAL, C.D.; LEROY-FREITAS, D.; MACHADO, E.C.; ESPINOSA, M.F.; FERNANDES, L.; LEÃO, T.L.; CHAMHUM-SILVA, L.; AZEVEDO, L.; MORANDI, T.; FREITAS, G.T.O.; COSTA, M.S.; CARVALHO, B.O.; REIS, M.T.P.; MELO, M.C.; AYRIMORAES, S.R.; CHERNICHARO, C.A.L. Assessing spatial distribution of COVID-19 prevalence in Brazil using decentralised sewage monitoring. *Water Research*, v. 202, p. 117388, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117388>

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÃO DO SANEAMENTO (SNIS). SNIS - Painel de Saneamento, 2021. Disponível em: <http://appsnis.mdr.gov.br/indicadores>. Acesso em: 05 jan. 2024.

SOUZA, M.N. O índice de vulnerabilidade das unidades municipais de saúde como estratégia de enfrentamento da COVID-19 na periferia de Curitiba. *Observatório das Metrópoles*, 2020. Disponível em: <https://www.observatoriodasmetrolopes.net.br/o-indice-de-vulnerabilidade-das-unidades-municipais-de-saude-como-estrategia-de-enfrentamento-da-covid-19-na-periferia-de-curitiba/>. Acesso em: 05 jan. 2024.

SYMONDS, E.M.; VERBYLA, M.E.; LUKASIK, J.O.; KAFLE, R.C.; BREITBART, M.; MIHELICIC, J.R. A case study of enteric virus removal and insights into the associated risk of water reuse for two wastewater treatment pond systems in Bolivia. *Water Research*, v. 65, p. 257-70, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.07.032>

WADE, M.J.; LO JACOMO, A.; ARMENISE, E.; BROWN, M.R.; BUNCE, J.T.; CAMERON, G.J.; FANG, Z.; FARKAS, K.; GILPIN, D.F.; GRAHAM, D.W.; GRIMSLEY, J.M.S.; HART, A.; HOFFMANN, T.; JACKSON, K.J.; JONES, D.L.; LILLEY, C.J.; MCGRATH, J.W.; MCKINLEY, J.M.; MCSPARRON, C.; NEJAD, B.F.; MORVAN, M.; QUINTELA-BALUJA, M.; ROBERTS, A.M.I.; SINGER, A.C.; SOUQUE, C.; SPEIGHT, V.L.; SWEETAPPLE, C.; WALKERS, D.; WATTS, G.; WEIGHTMAN, A.; KASPRZYK-HORDERN, B. Understanding and managing uncertainty and variability for wastewater monitoring beyond the pandemic: Lessons learned from the United Kingdom national COVID-19 surveillance programmes. *Journal of Hazardous Materials*, v. 424, Part B, p. 127456, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127456>

WEIDHAAS, J.; AANDERUD, Z.T.; ROPER, D.K.; VANDERSLICE, J.; GADDIS, E.B.; OSTERMILLER, J.; HOFFMAN, K.; JAMAL, R.; HECK, P.; ZHANG, Y.; TORGENSEN, K.; LAAN, J.V.; LACROSS, N. Correlation of SARS-CoV-2 RNA in wastewater with COVID-19 disease burden in sewersheds. *Science of The Total Environment*, v. 775, p. 145790, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145790>

Estratégias para detecção, espacialização e controle de odores em estações de tratamento de esgoto

Strategies for detection, spatialization and control of odors in sewage treatment plants

Emanuel Manfred Freire Brandt^{1*} , Cristiano Lisboa de Andrade², Lucas Antônio Brasil G. Lacerda³ , Thiago Bressani Ribeiro⁴ , Carlos Augusto de Lemos Chernicharo⁵ 

RESUMO

O monitoramento e o controle de emissões odorantes em estações de tratamento de esgoto (ETEs) são fundamentais para a garantia do bem-estar dos trabalhadores e da população vizinha. Nessa linha, este estudo buscou contribuir com a apresentação e a avaliação de diferentes técnicas para a detecção e a espacialização dos odores e do H₂S, tomando por base um trabalho de investigação realizado em uma ETE em escala plena (Q_{média} = 174 L/s) composta por reatores UASB e pós-tratamento por filtros biológicos percoladores, em que tais técnicas foram empregadas para a definição de medidas de controle de odores. Foram definidos pontos de monitoramento em fontes emissoras e na comunidade de entorno para a medição das intensidades dos odores (por olfatomia dinâmica de campo) e das concentrações de H₂S (por medidores portáteis). A partir do monitoramento, realizou-se a modelagem da dispersão atmosférica dos odores considerando-se o uso do software AERMOD e da técnica de calibração de modelagem reversa. Embora o monitoramento dos odores e do H₂S tenha indicado níveis associados a incômodos em um ponto da área de estudo, ele não foi capaz de mostrar toda a abrangência da área suscetível aos incômodos. A modelagem se mostrou como uma ferramenta mais apropriada para a espacialização das áreas suscetíveis aos incômodos causados pelos odores emitidos pela ETE, permitindo inclusive a avaliação da eficácia dos cenários com proposições de medidas de controle. No entanto, o monitoramento realizado em campo foi fundamental para a obtenção das taxas de emissão que alimentaram e validaram o modelo.

Palavras-chave: odor; olfatomia; sulfeto de hidrogênio; modelagem; reator UASB.

ABSTRACT

Monitoring and controlling odorous emissions in sewage treatment plants (STP) are essential to guarantee the well-being of workers and neighboring population. In that sense, the study sought to contribute with the presentation and evaluation of different techniques for the detection and spatialization of odors and H₂S, based on an investigation carried out in a full-scale STP (174 L/s) containing UASB reactors and post-treatment by trickling filters, in which such techniques were used to define odor control measures. Monitoring points were defined at emitting sources and in the surrounding community to measure odor intensities (by dynamic field olfactometry) and H₂S concentrations (by portable meters). Based on the monitoring, the atmospheric dispersion of odors was modeled using AERMOD software and a calibration technique known as reverse modeling. Although the monitoring of odors and H₂S indicated levels associated with nuisance at a specific point in the surrounding area, it was not able to show the entire range of the area susceptible to nuisance. Modeling proved to be a more appropriate tool for the spatialization of areas susceptible to the nuisance caused by the odors emitted by the STP, even allowing the evaluation of the effectiveness of the scenarios with proposed control measures. However, the monitoring carried out in the field was essential to obtain the emission rates that fed and validated the model.

Keywords: odor; olfactometry; hydrogen sulfide; modeling; UASB reactor.

¹Químico Industrial pela Universidade Federal de Ouro Preto. Mestre e Doutor em Saneamento Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Minas Gerais. Diretor técnico na Brandt Meio Ambiente. Professor do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Juiz de Fora - Belo Horizonte (MG), Brasil.

²Geógrafo pela Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais. Especialista em Avaliação de Impactos Ambientais pela Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais e em Geoprocessamento e Meio Ambiente pelo Centro Universitário de Belo Horizonte. Analista de Meio Ambiente Líder do Setor de Monitoramentos e Modelagens Ambientais na Brandt Meio Ambiente - Belo Horizonte (MG), Brasil.

³Geógrafo pela Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais. Especialista em Geoprocessamento e Análise Espacial pela PUC-MG e Mestre em Modelagem de Sistemas Ambientais pela Universidade Federal de Minas Gerais. Analista de Meio Ambiente líder do Setor de Geointeligência na Brandt Meio Ambiente - Belo Horizonte (MG), Brasil.

⁴Engenheiro Ambiental pela Universidade Fumec. Mestre e Doutor em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Minas Gerais. Doutor em Engenharia de Bioprocessos pela Ghent University (Bélgica). Sócio-Diretor da Chernicharo & Bressani Consultoria e Capacitação em Saneamento. Diretor do Centro de Referência em ETEs Sustentáveis - Belo Horizonte (MG), Brasil.

⁵Engenheiro Civil pela Universidade Federal de Minas Gerais. Doutorado em Engenharia Ambiental pela Universidade de Newcastle e Pós-Doutorado pela Universidade de New South Wales. Professor Titular aposentado da UFMG. Foi Coordenador do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estações Sustentáveis de Tratamento de Esgoto. Atualmente é Sócio-Diretor da Chernicharo & Bressani Consultoria e Capacitação em Saneamento e do Centro de Referência em ETEs Sustentáveis - Belo Horizonte (MG), Brasil

*Endereço para correspondência: Alameda do Ingá, 89 - Vale do Sereno. Nova Lima, MG. CEP: 34006-042. e-mail: ebrandt@brandt.com.br

1. INTRODUÇÃO

O monitoramento e o controle de emissões odorantes em estações de tratamento de esgoto (ETEs) são fundamentais para garantir o bem-estar dos trabalhadores e da população vizinha. Considerando-se que alguns gases odorantes são também corrosivos, essas medidas apresentam ainda o potencial de redução de gastos operacionais com a manutenção de estruturas e equipamentos (BRANDT *et al.*; 2018, 2019). Existem diversos procedimentos para amostragem e análise dos odores ou gases causadores dos odores (BOCKREIS e STEINBERG, 2005; LAOR, PARKER e PAGÉ, 2014). Em linhas gerais, as técnicas de medição de odores são divididas em (BRANCHER *et al.*; 2017): (i) análises sensoriais, ou olfatométricas (medida direta dos odores), as quais empregam o olfato humano e são utilizadas para medir os efeitos que os odores produzem quando são percebidos; e (ii) análises químicas, usadas para determinar a composição química dos odores, por meio da quantificação dos principais compostos odorantes presentes em uma amostra. Considerando-se que os odores potencialmente emitidos pelas ETEs estão relacionados a inúmeros compostos químicos, as técnicas sensoriais ou olfatométricas são consideradas mais apropriadas, já que as determinações químicas dos compostos individuais (por cromatografia gasosa ou medidores portáteis, por exemplo) são insuficientes para identificar as propriedades odorantes sinérgicas dos compostos, embora possam ser usadas para complementar a interpretação das medições olfatométricas.

A norma da comunidade europeia EN 13.725:2003 (CEN, 2003) é utilizada como método de referência para determinar as concentrações de odores em ambientes. A EN 13725:2003 indica o uso da técnica de olfatometria dinâmica, a qual fornece resultados de intensidade de odor na unidade UOE/m³ (unidade de odor europeia por metro cúbico de ar). Na norma europeia, uma UOE está associada a uma concentração específica de um composto odorante de referência certificado (n-butanol). A massa de odor de referência europeia (European Reference Odour Mass — EROM) definida para o n-butanol é equivalente a 123 µg, o que significa que 1 EROM evaporado em 1 m³ de gás leva a uma concentração de 0,040 µmol/mol

(40 ppbv — partes volumétricas por bilhão). Assim, a EN 13.725:2003 considera que 1 UOE/m³ corresponde a uma concentração equivalente de 40 ppbv ou 123 µg de n-butanol (1 EROM) evaporado em 1 m³ de ar inodoro em condições padrão (20 °C e 1 atm) (CEN, 2003).

Nos EUA, a olfatometria segue a metodologia descrita na norma ASTM E679-04 (ASTM, 2011), cuja concentração de odores é dada pela taxa de diluição (dilutions-to-threshold ou D/T) em avaliações de campo ou pela unidade UO/m³ em avaliações de laboratório. A D/T consiste na razão de diluição do ar odorante necessária para que o odor atinja seu limite de detecção e se torne imperceptível ao receptor. Quanto maior a diluição necessária, maior a intensidade do odor. Conceitualmente, 1 UOE/m³ pode ser considerada equivalente a 1 D/T, pois essas unidades de concentração de odores são todas determinadas usando padrões baseados no conceito de limiar de detecção olfativa (ASTM, 2011; CEN, 2003). Assim como o padrão americano, o padrão europeu de olfatometria é baseado no princípio da diluição até o limite olfativo.

Embora os procedimentos para a medição de odores estejam bem sistematizados pelas citadas normas internacionais, a avaliação e a mitigação dos impactos das emissões odorantes são bem mais complexas, seguindo em geral uma ou mais das seguintes abordagens (BRANCHER *et al.*; 2017): (i) avaliação direta ou modelagem da concentração dos odores no ambiente ou das concentrações de compostos químicos individuais e comparação com valores máximos permitidos; (ii) estabelecimento de distâncias mínimas entre as fontes emissoras e os receptores dos odores; (iii) fixação de padrões máximos para as emissões de odores ou de compostos odorantes; (iv) avaliação do número de reclamações da população no entorno da fonte emissora (ex.: por meio de estudos de percepção de odores ou canal aberto à população) e comparação com um número máximo permitido de reclamações; (v) exigência do uso de boas práticas e/ou de tecnologias para controle das emissões odorantes.

Até o momento, o Brasil não dispõe de instrumentos regulatórios específicos que fixem critérios para a avaliação dos impactos dos odores ou fixem limites legais/valores-alvo para compostos causadores de odores, ainda que

existam tentativas de regulamentação da questão dos odores em alguns estados brasileiros (PR, SP e PA) (BRANCHER *et al.*; 2017). Em países da Europa, na Austrália, na Nova Zelândia, em Israel e na Colômbia, os limites legais são baseados em séries temporais de concentrações teóricas de odores no ambiente, calculadas por meio de modelos matemáticos de dispersão atmosférica (BRANCHER *et al.*; 2017; PIRINGER *et al.*; 2015; SCHAUBERGER *et al.*; 2012). Por outro lado, países como os Estados Unidos da América (EUA), o Panamá e a Coréia do Sul fixam limites legais baseados exclusivamente nas medições diretas das concentrações dos odores no ambiente, por meio da técnica da olfatométrica dinâmica (BRANCHER, 2017; MCGINLEY e MCGINLEY, 2014; KMOE, 2008). Nesse contexto, o presente estudo teve como objetivo geral o uso de diferentes

técnicas para a identificação das fontes odorantes e a espacialização dos odores e do H_2S na região de entorno de uma ETE em escala plena ($Q_{média} = 174 \text{ L/s}$), assim como o uso de tais técnicas para a definição de medidas de controle que melhor se ajustassem ao projeto e ao contexto de inserção da ETE.

2. METODOLOGIA

2.1. Área de estudo

O *layout* geral da ETE estudada é apresentado na **Figura 1**, compreendendo as seguintes unidades principais: tratamento preliminar, reatores *upflow anaerobic sludge blanket* (UASB), filtros biológicos percoladores (FBPs) e decantadores secundários, desidratação mecanizada (por

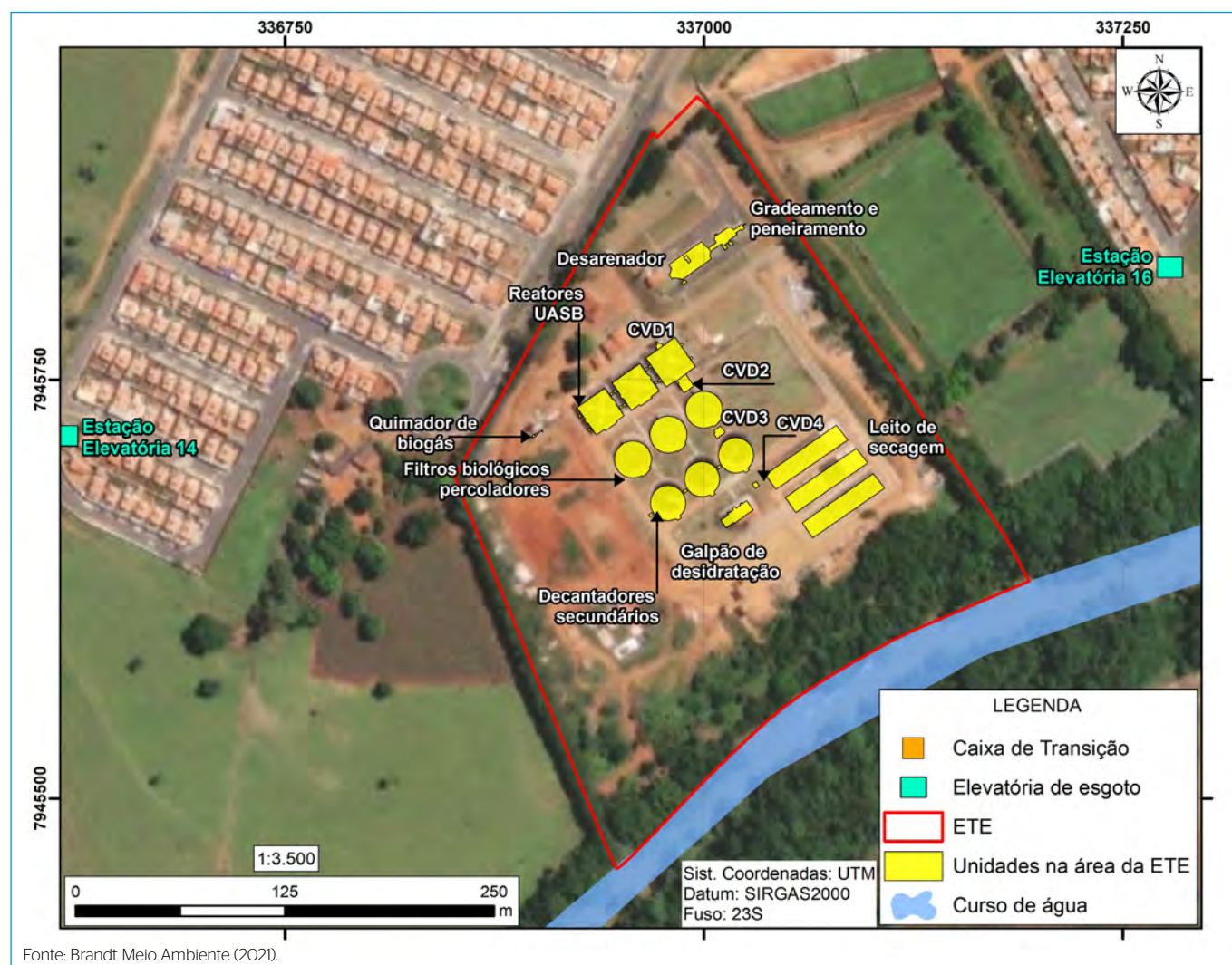


Figura 1 - Identificação das unidades da estação de tratamento de esgoto.

centrífuga) e natural (por leitos de secagem). As unidades são alimentadas a partir de caixas distribuidoras de vazão (CDVs). À exceção da desidratação mecanizada, todas as demais unidades da ETE são abertas à atmosfera.

2.2. Monitoramento dos odores e do H₂S

Para as medições em campo, foram escolhidos 23 pontos de amostragem em fontes emissoras e na comunidade do entorno (**Figura 2**). No caso das fontes emissoras, alocou-se um ponto em cada unidade do fluxograma do tratamento e em cada caixa divisora de vazão entre as unidades do tratamento. No caso da comunidade do entorno, foram alocados pontos nas ruas imediatamente adjacentes à ETE e no perímetro extremo do bairro reclamante. Para as ruas adjacentes, considerou-se um espaçamento de 200 m entre os pontos. Já no perímetro extremo, considerou-se um espaçamento de aproximadamente 500 m entre os pontos. Também foram definidos pontos nos limites da propriedade da ETE e nas elevatórias de esgoto bruto existentes nas cercanias. Pela impossibilidade de acesso, não foram definidos pontos na área rural localizada na porção sul/sudeste do mapa.

No total, foram consideraram-se 10 dias de amostragem, visando obter um número representativo de medições (entre 15 e 20 medições em cada ponto amostral). Por questões logísticas, o período foi dividido em duas campanhas, cada uma compreendendo 5 dias de monitoramento (de segunda-feira a sexta-feira), sendo uma realizada em junho de 2021 e outra em agosto de 2021. Os meses de junho e agosto foram escolhidos por apresentarem características meteorológicas que não favorecem uma boa dispersão dos gases odorantes, podendo aumentar a percepção de odor pela população. Nessa época do ano, é comum ocorrer uma maior incidência de eventos de inversão térmica, além do aumento da estabilidade atmosférica. No entanto, vale notar que o período de monitoramento não é um fator limitante para o entendimento da questão dos odores na região da ETE, uma vez que os dados das medições diretas de odores são usados apenas para a calibração do modelo matemático, o qual fornece respostas para toda a sazonalidade meteorológica da região.

Em cada campanha, realizaram-se 9 ciclos de medições olfatométricas em todos os 23 pontos amostrais, abrangendo de forma aleatória os períodos diurno, vespertino ou noturno. Não foram registradas precipitações pluviométricas nos dias de amostragem e anteriores à amostragem. Para o monitoramento olfatométrico, foi utilizado o equipamento Nasal Ranger® (St. Croix Sensory, EUA), seguindo os procedimentos do fabricante e as normas EN 13.725:2003 (CEN, 2003) e ASTM E679-04 (ASTM, 2011), apresentando os resultados em UOE/m³ (unidades de odor europeia). Complementarmente, realizaram-se medições diretas de H₂S por meio de dois equipamentos distintos: i) Jerome® 631-X, para a detecção de H₂S na faixa de 0,003 a 50 ppm; e ii) OdaLog, para medição de H₂S na faixa entre 1 e 2.000 ppm.

Com os resultados das medições de intensidade de odores em campo, foram construídos os mapas de isoconcentração de odores. Para isso, considerou-se o uso da ferramenta de interpolação de dados inserida no software ArcMap. Tendo como referência o número de pontos espacializados e a abrangência na área de análise, o interpolador mais adequado foi o IDW (ponderação de distância inversa). Assim, considerou-se que a influência de um ponto de entrada em um valor interpolado é isotrópica. As plumas geradas representaram, portanto, a estimativa das concentrações de odor a partir da intensidade em relação à distância e da distância em relação aos pontos amostrais.

2.3. Modelagem da dispersão atmosférica dos odores

Para a modelagem atmosférica, utilizou-se um modelo baseado na equação da pluma gaussiana. O modelo foi construído utilizando o software AERMOD View 9.9, da Lakes Environmental Software Inc. Foram utilizadas bases topográficas atualizadas de modelagem de terreno SRTM com curvas de 30 m provenientes do sistema cartográfico interno disponibilizado pela Lakes através do pré-processador topográfico AERMAP. Já a base de dados meteorológicos foi manipulada por meio do pré-processador AERMET, utilizado para a estimativa de parâmetros da camada limite atmosférica, como cobertura de nuvens, temperatura de bulbo seco, umidade relativa, pressão



Fonte: Brandt Meio Ambiente (2021).

Figura 2 - Pontos de medição de odores e H₂S.

atmosférica, direção e velocidade dos ventos, precipitação pluviométrica e radiação solar. No pré-processador, foram utilizadas as bases de dados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) ou do modelo Weather Research & Forecasting — WRF, conforme discutido a seguir. Foi definida uma área de modelagem com aproximadamente 36 km² e 441 pontos receptores. Esses pontos receptores foram distribuídos numa malha com espaçamento de cerca de 290 × 290 m.

Na modelagem atmosférica, foi utilizada a técnica denominada modelagem reversa da dispersão atmosférica, que em linhas gerais consiste em (CAPELLI e SIRONI, 2018; MALHEIROS *et al.*; 2016): (i) simulações de modelagens com diferentes taxas de emissão assumidas aleatoriamente e iguais para todas as fontes, e comparação das plumas do modelo com aquelas medidas no campo, até a obtenção de uma distribuição espacial semelhante. Nesse caso, a base de dados meteorológicos do modelo deve compreender o mesmo período das medições realizadas no campo e, neste estudo, foi utilizado o banco de dados meteorológicos horários do INMET; (ii) determinação da taxa individual de cada fonte a partir da ponderação da taxa total calculada anteriormente pelas concentrações máximas medidas nas fontes em campo; (iii) modelagem final considerando as taxas individuais anteriores e três anos de dados meteorológicos, neste estudo obtidos pelo WRF (2018 a 2020).

No caso do banco de dados do INMET utilizado para a calibração do modelo na etapa preliminar de modelamento,

realizou-se uma análise sobre a consistência dos dados dentro do intervalo selecionado (o mesmo dos dias de monitoramento olfatométrico). Trata-se de dados horários de diversos parâmetros, totalizando cerca de 240 linhas de informação, nas quais não foram verificadas falhas ou ausências que pudessem prejudicar a simulação pretendida.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Monitoramento dos odores e do H₂S

As **Figuras 3 e 4** mostram, respectivamente, as concentrações máximas de odores e de H₂S nas proximidades das fontes emissoras. Como as medições olfatométricas são realizadas em uma escala discreta de diluições seriadas, os resultados das concentrações de odores (em UOe/m³) devem ser expressos em uma faixa compreendida entre a diluição da detecção do odor e a diluição anterior. Portanto, a unidade de odor é uma medida discreta, e não contínua.

Avaliando as medições nas fontes de emissão, as maiores intensidades de odores e de H₂S foram detectadas na CDV II (reunião dos efluentes dos reatores UASB) e nas canaletas de coleta de efluente dos próprios reatores. Esses resultados podem ser explicados pela presença de gases dissolvidos nos efluentes dos reatores, incluindo o H₂S (BRANDT *et al.*; 2018, 2019).

Já a **Figura 5** mostra o mapa de isoconcentração com os resultados do monitoramento olfatométrico da primeira campanha, considerando uma pluma com as

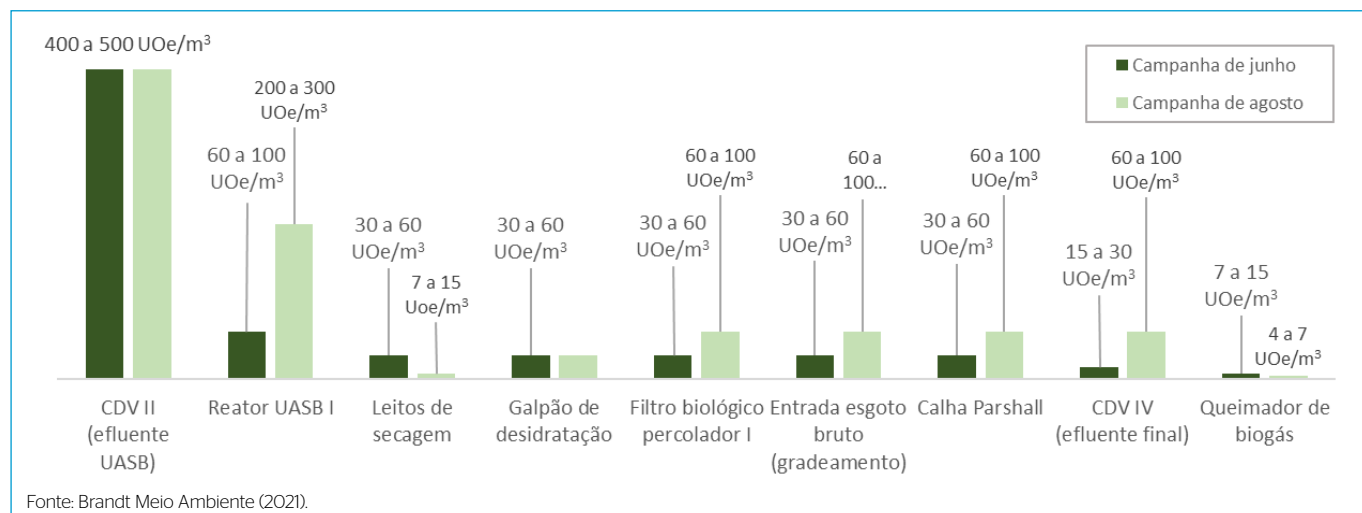


Figura 3 – Concentrações máximas de odores nas fontes emissoras da estação de tratamento de esgoto.

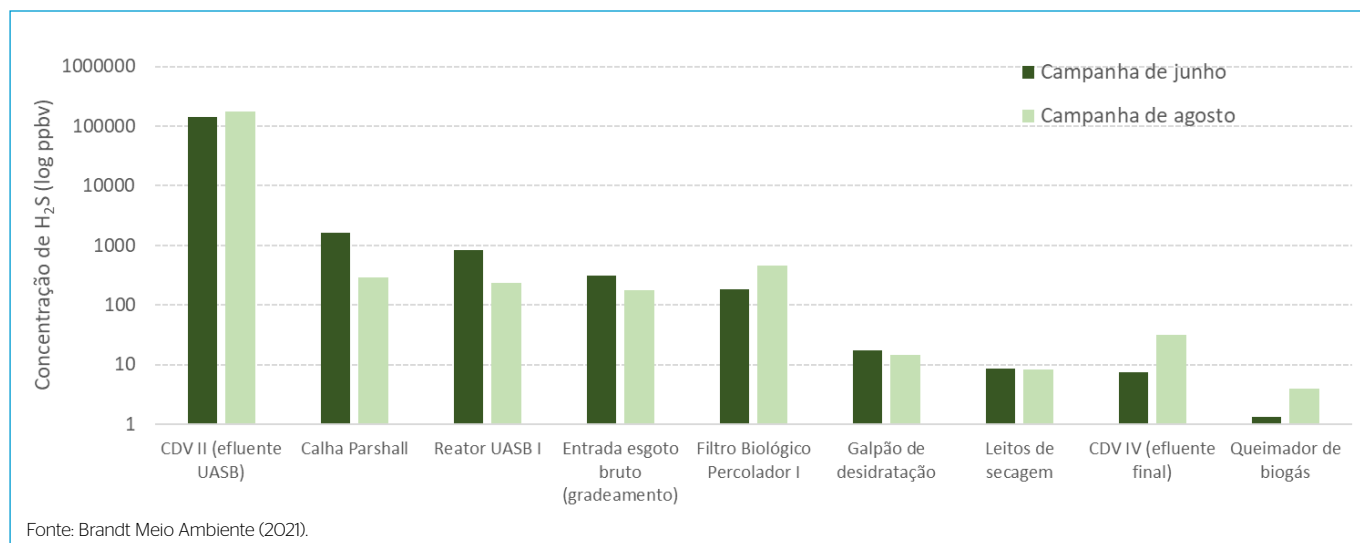


Figura 4 - Concentrações máximas de H_2S nas fontes emissoras da estação de tratamento de esgoto. Eixo Y em escala logarítmica.

intensidades máximas dos odores mensurados em uma semana completa de monitoramento. Na vizinhança, os valores variaram de “não detectado” a “menor que 7 UOE/ m^3 ”. Embora perceptíveis ao olfato humano, em geral, os odores se apresentaram inferiores aos limites internacionais usados como referência para incômodos, exceto para a região da rotatória a oeste da divisa com a ETE, onde foram registrados valores acima do estabelecido em determinadas localidades nos EUA (ex.: São Francisco — 5 UOE/ m^3) (McGINLEY e McGINLEY, 2014). Embora os resultados do monitoramento do H_2S não estejam representados na **Figura 5**, vale pontuar que, se considerado todo o conjunto dos pontos monitorados na comunidade, apenas aquele localizado na referida rotatória apresentou concentrações de H_2S superiores ao limite de percepção humana (8 ppbv).

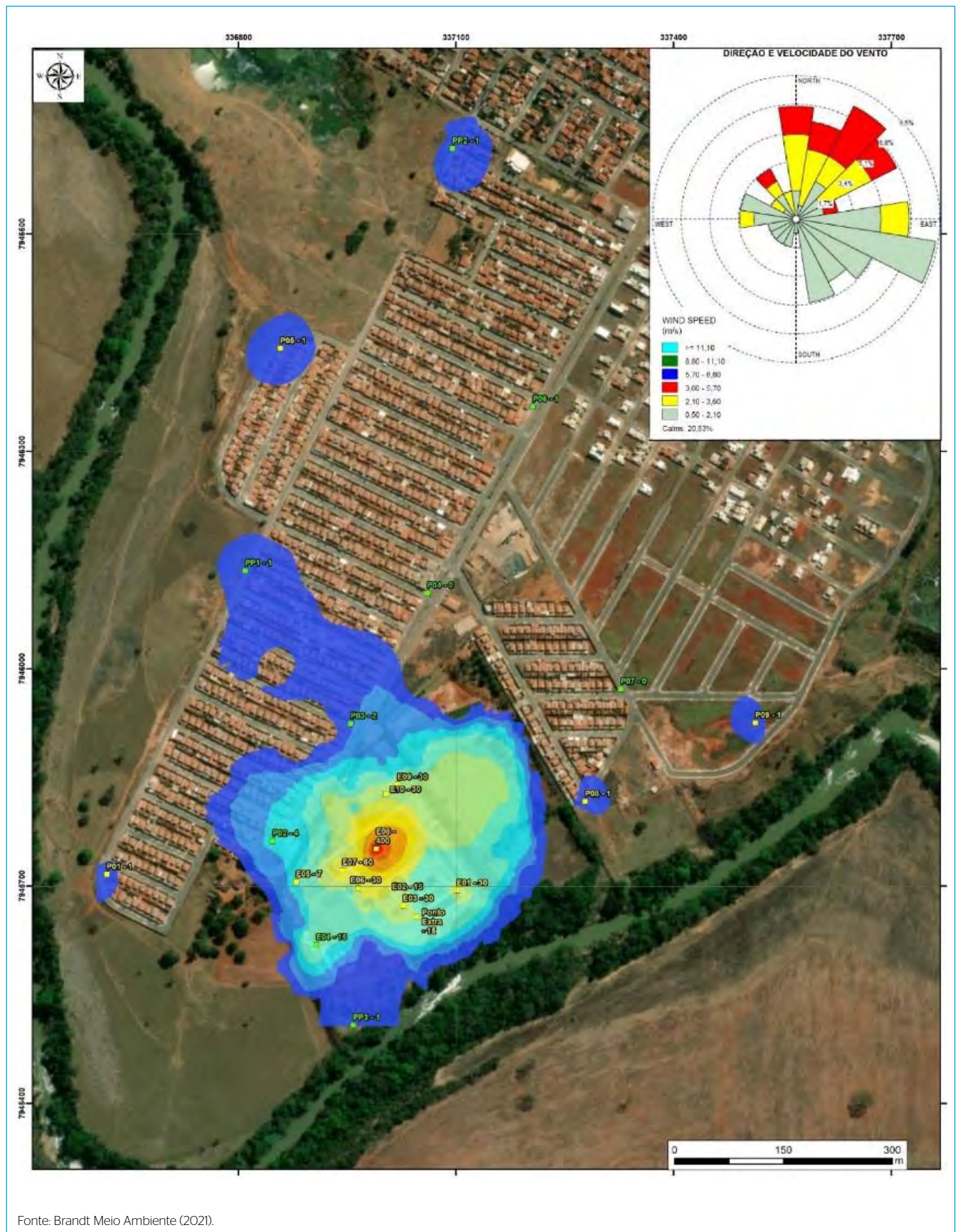
3.2. Modelagem da dispersão atmosférica dos odores

Utilizando-se do banco de dados meteorológicos do INMET para o período das duas campanhas de monitoramento, realizaram-se simulações para calibração do modelo de dispersão de odores por modelagem reversa. As plumas das concentrações máximas obtidas na modelagem reversa (**Figuras 6 e 7**) se ajustaram perfeitamente aos resultados mensurados em campo (**Figura 5**), validando as taxas de emissão de odores obtidas pelo método. Conforme já citado, as avaliações de campo ocorreram entre os meses de junho e agosto, em duas campanhas de 5 dias cada.

Trata-se de um período com características climatológicas mais estáveis em relação à precipitação e principalmente às temperaturas. Nessa época do ano (período seco e de temperaturas mais amenas), fatores como intensidade dos ventos e ocorrência de eventos de inversão térmica podem desempenhar papel mais relevante na dispersão e percepção do odor local. As temperaturas durante o período das atividades variaram em uma amplitude térmica esperada dentro da climatologia padrão regional, sem interferência relevante no processo das avaliações.

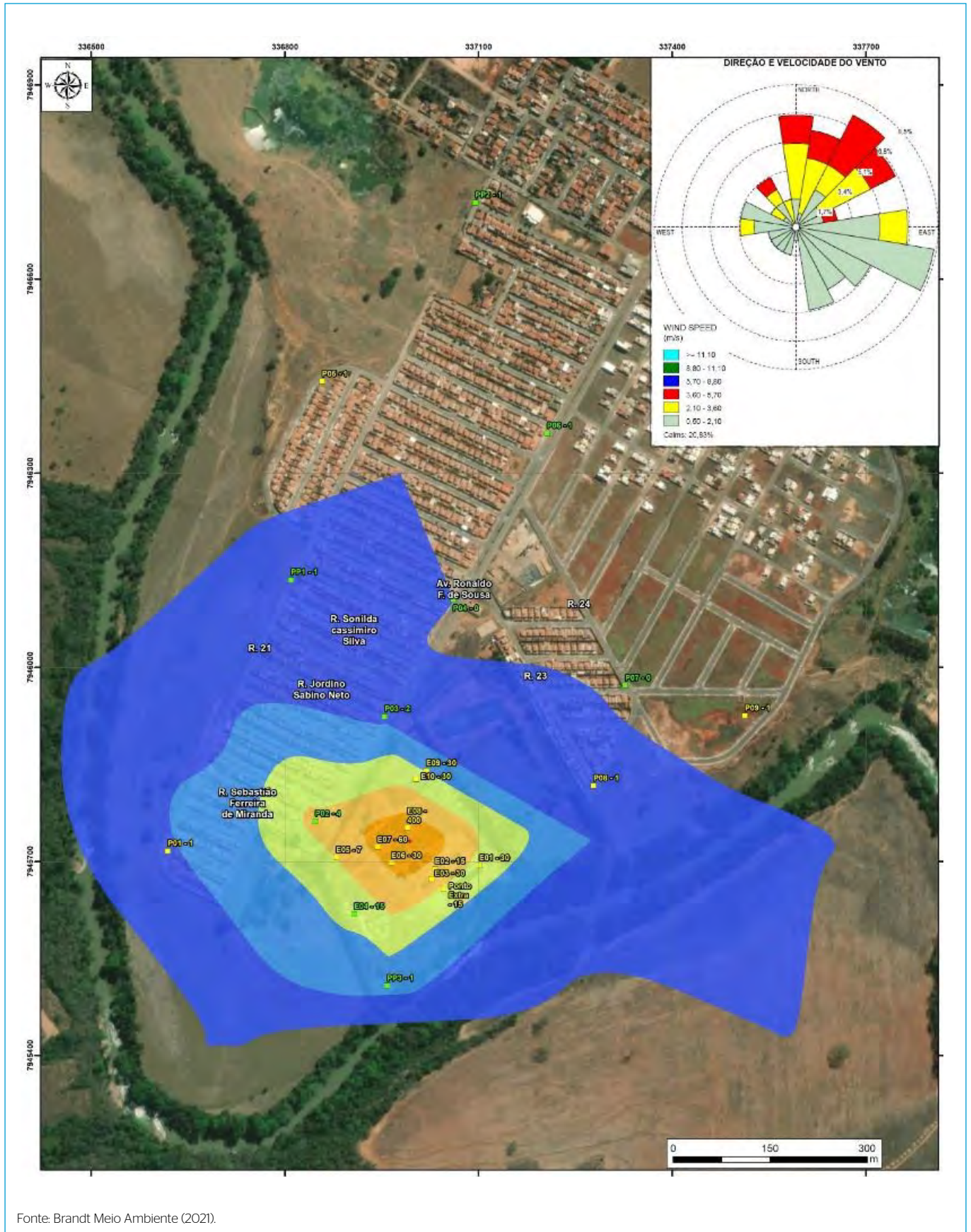
Os dados apresentados na **Tabela 1** mostram as taxas de emissão de odores calculadas pelo método, as quais posteriormente foram utilizadas na modelagem final considerando o banco de dados meteorológicos completo da WRF e na modelagem do cenário com aplicação de medidas mitigadoras para a redução de odores. Vale destacar que as taxas de emissão obtidas no presente estudo estiveram na mesma ordem de grandeza de estudos similares (VARELA-BRUCÉ e ANTILEO, 2021).

Finalmente, a **Figura 8** mostra a pluma de dispersão de odores obtida na modelagem final para as concentrações do percentil 99,5 observadas no período de dados meteorológicos de três anos. Pelas características da pluma de dispersão, nota-se que a condição predominantemente plana local, sem a presença de formações de relevo mais acidentadas, demonstrou maior influência nos resultados de fatores associados à direção e velocidade dos ventos.



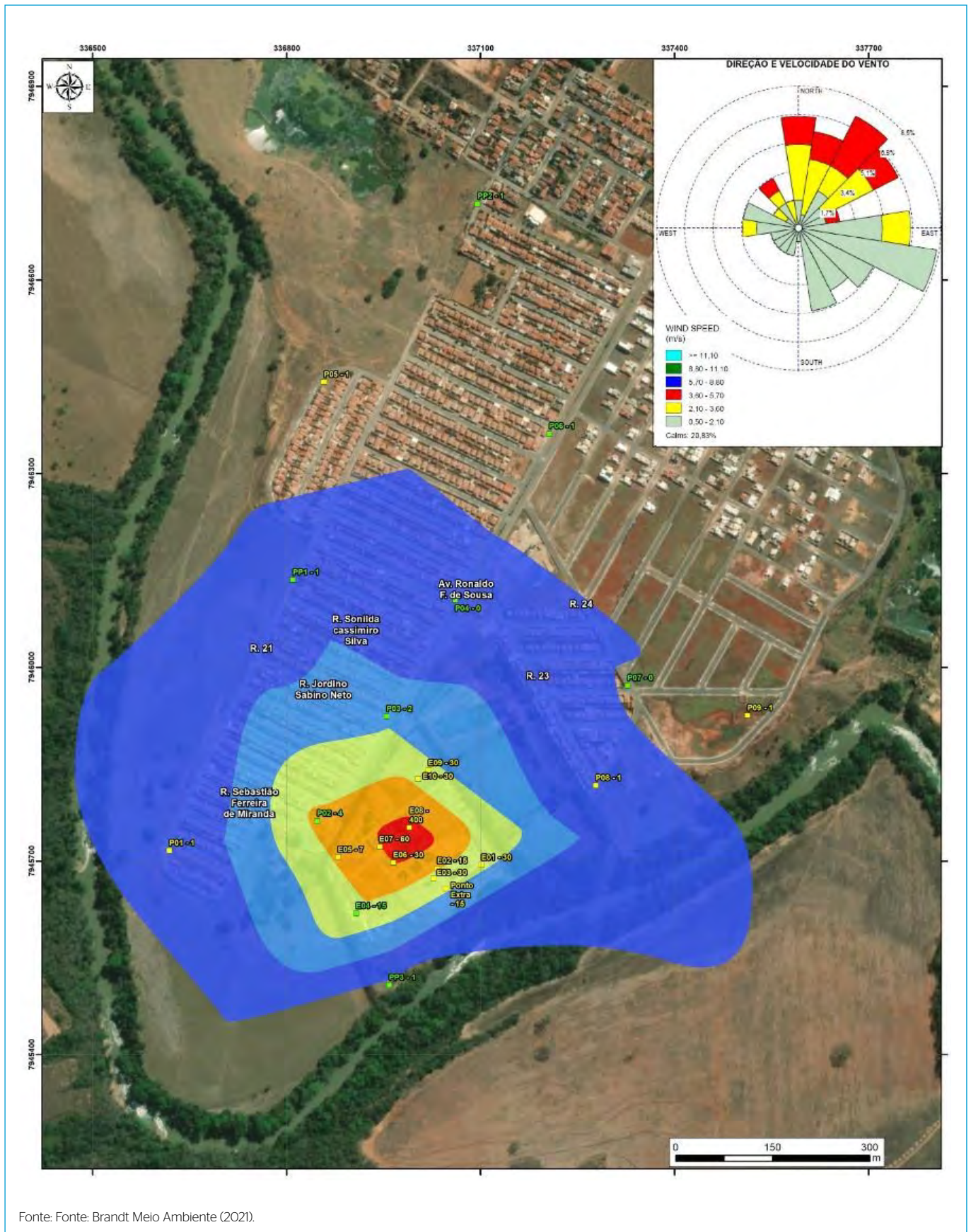
Fonte: Brandt Meio Ambiente (2021).

Figura 5 - Concentrações máximas de odores registradas na primeira campanha de monitoramento.



Fonte: Brandt Meio Ambiente (2021).

Figura 6 - Pluma de odores obtida na calibração do modelo (modelagem reversa) considerando a taxa média de emissão nas fontes igual a 0,28 $UO_e/m^2/s$.



Fonte: Fonte: Brandt Meio Ambiente (2021).

Figura 7 - Pluma de odores obtida na calibração do modelo (modelagem reversa) considerando as taxas de emissão ponderadas apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1 – Taxas de emissão ponderadas de cada fonte, para as duas campanhas, obtidas por modelagem reversa para a situação do diagnóstico da operação normal da estação de tratamento de esgoto e para o cenário hipotético com mitigação dos odores.

Unidade operacional da ETE	Campanha 1 - Taxas de Emissão Ponderadas (UO/s/m ²)	UO/s	Campanha 2 - Taxas de Emissão Ponderadas (UO/s/m ²)	Média entre as Taxas de Emissão Ponderadas da Campanhas 1 e 2 (UO/s/m ²) - Cenário Atual	UO/s	Cenário com Mitigação de Odores (UO/s/m ²)
Calha Parshall	3,61	431	6,22	4,92	58,6	4,92
Canais do tratamento preliminar	0,38	431	0,65	0,52	58,6	0,52
Reator UASB O1	0,20	861	0,52	0,36	154,2	0,18
Reator UASB O2	0,20	861	0,52	0,36	154,2	0,18
Reator UASB O3	0,20	861	0,52	0,36	154,2	0,18
CDV II	8,94	574,2	5,77	7,36	472,3	0,74
FBP O1	0,11	431	0,19	0,15	58,6	0,02
FBP O2	0,11	431	0,19	0,15	58,6	0,02
FBP O3	0,11	431	0,19	0,15	58,6	0,02
CDV IV	2,29	21,5	7,88	5,09	47,8	5,09
Galpão Desidratação	0,33	431	0,34	0,34	43,8	0,34
Leito de Secagem O1	0,08	431	0,02	0,05	27,1	0,05
Leito Secagem O2	0,08	431	0,02	0,05	27,1	0,05
Leito Secagem O3	0,08	431	0,02	0,05	27,1	0,05
Queimador de Biogás	50,24	10,0	25,93	38,09	7,6	38,09

Fonte: Brandt Meio Ambiente (2021).

De acordo com a **Figura 8**, há potencial para que a população do entorno perceba os odores emitidos pela ETE. Avaliando-se os limites adotados na Noruega e na Nova Zelândia (odor < 1,0 UOE/m³ no percentil 99,5) (BRANCHER *et al.*; 2017), a percepção dos odores poderia gerar incômodos nos quarteirões imediatamente à oeste da ETE.

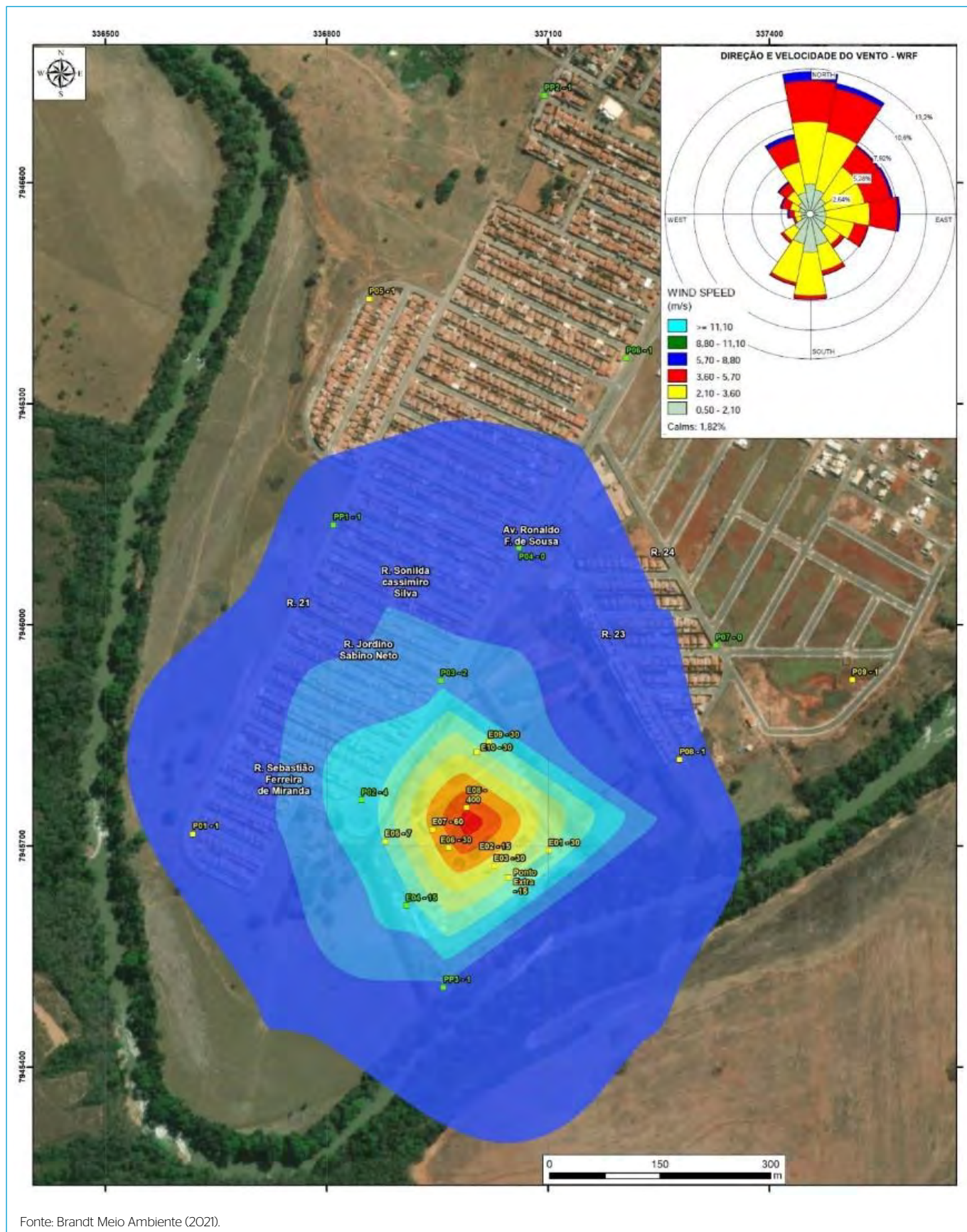
Considerando esses resultados e as medições realizadas em campo, foram identificadas as seguintes fontes principais de emissão que contribuíam para essa condição: i) tratamento preliminar (gradeamento e medidor Parshall); ii) CDV II (reunião dos efluentes dos reatores UASB); iii) canaletas de coleta de efluente dos reatores UASB; iv) filtros biológicos percoladores (FBPs). A partir dessa análise, foram propostas medidas de controle considerando o desprendimento, a captura e o tratamento dos gases odorantes na CDV II e nas canaletas de coleta dos efluentes dos reatores UASB.

Conforme recomendado por Brandt *et al.* (2018, 2019, 2021), foi proposta a instalação de uma câmara de dessorção de gases dissolvidos nos efluentes dos reatores UASB, bem como a cobertura e exaustão parcial das canaletas de

coleta dos efluentes dos reatores UASB. Considerou-se o tratamento dos gases exauridos em biofiltros. O resultado da modelagem desse cenário é apresentado na **Figura 9** (vide taxas de emissão ajustadas na **Tabela 1** e utilizadas para a configuração de tal cenário), onde observa-se que as concentrações não infringiram os referidos limites mais restritivos usados na Noruega e na Nova Zelândia (BRANCHER *et al.*; 2017). Dessa forma, a modelagem matemática corrobora a efetividade das medidas para o controle dos incômodos gerados na comunidade do entorno.

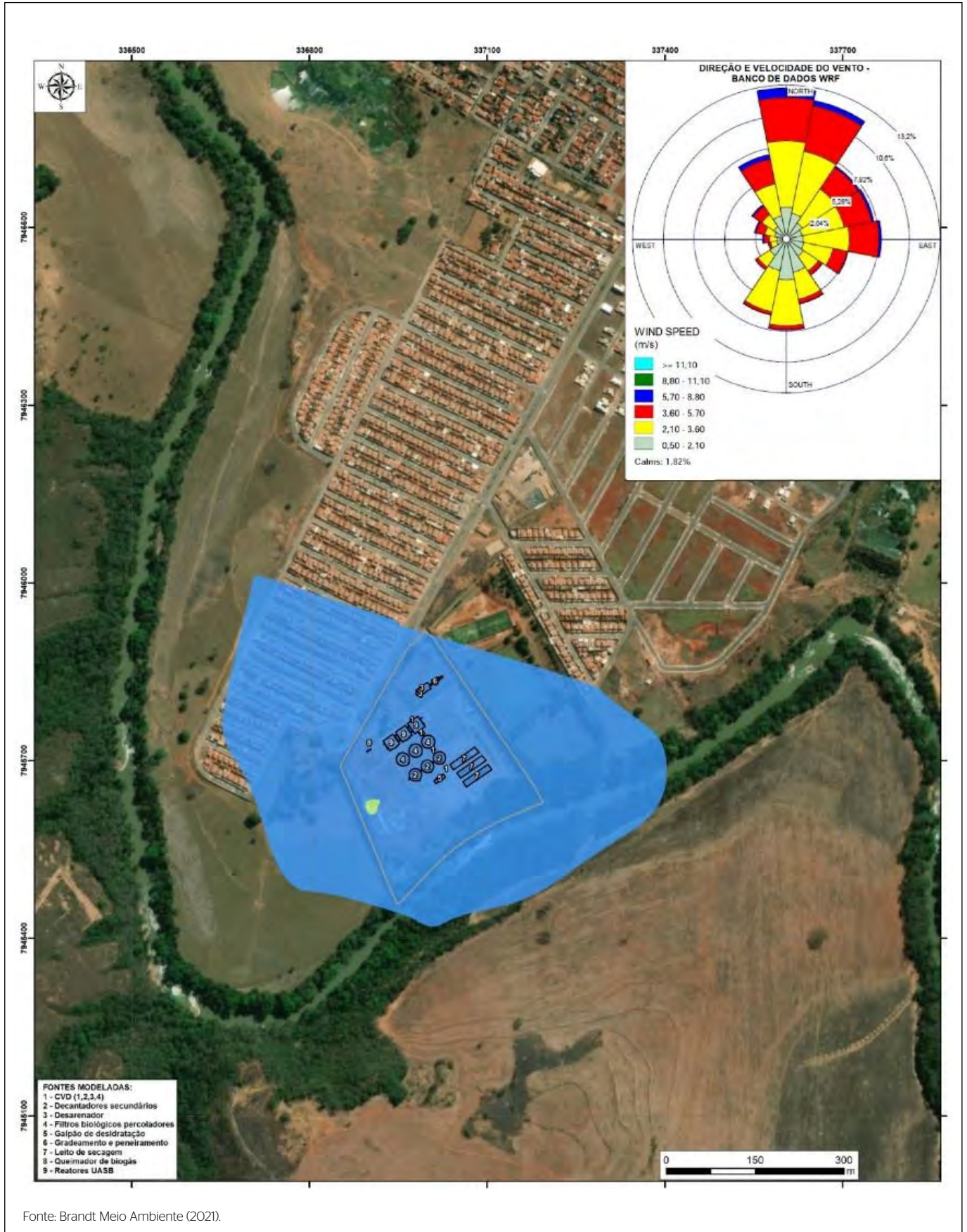
4. CONCLUSÃO

Embora o monitoramento dos odores e do H₂S realizado em campo tenha indicado níveis associados a incômodos em um ponto específico da área de estudo, ele não foi capaz de mostrar toda a abrangência da área suscetível aos incômodos causados pelos odores, conforme demonstrado pela modelagem da dispersão atmosférica dos odores. Nesse sentido, a modelagem se mostrou como uma ferramenta mais apropriada para a espacialização das áreas suscetíveis aos incômodos causados pelos odores emitidos pela ETE. No



Fonte: Brandt Meio Ambiente (2021).

Figura 8 - Pluma de dispersão odores com as concentrações do percentil 99,5 obtidas na modelagem matemática final para a situação do diagnóstico da operação normal da estação de tratamento de esgoto.



Fonte: Brandt Meio Ambiente (2021).

Figura 9 – Pluma de dispersão de odores com as concentrações máximas obtidas para o cenário de aplicação das medidas de controle.

entanto, o monitoramento realizado em campo foi fundamental para a obtenção das taxas de emissão que alimentaram e validaram o modelo. Adicionalmente, o uso da modelagem por si só não descarta a necessidade do monitoramento dos odores e do H₂S para avaliar se os impactos estão se comportando conforme previsto.

Por fim, a conjugação das técnicas de detecção e espacialização dos odores e do H₂S se mostrou como uma poderosa ferramenta para a definição de medidas mais eficazes para o controle dos incômodos causados pelos odores. A fim de balizar a tomada de decisão quanto à

necessidade de implementação de medidas de controle de odores na ETE, realizou-se modelagem considerando a instalação de uma câmara de desorção de gases dissolvidos nos efluentes dos reatores UASB e a cobertura parcial das canaletas de coleta dos efluentes dos reatores UASB, assim como a exaustão e o tratamento dos gases recolhidos nessas duas fontes principais de emissão de odores. A modelagem em questão demonstrou que em nenhum local os limites legais internacionais associados à modelagem da dispersão atmosférica seriam extrapolados, reforçando a efetividade e a necessidade de tais medidas mitigadoras.

REFERÊNCIAS

- AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS (ASTM). *Standard Practice for Determination of Odor and Taste Thresholds by a Forced-Choice Ascending Concentration Series Method of Limits*. ASTM E679-04. Philadelphia: ASTM, West Conshohocken, 2011.
- BOCKREIS, A.; STEINBERG, I. Measurement of odour with focus on sampling techniques. *Waste Management*, v. 25, n. 9, p. 859-63, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.07.013>
- BRANCHER, M.; GRIFFITHS, D.K.; FRANCO, D.; LISBOA, H.M. A review of odour impact criteria in selected countries around the world. *Chemosphere*, v. 168, p. 1531-70, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.11.160>
- BRANDT, E.M.F.; SANTOS, J.M.B.; SOUZA, C.L.; POSSETTI, G.R.C.; BRESSANI-RIBEIRO, T.; CHERNICHARO, C.A. Contribuição para o aprimoramento de projeto, construção e operação de reatores UASB aplicados ao tratamento de esgoto sanitário - Parte 4: Controle de corrosão e emissões gasosas. *Revista DAE*, v. 214, n. 66, p. 56-72, 2018. <https://doi.org/10.4322/dae.2018.041>
- BRANDT, E.M.F.; MCADAM, E.J.; NOYOLA, A. Control of diffuse emissions in UASB reactors treating sewage. In: CHERNICHARO, A.C.L.; BRESSANI-RIBEIRO, T. (Eds.). *Anaerobic reactors for sewage treatment: design, construction, and operation*. London: IWA Publishing, 2019, p. 245-83. <https://doi.org/10.2166/9781780409238>
- BRANDT, E.M.F.; SOUZA, C.L.; CENTENO-MORA, E.; BIANCHETTI, F.J.; SANTOS, J.M.B.; CHERNICHARO, C.A.L. Avanços nas técnicas de controle de emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios. Nota Técnica 1 - Tópicos de interesse. *Cadernos Técnicos Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 1, n. 2, p. 5-22, 2021. <https://doi.org/10.5327/276455760102001>
- CAPELLI, L.; SIRONI, S. Combination of field inspection and dispersion modelling to estimate odour emissions from an Italian landfill. *Atmospheric Environment*, v. 191, p. 273-90, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.08.007>
- COMITÉ EUROPÉEN DE NORMALISATION (CEN). *Air quality - Determination of odour concentration by dynamic olfactometry*. European Standard EN13725. Brussels: CEN, 2003.
- KOREAN MINISTRY OF ENVIRONMENT (KMOE). *Annual Report of Ambient Air Quality in Korea*. [s.l.]: Korean Ministry of Environment, 2008.
- LAOR, Y.; PARKER, D.; PAGÉ, T. Measurement, prediction, and monitoring of odors in the environment: a critical review. *Reviews in Chemical Engineering*, v. 30, n. 2, p. 139-66, 2014. <https://doi.org/10.1515/revce-2013-0026>
- MALHEIROS, A.L.; NOCKO, H.R.; PERAZZOLI, J.P.; RODRIGUES, T.B.; SCHUBA, T.B.; GOBBI, E.F. Estimativa de emissões odoríferas e avaliação de impacto a partir da integração das técnicas olfatométrica de campo e modelagem reversa de dispersão. In: *XIX CBMET Congresso Brasileiro de Meteorologia*. João Pessoa, 2016.
- McGINLEY, M.A.; MCGINLEY, C.M. An overview of odour regulation throughout North America. In: *1st International Seminar of Odours in the Environment*, Proceedings... Santiago: Olores.Org., 2014.
- PIRINGER, M.; KNAUDER, W.; PETZ, E.; SCHAUBERGER, G. A comparison of separation distances against odour annoyance calculated with two models. *Atmospheric Environment*, v. 116, p. 22-35, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.06.006>
- SCHAUBERGER, G.; PIRINGER, M.; SCHMITZER, R.; KAMP, M.; SOWA, A.; KOCH, R.; ECKHOF, W.; GRIMM, E.; KYPKE, J.; HARTUNG, E.

Concept to assess the human perception of odour by estimating short-time peak concentrations from one-hour mean values. Reply to a comment by Janicke *et al. Atmospheric Environment*, v. 54, p. 624-8, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.02.017>

VARELA-BRUCE, C.; ANTILEO, C. Assessment of odour emissions by the use of a dispersion model in the context of the proposed new law in Chile. *Journal of Environmental Management*, v. 295, p. 113208, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113208>



Avaliação da viabilidade de incorporação de cinzas do bagaço da cana-de-açúcar em nanofibras poliméricas para filtração de ar

Evaluation of the feasibility of incorporating sugarcane bagasse fly ash into polymeric nanofibers for air filtration

Júlia Aparecida Sanson¹ , Felipe de Aquino Lima² , Paulo Augusto Marques Chagas³ , Vádila Giovana Guerra Béttega⁴ 

RESUMO

Com a intensificação da industrialização, o descarte de contaminantes na atmosfera cresceu, causando impactos no meio ambiente. Além disso, a alta geração de resíduos agroindustriais tem motivado o reaproveitamento de materiais. Nesse sentido, o desenvolvimento de tecnologias capazes de tratar o ar poluído torna-se cada vez mais necessário, bem como a descoberta de aplicações com maior valor agregado para os resíduos. Assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar a viabilidade da incorporação de cinzas do bagaço de cana-de-açúcar em nanofibras poliméricas para uso como meios filtrantes para o tratamento de ar. As cinzas passaram por moagem e peneiramento, e realizou-se a caracterização do material, a fim de obter a distribuição de tamanho das partículas, densidade, área superficial e composição química. Nanofibras de acetato de celulose foram produzidas utilizando a técnica de electrospinning. As cinzas foram adicionadas à solução polimérica, variando sua massa de 185 a 1.000 mg. A eficiência na coleta de nanopartículas foi medida com um analisador de partículas por mobilidade elétrica, e a queda de pressão com um manômetro digital. A caracterização das cinzas indicou seu caráter adsorvente, dadas a alta área superficial e a presença de dióxido de silício. Com relação à filtração, a adição de cinzas alterou as características das nanofibras e provocou queda na eficiência e queda de pressão. Os resultados indicam que a incorporação das cinzas se mostra promissora, porém os parâmetros de produção dos meios filtrantes devem ser otimizados a fim de aumentar sua eficiência e possível efeito adsorvente.

Palavras-chave: cinzas do bagaço de cana-de-açúcar; nanofibras; electrospinning; meios filtrantes.

ABSTRACT

With the intensification of industrialization, the disposal of contaminants in the atmosphere has grown, causing impacts on the ecosystem. In addition, the high generation of agro-industrial waste has motivated the reuse of materials. In this sense, the development of technologies capable of treating polluted air becomes increasingly necessary, as well as the discovery of nobler applications for waste. Thus, the objective of this work was to evaluate the feasibility of incorporating fly ash from sugarcane bagasse into polymeric nanofibers for use as filter media for air treatment. For this, the ashes were ground, sieved and the material was characterized in order to obtain the particle size distribution, density, surface area, and chemical composition. Cellulose acetate nanofibers were produced using the electrospinning technique. The ashes were added to the polymeric solution, varying its mass from 185 to 1,000 mg. The efficiency of the filter media in collecting nanoparticles was measured with an electrical mobility particle analyzer and the pressure drop with a digital manometer. Ash characterization indicated its adsorbent character, given the high surface area and the presence of silica oxides. Regarding filtration, the addition of ash altered the characteristics of the nanofibers and caused a drop in collection efficiency and pressure drop. The results indicate that the incorporation of ashes is promising, however the production parameters of the filter media must be optimized to increase their efficiency and possible adsorbent effect.

Keywords: sugarcane bagasse fly ash; nanofibers; electrospinning; filtration.

¹Graduanda em Engenharia Química pela Universidade Federal de São Carlos - São Carlos (SP), Brasil.

²Engenheiro Químico pela Universidade Federal de São João del-Rei. Mestre e Doutorando em Engenharia Química pela Universidade Federal de São Carlos - São Carlos (SP), Brasil.

³Engenheiro de Biotecnologia pela Universidade Estadual de São Paulo. Doutor em Biotecnologia pela Universidade Federal de São Carlos - São Carlos (SP), Brasil.

⁴Engenheira Química e Doutora pela Universidade Federal de São Carlos. Professora Associada do Departamento de Engenharia Química da Universidade Federal de São Carlos - São Carlos (SP), Brasil.

*Endereço para correspondência: Universidade Federal de São Carlos, Centro de Ciências Exatas e Tecnologia, Departamento de Engenharia Química - Rodovia Washington Luis, KM 235. São Carlos, SP. CEP: 13565-905. E-mail: vadila@ufscar.br

1. INTRODUÇÃO

A busca por tecnologias de tratamento e remoção de poluentes do meio ambiente tem se tornado cada vez mais frequente no mundo, visto que o impacto ambiental e de saúde pública causado pelo descarte de contaminantes é crescente na atualidade. Além disso, o reaproveitamento de matérias-primas dentro da cadeia produtiva é uma ação importante para a implementação da economia circular e para a preservação dos recursos naturais.

Nesse contexto, a utilização de adsorventes eficientes e baratos, obtidos a partir de resíduos industriais e agrícolas, ganha a atenção de pesquisadores e do setor industrial por permitir uma aplicação em larga escala. Dentre esses resíduos, vêm sendo utilizados, por exemplo, resíduos de diesel, biocarvão e cinzas de bagaço de cana-de-açúcar, materiais estes que demonstraram potencial para aplicação em meios filtrantes (LOH *et al.*, 2013). Dos materiais citados, as cinzas do bagaço de cana-de-açúcar (CBCA), geradas a partir da queima da biomassa, possuem excelentes características adsorventes (RODRÍGUEZ-DÍAZ *et al.*, 2015) e se destacam no cenário brasileiro, dado o grande número de usinas sucroalcooleiras no país (NOVACANA, 2023).

Pesquisas recentes analisaram o potencial do material em diferentes aplicações, como substituto do cimento na produção de concreto para construção civil, enchimento de compósitos, inibidor de enzimas e em sistemas de adsorção e absorção (LOH *et al.*, 2013). Especificamente nos trabalhos explorando seu caráter adsorvente, as cinzas da cana-de-açúcar demonstraram eficiência para remoção de poluentes da água, como o azul de metileno, amônia e metais pesados (ALVARENGA e CORREA, 2021).

Pode-se citar, ainda, a necessidade de se desenvolver tecnologias mais eficientes e acessíveis para o tratamento e limpeza do ar, principalmente pelo alto nível de industrialização e urbanização do mundo. Dentre as técnicas de filtração do ar, as nanofibras poliméricas se destacam por apresentarem alta eficiência e baixa queda de pressão em sistemas de filtração (BORTOLASSI, 2019). Vários estudos vêm demonstrando que meios filtrantes contendo nanofibras são promissores para a aplicação na filtração de ar (BORTOLASSI *et al.*, 2019a; DE OLIVEIRA, AGUIAR

e GUERRA, 2021; BONFIM *et al.*, 2021), inclusive para coleta de nanopartículas. A coleta de partículas por meios filtrantes fibrosos ocorre principalmente devido aos mecanismos gravitacional, interceptação direta, impactação e difusão browniana. A eficiência de coleta de partículas é influenciada pelas características dos meios filtrantes, condições operacionais do filtro e diâmetro das partículas a serem coletadas. No caso das partículas em escala nanométrica, o mecanismo de coleta predominante é o difusional e a filtração com nanofibras é favorecida, devido às fibras apresentarem a mesma ordem de grandeza das partículas. A modificação e funcionalização das nanofibras eletrofiadas podem ser realizadas por meio da incorporação de aditivos às nanofibras. Estudos da literatura já investigaram a adição de ativos, como nanopartículas de ZnO, TiO₂, SiO₂, Al₂O₃ e CuO, em fibras eletrofiadas para melhorar sua capacidade de filtração de poluentes atmosféricos e aumentar sua resistência mecânica, térmica e química (BORTOLASSI, *et al.*, 2019b; WANG *et al.*, 2014; VANANGAMUDI, HAMZAH e SINGH, 2015; SHALABY *et al.*, 2018).

Em relação a cinzas, a maioria dos estudos encontrados na literatura avalia a capacidade de adsorção das cinzas puras ou em formato de zeólitas (GE, YOON e CHOI, 2018), sendo que a maior parte dos trabalhos com cinzas de bagaço de cana-de-açúcar estuda a remoção de poluentes da água (OLIVEIRA, CUNHA e RUOTOLO, 2019; ALVARENGA e CORREA, 2021; PRAIPIPAT *et al.*, 2023; PRAIPIPAT, NGAMSURACH e ROOPKAM, 2023) e não do ar. Aliar as características favoráveis das nanofibras à filtração e o efeito de adsorção das cinzas do bagaço da cana-de-açúcar mostra-se muito promissor do ponto de vista ambiental, já que envolve o aproveitamento de um resíduo industrial para o desenvolvimento de um meio filtrante aplicado à filtração de ar. A escassez de estudos sobre a influência da incorporação de cinzas do bagaço da cana-de-açúcar em nanofibras aplicadas à filtração de ar foi a principal motivação para esse estudo. Dessa maneira, o objetivo deste trabalho foi avaliar a viabilidade da incorporação das cinzas do bagaço de cana-de-açúcar em meios filtrantes para aplicação na filtração de ar. Para isso, as cinzas foram moídas e posteriormente

caracterizadas em relação à distribuição de tamanho, densidade, área superficial e composição química para se obter indícios do seu potencial adsorvente. Os meios filtrantes constituídos de nanofibras poliméricas de acetato de celulose foram produzidos a partir da técnica de eletrofição. Ao final, avaliou-se o desempenho dos meios filtrantes contendo a fuligem incorporada às fibras, avaliando a sua eficiência na coleta de nanopartículas e viabilidade para filtração de ar.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Cinzas do bagaço de cana-de-açúcar

As CBCA utilizadas no estudo foram provenientes da seção de descarte inferior de cinzas da caldeira de biomassa de usina localizada no interior do estado de São Paulo (Pontes Gestal). Como a técnica de limpeza de fuligem empregada na indústria em questão é a rota úmida, as cinzas coletadas estavam previamente umidificadas. Com isso, fez-se necessário deixá-las por um período de 48 horas em uma estufa da marca Quimis a uma temperatura de 100°C para promover a sua secagem; posteriormente, as cinzas foram submetidas a tratamentos físicos.

Primeiramente, cerca de 750 g do material passou pelo processo de moagem, a fim de diminuir ao máximo o tamanho das partículas. Para isso, foi utilizado um moinho de bolas (Moeller, Modelo DF 51-322-055), com 80 esferas de cerâmica de diâmetros de 3 e 4 cm, sendo 40 de cada tamanho, que operou a uma rotação de, aproximadamente, 73 rpm durante 40 horas. As condições de operação do moinho foram ajustadas de modo a extrair as partículas mais finas. Após a cominuição, as cinzas foram peneiradas e classificadas de acordo com o tamanho das partículas retidas. Foi utilizada uma sequência de peneiras de 115, 170, 200, 250, 270 e 400 Mesh, junto com um agitador de peneiras magnético (Bertel, N 1614, série 0010), para auxiliar a passagem do material por meio das aberturas. Além disso, a distribuição de tamanho das partículas e seus diâmetros foram obtidos pela análise em meio aquoso no equipamento Malvern Mastersizer, que utiliza a técnica de difração a laser para medir materiais pulverulentos.

2.2. Caracterização

As CBCA e as nanofibras foram caracterizadas por meio da microscopia eletrônica de varredura (MEV). Para a caracterização das cinzas, as amostras foram preparadas com recobrimento com ouro por 90 segundos (Balzers Sputter Coater SCD 004 e Union CED 020), presas no porta-amostra com fita carbono, e as imagens foram feitas no equipamento FEI Magellan 400 L. Já para a caracterização das nanofibras, as imagens foram feitas no microscópio Philips XL-30 FEG, com um sistema EDS acoplado da marca Bruker. É utilizado o software ImageJ para análise das imagens geradas e determinação da distribuição do diâmetro das fibras.

As amostras de cinzas também foram caracterizadas por picnometria para determinação da densidade das partículas, com a utilização de gás hélio. Para verificar a composição das cinzas, as amostras foram submetidas aos testes de fluorescência de raio x (FRX) e espectrometria por energia dispersiva (EDS), métodos analíticos que indicam a presença dos elementos químicos no material. A área superficial das partículas foi determinada por meio do método BET (Teoria de Adsorção Multimolecular) com adsorção de nitrogênio.

2.3. Preparo dos meios filtrantes

Para os meios filtrantes, nanofibras poliméricas de acetato de celulose foram produzidas utilizando a técnica de eletrofição (electrospinning). O sistema de eletrofição é formado por uma bomba de infusão (Harvard Apparatus, Modelo Infuse 70-4500), uma seringa de plástico de 5 mL com agulha de 0,7 mm de diâmetro, uma fonte de alta tensão (HSensor, Modelo E Spin Tech, 0 – 25 kV e 10 mA), um coletor cilíndrico e rotativo de alumínio com deslocamento linear simultâneo (HSensor, Modelo CH20) e dois fios de cobre oriundos da fonte de alta tensão, que são conectados à agulha da seringa e ao cilindro coletor para criar uma diferença de potencial (BORTOLASSI, 2019). A solução polimérica foi introduzida na seringa e posicionada na bomba de infusão.

Nesta pesquisa, foram utilizadas soluções contendo 1,2 g de acetato de celulose (AC) (97%, Sigma Aldrich) como polímero e uma mistura de 4 mL de acetona (99,5%,

Êxodo Científica) e 6 mL de dimetilsulfóxido (DMSO) (> 99%, (CH₃)₂SO, Sigma Aldrich) como solventes. Foi utilizado um substrato (Disfoil, Tecido Mosquiteiro em Fibras de Vidro revestido de PVC Antichamas, Malha 18 × 16 Fio 30) que era disposto sobre o coletor metálico e atuava como um suporte para adesão das nanofibras. A distância entre agulha e coletor era de 10 cm, o diâmetro da agulha de 0,7 mm, a tensão elétrica de 14 kV, tempo de coleta das fibras de 1 hora, vazão de solução de 0,4 mL/h e a rotação do coletor de 350 rpm. Esses parâmetros foram determinados e ajustados experimentalmente para a produção de nanofibras resistentes, com fibras dispostas de forma aleatória e sem a formação de *beads*, de modo a obter uma filtração eficiente.

2.4. Incorporação das cinzas do bagaço de cana-de-açúcar

A incorporação das CBCA nas nanofibras se deu pela adição das partículas na solução polimérica antes do electrospinning. Para avaliar a eficiência da incorporação e aderência das partículas nas fibras, foram produzidos diferentes meios filtrantes: sem a adição de CBCA, e outros três em que as massas de CBCA adicionadas foram variadas, sendo 185, 500 e 1.000 mg.

Para preparar a amostra sem cinzas, a massa de AC foi pesada, e os solventes foram adicionados com o auxílio de uma pipeta eletrônica (Micropipeta Plus 1 – 10 mL Kasvi). A solução ficou em um agitador magnético com aquecimento (Kasvi, K40-1820H) por 8 horas, na velocidade de agitação de 1.000 rpm e sem aquecimento. Para as amostras com cinzas, foi incluída uma etapa de banho ultrassônico (Thornton, Model T14) de 2,5 horas, a fim de dispersar as partículas uniformemente nos solventes antes da adição do polímero; posteriormente, a mistura seguiu-se normalmente para a agitação.

A metodologia de incorporação e os valores adotados para cada um dos parâmetros foram determinados com base em artigos científicos que estudaram a incorporação de cinzas e outros materiais particulados em nanofibras (AHN, CHI e KANG, 2008; KIM *et al.*, 2014; SAUD *et al.*, 2015; PANT *et al.*, 2019), além de testes preliminares variando as condições experimentais, visando a obtenção da homogeneização completa da solução polimérica e adequada dispersão das cinzas na solução.

2.5. Análise dos meios filtrantes

Primeiramente, os meios filtrantes foram caracterizados por MEV (Philips XL-30 FEG), com um sistema EDS acoplado (Bruker) para verificar a incorporação das cinzas e comparar o efeito causado na estrutura das fibras. Os ensaios de filtração foram realizados em uma linha de filtração experimental, composta por um compressor (Schulz, Model MSV 12/175) e um sistema de purificação (TSI, Model 3074B) para o ar de alimentação e um gerador (TSI, Model 3079) e um secador difusional (TSI, Model 3062) para geração e dispersão das nanopartículas. Nos testes, foi utilizada uma solução de NaCl 0,1 g/L. Em seguida, o ar passava para a linha principal, com uma fonte neutralizadora de Kr-85 (TSI, Model 3054) antes do filtro.

Para a análise da filtração, utilizou-se um analisador de partículas por mobilidade elétrica (SMPS TSI, Model 3936), composto por um classificador eletrostático (TSI, Model 3080) com um analisador de mobilidade diferencial (Long DMA, TSI, Model 3081) e um contador de partículas (UCPC, Model 3776). Os dados foram coletados em um computador por meio do software Aerosol Instrument Manager (TSI). A unidade experimental também contava com um rotâmetro (TSI, Model 4100) e um higrômetro (Hygropalm, Rotronic) para medição de vazão e umidade. A **Figura 1** apresenta um esquema representativo da unidade experimental da linha de filtração utilizada nos testes.

Todos os testes de eficiência foram conduzidos a vazão de alimentação de ar constante igual a 1,5 L/min, que correspondia à velocidade de filtração igual a 4,8 cm/s. A área de filtração era de 5,2 cm². As eficiências globais de coleta de nanopartículas foram calculadas medindo-se as concentrações de partículas antes e após os meios filtrantes. A queda de pressão nas condições operacionais de filtração é um parâmetro importante para avaliar a aplicabilidade dos meios filtrantes a nível comercial, por isso ela foi

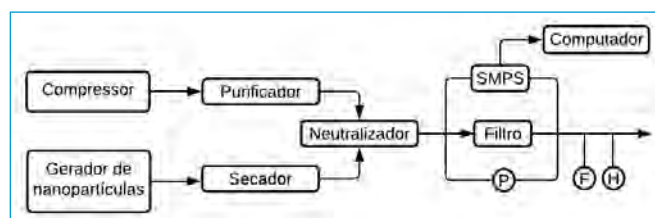


Figura 1 - Esquema da unidade experimental de filtração.

medida, utilizando um manômetro digital (TSI, VelociCalc, Model 3A-181WP09) acoplado à linha de filtração.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Tratamento e caracterização das cinzas

Inicialmente, as CBCA foram submetidas a um processo de moagem, por meio de um moinho de bolas, a fim de promover a cominuição do material e obter partículas finas. Após a moagem, o material foi peneirado, e os resultados são apresentados na **Tabela 1**.

Como pode ser observado na **Tabela 1**, as peneiras de Mesh 170, 200, 250 e 270 (amostras 2, 3, 4 e 5) obtiveram uma quantidade de massa retida maior do que as outras. Por isso, os métodos de caracterização foram feitos utilizando essas amostras. Após a moagem e peneiramento, as amostras foram submetidas à análise no equipamento Malvern Mastersizer, à picnometria com gás Hélio e ao teste BET com adsorção de nitrogênio. Os resultados são apresentados na **Tabela 2**.

Como pode ser visto na **Tabela 2**, as amostras apresentam diferentes valores para os diâmetros. Com relação ao diâmetro mediano $D(v0,5)$, os valores obtidos para as amostras 2, 3 e 5 são mais favoráveis para a incorporação das partículas nas nanofibras e coerentes com a

literatura (ZHANG *et al.*, 2020; GE, YOON e CHOI, 2018; RODRÍGUEZ-DÍAZ *et al.*, 2015).

Nota-se que as densidades obtidas apresentam valores próximos. Já em relação às áreas superficiais, observa-se um aumento deste parâmetro com a diminuição da densidade. Ao fazer uma comparação dos resultados com trabalhos que caracterizaram as cinzas de bagaço de cana-de-açúcar, conclui-se que os valores de densidade estão em concordância com a literatura, já que a faixa para esse parâmetro é de 1,7 a 2,5 g/cm³ (RODRÍGUEZ-DÍAZ *et al.*, 2015, ZHANG *et al.*, 2020; MINNU, BAHURUDEEN e ATHIRA, 2021). Já para área superficial, os resultados obtidos são inferiores aos reportados, os quais são de 100,68 m²/g (RODRÍGUEZ-DÍAZ *et al.*, 2015) e 249,66 m²/g (ALVARENGA e CORREA, 2021). É importante destacar que tratamentos químicos podem aumentar a área superficial das cinzas e aumentar a eficiência de adsorção (ALVARENGA e CORREA, 2021; ALVARENGA *et al.*, 2023). No entanto, é importante que elas estejam adequadamente incorporadas às fibras para a aplicação como meios filtrantes.

Para a produção dos meios filtrantes, decidiu-se utilizar as cinzas da amostra 2, já que apresentaram a maior área superficial dentre as amostras.

Em relação à morfologia das partículas, as imagens geradas pela MEV são mostradas na **Figura 2** com diferentes escalas de ampliação.

É possível observar na **Figura 2** que as partículas que constituem as cinzas apresentam forma irregular, diferentes dimensões e diversos poros. Os resultados dos testes de composição da fuligem são apresentados na **Tabela 3**, que contém os resultados das análises de FRX e espectrometria de energia dispersiva (EDS).

Como visto na **Tabela 3**, os valores das porcentagens dos elementos são diferentes dependendo do método analítico. As cinzas apresentam cerca de 30% de carbono, o que sugere a presença de matéria orgânica remanescente da queima do bagaço, que se manteve, já que a fuligem utilizada não sofreu tratamento térmico ou químico. Pode-se verificar que 70% do material é inorgânico, composto principalmente por óxidos. Em ambos os testes, o silício apareceu em grandes porcentagens, indicando a alta presença deste óxido no material, como era esperado (RODRÍGUEZ-DÍAZ

Tabela 1 - Resultados do peneiramento das cinzas após a moagem.

Amostra	Mesh	Abertura (mm)	Massa de CBCA retida (g)
1	115	0,125	8
2	170	0,088	18
3	200	0,074	24
4	250	0,062	10
5	270	0,053	10
6	400	0,037	0

Tabela 2 - Diâmetros característicos da fuligem por análise no Malvern Mastersizer.

Amostra	$D(v0,5)$ (µm)	Densidade (g/cm ³)	Área superficial (m ² /g)
2	1,51	2,34	95,40
3	1,12	2,38	88,40
4	6,89	2,43	63,20
5	2,16	2,48	51,40

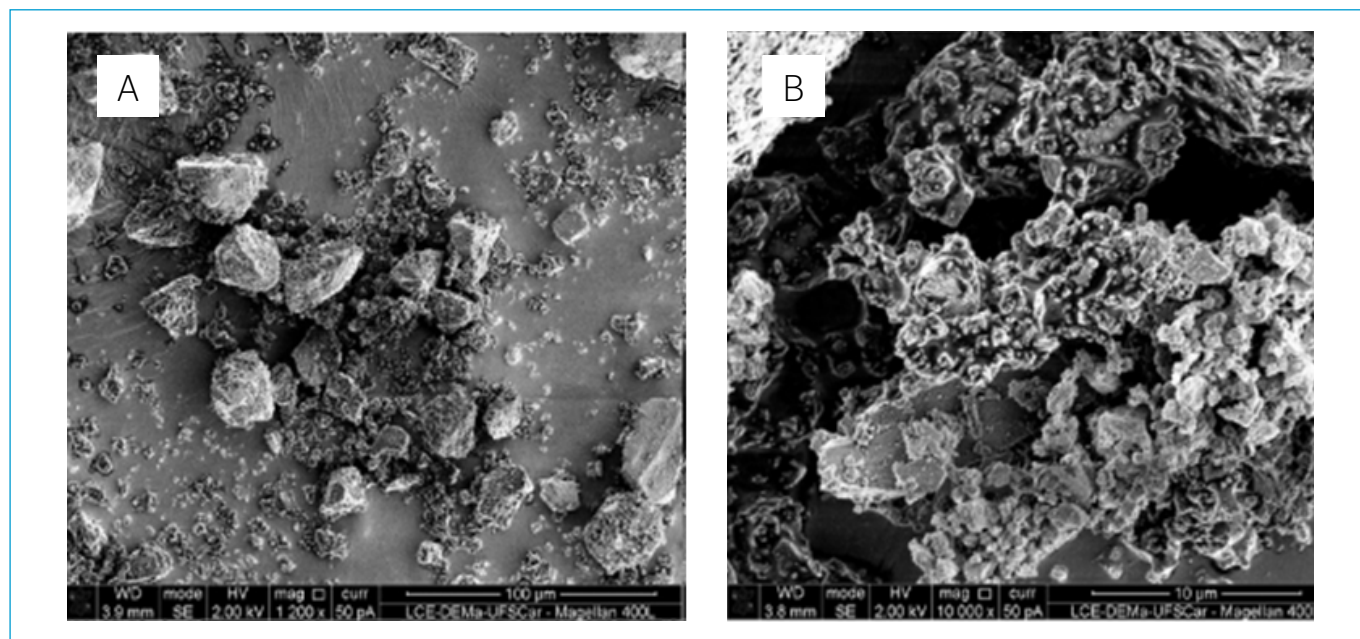


Figura 2 - Imagens das cinzas obtidas por microscopia eletrônica de varredura: (a) ampliação de 1200 x e (b) ampliação de 1.0000 x.

Tabela 3 - Resultados da fluorescência de raio X e da espectrometria de energia dispersiva.

FRX	Elemento	Si	Fe	K	Ca	Al	Ti	P
	%	80,77	4,75	4,26	3,63	2,95	1,12	1,01
EDS	Elemento	O	Si	C	Ni	Al	Ca	Mg
	%	33,18	32,87	31,55	1,60	0,38	0,34	0,09

et al., 2015; ZHANG *et al.*, 2020; ALVARENGA e CORREA, 2021). Assim, com a confirmação da presença de óxidos nas cinzas, as interações com moléculas alvos da adsorção ocorrem e o poder de adsorção do material é favorecido.

3.2. Meios filtrantes

Primeiramente, os meios filtrantes produzidos foram submetidos à análise de MEV, juntamente com o teste de EDS. Assim, foi possível observar a morfologia das fibras e avaliar sua composição química para averiguar os efeitos da incorporação das CBCA. Na **Figura 3**, é possível ver as nanofibras dos meios filtrantes, que apresentaram diâmetros médios na faixa de 120 a 430 nm, com a diminuição desse valor à medida que a massa de CBCA adicionada aumentou (PARK *et al.*, 2022).

Além disso, nota-se a presença de diversos grânulos, que podem ser partículas de CBCA ou *beads*, formados por gotas de polímeros. Mesmo sendo considerado um defeito, os *beads* também podem apresentar possíveis utilidades em diferentes aplicações (XUE *et al.*, 2019).

Como pode ser visto na **Figura 4**, que apresenta o EDS do meio filtrante contendo 1.000 mg de CBCA e o mapeamento de Silício, conclui-se que as CBCA foram incorporadas às fibras, pela identificação do elemento.

Mesmo as nanofibras apresentando grânulos, pode-se observar que o elemento Silício, um dos principais constituintes da fuligem, foi identificado ao longo das nanofibras, apresentando maior concentração nos grânulos. Também pode-se concluir, pela análise visual das imagens, que os grânulos maiores, com morfologia irregular e menos esférica, correspondem às partículas ou aglomerados de partículas de cinzas.

Os meios filtrantes foram avaliados quanto ao seu desempenho na filtração de nanopartículas dispersas em ar. A **Tabela 4** apresenta a média das concentrações em massa e número de nanopartículas, diâmetro mediano, diâmetro médio e desvio padrão geométrico (σ) da distribuição de tamanho de nanopartículas obtidas na entrada do filtro.

A **Tabela 5** mostra a eficiência global de coleta de nanopartículas e queda de pressão dos meios filtrados produzidos

e do suporte utilizado como substrato. As eficiências globais e as quedas de pressão foram medidas a uma vazão de 1,5 L/min de ar contendo nanopartículas de NaCl.

Observando a **Tabela 5**, os resultados de eficiência e queda de pressão para o suporte utilizado foram muito pequenos e, portanto, o seu efeito na eficiência de coleta dos filtros pode ser desprezado. Assim, pode-se verificar que a deposição de nanofibras no substrato (suporte) favoreceu

a coleta de nanopartículas. No entanto, pode-se observar que a adição de CBCA nas nanofibras reduziu a eficiência global de filtração em cerca de 25% para 185 mg e 500 mg, e de 75% para 1.000 mg. Já em relação à queda de pressão, a adição de CBCA provocou uma diminuição nos valores obtidos para os filtros, sendo cerca de 36% para 185 mg, de 31% para 500 mg e de 42% para 1.000 mg. Os resultados podem estar relacionados à diminuição do diâmetro

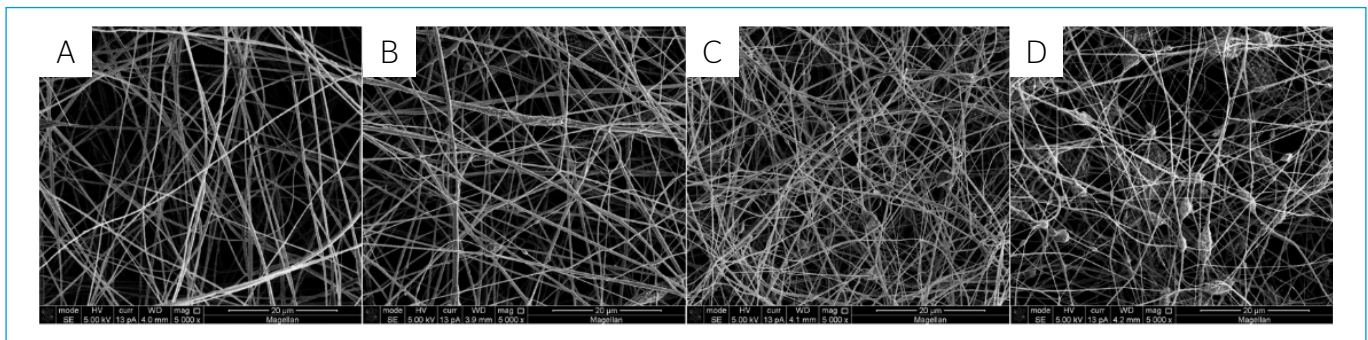


Figura 3 - Imagens de microscopia eletrônica de varredura dos meios filtrantes produzidos: a) Sem CBCA, b) 185 mg de CBCA, c) 500 mg de CBCA e d) 1.000 mg de CBCA.

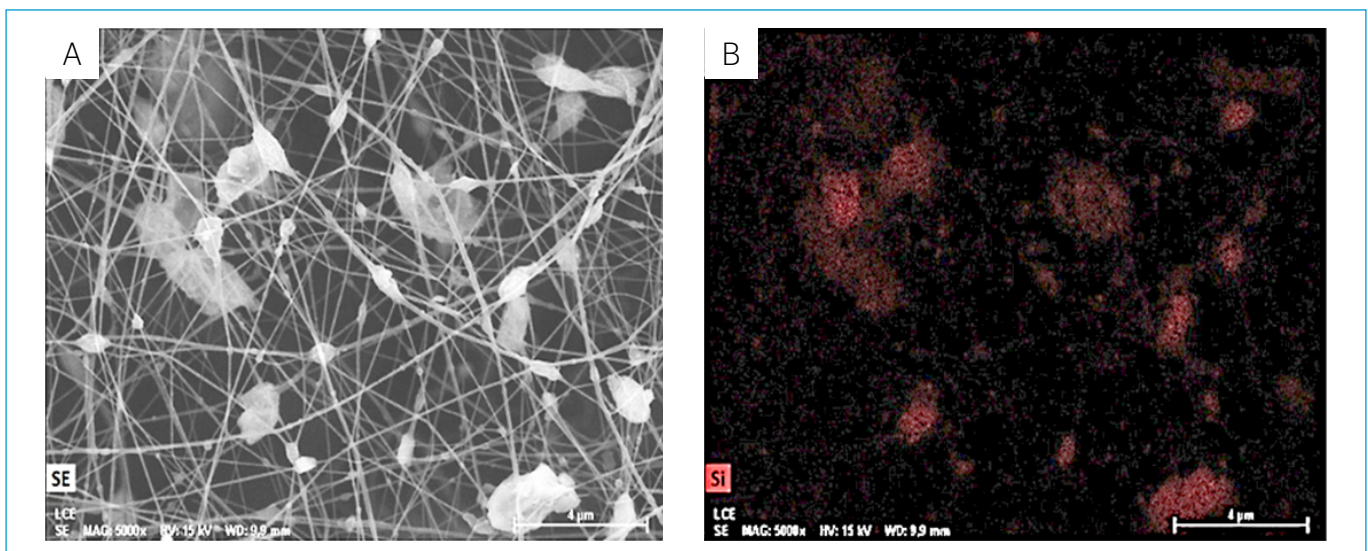


Figura 4 - Microscopia eletrônica de varredura do meio filtrante com 1.000 mg de CBCA (a) com mapeamento de Silício (b).

Tabela 4 - Valores de concentração mássica e por número de nanopartículas e diâmetros mediano, médio e desvio padrão geométrico da distribuição de tamanho na entrada dos filtros.

Parâmetro	Massa	Número de partículas
Concentração mássica ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	$34,83 \pm 3,24$	-
Concentração em número de partículas ($\text{part.}/\text{cm}^3$)	-	$165878,58 \pm 1448,99$
Diâmetro mediano (nm)	$89,43 \pm 2,02$	$3703 \pm 0,76$
Diâmetro médio (nm)	$99,96 \pm 1,48$	$42,98 \pm 0,90$
Desvio padrão (σ)	$1,69 \pm 0,01$	$1,66 \pm 0,01$

Tabela 5 - Eficiência global e queda de pressão dos meios filtrantes produzidos.

Meio filtrante	Eficiência global (%)	Queda de pressão (Pa)
Sem CBCA	90,24 ± 6,89	53,50 ± 1,41
185 mg de CBCA	63,67 ± 14,38	17,20 ± 0,00
500 mg de CBCA	63,66 ± 9,77	22,10 ± 0,42
1.000 mg de CBCA	16,16 ± 13,07	11,15 ± 0,07
Suporte	0,12 ± 0,00	0,10 ± 0,00

médio das nanofibras com o aumento da porcentagem de CBCA (RUSSO *et al.*, 2022).

Verifica-se que houve pequena variação na eficiência global de coleta das amostras contendo 185 e 500 mg de CBCA, enquanto para a de 1.000 mg, houve uma queda bastante significativa, o que pode ser explicado pela acentuada aglomeração de cinzas e desordem ocasionada nas fibras (KIM *et al.*, 2013). Os valores de queda de pressão ficaram dentro da faixa para aplicação em filtração de ar (BORTOLASSI *et al.*, 2019a; BORTOLASSI *et al.*, 2019b; DE OLIVEIRA, AGUIAR e GUERRA, 2021; BONFIM *et al.*, 2021). No entanto, os valores de eficiência de coleta para partículas nanométricas ficaram abaixo dos encontrados na literatura (BORTOLASSI *et al.*, 2019b; DE OLIVEIRA, AGUIAR e GUERRA, 2021; BONFIM *et al.*, 2021), principalmente com a incorporação da CBCA.

Esses resultados estão relacionados às modificações nas propriedades físicas das soluções poliméricas com a inclusão de partículas que influenciam a eletrofiliação e ocasionam alterações morfológicas nas fibras, sobretudo quando causam a aglomeração de partículas na superfície das fibras (BORTOLASSI *et al.*, 2019b). Estudos mais aprofundados sobre os efeitos da adição de CBCA à solução polimérica, parâmetros operacionais da eletrofiliação e a influência deles nas características dos meios filtrantes são necessários e estão em andamento para otimização dos meios filtrantes aplicados à filtração de ar.

4. CONCLUSÃO

A partir do presente trabalho, verificou-se a possibilidade de incorporação das cinzas de bagaço de cana-de-açúcar em meios filtrantes produzidos com acetato de celulose. A caracterização das cinzas mostrou que as partículas possuem diâmetros medianos na faixa de 1,12 a 6,89 micrômetros e área superficial entre 51,40 e 95,40 m²/g. Além disso, os testes de composição demonstraram que o material possui alta presença de silício.

Os meios filtrantes foram produzidos, e a incorporação de CBCA foi bem-sucedida, dada a presença de Silício nas nanofibras. De acordo com os resultados, concluiu-se que a adição de CBCA provocou a diminuição da eficiência da filtração e da queda de pressão, na faixa de 25 a 75% para o primeiro e de 31 a 42% para o segundo. Isso pode estar atrelado ao fato de a adição das cinzas à solução polimérica alterar as características da eletrofiliação e das nanofibras geradas, ocasionando a produção de fibras mais finas e meios filtrantes mais porosos. Dessa forma, a otimização do processo de incorporação da CBCA e eletrofiliação mostra-se relevante para a obtenção de meios filtrantes com as características necessárias à filtração de ar.

AGRADECIMENTOS

Os autores expressam sua gratidão ao Programa de Formação de Recursos Humanos da Agência Nacional de Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (PRH-ANP), à Financiadora de Estudos e Projetos (FINEP), Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo suporte financeiro fornecido.

REFERÊNCIAS

AHN, B.W.; CHI, Y.S.; KANG, T.J.; Preparation and characterization of multi-walled carbon nanotube/poly(ethylene terephthalate) nanoweb. *Journal of Applied Polymer Science*, v. 110, p. 4055-63, 2008. <https://doi.org/10.1002/app.28968>

ALVARENGA, A.D.; CORREA, D.S. Composite nanofibers membranes produced by solution blow spinning modified with CO₂-activated sugarcane bagasse fly ash for eficiente removal of water pollutants. *Journal of Cleaner Production*, v. 285, p. 125376, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125376>

- ALVARENGA, A.D.; FACURE, M.H.M.; SÁNCHEZ-MONTES, I.; OLIVEIRA, G.O.S.; LANZA, M.R.V.; MERCANTE, L.A.; CORREA, D.S. Multifunctional and sustainable soot-modified nanofibrous membrane for adsorption, sensing and hydrogen peroxide electrogeneration. *Journal of Cleaner Production*, v. 422, p. 138697, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.138697>
- BONFIM, D.P.F.; CRUZ, F.G.S.; BRETAS, R.E.S.; GUERRA, V.G.; AGUIAR, M.L. A sustainable recycling alternative: electrospun pet-membranes for air nanofiltration. *Polymers (Basel)*, v. 13, p. 1166, 2021. <https://doi.org/10.3390/polym13071166>
- BORTOLASSI, A.C.C. *Desenvolvimento e avaliação de meios filtrantes com nanofibras eletrofiadas e agentes bactericidas aplicados na filtração de ar*. Tese (Doutorado em Engenharia Química). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2019.
- BORTOLASSI, A.C.C.; NAGARAJAN, S.; DE ARAÚJO LIMA, B.; GUERRA, V.G.; AGUIAR, M.L.; HUON, V.; SOUSSAN, L.; CORNU, D.; MIELE, P.; BECHELANY, M. Efficient nanoparticles removal and bactericidal action of electrospun nanofibers membranes for air filtration. *Materials Science & Engineering C-Materials for Biological Applications*, v. 102, p. 718-29, 2019a. <https://doi.org/10.1016/j.msec.2019.04.094>
- BORTOLASSI, A.C.C.; GUERRA, V.G.; AGUIAR, M.L.; SOUSSAN, L.; CORNU, D.; MIELE, P.; BECHELANY, M. Composites based on nanoparticle and pan electrospun nanofiber membranes for air filtration and bacterial removal. *Nanomaterials (Basel)*, v. 9, n. 12, p. 1740, 2019b. <https://doi.org/10.3390/nano9121740>
- DE OLIVEIRA, A.E.; AGUIAR, M.L.; GUERRA, V.G. Improved filter media with PVA/citric acid/Triton X-100 nanofibers for filtration of nanoparticles from air. *Polymer Bulletin*, v.78, p. 6387-408, 2021. <https://doi.org/10.1007/s00289-020-03431-w>
- GE, J.G.; YOON, S.K.; CHOI, N.J. Application of fly ash as an adsorbent for removal of air and water pollutants. *Applied Sciences*, v. 8, n. 7, p. 1116, 2018. <https://doi.org/10.3390/app8071116>
- KIM, H.J.; PANT, H.R.; CHOI, N.J.; KIM, C.S. Composite electrospun fly ash/polyurethane fibers for absorption of volatile organic compounds from air. *Chemical Engineering Journal, Kathmandu*, v. 230, p. 244-50, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2013.06.090>
- KIM, H.J.; PANT, H.R.; KIM, J.H.; CHOI, N.J.; KIM, C.S. Fabrication of multifunctional TiO₂-fly ash/polyurethane nanocomposite membrane via electrospinning. *Ceramics International*, v. 40, n. 2, p. 3023-9, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.ceramint.2013.10.005>
- LOH, Y.R.; SUJAN, D.; RAHMAN, M.E.; DAS, C.A. Sugarcane bagasse - The future composite material: A literature review. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 75, p.14-22, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2013.03.002>
- MINNU, S.N.; BAHURUDEEN, A.; ATHIRA, G. Comparison of sugarcane bagasse ash with fly ash and slag: An approach towards industrial acceptance of sugar industry waste in cleaner production of cement. *Journal of Cleaner Production*, v. 285, p. 124836, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124836>
- NOVACANA. AS USINAS DE AÇÚCAR E ETANOL DO BRASIL, 2023. Disponível em: https://www.novacana.com/usinas_brasil. Acesso em: 28 jun. 2023.
- OLIVEIRA, J.A.; CUNHA, F.A.; RUOTOLO, L.A.M. Synthesis of zeolite from sugarcane bagasse fly ash and its application as a low-cost adsorbent to remove heavy metals. *Journal of Cleaner Production*, v. 229, p. 956-63, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.05.069>
- PANT, B.; OJHA, G.P.; KIM, H.; PARK, M.; PARK, S. Fly-ash-incorporated electrospun zinc oxide nanofibers: Potential material for environmental remediation. *Environmental Pollution*, v. 245, p. 163-72, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.122>
- PARK, M.; KUK, Y.-S.; KWON, O. H.; ACHARYA, J.; OJHA, G.P.; KO, J.-K.; KONG, H.-S.; PANT, B. Fly ash-incorporated polystyrene nanofiber membrane as a fire-retardant material: valorization of discarded materials. *Nanomaterials (Basel)*, v. 12, n. 21, p. 3811, 2022. <https://doi.org/10.3390/nano12213811>
- PRAIPIPAT, P.; NGAMSURACH, P.; RATTANAVARU, M.; CHOOTHAI, N.; PHONGSA, A.; SAENGWIJIT, P. Synthesis and characterization of metal oxide doped beaded sugarcane bagasse fly ash for direct red 28 dye removal. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, v. 128, p. 495-514, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2023.08.015>
- PRAIPIPAT, P.; NGAMSURACH, P.; ROOPKHAN, N. Zeolite A powder and beads from sugarcane bagasse fly ash modified with iron (III) oxide-hydroxide for lead adsorption. *Scientific Reports*, v. 13, p. 1873, 2023. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-29055-4>
- RODRÍGUEZ-DÍAZ, J.M.; GARCÍA, J.O.P.; SÁNCHEZ, L.R.B.; DA SILVA, M.G.C.; DA SILVA, V.L.; ARTEAGA-PÉREZ, L.E. Comprehensive Characterization of Sugarcane Bagasse Ash for Its Use as an Adsorbent. *Bioenergy Research*, v. 8, n. 4, p. 1885-95, 2015. <https://doi.org/10.1007/s12155-015-9646-6>
- RUSSO, F.; CASTRO-MUNHOZ, R.; SANTORO, S.; GALIANO, F.; FIGOLI, A. A review on electrospun membranes for potential air filtration application. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 10, n. 10, p. 108452, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.108452>
- SAUD, P.S.; PANT, B.; PARK, M.; CHAE, S.; PARK, S.; EI-NEWEHY, M.; AL-DEYAB, S.; KIM, H. Preparation and photocatalytic activity of fly ash incorporated TiO₂ nanofibers for effective removal of organic pollutants. *Ceramics International*, v. 41, n. 1, p. 1771-7, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.ceramint.2014.09.123>

Shalaby, T.; Hamad, H.; Ibrahim, E.; Mahmoud, O.; Al-Oufy, A. Electrospun nanofibers hybrid composites membranes for highly efficient antibacterial activity. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 162, p. 354-64, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.07.016>

Vanangamudi, A.; Hamzah, S.; Singh, G. Synthesis of hybrid hydrophobic composite air filtration membranes for antibacterial activity and chemical detoxification with high particulate filtration efficiency (PFE). *Chemical Engineering Journal*, v. 260, p. 801-8, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2014.08.062>

Wang, N.; Si, Y.; Wang, N.; Sun, G.; El-newehy, M.; Al-deyab, S.S.; Ding, B. Multilevel structured polyacrylonitrile/silica nanofibrous membranes for high-performance air filtration. *Separation and Purification Technology*, v. 126, p. 44-51, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2014.02.017>

XUE, Y.; GUO, X.; ZHOU, H.; ZHOU, J. Influence of beads-on-string on Na-Ion storage behaviors of electrospun carbon nanofibers. *Carbon*, v. 154, p. 219-29, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.carbon.2019.08.003>

ZHANG, X.; FAN, Y.; WANG, H.; ZHANG, J. Experimental study on the structure and properties of modified nonwoven filter fibers by impregnation with carbon black. *Journal of Engineered Fibers and Fabrics*, v. 15, p. 1-7, 2020. <https://doi.org/10.1177/155892502091301>



