

revista

DAE



244

Volume 72

abril 2024

ISSN (online) 2675-4655

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



PRIMEIRA EDIÇÃO EM FLUXO
CONTÍNUO DE PUBLICAÇÃO

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



Nº **244**
abril 2024

Missão

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

Histórico

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

Publicação

Fluxo contínuo

Diretoria de Engenharia e Inovação – E

Superintendência de Pesquisa, Desenvolvimento e Inovação - EI

Rua Costa Carvalho, 300 – Pinheiros – 05429 000

São Paulo – SP – Brasil

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

Editora-Chefe

MSc Engenheira Cristina Knorich Zuffo

Editora Executiva

MSc Bióloga Mariana Garroux Montezuma

Editora Adjunta

MSc Engenheira Eloisa Helena Cherbakian

Conselho Editorial

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

Idiomas

Além da língua portuguesa, serão aceitos artigos em inglês desde que acompanhados de tradução para o português.

Revisão

Giovanna Macedo | Tikinet

Diagramação

Viviane Laurelli | Tikinet

Capa

Canal de Interligação entre os Reservatórios Paiva Castro e Águas Claras - Sistema Cantareira

Foto: Bruno Sidnei da Silva

ISSN (online) 2675-4959

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

Veja a revista eletrônica na internet:

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



Capa Canal de Interligação entre os Reservatórios Paiva Castro e Águas Claras - Sistema Cantareira. Foto: Bruno Sidnei da Silva

nesta edição

EDITORIAL

ARTIGOS ORIGINAIS

A compostagem como alternativa para redução e aproveitamento de resíduos sólidos orgânicos de grandes geradores de resíduos no município de Goiânia: estudo de caso do restaurante Cidadão do setor Campinas – Goiânia/GO

Compositing as an alternative for the reduction and use of organic solid waste from great waste generators in the municipality of Goiânia: case study of the Cidadão restaurant of Campinas – Goiânia/GO sector

Análise da série histórica de turbidez de água bruta superficial na estação de tratamento de água de Garça-SP: correlações com a precipitação e a dosagem de coagulante

Historical series analysis of surface water turbidity at Garça-SP water treatment plant: correlations with precipitation and coagulant dosage

Análise bibliométrica das tendências de pesquisas sobre indicadores aplicados à gestão de resíduos sólidos urbanos no período de 2010 a 2021

Bibliometric analysis of research trends on indicators applied to urban solid waste management from 2010 to 2021

Indicadores de desempenho como instrumento de gestão de lodo de estações de tratamento de esgoto

Performance indicators as an instrument for the management of sludge from sewage treatment plants

Uma revisão sistemática da literatura sobre os parâmetros que influenciam na produtividade dos dessalinizadores solares

A systematic literature review of the influencing parameters on solar stills productivity

Viabilidade técnica e econômica no tratamento anaeróbio de efluente gerado em indústria de laticínio: um estudo de caso

Technical and economic feasibility in the anaerobic treatment of effluent generated in the dairy industry: a case study

Calibração do coeficiente de rugosidade C em redes de distribuição de água utilizando método iterativo com vazões
C roughness coefficient's calibration using flows iterative method on water distribution networks

Avaliação de sistemas produtores de água do Agreste pernambucano por meio de modelagem hidráulica
Evaluation of supply systems in the Agreste of Pernambuco by hydraulic modeling

Structure and functional prediction of a microbial community involved in a full-scale biofilter treating wastewater odor
Estrutura e predição funcional da comunidade microbiana presente em biofiltro de escala real para tratar o odor de águas residuais

Estudo da viabilidade técnica do reúso complementar de águas cinzas e aproveitamento de água de chuva na agricultura de sequeiro de milho no Semiárido nordestino

Study of the technical feasibility of complementary reuse of gray water and use of rainwater in maize agriculture in the semi-arid northeast

Diagnóstico do gerenciamento de resíduos sólidos na Universidade Estadual do Oeste do Paraná – Campus Cascavel
Diagnosis of solid waste management at the State University of Western Paraná – Campus Cascavel

Potencial de adsorção da alga Sargassum sp. na descontaminação ambiental
Adsorption potential of alga Sargassum sp. in environmental decontamination

Avaliação microbiológica da água bruta de poços artesianos urbanos e determinação do grau de risco à saúde no consumo
Microbiological assessment of the raw water from urban artesian wells and determination of the health risk level in consumption

Estimates of Renewable Energy Recovery from Biogas in Residential Buildings: Economic Feasibility Analysis
Estimativa de recuperação de energia renovável a partir do biogás em edifícios residenciais: análise de viabilidade econômica

Quantificação e composição gravimétrica dos resíduos sólidos provenientes do setor hoteleiro de João Pessoa
Quantification and gravimetric composition of solid waste from the hotel sector of João Pessoa

Prezados leitores,

Visando atender às metas do novo marco legal do saneamento, com a seriedade e excelência almejadas pela sociedade, a Sabesp vem atravessando um caminho de mudanças organizacionais a fim de alcançar, entre outras coisas, uma gestão ainda mais rápida e eficiente.

A Revista DAE faz parte desse processo, pois representa nosso interesse pelo que há de novo em termos de processos e tecnologias para o setor de saneamento, nosso apreço pela ciência e sua divulgação, além do compromisso com o interesse público e a melhoria contínua dos serviços prestados à sociedade.

Nos reunimos com especialistas do mercado editorial e passamos a adotar uma sistemática de gestão, diagramação e divulgação mais assertiva, para trazer a vocês uma Revista DAE mais dinâmica e moderna.

Essa é nossa primeira edição sob regime de publicação em fluxo contínuo, o que garantirá um encurtamento do tempo decorrido entre a submissão e a publicação dos artigos. Em breve, realizaremos também modificações em nosso site, o que permitirá à Revista ampliar o seu número de visualizações. Tudo isso, é claro, com o objetivo de avançar posições na classificação Qualis/CAPES, bem como inserir nosso periódico nas bases indexadoras promotoras de um alto impacto.

Nossa nova editoria executiva vem trabalhando para ampliar o time de pareceristas da Revista, que já conta com 480 membros, de modo a torná-lo ainda mais diverso e apto à análise dos mais recentes temas na área de engenharia sanitária e ambiental.

E, por fim, mais uma vez agradeço imensamente a cada um desses pareceristas, que garantem o mérito técnico-científico de nosso conteúdo por meio de sua vasta experiência e seu valioso trabalho.



Engª Cristina Knorich Zuffo

EDITORA-CHEFE

A compostagem como alternativa para redução e aproveitamento de resíduos sólidos orgânicos de grandes geradores de resíduos no município de Goiânia: estudo de caso do restaurante Cidadão do setor Campinas – Goiânia/GO

- **Data de entrada:** 22/04/2020
- **Data de aprovação:** 24/04/2023


Compositing as an alternative for the reduction and use of organic solid waste from great waste generators in the municipality of Goiânia: case study of the Cidadão restaurant of Campinas – Goiânia/GO sector


Nády de Sá Almeida Costa Silva^{1*} | Warde Antonieta da Fonseca Zang¹ | Regina Célia Bueno da Fonseca¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.018>

ORCID ID

Silva NSAC  <https://orcid.org/0000-0003-3287-3159>

Zang WAF  <https://orcid.org/0000-0003-2464-0777>

Fonseca RCB  <https://orcid.org/0000-0002-9480-2068>

Resumo

Este trabalho apresenta um estudo de caso do restaurante Cidadão, localizado na Avenida Anhanguera, n. 8.473, Quadra 97, Setor Campinas – Goiânia/GO. Pretende-se analisar, caracterizar e quantificar os resíduos através de dois métodos e, a partir dos resultados de composição obtidos, avaliar se a compostagem é viável ou não. São servidas diariamente cerca de 2.400 refeições, e os locais de geração levantados foram a cozinha e o salão de alimentação. A partir dos resultados e da literatura estudada, entende-se que a compostagem é viável no local, e o melhor método a ser aplicado é o de leiras estáticas com aeração natural. O emprego da compostagem em resíduos sólidos urbanos (RSU) aumenta consideravelmente a vida útil dos aterros sanitários, correspondendo a um acréscimo de aproximadamente 0,342 anos aos locais de disposição final relativos apenas aos grandes geradores.

Palavras-chave: Resíduos sólidos urbanos. Compostagem. Grande gerador de resíduos.

Abstract

This work presents a case study of the Popular restaurant, located at Avenida Anhanguera, No. 8.473, Square 97, Campinas – Goiânia/GO sector. It intends to analyze, characterize, and quantify the residues by two methods and, from the composition results obtained, evaluate whether the composting is feasible or not. About 2,400 meals

¹ Instituto Federal de Goiás – Goiânia – Goiás – Brasil.

* **Autor(a) correspondente:** nadya.de.sa@gmail.com

are served daily, and source sites were the kitchen and eating hall. From the results and the literature studied, it shows that composting is feasible at the site, and the best method to be applied is that of static trays with natural aeration. The use of composting in municipal solid waste (MSW) considerably increases the life-span of landfills, corresponding to an increase of about 0.342 years to the final disposal sites referring only to large generators.

Keywords: Urban solid waste. Composting. Large waste generator.

1 INTRODUÇÃO

O crescimento do consumismo paralelo ao da população contribui de maneira diretamente proporcional para o aumento significativo da geração de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU). Segundo a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE) (2015), a produção de lixo aumentou 29% em 11 anos, o que é aproximadamente cinco vezes a taxa de crescimento populacional do mesmo período, que foi 6%. Apesar do aumento da produção de lixo não parecer tão representativo entre os anos de 2016 e 2017, que foi de 1% aproximadamente, a longo prazo a soma pode ser bastante alarmante (ABRELPE, 2018).

O principal problema criado pela imensa quantidade de resíduos produzida é o destino dado a estes. Segundo a Lei n. 12.305/2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), art. 3º, inciso VII, a destinação final ambientalmente adequada é aquela:

[...] que inclui a reutilização, a reciclagem, a compostagem, a recuperação e o aproveitamento energético ou outras destinações admitidas pelos órgãos competentes do SISNAMA², do SNVS³ e do SUASA⁴, entre elas a disposição final, observando normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar os impactos ambientais adversos. (Brasil, 2010, p. 1)

A destinação ambientalmente adequada que cada resíduo deve receber precisa ser determinada de acordo com a sua composição. As características físico-químicas podem ser estabelecidas com a análise de composição gravimétrica, que permite avaliar qual a melhor tecnologia a ser empregada para a redução de volume e tratamento dos resíduos em condições heterogêneas.

Para o exercício da Lei n. 9.438/2014, consideram-se como grandes geradores:

I – Proprietários, possuidores ou titulares de estabelecimentos públicos, institucionais, de prestação de serviços, comerciais e industriais, entre outros, geradores de resíduos sólidos caracterizados como resíduos da Classe 2, pela NBR 10.004, da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), em volume superior a 200 (duzentos) litros diários;

II – Proprietários, possuidores ou titulares de estabelecimentos públicos, institucionais, de prestação de serviços, comerciais e industriais, dentre outros, geradores de resíduos sólidos inertes, tais como entulhos, terra e materiais de construção, com massa superior a 150 (cento e cinquenta) quilogramas diários, considerada a média mensal de geração, sujeitos à obtenção de alvará de aprovação e/ou execução de edificação, reforma ou demolição;

² SISNAMA – Sistema Nacional do Meio Ambiente

³ SNVS – Sistema Nacional de Vigilância Sanitária do Brasil

⁴ SUASA – Sistema Unificado de Atenção à Sanidade Agropecuária

III – condomínios de edifícios não residenciais ou de uso misto, cuja soma dos resíduos sólidos, caracterizados como resíduos Classe 2, pela NBR 10.004, da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), gerados pelas unidades autônomas que os compõem, seja em volume médio diário igual ou superior a 1.000 (mil) litros;

IV – Condomínios horizontais, geradores de resíduos sólidos caracterizados como resíduos da Classe 2, pela NBR 10.004, da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) (Goiânia, 2014, p. 1).

De acordo com o Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (IPEA) (2017), apenas 13% dos RSU são destinados para reciclagem, não sendo contabilizados nesse número a parcela orgânica dos resíduos que é destinada à compostagem. Do total de RSU produzidos no país, 57,41% é composto por matéria orgânica, no entanto, apenas uma parcela ínfima é encaminhada para reciclagem (compostagem).

Diante do exposto, este trabalho apresenta um estudo de caso no restaurante Cidadão, localizado na Avenida Anhanguera, n. 8.473, Quadra 97, Setor Campinas – Goiânia/GO.

1.1 Objetivo

Diante desse cenário, objetiva-se: apresentar a compostagem como alternativa viável para tratamento da matéria orgânica presente nos RSU, considerando que esse tratamento proporciona o aproveitamento e destinação mais nobre possível diante do contexto nacional; e estudar de maneira mais ampla a aplicação da compostagem de RSU produzidos em larga escala no município de Goiânia/GO, por meio do estudo de caso realizado no Restaurante Cidadão, localizado no setor Campinas, avenida Anhanguera.

2 DESENVOLVIMENTO

2.1 Os resíduos de Goiânia

Segundo o Plano de Resíduos Sólidos do estado de Goiás, elaborado pela Universidade Federal de Goiás (UFG) (2015), a composição gravimétrica dos resíduos sólidos de Goiânia aponta: 61% de resíduos orgânicos, 30% de recicláveis e 9% de outros resíduos (Ribeiro; Pinho; Melo, 2012 *apud*. UFG, 2015). Isso permite avaliar que, em comparação com os resíduos sólidos nacionais, o estado apresenta aproximadamente 10% mais resíduos orgânicos em sua composição gravimétrica do que o percentual brasileiro quando comparado com as estimativas adotadas para elaboração da PNRS.

Para a Prefeitura de Goiânia (Companhia de Urbanização de Goiânia, 2015), aproximadamente 495.528 toneladas de RSU de origem domiciliar e de feiras livres da capital foram destinadas, no ano de 2014, ao aterro sanitário e para a estação de transbordo. Baseado na composição gravimétrica do total, o Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos do Município de Goiânia (PMGIRS) (COMURG, 2015) estima que 311.687,11 toneladas sejam resíduos orgânicos que foram dispostos no aterro sanitário do município.

Considerando-se o número de habitantes da zona urbana de Goiânia, do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (2013) *apud* PMGIRS (COMURG, 2015) estimou-se que a destinação de resíduos per capita foi da ordem de 0,98 Kg/hab/dia.

2.2 Compostagem como tratamento de resíduos

Segundo a ABNT NBR 13.591:1995, a compostagem pode ser compreendida como:

Processo de decomposição biológica da fração orgânica biodegradável dos resíduos, efetuado por uma população diversificada de organismos, em condições controladas de aerobiose e demais parâmetros, desenvolvido

em duas etapas distintas: uma de degradação ativa e outra de maturação. (Associação Brasileira de Normas Técnicas, 1995, p. 2)

A compostagem é um processo seguro de estabilização da matéria orgânica, e o composto produzido pode ser utilizado como fertilizante do solo para produção de novos alimentos. Apesar de ser uma maneira eficaz e de baixo investimento para o tratamento da matéria orgânica, Kiehl (1985) evidencia que, por ser um processo biológico, é facilmente afetado por qualquer fator que possa influenciar a atividade dos seres vivos.

Para Bidlingmaier (1985), o fator mais determinante para que a compostagem aconteça de maneira eficiente é a temperatura. Cada fase da atividade biológica apresenta uma temperatura específica, o que indica (de maneira indireta) a fase da decomposição da matéria.

Um outro fator que pode influenciar bastante no processo de compostagem é a umidade, que segundo Kiehl (2002) deve se apresentar entre 40 e 60%, sendo ótima quando em torno de 55%.

De acordo com Gómez, Lima e Ferrer (2006), a ausência de oxigênio promove o armazenamento de dióxido de carbono e metano, sendo eles característicos da fermentação anaeróbia.

Outros fatores que podem influenciar na compostagem de resíduos são:

- **Relação carbono-nitrogênio:** Quando o composto atinge a bioestabilização e a relação C:N é de aproximadamente 18:1, após alcançar a maturidade este apresenta relação em torno de 10:1 (Kiehl, 2002).
- **pH:** No início do processo de degradação da matéria orgânica é comum que o pH atinja valores próximos a 5, mas com a evolução do processo o composto alcança valores em torno de 7 e 8. A faixa de pH para atuação ótima dos microrganismos é entre 6,5 e 8 (Peixoto, 1981).

- **Sementes, patógenos e metais pesados:** Esses materiais são considerados indesejáveis no processo de compostagem, pois podem contaminar o composto a ser produzido, impedindo a utilização e incorporação destes nos processos de cultura agrícola, por exemplo. Para Queiroz, Lima e Korn (2000), é necessária a monitoração periódica do composto, principalmente quando a utilização for em solos destinados ao cultivo alimentar.

2.3 O aterro sanitário de Goiânia

De acordo com a NBR 8.419:1992 da ABNT, define-se aterro sanitário como:

Técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais, método este que utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se necessário. (ABNT, 1992, p. 1)

Recomenda-se a construção de aterros sanitários com horizonte de vida mínimo de dez anos segundo a NBR 13.896:1997 (ABNT, 1997), e o monitoramento posteriormente a sua desativação por tempo mínimo de 20 anos.

Segundo o PMGIRS (COMURG, 2016) e baseado em dados disponibilizados pela Companhia de Urbanização de Goiânia (COMURG) no ano de 2014, o aterro sanitário de Goiânia possui área total de 451.000 m² e recebe todo dia, em média, 1.572 toneladas de resíduos classificados pela NBR 10.004:2004 como Classe II (COMURG, 2015) para tratamento e disposição final

O gráfico da Figura 1 apresenta um comparativo de recebimento de resíduos pelo aterro sanitário de Goiânia no período entre 2008 e 2013 do PMGIRS.

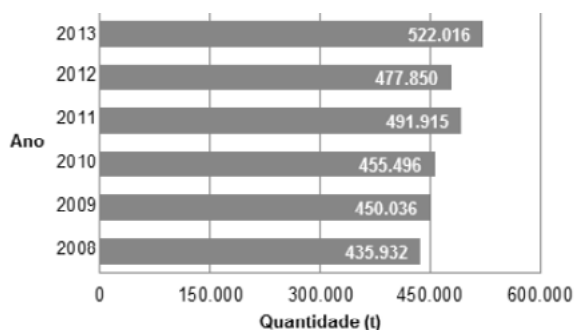


Figura 1 – Comparativo de quantidade de resíduos recebidos pelo aterro sanitário de Goiânia.

Fonte: COMURG (2015) *apud*. Vilela e Piesanti (2015).

2.4 O Restaurante Cidadão unidade II – setor Campinas

O Restaurante Cidadão do setor Campinas em Goiânia fica localizado na Avenida Anhanguera, n. 8.473, Quadra 97, Lote 3, Setor Campinas – Goiânia/GO, em uma região de grande movimento e classificada, segundo o Plano Diretor de Goiânia (Goiânia, 2007), como Macrozona Construída de predominância comercial. É gerido pela Organização das Voluntárias de Goiás (OVG) e tem sua operação terceirizada pela empresa Gran Nutriz.

A escolha do local onde o restaurante se encontra, justifica-se por ser uma região próxima a meios de transporte de massa, de grande movimentação de pessoas de baixa renda e por não haver restaurantes de grande porte com preços acessíveis para essa população nas proximidades.

3 METODOLOGIA

Para realização deste trabalho, inicialmente foi necessária a proposta de uma parceria entre o mestrado do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Goiás (IFG) e OVG, responsável pela administração do restaurante. A autorização do estudo foi emitida de maneira formal por meio do Ofício n. 807/2017.

Foi utilizada a metodologia explorativa de investigação, que se subdividiu em nove etapas: (1)

Levantamento espacial do objeto alvo deste estudo; (2) Identificação das atividades desempenhadas no empreendimento; (3) Identificação dos pontos de geração de resíduos; (4) Diferenciação dos resíduos; (5) Identificação do perfil do público do restaurante; (6) Avaliação de satisfação dos usuários; (7) Composição gravimétrica e destinação dos resíduos; (8) Análise da compostagem como alternativa para o tratamento dos resíduos gerados; e (9) Identificação dos impactos da redução da destinação destes resíduos ao aterro sanitário.

3.1 Etapas da pesquisa

A seguir são apresentadas, de maneira detalhada, as etapas da pesquisa.

3.1.1 Levantamento espacial

Foi realizado o levantamento espacial do restaurante, com identificação do seu posicionamento geográfico via software *ArcGis* e com auxílio do Subtenente da Polícia Militar e Engenheiro Ambiental Eliel Ferreira Di Souza.

3.1.2 Identificação das atividades desempenhadas

Para identificação das atividades desempenhadas no Restaurante Cidadão de Campinas, foram realizadas entrevistas com os funcionários e observação do exercício das funções. A metodologia aplicada foi entrevista face a face.

3.1.3 Pontos de geração de resíduos

Os pontos de geração de resíduos foram determinados por meio de visitas técnicas realizadas no Restaurante Cidadão de Campinas.

3.1.4 Diferenciação dos resíduos

Os resíduos foram classificados em duas categorias, os secos/reciclável e os orgânicos, de acordo com método já adotado no restaurante. Foram considerados resíduos secos aqueles passíveis de reutilização e/ou reciclagem, tais como: papéis, plásticos, vidros e alumínio⁵.

3.1.5 Perfil do público do restaurante

O perfil do público do restaurante foi determinado a partir de entrevistas realizadas com os frequentadores durante o período de um mês e meio, estabelecido entre 15 de março de 2018 e 30 de abril de 2018, no qual foi possível estabelecer a faixa etária predominante, status civil e situação profissional dos frequentadores.

3.1.6 Avaliação de satisfação dos usuários

Foi apresentado o formulário de satisfação aos usuários do restaurante para avaliar a satisfação em relação aos alimentos servidos, mas principalmente para avaliar o índice de desperdício gerado, a forma de descarte dos resíduos e a realização de segregação entre orgânicos e secos por parte dos usuários.

3.1.7 Composição gravimétrica e destinação dos resíduos

A avaliação da segregação dos resíduos foi realizada por meio da observação visual do procedimento adotado no local e da explicação apresentada pelos funcionários responsáveis pelo transporte interno destes. Foram realizados ainda dois processos para determinação da composição gravimétrica dos resíduos:

1º Procedimento: Estabelecido em apenas quatro dias escolhidos aleatoriamente, com o intuito de identificar a quantidade de resíduos secos descartado juntamente com os resíduos orgânicos do salão, determinando se existia ou não a necessidade de realização de um trabalho de educação ambiental no local e qual seria sua frequência.

A pesagem dos resíduos foi realizada a partir da utilização de balança *Burg Wachter, profi scale Tara OS 7600*, na medida Kg, com precisão de três algarismos significativos após a vírgula.

O espaço amostral estudado foi composto por dois sacos de resíduos classificados como orgânicos advindos da produção do salão de alimentação. Os sacos foram pesados três vezes antes da segregação (separação de secos e orgânicos), que foi realizada manualmente com uso de equipamento individual de proteção (EPI): luvas, óculos e jaleco. Após a segregação, foram pesados os resíduos separados também três vezes cada.

2º Procedimento: Quantificação dos resíduos realizada diariamente pelos funcionários do estabelecimento. Conforme procedimentos específicos, são separados em secos e orgânicos assim como estabelecido na pesquisa.

Os dados estudados são relativos a todos os dias de funcionamento do restaurante de janeiro a maio de 2018, ou seja, dias úteis de segunda a sexta-feira. A avaliação da destinação recebida pelos resíduos foi feita por meio de entrevistas e a partir das respostas recebidas no questionário apresentado.

3.1.8 Compostagem como alternativa

Foi avaliada a compostagem como alternativa para os resíduos oriundos do Restaurante – Unidade II, considerando a quantidade de resíduos orgânicos produzidos, a capacidade de realização de parcerias com outros estabelecimentos (de preferência públicos), e a redução de custos com a destinação desses resíduos para o aterro sanitário.

3.1.9 Identificação dos impactos da redução da destinação destes resíduos (secos e orgânicos) ao aterro sanitário de Goiânia

A identificação da redução dos impactos ocasionados pela destinação desses resíduos foi feita de maneira simplória, segundo análises estatísticas e probabilísticas para médios e longos prazos de destinação, avaliando-se a quantidade média de

⁵ Os resíduos oriundos dos banheiros não foram estabelecidos como secos, visto que não é possível os reutilizar ou reciclar. De acordo com a ABNT NBR 10.004:2004, devido a essa característica, eles são classificados como rejeitos.

resíduos produzida de acordo com os dados obtidos na etapa 3.1.7.

Foi também considerado os dados adquiridos nas visitas técnicas realizadas no aterro sanitário nos dias 13 de novembro de 2017 e 29 de março de 2018 e pelas respostas apresentadas pelo formulário respondido pela servidora da COMURG Eng. Agrônoma Fabíola Adaianne Oliveira, coordenadora do aterro sanitário de Goiânia.

4 RESULTADOS

A partir dos dados obtidos nas etapas 1.6.1 – 1.6.9 da metodologia, foram obtidos os resultados apresentados a seguir.

O Restaurante Cidadão Unidade II fica localizado no setor Campinas em local de grande movimentação, como mostra a Figura 2, produzida por intermédio do *software ArcGis*.



Figura 2 – Localização espacial do Restaurante Cidadão - Setor Campinas - Goiânia/GO.

Fonte: Di Souza (2018).

A Figura 2 marca o local de saída do Restaurante Cidadão de Campinas, que tem entrada de usuários na Avenida Anhangüera e saída pela Avenida Paraná, ocupando grande parte da quadra 97.

Segundo levantamento espacial realizado através do *software Google Earth*, de 2018, o Restaurante Cidadão apresenta área total aproximada de 1.713 m² e, a partir da planta baixa disponibilizada pela administração do restaurante, ele apresenta área construída de 1.140,87 m². O salão

de alimentação (refeitório) sozinho possui área de 656,46 m², após o *hall* de entrada existem duas catracas que dividem os usuários em duas filas para serem servidos pelos funcionários do centro de distribuição de alimentos (os usuários não se servem), e enfim se sentarem e se alimentarem no salão de alimentação.

O depósito de resíduos fica localizado na Avenida Anhangüera, ao lado do portão de acesso de pessoas. O local possui área de 6,26 m² e os resí-

duos ficam dispostos em lixeira coberta em área externa ao restaurante.

Desde a sua criação até o início de maio de 2018, o Restaurante Cidadão de Campinas funcionava apenas como uma central de distribuição de alimentos que eram produzidos em uma cozinha industrial no setor Goiânia 2. No entanto, durante o projeto de coleta dos dados, iniciaram-se obras de construção de uma cozinha para que os alimentos pudessem ser produzidos dentro das próprias dependências do restaurante e no dia 7 de maio de 2018 ela foi inaugurada, culminando em considerável redução de resíduos. Isso porque as sobras de comida que advinham da não distribuição foram consideravelmente reduzidas, visto que na cozinha a comida era produzida de acordo

com a chegada do público em cada dia, diferente do que ocorria antes em que a comida já chegava pronta em quantidade para um público pré-determinado que nem sempre era alcançado.

O alimento produzido/distribuído é determinado por nutricionistas, que verificam se está balanceado de acordo com os índices nutricionais estabelecidos pelo Ministério da Saúde. De acordo com a pesquisa, são distribuídas aproximadamente 2.400 refeições por dia, apenas na unidade de Campinas.

A identificação dos pontos de geração, tipos de resíduos e destinação recebidas foram determinadas a partir das dez visitas técnicas realizadas entre os dias 19 de fevereiro e 16 de março de 2018 entre 14h30 e 15h30 (Tabela 1).

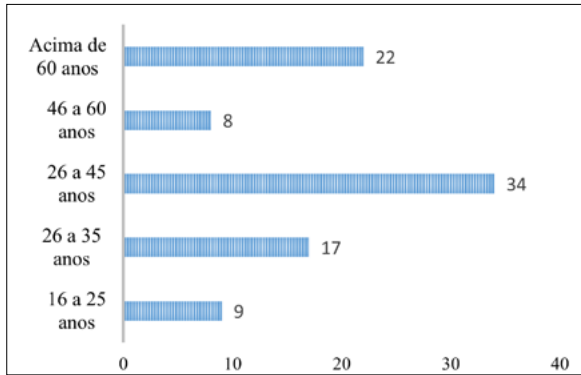
Tabela 1 – Identificação dos locais/Tipos de geração de resíduos/Destinação.

Local	Resíduo produzido	Tipo de destinação aconselhada
Escritórios	Papel; Plástico.	Reciclagem
Banheiros	Papel higiênico (infectante); Papel toalha.	Aterro sanitário
Cozinha	Resíduos orgânicos;	Compostagem
	Papel; Papelão; Copos descartáveis;	Reciclagem
Salão de Alimentação	Resíduos orgânicos;	Compostagem
	Papel; Papelão; Copos descartáveis;	Reciclagem

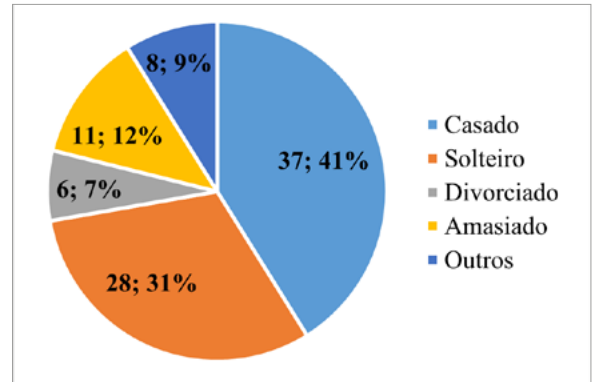
Os pontos de coleta de resíduos sólidos orgânicos e de armazenamento temporário externo foram identificados, e nesses mesmos locais de coleta é realizada a separação entre resíduos orgânicos e secos para possibilitar a reciclagem e o aproveitamento.

Segundo os funcionários, em entrevistas sem roteiro preestabelecido, o público do restaurante é com-

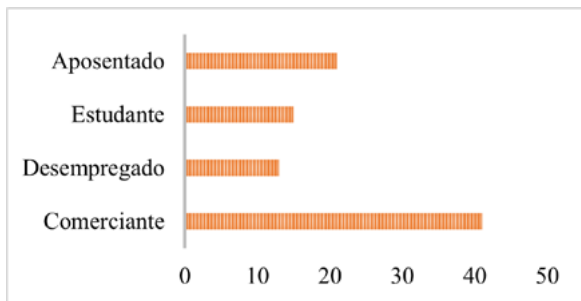
posto basicamente por comerciantes/comerciários e clientes dos comércios locais. Para determinação do público atendido pelo objeto alvo deste estudo, foram avaliados durante as entrevistas 90 frequentadores no período compreendido entre 9 e 13 de abril de 2018, enquanto estes estavam na fila para comprar suas fichas de entrada. O resultado pode ser observado na Figura 3.



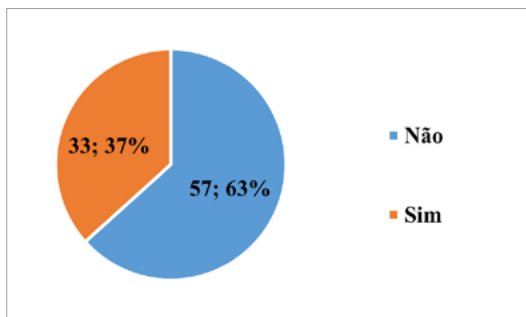
(a) Faixa Etária



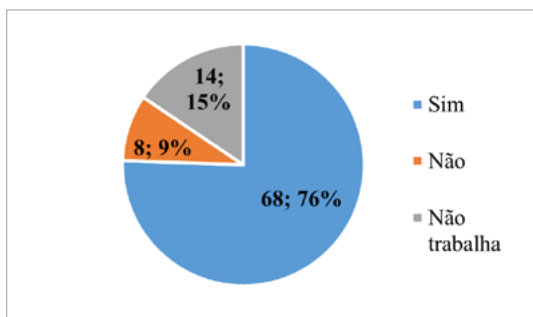
(e) Estado Civil



(b) Situação profissional



(c) Mora próximo?



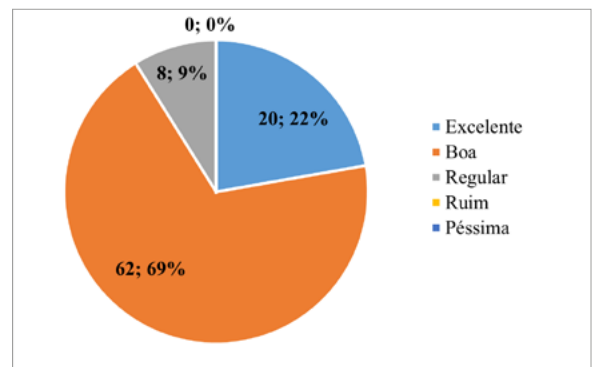
(d) Trabalha próximo?

Figura 3 – Perfil do público frequentador.

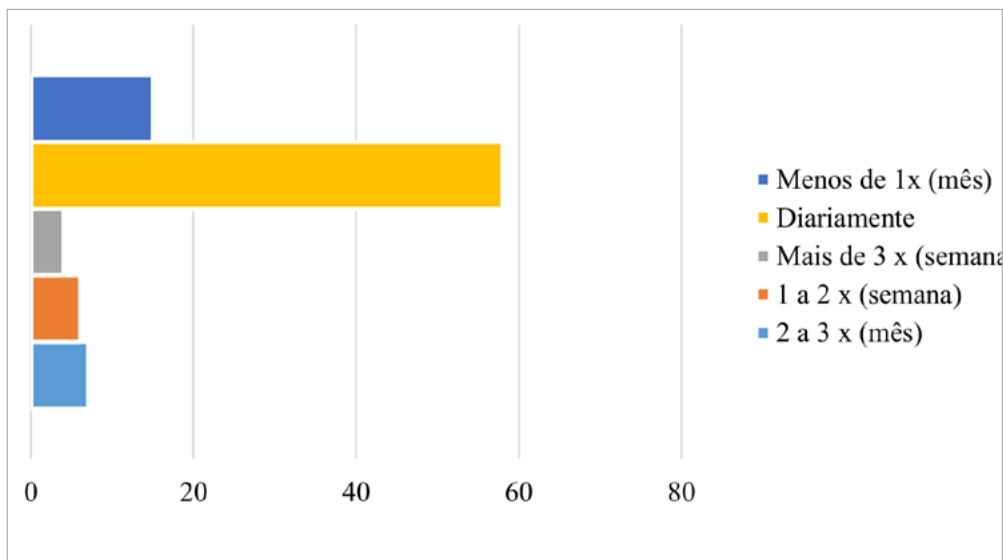
A Figura 4 apresenta resultados relativos à visão dos frequentadores em relação à destinação dos resíduos do Restaurante Cidadão de Campinas e avalia se eles se encontram satisfeitos com as refeições servidas. Avaliar a satisfação dos clientes é critério básico para determinar se há grande índice de desperdício ou não.

No gráfico da Figura 4(a) em relação à qualidade da comida servida, fica bem claro que a maior parte dos frequentadores está satisfeita (69% classificou a comida como boa) e que os clientes, em sua grande maioria, frequentam diariamente o espaço, como mostra a Figura 7(b) (64% frequenta todos os dias).

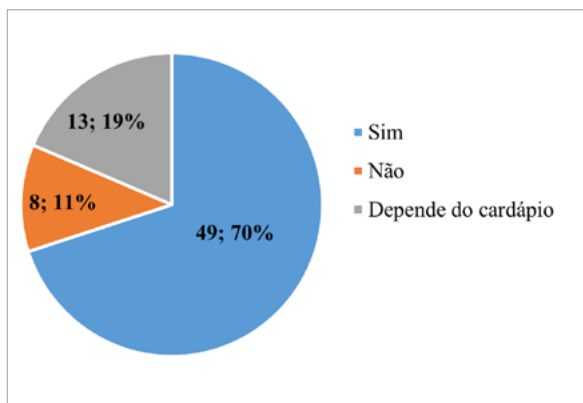
A avaliação da composição gravimétrica (etapa 3.1.7), realizada de acordo com o 1º procedimento, pode ser observada na Tabela 2.



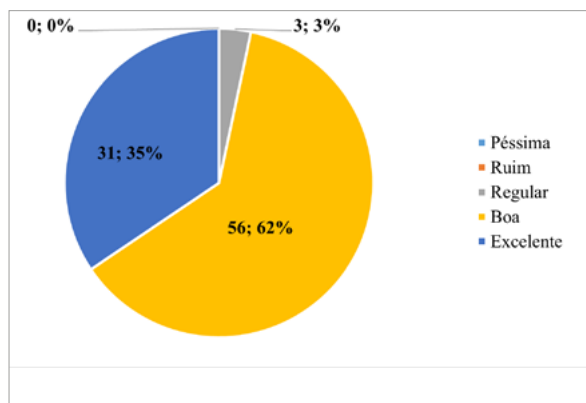
(a) Qualidade da comida servida



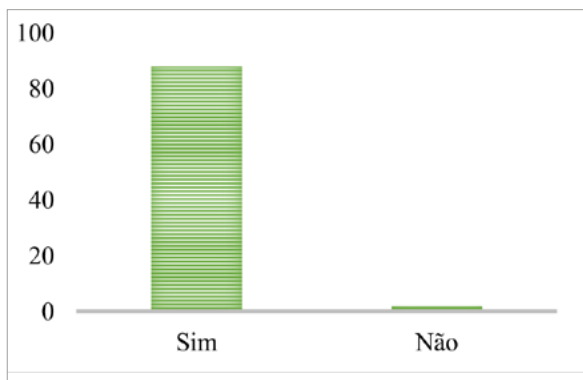
(b) Frequência de refeições



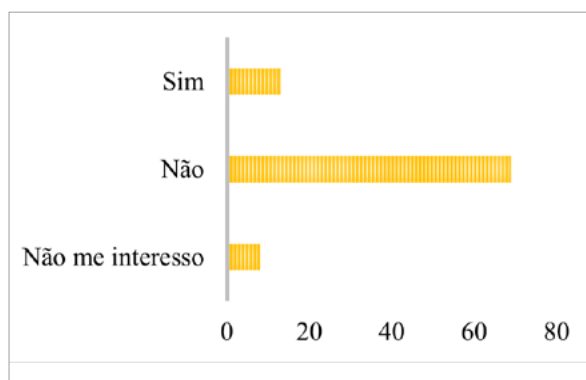
(c) Consome toda comida colocada?



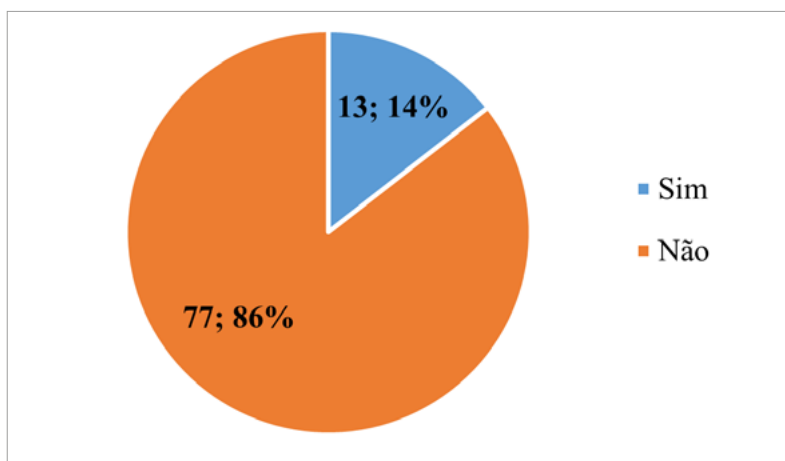
(e) O que acha dessa forma de separação do resíduo?



(d) Separa os resíduos no restaurante?



(f) Sabe para onde vai o resíduo?



(g) Você faz a separação dos resíduos em casa?

Figura 4 – Destinação dos resíduos e da satisfação dos frequentadores.

Tabela 2 – Composição gravimétrica conforme 1º Procedimento.

	Total geral (kg)	Seco (kg)	Orgânico (kg)	Total geral (kg)	Seco (Kg)	Orgânico (kg)
	Data: 27/02/2018 – AMOSTRA 1			Data: 27/02/2018 – AMOSTRA 2		
Pesagem 1	15,70	0,14	15,32	19,05	0,22	18,89
Pesagem 2	15,14	0,14	15,13	19,12	0,27	19,00
Pesagem 3	15,46	0,15	15,34	19,10	0,22	18,92
	Data: 01/03/2018 – AMOSTRA 1			Data: 01/03/2018 – AMOSTRA 2		
Pesagem 1	8,97	0,30	8,00	14,01	0,37	13,55
Pesagem 2	8,97	0,43	8,62	13,82	0,37	13,71
Pesagem 3	9,09	0,43	8,32	13,89	0,37	13,28
	Data: 06/03/2018 – AMOSTRA 1			Data: 06/03/2018 – AMOSTRA 2		
Pesagem 1	18,47	0,01	18,44	18,09	0,10	18,01
Pesagem 2	18,37	0,02	18,37	17,94	0,07	17,65
Pesagem 3	18,33	0,00	18,33	17,25	0,10	17,23
	Data: 08/03/2018 – AMOSTRA 1			Data: 08/03/2018 – AMOSTRA 2		
Pesagem 1	16,26	0,08	16,10	13,58	0,02	13,48
Pesagem 2	16,42	0,08	16,30	13,56	0,02	13,53
Pesagem 3	16,24	0,09	16,15	13,54	0,01	13,53

É possível observar na Tabela 2 que a quantidade de resíduos secos (ou passíveis de reciclagem) destinados incorretamente em conjunto com os resíduos orgânicos é bastante reduzida, representando apenas 0,43 kg no pior caso, ocorrido em 1 de março de 2018, que representa 4,79% dos resíduos orgânicos avaliados no dia.

Os dados adquiridos a partir do 2º Procedimento podem ser observados na Tabela 3.

As estatísticas dos dados obtidos, como os valores médios de resíduos produzidos por mês bem como o desvio padrão e o desvio médio referentes ao 2º Procedimento da etapa 3.1.7, podem ser observados na Tabela 4.

Tabela 3 – Dados do 2º Procedimento (janeiro-maio, 2018) - Restaurante Cidadão, Campinas, Goiânia/GO.

Data	Tickets não vendidos	Sobras + Resíduos (kg)	Cascas de Frutas (kg)	Observação (Ossos de carnes) (kg)	Total de Resíduos Produzidos (kg)	Observação (Tipo de fruta)
02/01/2018	210	136	***	***	136	***
03/01/2018	110	122	***	***	122	***
04/01/2018	140	155,44	72,32	54,24	282	Banana
07/01/2018	9	78	***	***	78	***
08/01/2018	38	103	***	***	103	***
09/01/2018	30	134	***		134	Abacaxi
10/01/2018	0	124,2	76,8	***	201	Banana
11/01/2018	137	128	***	***	128	***
12/01/2018	0	91	96	***	187	Laranja
15/01/2018	3	133	***	***	133	***
16/01/2018	43	172,8	94,28	***	267,08	Banana
17/01/2018	44	227,8	129,58	***	357,38	Mamão
18/01/2018	126	176,8	***	61,39	238,19	***
19/01/2018	122	164,8	***	91,92	256,72	***
22/01/2018	139	125,2	***	***	125,2	***
23/02/2018	0	127	65	***	192	Laranja
26/02/2018	0	93	***	***	93	***
27/02/2018	38	***	***	***	112,5	Mamão
28/02/2018	38	105	69	***	174	Banana
06/03/2018	0	53	72	***	125	Banana
08/03/2018	79	112	78	***	190	Mamão e banana
09/03/2018	37	110	72	***	182	Laranja
12/03/2018	70	105	72,5	***	177,5	Laranja
13/03/2018	95	120	85	***	205	Melancia
14/03/2018	36	70	***	***	70	***
15/03/2018	106	112	76	***	188	Banana
16/03/2018	29	120,2	86,2	***	206,4	Melancia e abacaxi
19/03/2018	85	75	***	***	75	***
20/03/2018	0	70	***	***	70	Maçã
21/03/2018	136	107,45	72,45	***	179,9	Banana

continua...

Tabela 3 – Continuação...

Data	Tickets não vendidos	Sobras + Resíduos (kg)	Cascas de Frutas (kg)	Observação (Ossos de carnes) (kg)	Total de Resíduos Produzidos (kg)	Observação (Tipo de fruta)
22/03/2018	182	130	28	***	158	Mamão
23/03/2018	97	120	67,2	***	187,2	Laranja
26/03/2018	97	83,5	***	***	83,5	***
27/03/2018	49	***	***	***	112	Melancia
28/03/2018	312	130	85	***	215	Banana e mamão
29/03/2018	628	125	72	***	197	Laranja
03/04/2018	199	122	65	***	187	Melancia
04/04/2018	319	110	54,24	***	164,24	Banana
05/04/2018	379	50	70	***	120	Mamão
06/04/2018	214	103	65	***	168	Laranja
09/04/2018	399	86	***	***	86	***
10/04/2018	254	116	72	***	188	Laranja
11/04/2018	441	97	***	***	97	***
12/04/2018	461	130,8	76,8	***	207,6	Banana, mamão e maçã
13/04/2018	333	115	37	***	152	Abacaxi
16/04/2018	372	69	***	***	69	***
17/04/2018	321	122	53	***	175	Abacaxi
18/04/2018	328	134,8	45	***	179,8	Mamão
19/04/2018	428	149,5	58	52	259,5	Melancia
20/04/2018	276	125,2	58	***	183,2	Laranja
23/04/2018	369	110,6	37	***	147,6	Laranja
24/04/2018	267	113	71	***	184	Banana
25/04/2018	358	110,25	65,21	***	175,46	Mamão
26/04/2018	316	***	***	***	162,4	Maçã, mamão e laranja
27/04/2018	354	125,6	62,2	***	187,8	Laranja
30/04/2018	752	96	***	***	96	***
03/05/2018	297	109	56	***	165	Mamão
09/05/2018	261	112	65	***	177	Melancia
15/05/2018	276	123	35	***	158	Mamão
16/05/2018	343	102	57	***	159	Banana
17/05/2018	437	154	***	***	154	Banana, mamão e maçã
18/05/2018	218	98	51	***	149	Laranja
21/05/2018	417	119	24	***	0	Laranja
22/05/2018	31	***	***	***	57	Melancia
23/05/2018	60	76	***	***	76	***
25/05/2018	167	112	71	***	183	Laranja
28/05/2018	62	53	***	***	53	***

Fonte: Restaurante Cidadão – Unidade Campinas (2018)

Tabela 4 – Valores médios e desvios.

Mês de Referência	ΣTickets não vendidos no mês	Média de Tickets não vendidos/dias	ΣResíduos Produzidos no mês (kg)	Média Resíduos Produzidos (kg/dia)	Desvio padrão	Desvio Médio
Janeiro	1151	76,7	2748,57	183,24	77,77	67,56
Fevereiro	76	19	571,50	142,88	41,21	40,13
Março	2038	119,88	2621,50	154,21	51,12	45,85
Abril	7140	357	3189,60	159,48	44,80	34,88
Maiο	2569	233,55	1331,00	121,00	59,53	54,18
TOTAL	12974	193,64	10462,17	156,15	60,67	46,91

O desvio padrão foi calculado segundo a Equação 1, e o desvio médio conforme a Equação 2.

$$DP = \sqrt{\frac{\sum (xi - \bar{x})^2}{n}} \quad \text{Equação 1}$$

DP = desvio padrão; xi = valor individual; \bar{x} = média de valores; n = número de valores.

$$DM = \frac{\sum |xi - \bar{x}|}{n} \quad \text{Equação 2}$$

DM = desvio médio; xi = valor individual; \bar{x} = média de valores; n = número de valores.

A partir dos valores obtidos com os desvios foi possível estabelecer o erro padrão e o erro médio, para mais ou para menos, gerado a partir dos dados adquiridos.

4.1 Sobre as lixeiras/coletores de RSU produzidos

Em todas as lixeiras do salão de alimentação há informações descritivas a respeito de qual resíduo deve ser descartado, como pode ser visto na Figura 5. Em destaque ficam as etiquetas fixadas nas lixeiras especificando, de maneira escrita, o que deve ser destinado em cada uma. Para usuários analfabetos há ainda nelas ilustrações para facilitar o entendimento.

Todos os resíduos gerados, até mesmo as sobras da cozinha, são destinados ao aterro sanitário por meio da coleta pública que ocorre de dois em dois dias, portanto os resíduos ficam armazenados em local coberto externo por um período máximo de 1,5 dia.



Figura 5 – Lixeiras do salão de alimentação.

4.2 Aterro sanitário (Segundo dados coletados como resposta do Apêndice A e em entrevistas realizadas com a coordenadora do Aterro Sanitário de Goiânia – Fabiola Adaienne) – COMURG (2018)

De acordo com a administração do aterro sanitário de Goiânia, ele funcionava como lixão até o ano de 1993, e sua área de expansão permanece inacabada desde 2008. Atualmente recebe em média 1.400 toneladas/dia, considerando-se nessa contagem apenas a parcela de resíduos sólidos orgânicos.

Os resíduos recebidos devem ser previamente segregados, pois não é realizada nenhuma separação deles nas dependências do aterro. O local destinado à realização da compostagem do aterro tem previsão de retorno de atividades para o ano de 2018.

Os grandes geradores de resíduos contribuem em média com 30% da quantidade total de resíduos coletados, segundo planilhas internas da COMURG. No entanto, até o dado momento, existem apenas quatro empresas cadastradas na COMURG como coletoras de resíduos de grandes geradores.

Caso a operação do aterro permaneça no mesmo ritmo atual, prevê-se que ele deverá funcionar por um período aproximado de dois anos ou pouco mais que isso, somando-se o tempo estimado quando utilizada a área de expansão.

5 CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES

Recomenda-se que a OVG, responsável pelos restaurantes Cidadão de Goiás, faça a compostagem dos resíduos orgânicos usando uma composteira de simples construção, manuseio e manutenção que trará benefícios ao meio ambiente, bem como que realize o aproveitamento do composto gerado nos jardins, praças e parque da região onde se localizam as unidades dos restaurantes.

O melhor modelo a ser empregado, segundo dados pesquisados e comparação com a literatura acessada, seria a de leiras estáticas com aeração natural, mesmo modelo empregado por Araújo, Almeida e Basso (2015), visto que esse formato apresenta melhor qualidade do composto, minimização do tempo, custo reduzido e menor área aplicada.

Recomenda-se ainda que seja realizada a aplicação de um projeto de educação ambiental, que pode ser feito de acordo com os moldes implantados no projeto Escola Resíduo Zero, com o intuito de esclarecer à sociedade a importância do consumo consciente, a redução de desperdícios, e o custo ambiental dos locais de armazenamento definitivo de resíduos.

Conclui-se, a partir dos resultados apresentados, que a compostagem dos resíduos é uma alternativa viável para o tratamento e redução dos RSU. Há diversas possibilidades de aplicação dessa, sendo a mais viável a realizada a partir de reator com aeração natural, de acordo com a literatura.

A participação da comunidade em um projeto de compostagem de resíduos orgânicos seria bastante interessante e proporcionaria maior eficiência ao processo, e parcerias com projetos já existentes que obtiveram bons resultados podem, ocasionalmente, promover maior visibilidade ao projeto e maior adesão da população.

6 REFERÊNCIAS

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 8.419**: Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro: ABNT, 1992.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13.591**: Compostagem. Rio de Janeiro, 1995.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13.896**: Aterros de resíduos não perigosos – Critérios para projeto, implantação e operação. Rio de Janeiro, 1997.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10.004**: Resíduos Sólidos – Classificação. Rio de Janeiro, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil**: 2014. São Paulo: ABRELPE, 2015..

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil**: 2017. São Paulo: ABRELPE, 2018.

ARAÚJO, A. A. P. S.; ALMEIDA, F. L. de; BASSO, L. de A. **Compostagem dos resíduos dos restaurantes e dos resíduos de poda na cidade universitária Armando Salles de Oliveira**. 2015. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) – Departamento de Engenharia de Hidráulica e Ambiental, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (POLI-USP), São Paulo, 2015.

BIDLINGMAIER, D. I. W. Quality-testing of waste sewage sludge compost. **Acta Horticulturae**, Den Haag, v. 172, p. 99-116, 1985.

BRASIL. Lei n. 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei n. 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. **Diário Oficial**, Brasília, DF, 2010.

COMPANHIA DE URBANIZAÇÃO DE GOIÂNIA. **Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos do Município de Goiânia**. Goiânia: COMURG, 2015. Disponível em: <https://www10.goiânia.go.gov.br/DadosINTER/SISRS/Documentos/PlanoGestaoResiduosSolidos.PDF>. Acesso em: 10 maio 2018.

DI SOUZA, E. F. **Mapa georreferenciado do Restaurante Cidadão de Campinas**. [S. l.]: ArcGis, 2018.

GOIÂNIA (GO). **Lei n. 9.438, de 14 de julho de 2014**. Dispõe sobre a cobrança de preço público decorrente da prestação de serviços de coleta, transporte e destinação final de resíduos sólidos produzidos por grandes geradores e dá outras providências. Goiânia, 2014.

GÓMEZ, R. B.; LIMA, F. V.; FERRER, A. S. The use of respiration indices in the composting process: A review. **Waste Management & Research**, London, v. 24, n. 1, p. 37-47, 2006.

INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA. Apenas 13% dos resíduos sólidos urbanos no país vão para reci-

clagem. Brasília, DF: **IPEA**, 2017. Disponível em: <https://www.ipea.gov.br/portal/categorias/45-todas-as-noticias/noticias/2841- apenas-13-dos-residuos-solidos-urbanos-vao-para-reciclagem?highlight=WjYlY29ub21pYSIsImVjb-25vbWlhjYslNvbGlkXHUwMGUxcmlhliwiZWNVb9taWEG-c29saWRhcmlhll0=>. Acesso em: 9 jul. 2019.

KIEHL, E. J. **Fertilizantes orgânicos**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1985.

KIEHL, E. J. **Manual da compostagem: maturação e qualidade do composto**. 3. ed. Piracicaba: Kiehl, 2002.

PEIXOTO, J. O. Destinação final de resíduos, nem sempre uma opção econômica. **Engenharia Sanitária**, [S. l.], n. 1, p. 15-18, 1981.

QUEIROZ, J. E. G., LIMA, J. S., KORN, M. G. Efeito do uso do composto selecionado e não selecionado, provenientes de lixo urbano, no teor de metais pesados e na produção de biomassa na cultura do milho. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 5, p. 59-67, 2000.

SIQUEIRA, T. M. O.; ASSAD, M. L. R. C. L. Compostagem de resíduos sólidos urbanos no estado de São Paulo (Brasil). **Ambiente e Sociedade**, São Paulo, v. 18, n. 4, p. 243-264, 2015.

SOUZA, R. V. **Avaliação ecotoxicológica do solo do aterro sanitário de Goiânia**. 2017. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária) – Escola de Engenharia Civil e Ambiental (EECA), Universidade Federal de Goiás (UFG), Goiânia, 2017.

SPINELLI, M. G. N.; CALE, L. R. Avaliação de resíduos sólidos em uma unidade de alimentação e nutrição. **Revista Simbiologia**, São Paulo, v. 2, n. 1, 2009.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS. **Plano de resíduos sólidos do estado de Goiás – Elaboração do prognóstico (produto 8)**. Goiânia: UFG, 2015.

VILELA, D. M.; PIESANTI, J. L. Gerenciamento de resíduos sólidos orgânicos da UFGD por meio da compostagem. **Revista Ciência em Extensão**, São Paulo, v. 11, n. 3, p. 28-39, 2015.

Análise da série histórica de turbidez de água bruta superficial na estação de tratamento de água de Garça-SP: correlações com a precipitação e a dosagem de coagulante

- **Data de entrada:** 07/01/2023
- **Data de aprovação:** 13/04/2023

Historical series analysis of surface water turbidity at Garça-SP water treatment plant: correlations with precipitation and coagulant dosage

Cristiane de Farias^{1*}

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.019>

ORCID ID

Farias C  <https://orcid.org/0000-0002-0301-9597>

Resumo

A qualidade da água de mananciais superficiais depende das características de sua bacia hidrográfica e do tipo de uso do solo. A remoção da mata nativa para usos como agropecuária e urbanização reduz a infiltração, eleva o escoamento superficial e promove perda de solo, exportando sedimentos para os corpos hídricos e aumentando a turbidez (T) da água. Em estações de tratamento de água (ETAs), valores elevados de T implicam maior custo de tratamento. Assim, este trabalho estudou a variabilidade da T na ETA de Garça-SP de 2012 a 2022. A T e precipitação apresentaram correlação ($p < 0,05$) de $r = 0,47$ na escala diária e $r = 0,56$ na escala mensal, com sazonalidade anual. Em 2022 a T média (45,3 uT) foi expressivamente superior à dos demais anos e o dobro da série histórica (22,9 uT), porém a persistência temporal de valores elevados de T não foi maior do que nos demais anos. A correlação entre o consumo de coagulante e T foi $r = 0,41$ ($p < 0,05$), podendo-se aprimorar a dosagem para reduzir custos.

Palavras-chave: Turbidez. PAC. Precipitação.

Abstract

Surface water quality depends on its watershed characteristics and type of land use. Harvesting native forest for agriculture and urbanization reduces infiltration, increases surface runoff, and promotes soil loss. Consequently, sediments export to water bodies and water turbidity (T) increases. In water treatment plants (WTPs), high turbidity leads to high treatment costs. Thus, this work studied turbidity variability at the Garça WTP, São Paulo, from 2012 to 2022. Turbidity and precipitation have a correlation coefficient ($p < 0.05$) of $r = 0.47$ on a daily scale and $r = 0.56$ on a monthly scale, with annual seasonality. In 2022, average T (45.3 uT) was significantly higher than in other years and the historical series (22.9 uT), but the temporal persistence of high T values was not higher than in other years. The correlation coefficient between coagulant consumption and T was $r = 0.41$ ($p < 0.05$), thus we can improve the dosage to reduce costs.

Keywords: Turbidity. PAC. Precipitation.

¹ Universidade Federal de São Carlos – São Carlos – São Paulo – Brasil.

* **Autora correspondente:** cristianedefarias2@hotmail.com

1 INTRODUÇÃO

A turbidez nos corpos hídricos tem como constituinte responsável os sólidos em suspensão. As partículas de rocha, argila e silte, algas e outros microrganismos são fontes naturais, e os despejos domésticos, industriais, microrganismos e erosões fontes antropogênicas (Von Sperling, 2018). A turbidez está relacionada à concentração de coliformes totais e *E. coli* (Hamilton; Luffman, 2009), com o transporte de nutrientes como o fósforo (Cruz, 2019), e pode estar associada a compostos tóxicos de origem antropogênica (Von Sperling, 2018). Assim, a medição de turbidez é importante para verificar a qualidade da água, e pode ser utilizada como substituta das análises de sólidos suspensos, nutrientes e matéria orgânica (Chen; Chang, 2019).

Conforme Instituto de Pesquisas Tecnológicas (2022), os corpos hídricos transportam cargas dissolvidas, em suspensão (detritos de granulometria reduzida suspensos pelo fluxo turbulento) e pelo leito (partículas maiores que se movem por saltação, deslizamento e rolamento). Durante precipitações, há uma tendência de movimentação das cargas no corpo hídrico e um aumento no aporte de sólidos devido à perda de solo pelo intemperismo.

A turbidez dos corpos hídricos sofre influência do tipo de uso do solo e das condições ambientais da bacia hidrográfica. Ocorrências hidrológicas extremas são influenciadas por interferências antrópicas como desmatamento, urbanização e degradação do solo (Oliveira; Quaresma, 2017). Durante precipitações em bacias com maior índice de urbanização ocorrem picos de turbidez mais rapidamente do que nas menos urbanizadas (Chen; Chang, 2019). Em bacias onde há erosões, a perda de solo pode gerar incremento na exportação de sedimentos pelos corpos hídricos, promovendo o assoreamento e a redução do volume útil de reservatórios à jusante (Cândido et al., 2014).

Em áreas onde há agropecuária, por vezes não são implementadas técnicas de conservação do

solo, tendo-se solo exposto e pisoteio de animais (IPT, 2022). Em bacias com cultivo de eucalipto o canal dos corpos hídricos foi identificado como principal fonte de sedimentos, seguido da área com talhões de eucalipto e das estradas não pavimentadas (Rodrigues et al., 2018; Valente et al., 2020). Isso mostra a importância dos ambientes terrestres para proteção dos ambientes aquáticos e sua influência sobre a exportação de sólidos para a rede de drenagem à jusante.

Em municípios que utilizam mananciais superficiais para abastecimento público, a elevação da turbidez nos corpos hídricos aumenta os custos com o tratamento de água. Maiores valores de turbidez fazem com que seja necessário aumentar a dosagem de coagulantes e demandam uma maior eficiência da estação de tratamento de água (ETA). Além disso, mais lodo é gerado, exigindo maior frequência na limpeza de filtros e decantadores e aumentando os custos com tratamento e disposição final dos resíduos. Outro impacto é decorrente do assoreamento do corpo hídrico, que reduz o volume armazenado em barramentos e demanda a realização de dragagens.

Compreender as variações de turbidez na água bruta e suas consequências sobre o processo de tratamento pode auxiliar a decidir quais ações implementar na bacia de captação. Estudar as alterações em mananciais é importante para a produção de água segura e para o princípio de múltiplas barreiras dos planos de segurança da água (Brasil, 2012). A ETA de Garça, município localizado no centro-oeste paulista, está sofrendo as consequências da alteração nos valores de turbidez da água captada no manancial superficial mais importante para o abastecimento público. Entre os operadores há a percepção empírica de que a turbidez da água captada no córrego da Cascata aumentou ao longo dos anos, e que o tempo que a turbidez permanece elevada após a ocorrência de uma precipitação está maior do que em anos anteriores. Assim, este trabalho visa analisar a

série histórica de turbidez da ETA e verificar a veracidade de tais hipóteses.

2 OBJETIVOS

O objetivo geral do presente trabalho é buscar tendências sobre a variabilidade de turbidez na água bruta captada para abastecimento em Garça-SP. De forma específica, objetiva-se avaliar a influência da precipitação e da sazonalidade sobre a turbidez, a relação da variação da turbidez com o consumo de coagulante na ETA, e se houve alteração no padrão de persistência de valores de turbidez elevados nos anos da série histórica.

3 METODOLOGIA

3.1 Descrição da área de estudo

Garça está localizada na porção centro-oeste do Estado de São Paulo, apresenta clima Cwa conforme a classificação de Köppen-Geiger e cerca de 1.400 mm de precipitação anual (Garça, 2022). A ETA Garça é responsável pelo tratamento da água que abastece mais de 90% dos 44.429 moradores do município (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2021). A água bruta é captada de quatro diferentes fontes e conduzida à ETA por meio de duas adutoras. A primeira adutora conduz a água captada no ribeirão Tibiriçá ($20 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$) em uma bacia hidrográfica extremamente urbanizada com $3,5 \text{ km}^2$ de extensão, que produz água de baixa turbidez e é utilizada somente em horários de pico de consumo. A segunda adutora conduz a água captada da represa Cascata ($20 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$), de galerias de infiltração ($25 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$) e do córrego da Cascata ($90 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$). Uma vez que os dados de turbidez utilizados para controle operacional da ETA são amostrados da água afluyente da segunda adutora, e a variação de turbidez observada é essencialmente devida à turbidez do córrego da Cascata, a bacia hidrográfica dessa fonte será descrita em maiores detalhes.

A bacia hidrográfica da captação do córrego da Cascata possui cerca de $31,1 \text{ km}^2$ de extensão, com

formações vegetais do bioma da Mata Atlântica. Estudo realizado pelo IPT (2022) concluiu que os solos da área têm alto potencial de erodibilidade (predominantemente latossolos vermelho-amarelos/vermelho argissólicos, argissolos vermelho-amarelos abrupáticos e neossolos litólicos), o que é intensificado pela declividade elevada de algumas regiões. Os principais tipos de uso e ocupação do solo são pastagens (sem e com conservação), vegetação nativa e de reflorestamento, culturas perenes, culturas temporárias e áreas urbanas. Apenas 42,5% das áreas de preservação permanente (APPs) estão ocupadas com vegetação arbórea e cerca de 30% estão ocupadas com pastagens ou agricultura.

Com base no tipo de uso do solo e na densidade de drenagem, cerca de 40% da área da bacia foi classificada pelo IPT (2022) como zona de alta ou muito alta capacidade de produção de sedimentos. Há processos erosivos ativos e fatores de degradação como pisoteio de animais, assoreamento do canal, alagamento das áreas marginais por interferências no curso hídrico, descarga de enxurrada e solo exposto. A principal erosão da bacia é uma ravina de grandes dimensões, causada pelo rompimento de rede de drenagem de um bairro do município. Imagens de satélite (Google Earth Pro, 2022) mostram que o processo erosivo teve início entre 2013 e 2015 e avança de jusante para montante desde então. A área de cabeceira da ravina praticamente dobrou entre maio de 2021 e maio de 2022, passando a abranger mais de 1.000 m^2 .

3.2 Coleta e tratamento de dados

As informações desta pesquisa são registros operacionais de uma ETA de ciclo completo em que é utilizado cloreto de polialumínio (PAC) como coagulante. Foram coletados dados de turbidez horária (TH, uT) da água aduzida à ETA e o volume aduzido diariamente (VD, m^3). Também foram coletados dados diários de precipitação (PD, mm), do Posto Pluviométrico D06-018 do Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE, 2022) localizado na área da ETA. Por fim, foi obtido

o consumo mensal de PAC, que para fins de comparação foi dividido pelo volume total afluente à ETA (C, $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$).

Foram consolidados dados de janeiro de 2012 a novembro de 2022. As informações de TH, VD e PD foram registradas pelos operadores da ETA em cadernetas de papel até novembro de 2020, e a partir de então passaram a ser registradas em software computacional. Todas as informações foram digitalizadas e sistematizadas em uma planilha eletrônica, na qual foi realizado tratamento dos dados para remoção de anomalias. As informações de C foram obtidas de planilhas eletrônicas do setor financeiro, que recebem e registram tal informação mensalmente a partir do que é reportado pelo operacional.

Foi estimada a turbidez média diária (TD, uT) por meio de média aritmética dos valores de TH, e a turbidez média diária mensal (TM, uT), ponderando-se TD com VD como fator. Utilizando a mesma ponderação, calculou-se a turbidez média diária de toda a série histórica (TS, uT) e a turbidez média diária anual (TA, uT) de cada período. A precipitação mensal (PM, mm) foi obtida pela soma dos valores de PD de cada mês.

Foi calculado o número de horas que TH superou o valor de TS em cada ano. Para cada episódio em que TH superou TS até retornar a um valor inferior, foi contabilizada uma “ocorrência”, registrando-se o número de ocorrências em cada ano. O tempo que TH passou acima de TS após tê-la superado é chamado “duração da ocorrência” (DO, h), que mede a persistência temporal da TH. Assim, classificou-se o número de ocorrências em função da DO, em classes de até 5 h, 10 h, 20 h, 50 h e 350 h.

Os dados foram organizados em planilhas eletrônicas, a partir dos quais foram elaborados gráficos para a etapa de estatística descritiva. As análises estatísticas inferenciais foram realizadas no software Past 4.03 (Hammer; Harper;

Ryan, 2001), com $\alpha = 0,05$. Utilizou-se o teste de normalidade de Shapiro-Wilk, bem como o teste de tendência central de Kruskal-Wallis e o teste post-hoc de Dunn, indicados para conjuntos de dados não paramétricos independentes. Também foi realizada análise de Autocorrelação para verificar a persistência da TH ao longo do tempo. Foi considerada autocorrelação significativa coeficientes $r > 0,5$ ($p < 0,05$).

Foram feitos testes estatísticos para verificar a correlação: i) entre PD e TD; ii) entre PM e TM; e iii) entre C e TM. Para a análise estatística utilizou-se o teste de normalidade de Shapiro-Wilk e o teste de correlação de Spearman, indicado para conjuntos de dados não paramétricos. O efeito da sazonalidade foi avaliado comparando-se os resultados de correlação de PD e TD e PM e TM dos meses de menor precipitação (abril a setembro, período de seca) aos resultados dos meses com maior precipitação (outubro a março, período de chuva). Além disso, tal efeito foi avaliado por meio do gráfico da análise de autocorrelação com o conjunto de dados de TH, TD e TM de toda a série histórica.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

No período avaliado foram obtidos 79.286 registros de TH, distribuídos ao longo dos anos conforme Tabela 1. Em alguns períodos a operação da ETA não foi documentada, por isso há diferença entre o número de registros anuais. A principal discrepância pode ser observada no primeiro ano da série, em que o registro dos dados ocorreu de forma consistente somente a partir de setembro. Os valores médios e máximos registrados para TH, PM e C são apresentados na Tabela 2. Há uma ampla faixa de variação nos valores de TH registrados, passando de 1.000 NTU. Isso se reflete nos valores de C, que em períodos de turbidez média elevada foram mais do que o dobro do valor médio. No mês com a maior precipitação acumulada (janeiro de 2022), C foi $0,104 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$, atingindo o segundo maior valor registrado na série histórica.

Tabela 1 – Número de registros de turbidez horária da água bruta afluyente à ETA Garça no período de 2012 a 2022.

Ano	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Número de registros de turbidez	2.397	8.284	8.488	8.286	8.345	7.505	7.138	6.494	7.286	8.286	6.777

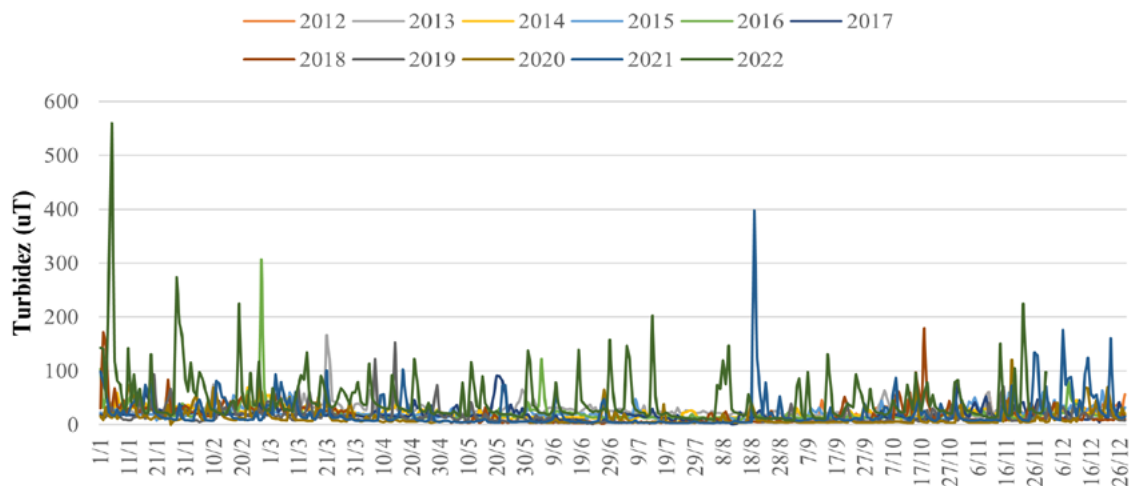
Tabela 2 – Valor médio e máximo para a turbidez horária, precipitação mensal e consumo de PAC registrados na ETA Garça no período de 2012 a 2022.

Parâmetro	Valor médio	Valor máximo
Turbidez horária (uT)	22,8	1.251
Precipitação mensal (mm)	127,9	457,4
Consumo de PAC (kg.m ⁻³)	0,054	0,116

A Figura 1 apresenta a variação de TD ao longo do ano. Os dados de TD não apresentaram distribuição normal e são significativamente diferentes quando comparados anualmente entre si ($p < 0,05$). A maior parte dos valores são inferiores a 100 uT, mas ao longo do ano observam-se picos de TD, principalmente em 2022. Em cinco de janeiro de 2022 ocorreu a maior TD da série histórica, de 560 uT. Nesse dia foi registrada TH superior a 800 uT por mais de oito horas de operação.

Nesse sentido, a Figura 2 mostra que em todos os meses de 2022, inclusive em julho quando não ocorreu precipitação, a TM foi maior do que a de

todos os demais anos ($p < 0,05$), não apresentando diferença estatisticamente significativa apenas em relação à 2012 em que há menos dados para comparação ($n=4$, $p > 0,05$). A maior discrepância entre a PM de um mês de 2022 e a PM do mesmo mês dos demais anos ocorreu em janeiro, quando a TM de 2022 foi 94,4 uT e a segunda maior TM foi de 39,9 uT, registrada em 2018. Cabe destacar que embora janeiro de 2022 tenha tido a maior PM da série histórica, de 457,4 mm, janeiro de 2018 teve a segunda maior PM, de 432,4 mm. Assim, nota-se que não há discrepância expressiva entre os valores de precipitação que justifique a diferença entre os valores de TM.

**Figura 1** – Turbidez média diária ao longo do ano, de 2012 a 2022.

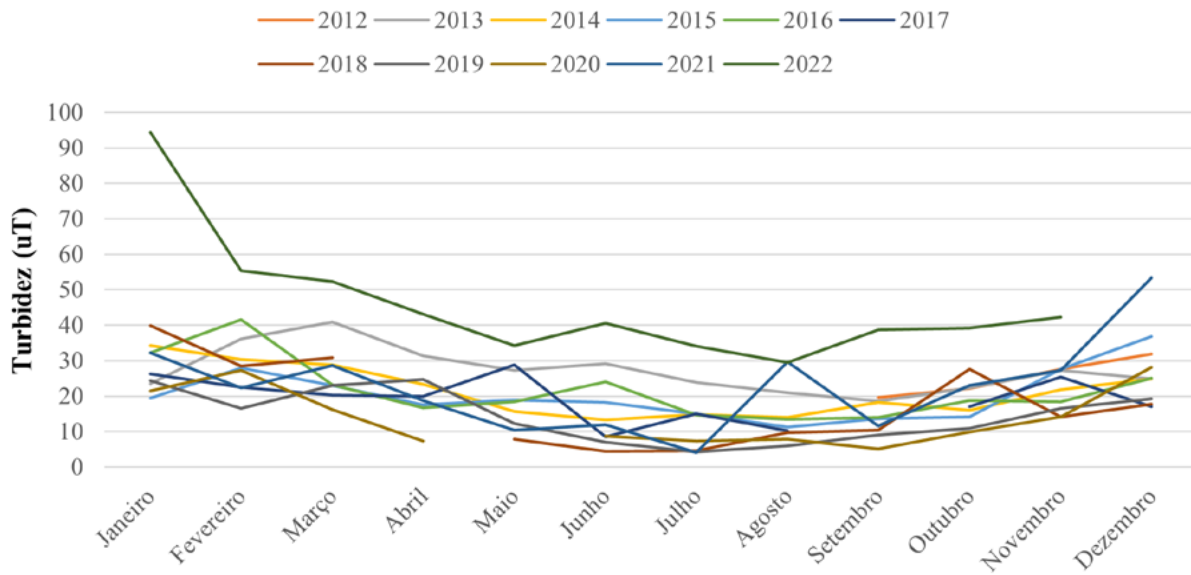


Figura 2 – Turbidez média mensal de 2012 a 2022.

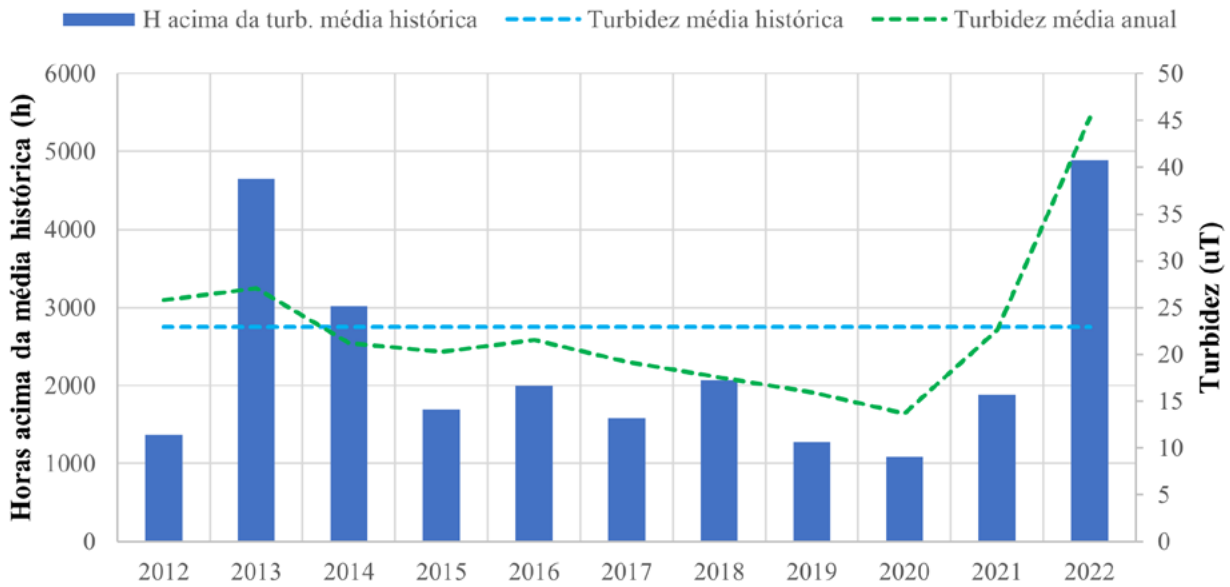


Figura 3 – Turbidez média histórica, turbidez média anual e tempo que a turbidez permaneceu acima da média histórica de 2012 a 2022.

Observa-se na Figura 3 que a TA de 2022 (45,3 uT) é expressivamente superior à dos demais anos e à TS (22,9 uT). Além de 2022, superaram o valor de TS as TAs de 2012 (25,8 uT) e 2013 (27,1 uT). A mesma figura mostra que em 2013 e 2022 a ETA recebeu

água bruta com TH superior à TS pela maior quantidade de tempo, 4.645 h e 4.886 h, respectivamente. Logo, nesses anos a bacia hidrográfica exportou mais material para o corpo hídrico, o que se refletiu em maiores valores de turbidez.

A análise estatística mostrou que os valores de DO não apresentam distribuição normal, e que há diferenças significativas entre a maior parte dos anos. Porém, entre 2021 e 2022 especificamente não houve diferenças significativas ($p > 0,05$). Assim, não é possível afirmar que há uma tendência de crescimento da DO média dentre todos os anos da série histórica, conforme mostra a Figura 4 (a). De 2012 a 2022, a DO média foi 22,5 h, a mediana 10h e a conforme dados da Figura 4 (b) a média do lag de autocorrelação dos dez anos ($r > 0,5$, $p < 0,05$) foi 10,8 h. Assim, a análise de autocorrelação mostrou que há uma persistência da TH, e que em média o sistema leva um pouco menos da metade de um dia para se recuperar completamente à uma elevação da TH.

Em 2014 foi registrada a maior DO média (36,3 h), e de forma semelhante a análise de autocorrelação mostra que uma TH observada em 2014 está significativamente correlacionada ($r > 0,5$ e $p < 0,05$) com as observações das 40 horas anteriores. Logo, em 2014 a elevação da turbidez causada por alguma ocorrência na bacia hidrográfica persistiu por mais de um dia e meio, e foi cerca de quatro vezes maior do que a observada para os demais anos.

Considerando os anos de 2020, 2021 e 2022, observa-se na Figura 4 (a) que houve um crescimento gradual do número de ocorrências que causaram a elevação da turbidez para valores acima da média (64, 130 e 169, respectivamente). Isso ocorreu para DO entre 1h e 5h (19, 58 e 90), entre 6h e 10h (11, 16 e 19), entre 21h e 50h (12, 15, 20) e acima de 50h (4, 9, 17), não tendo sido o caso para DO entre 11h e 20h (18, 32 e 23).

Uma vez que o número absoluto de registros (Tabela 1) tem interferência na quantidade de ocorrências acima da TS, a Figura 5 apresenta o percentual acumulado de ocorrências em cada categoria nos anos avaliados. Em 2022 houve o maior percentual relativo de ocorrências com DO até 5 h (53%) e até 10 h (64%). O ano de 2021 teve o maior percentual de ocorrências com DO de até

20 horas (82%), e 2019 o maior percentual com DO de até 50 horas (97%). Assim, embora 2022 tenha tido maior número de ocorrências do que 2020 e 2021, mais da metade das ocorrências do ano tiveram eventos com DO de até 5h, enquanto 2020 e 2021 tiveram 30% e 45%, respectivamente, mostrando maior persistência nas ocorrências.

As análises realizadas permitem concluir que o tempo que a TH permanece elevada após a ocorrência de uma precipitação não foi maior em 2022 do que em anos anteriores. A média das DOs de 2022 é igual a de 2018 e menor do que a de 2014. Por outro lado, observa-se que há um maior número de ocorrências em que a turbidez apresenta valores superiores à TS em 2022 do que em todos os demais anos, exceto 2013. Além disso, os valores de TD e TM em 2022 foram significativamente superiores aos registrados nos demais anos, ou seja, o corpo hídrico exportou mais sedimentos no período.

Tais fatos indicam que a bacia hidrográfica pode ter sofrido alguma alteração que tenha elevado a produção de sólidos em 2022. Uma possibilidade aventada pelos operadores é que o avanço da maior ravina da bacia possa estar intensificando a perda de solo e conseqüentemente aumentando a quantidade de sólidos transportados pelo corpo hídrico. No entanto, é preciso estudos mais aprofundados e coletas locais no corpo hídrico para obter uma relação de causa e efeito.

Na Figura 6 observa-se que os gráficos de autocorrelação da TH, TD e TM apresentaram comportamento sinuoso com período de um ano, o que é característico de dados influenciados pela sazonalidade. Os coeficientes de autocorrelação mostraram que a TH, a TD e a TM de determinado período estão significativamente correlacionadas ($r > 0,5$ e $p < 0,05$), com a TH de oito horas anteriores, a TD de um dia anterior e a TM de dois meses anteriores, respectivamente. Assim, existe um efeito na variação de turbidez que pode ser sentido em períodos subsequentes.

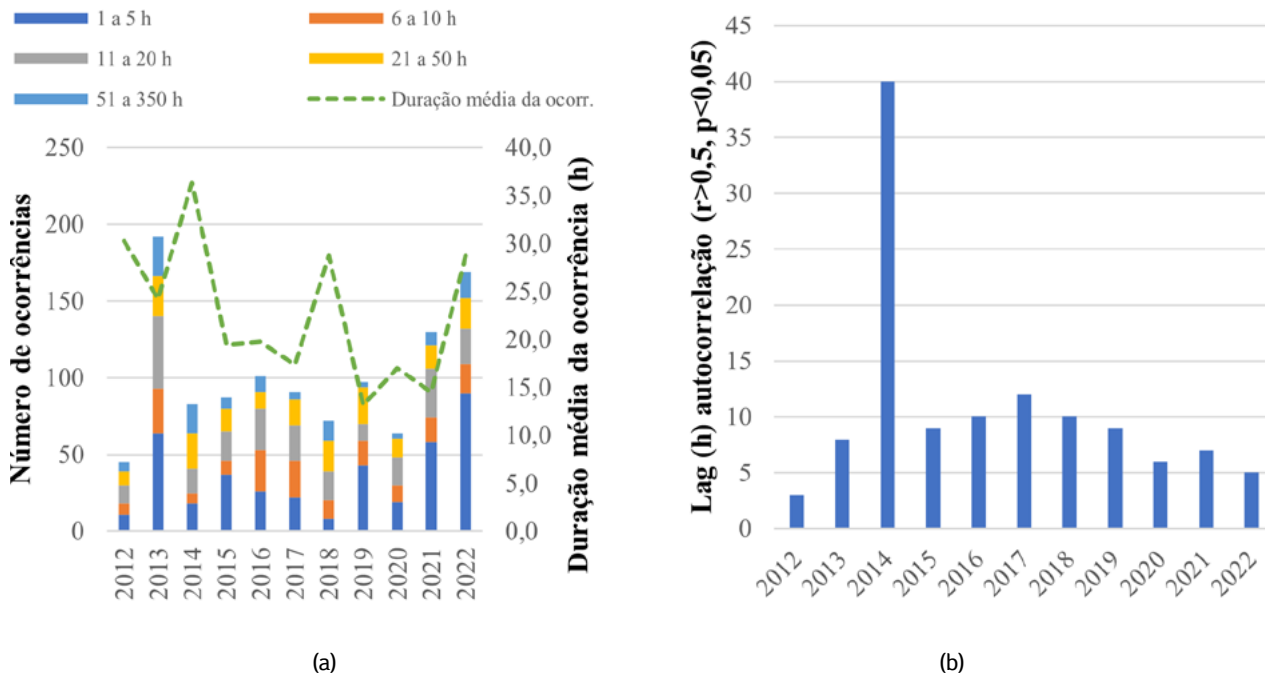


Figura 4 – (a) Número de ocorrências que provocaram o aumento da turbidez horária da água bruta registrada na ETA para valores acima da média histórica, categorizado pela duração da ocorrência, e duração média da ocorrência em cada ano, de 2012 a 2022. (b) Lag de autocorrelação em horas para $r > 0,5$ e $p < 0,05$, de 2012 a 2022.

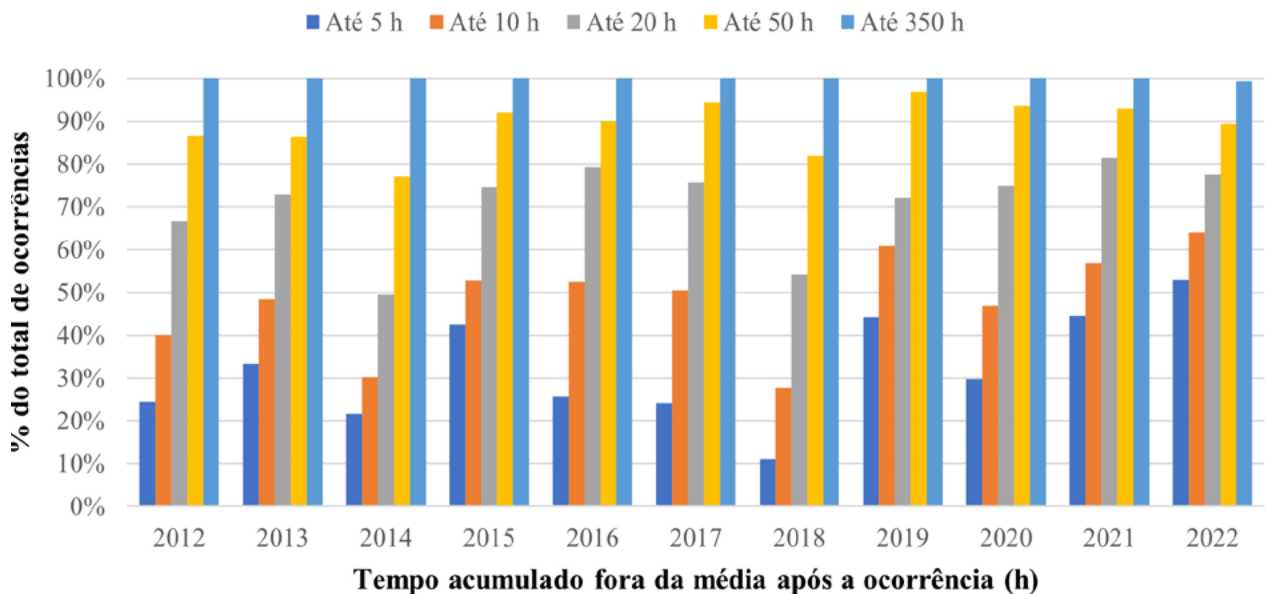
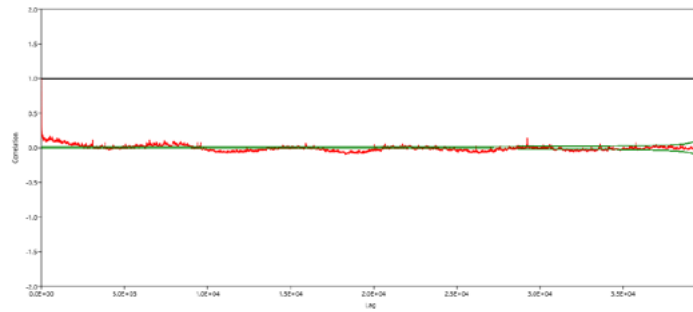
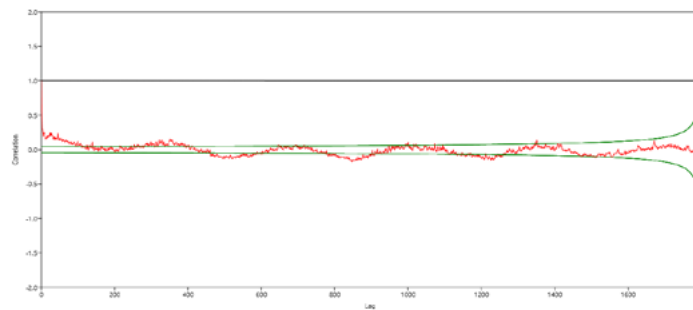


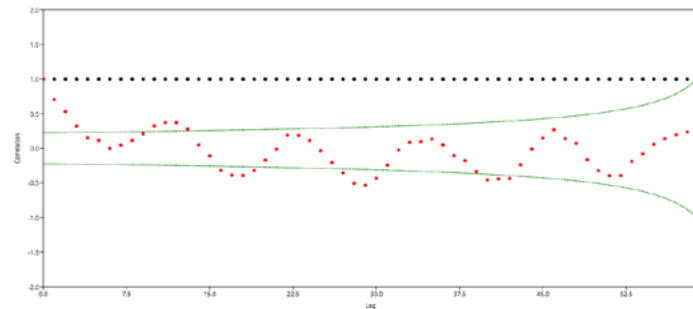
Figura 5 – Percentual do número de ocorrências que provocaram o aumento da turbidez da água bruta registrada na ETA para valores acima da média histórica, categorizado pela duração da ocorrência, de 2012 a 2022.



(a)



(b)



(c)

Figura 6 – Autorrelação da (a) turbidez horária, (b) turbidez diária e (c) turbidez mensal.

Nota: Em vermelho estão os valores de autocorrelação e em verde a linha de 95% de confiança.

A correlação entre a PD e TD é fraca ($r=0,47$, $p<0,05$), e foram observados dias com valores elevados de TD, mas que não houve precipitação, conforme Figura 7 (a). A correlação entre a PM e a TM é maior, porém moderada ($r=0,56$, $p<0,05$), conforme Figura 7 (b). Efeito semelhante foi obtido por Göransson (2013), que concluiu que a avaliação em períodos maiores suaviza as variações e aumenta os coeficientes de corre-

lação entre turbidez e precipitação, tendo obtido $r=0,55$ ($p=0,07$) para a PM e $r=0,12$ ($p<0,05$) para PD. O mesmo autor indicou que há um maior impacto da duração da chuva do que da intensidade, sendo necessária uma certa quantidade de precipitação para observar uma resposta na turbidez, que possivelmente está relacionado ao tempo de concentração da bacia hidrográfica. A baixa correlação obtida para este estudo pode

estar relacionada com a distância do pluviômetro ao corpo hídrico, uma vez que ele está localizado na ETA a cerca de 4,5 quilômetros da captação de água superficial.

Para os meses de seca a correlação entre a PD e a TD foi menor ($r=0,36$, $p<0,05$) do que para os meses de chuva ($r=0,49$, $r<0,05$), e de forma semelhante a correlação entre PM e TM foi menor nos meses de seca ($r=0,37$, $p<0,05$) do que nos meses de chuva ($r=0,50$, $r<0,05$). Cruz (2019) observou em um corpo hídrico no nordeste do Brasil que o efeito da sazonalidade foi significativo sobre a turbidez, que aumentou em períodos chuvosos devido à menor deposição de sedimentos causada pela turbulência da água captada. A sazonalidade sobre valores de turbidez pode se dever à falta de cobertura do solo (Göransson, 2013), que foi observado em cerca de 17% da área da bacia de captação, em áreas com culturas temporárias, áreas urbanas em consolidação e especificamente de solo exposto (IPT, 2022).

Além disso, não foi observada diferença significativa nos valores de PD e PM entre os diferentes anos ($p>0,05$), mostrando que os valores elevados de TH e TM em 2022 não se amparam de forma consistente em valores de precipitação significativamente maiores no período. Com isso, reforça-se a hipótese de que a bacia hidrográfica está mais suscetível à exportação de solo, uma vez que tem sofrido mais com a precipitação, mesmo que esta tenha se mantido estatisticamente equivalente entre os anos da série histórica.

Observa-se na Figura 8 (a) que há uma tendência à linearidade entre a TD e C, porém a correlação é fraca ($r=0,41$, $p<0,05$). Na Figura 8 (b) é possível visualizar um efeito gráfico dos picos de turbidez sobre os picos de consumo de PAC, mostrando que estão relacionadas de alguma forma. No período de seca a correlação é menor ($r=0,24$, $p=0,07$) do que nos meses de chuva ($r=0,33$, $r<0,05$), e os valores também não foram expressivos.

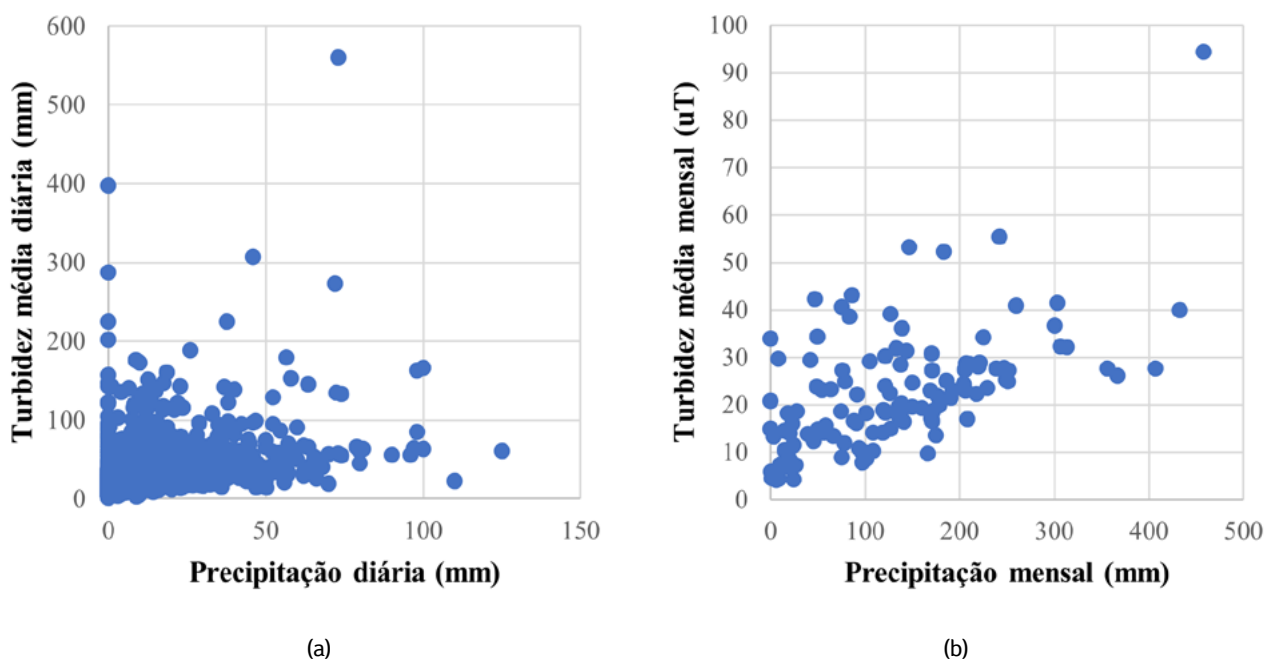


Figura 7 – Dispersão da (a) turbidez média diária em função da precipitação diária e da (b) turbidez média mensal em função da precipitação mensal.

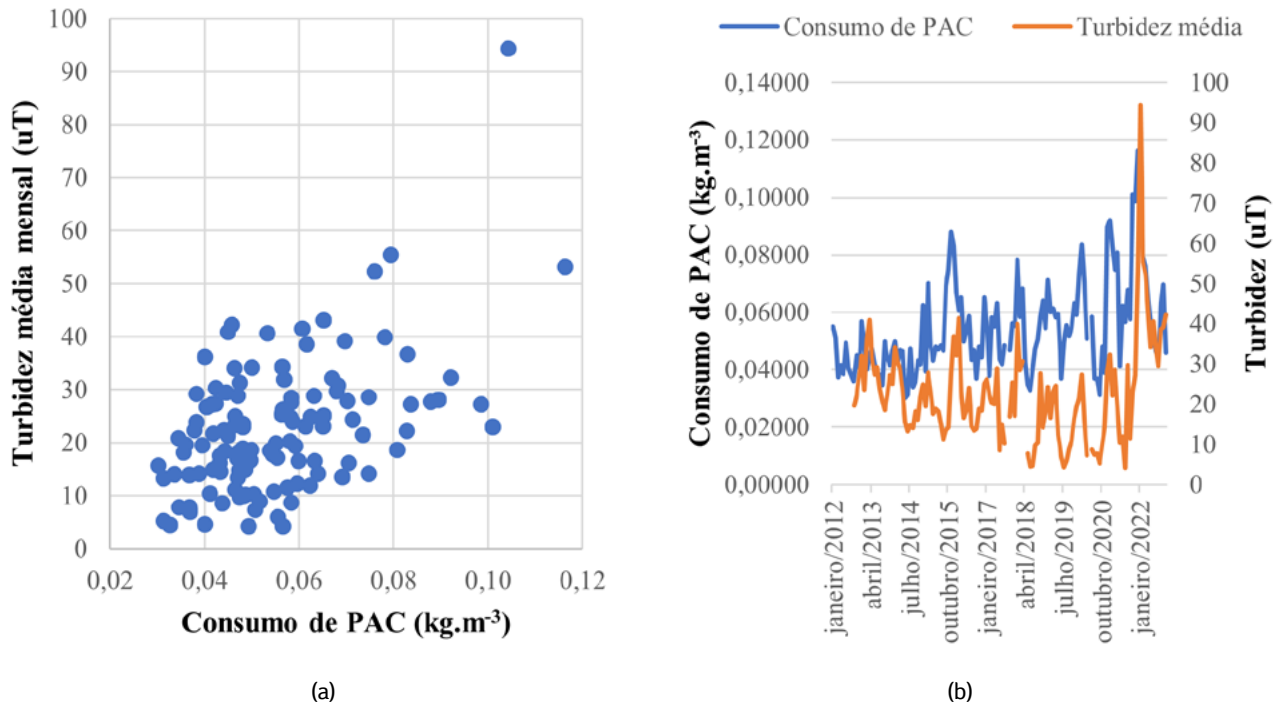


Figura 8 – (a) Dispersão da turbidez média mensal versus o consumo de PAC; (b) Consumo de PAC e turbidez em função do tempo.

A baixa correlação se deve ao fato de que a dosagem de PAC na ETA é alterada manualmente, baseada essencialmente na experiência dos operadores. Assim, observa-se que há espaço para melhorias no processo de dosagem de coagulante para adequar o consumo de PAC à turbidez afluente. Atualmente, o custo com produtos químicos é de cerca de 6% do faturamento anual do SAAE Garça, sendo o PAC o produto de maior custo total. Logo, pode ser interessante estudar a implantação de dosagem automática ou realizar treinamentos com os responsáveis por alterar a dosagem aplicada.

5 CONCLUSÕES

As análises realizadas neste estudo permitiram observar uma correlação de fraca a moderada entre a precipitação e a turbidez da água captada na ETA Garça, o que pode ser verificado de forma mais expressiva na escala mensal do que na escala diária. Quanto à sazonalidade, a turbidez varia

em um padrão anual na escala horária, diária e mensal, e em períodos chuvosos há uma maior correlação entre a turbidez e a precipitação do que em períodos de seca.

Em relação aos valores nominais, fica claro que a turbidez da água captada em 2022 foi maior do que a observada nos demais anos da série histórica. Porém, a hipótese de que o tempo que a turbidez permanece elevada após a ocorrência de uma precipitação está maior do que em anos anteriores não foi confirmada. Há um maior número de ocorrências em que os valores de turbidez estão acima do valor médio, porém mais da metade leva até cinco horas para que o sistema se recupere, o que é proporcionalmente mais rápido do que o observado para os demais anos. Fica clara a necessidade de conter processos erosivos e realizar a proteção da bacia hidrográfica do córrego da Cascata, para melhorar a qualidade da água captada.

Quanto ao consumo de PAC para o tratamento de água, há espaço para melhorar a dosagem de forma a obter uma melhor correlação entre a dosagem e a turbidez. No entanto, também é preciso levar em consideração outras características da água bruta, como a cor, o pH e a existência de outras substâncias que interfiram no processo de coagulação. Recomenda-se estudos mais aprofundados para automatizar a dosagem ou treinar os operadores para maior eficiência na aplicação do produto utilizado.

6 REFERÊNCIAS

- BRASIL. Ministério da Saúde. **Plano de Segurança da Água: Garantindo a qualidade e promovendo a saúde – Um olhar do SUS**. Brasília, DF: Ministério da Saúde, 2012. Disponível em: https://bvsms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/plano_seguranca_agua_qualidade_sus.pdf. Acesso em: 5 nov. 2022.
- CÂNDIDO, B. M.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; BATISTA, P. V. G. Erosão hídrica pós-plantio em florestas de eucalipto na bacia do rio Paraná, no leste do Mato Grosso do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 38, n. 5, p. 1565-1575, 2014.
- CHEN, J.; CHANG, H. Dynamics of wet-season turbidity in relation to precipitation, discharge, and land cover in three urbanizing watersheds, Oregon River. **Research and Applications**, Londres, n. 35, p. 892- 904, 2019.
- CRUZ, M. A. S.; GONÇALVES, A. D.; DE ARAGÃO, R. et al. Spatial and seasonal variability of the water quality characteristics of a river in Northeast Brazil. **Environmental Earth Sciences**, Berlim, v. 78, n. 68, p. 78-68, 2019.
- GARÇA. **Plano Municipal de Saneamento Básico e Gestão Integrada de Resíduos Sólidos**. Garça, SP, 2022. Disponível em: < https://drive.google.com/file/d/13ExVHrJKuUO4gKb-fpNbPMzQMN3-GTmm1/view?usp=share_link>. Acesso em: 30 nov. 2022.
- GOOGLE EARTH PRO. Garça, SP. Coordenadas 22 12'06.1"S 49 38'36.4"W. 2022. Disponível em: <https://bit.ly/3HnABel>. Acesso em: 5 nov. 2022.
- G RANSSON, G.; LARSON, M.; BENDZ, D. Variation in turbidity with precipitation and flow in a regulated river system – river G ta  lv, SW Sweden. **Hydrology and Earth System Sciences**, [S. l.], v. 17, p. 2529-2542, 2013.
- HAMILTON, J. L.; LUFFMAN, I. Precipitation, pathogens, and turbidity trends in the Little River, Tennessee. **Physical Geography**, v. 30, n. 3, p. 236-248, 2009.
- HAMMER, O.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. **Palaeontologia Electronica**, [S. l.], v. 4, n. 1, p. 1-9, 2001.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **IBGE Cidades**. Garça. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/garca/panorama>. Acesso em: 5 nov. 2022.
- INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS. **Relatório Técnico 166 386-205 SDE**. Preven o e controle dos processos erosivos na bacia hidrográfica do Córrego da Cascata, Garça, SP. São Paulo: IPT, 2022.
- OLIVEIRA, K. S. S.; QUARESMA, V. D. S. Temporal variability in the suspended sediment load and streamflow of the Doce River. **Journal of South American Earth Sciences**, Berlim, v. 78, p. 101-115, 2017.
- PORTAL DO DEPARTAMENTO DE  GUAS E ENERGIA ELÉTRICA. **Banco de dados hidrol gicos**: Posto pluviom trico D6-018. 2022. Disponível em: <http://www.hidrologia.daee.sp.gov.br/>. Acesso em: 5 nov. 2022.
- RODRIGUES, M. F. et al. Coarse and fine sediment sources in nested watersheds with eucalyptus forest. **Land Degradation and Development**, Londres, v. 29, n. 8, p. 2237-2253, 2018.
- VALENTE, M. L. et al. Quantification of sediment source contributions in two paired catchments of the Brazilian Pampa using conventional and alternative fingerprinting approaches. **Hydrological Processes**, Londres, v. 34, n. 13, p. 2965-2986, 2020.
- VON SPERLING, M. **Introdu o à qualidade das  guas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2018.

Análise bibliométrica das tendências de pesquisas sobre indicadores aplicados à gestão de resíduos sólidos urbanos no período de 2010 a 2021

Bibliometric analysis of research trends on indicators applied to urban solid waste management from 2010 to 2021


- **Data de entrada:** 12/03/2021
- **Data de aprovação:** 17/04/2023


Ana Cecília Novaes de Sá^{1*} | Claudia Coutinho Nóbrega¹ | Natanael Batista Pereira Alves² | Gracielle Ferreira de Souza¹ | Davi Lopes Viana Silva¹ | Rayanne Maria Galdino Silva¹ | Graziela Pinto de Freitas¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.020>

ORCID ID


Sá ACN  <https://orcid.org/0000-0002-4939-8844>


Nóbrega CC  <https://orcid.org/0000-0003-3459-185X>

Alves NBP  <https://orcid.org/0000-0002-9345-5535>

Souza GF  <https://orcid.org/0000-0001-6634-5018>

Silva DLV  <https://orcid.org/0000-0002-2683-7613>

Silva RMG  <https://orcid.org/0000-0001-8288-0934>

Freitas GP  <https://orcid.org/0000-0002-9447-3743>

Resumo

Esta revisão objetiva avaliar as tendências de pesquisa sobre os indicadores utilizados na análise de sistemas de gestão de resíduos sólidos municipais. Para tal, foram consultadas as bases de dados *Scopus* e *Web of Science*, no período de 2010 a 2021. Um total de 49 artigos foi selecionado para compor o portfólio bibliográfico deste texto, os quais foram examinados por meio do software VOSviewer e de uma análise detalhada de seus conteúdos. As estatísticas revelaram uma preocupação global com o tema, refletida pela diversidade de países que contribuíram cientificamente para a área. A dimensão ambiental destacou-se, apresentando o maior número de indicadores, sendo a métrica “geração de resíduos sólidos per capita” a mais adotada. Com base nessas análises, observou-se que o uso de indicadores tem atraído a atenção de pesquisadores mundialmente, uma vez que essas ferramentas têm fornecido uma visão abrangente do sistema de gestão, auxiliando os gestores na tomada de decisão.

Palavras-chave: Bibliometria. Análise sistemática. Gerenciamento de resíduos sólidos. Indicadores-chaves. VOSviewer.

Abstract

This review aims to assess research trends on indicators used in the analysis of municipal solid waste management systems. To this end, the Scopus and Web of Science databases were consulted, from 2010 to 2021. A total of 49 articles were selected to compose the bibliographic portfolio of this text, which were assessed by using the VOSviewer Software and a detailed analysis of their contents. The statistics revealed a global concern with the subject, reflected by the diversity of countries that contributed scientifically to the area. The environmental dimension stood out, presenting the largest number of indicators, with the metric “solid waste generation per capita” being the most adopted. Based on these analyses, we observed that the use of indicators has attracted the attention of researchers worldwide, since these tools have provided a comprehensive view of the management system, helping managers in decision making.

Keywords: Bibliometrics. Systematic analysis. Solid Waste Management. Key indicators. VOSviewer.

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

² Universidade Federal Rural de Pernambuco – Recife – Pernambuco – Brasil.

* **Autora correspondente:** ananovaes1@gmail.com

1 INTRODUÇÃO

O crescimento da geração de resíduos se tornou um desafio no atual cenário mundial, provocando impactos de ordem ambiental, econômica e social, especialmente no meio urbano, onde se encontra a maior parcela populacional. Estima-se que, em 2016, a população mundial gerou 2,01 bilhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos e esse número tende a crescer para 3,4 bilhões até 2050 (Kaza *et al.*, 2018).

Segundo Khan *et al.* (2022), a geração de resíduos é uma inevitável consequência da atividade humana, em que o manejo inadequado desses resíduos influencia negativamente tanto a saúde da população quanto o meio ambiente. Nesse cenário, a gestão de resíduos sólidos urbanos (GRSU) se torna um desafio para os gestores de diversos países, devido, sobretudo, ao rápido crescimento populacional, urbanização deficiente e crescimento econômico indesejável (Vongdala *et al.*, 2019).

A GRSU pode ser entendida como um conjunto de estratégias e técnicas que abrangem toda a rota tecnológica dos resíduos e que devem ser desenvolvidas para solucionar a problemática dos resíduos sólidos. Soltani *et al.*, (2015) afirmam que a GRSU adequada deve considerar a definição de metas para todos os estágios do gerenciamento dos resíduos e o planejamento estratégico de acordo com as particularidades do sistema. Ahmmed, Arif e Hossain (2020) relatam a importância de investigar a quantidade de resíduos sólidos gerados em um município para projetar sistemas de gerenciamento de resíduos eficientes.

Nesse contexto, para avaliar os fatores que influenciam a otimização do sistema, é importante conhecer as particularidades dele e considerar seus aspectos econômicos, sociais, ambientais, operacionais e legais (Bertanza; Ziliani; Menoni, 2018). Diante disso, os indicadores são exemplos de instrumentos poderosos na elucidação de questões negligenciadas, sendo caracterizados como ferramen-

tas de gestão, capazes de informar/apontar o comportamento do sistema e suas questões-chave, por meio da sintetização de uma variável individual ou agregada (Barros; Silveira, 2019). Além disso, os indicadores são mensuráveis no tempo e/ou espaço, podendo essa medida ser estabelecida de forma quantitativa ou por meio de escalas qualitativas (Asthleithner *et al.*, 2004).

O uso de indicadores para avaliar a GRSU remonta várias décadas, conforme Cervantes *et al.* (2018). Ainda de acordo com tais autores, os indicadores são úteis para avaliar e aprimorar o desempenho de sistemas de gestão de resíduos sólidos urbanos em diferentes perspectivas, como: detecção de problemas; avaliação de desempenho; comparação entre diferentes sistemas; realização de análises temporais; estabelecimento de valores de referência por meio de estudos de caso; apoio ao planejamento; e auxílio na tomada de decisões.

Nessa perspectiva, a problemática da GRSU evidencia a necessidade de estudos que investiguem a área com uma maior compreensão da dinâmica relativa às potencialidades do uso de indicadores para avaliação desses sistemas. Dessa forma, a bibliometria se apresenta como uma importante ferramenta para o estudo teórico do estado da arte. A mesma possibilita a comparação e quantificação das produções científicas de determinados campos de estudo, tendo como base o processo de análise de agregação de dados como ano de publicação, distribuição geográfica, títulos das publicações, periódicos, autores e citações (Sun; Grimes, 2016).

A bibliometria utiliza técnicas matemáticas e estatísticas para examinar as características dos domínios de conhecimento; nesse contexto, os estudos mais produtivos, os pesquisadores e as regiões nas quais o assunto analisado são mais presentes são revelados, e, com isso, orientam estudos futuros a respeito da temática, contribuindo para a seu melhor aprimoramento no campo acadêmico (Tsai *et al.*, 2020; Gülmez *et al.*, 2020). Assim, este estudo visa elaborar

uma revisão bibliométrica-sistemática, buscando abranger as produções científicas, em duas bases de pesquisa, que contemplam as questões relativas à utilização de indicadores para avaliação dos sistemas de gestão de resíduos sólidos municipais, no período temporal de 2010 a 2021.

2 METODOLOGIA

2.1 Portfólio bibliográfico

A contribuição científica para este artigo foi avaliada por meio do resgate de registros indexados nas bases de dados *Scopus* e *Web of Science* (WOS), no período temporal de 2010 a 2021. Para a consulta das produções acadêmicas no eixo temático “indicadores para avaliação de sistemas de gestão de resíduos sólidos municipais”, foram adotados nos títulos, resumos e palavras-chaves os seguintes indicadores de pesquisa e operadores booleanos: (“*indicators*” OR “*waste indicators*” OR “*wasteware indicators*” OR “*solid waste indicators*” OR “*waste management indicators*”) AND (“*waste management systems*” OR “*solid waste management systems*” OR “*municipal solid waste management*” OR “*urban solid waste management*”). Visando garantir a qualidade e padronização do estudo, foram aplicados filtros

relativos ao tipo de documento, que foi restrinvido à categoria artigo para destacar pesquisas indexadas e revisadas por pares, e desconsiderar obras de congressos, livros, notícias, entre outros. Além disso, os idiomas foram limitados ao inglês, ao espanhol e ao português.

A busca resultou em um total de 409 artigos, dos quais 248 estão indexados na base *Scopus* e 161 na WOS. Para definição da amostra, os documentos foram importados para o software Mendeley, com a finalidade de organizar e gerenciar os artigos para leitura, bem como eliminar duplicatas. O Mendeley é uma ferramenta valiosa para a produção científica, pois oferece uma ampla gama de funcionalidades, com destaque para o gerenciador de referências e a mídia social acadêmica, funcionalidades que subsidiam estudos métricos, como bibliometria e altimetria (Silva Filho; Vanz, 2020).

Com a importação dos documentos para o software, foi realizada a leitura dos títulos e dos resumos de cada artigo, sendo excluídos os estudos indisponíveis e divergentes do escopo da pesquisa. Concluída a triagem, 49 artigos foram preservados para compor o portfólio bibliográfico deste texto, conforme fluxograma ilustrado na Figura 1.

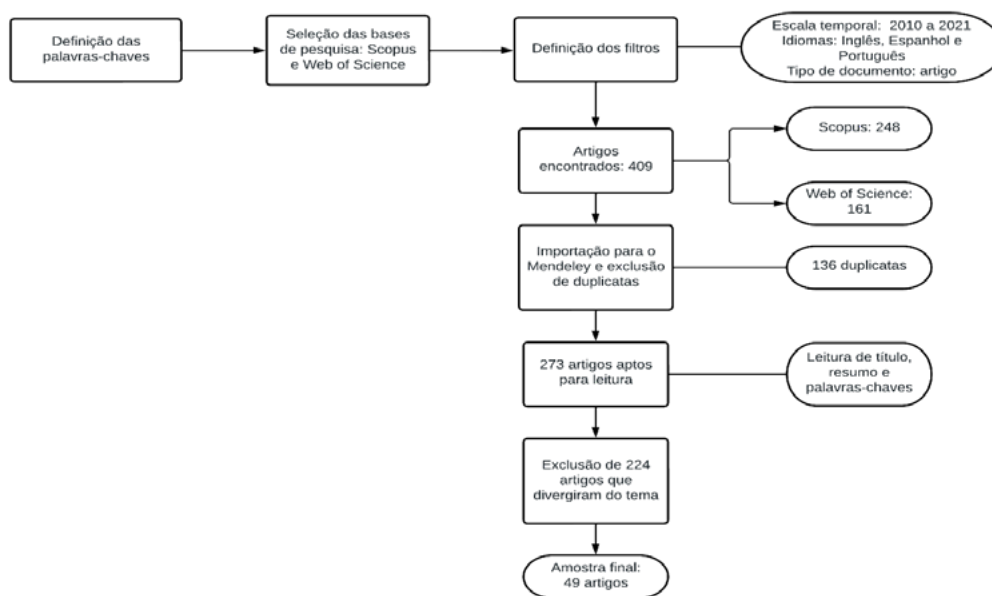


Figura 1 – Fluxograma metodológico para determinação do portfólio bibliográfico.

2.2 Análise bibliométrica e sistemática

A bibliometria é uma das formas de avaliar as nuances evolutivas de um tema ao longo do tempo, seja em períodos curtos seja em longos. Esse tipo de estudo auxilia na compreensão dos padrões de conhecimento, por meio da elaboração de informações sobre as principais publicações, os autores mais prolíferos e as universidades envolvidas na investigação do tema, além de oferecer um perfil histórico e as tendências atuais no campo de estudo analisado.

Esta análise bibliométrica foi realizada por meio de investigação sobre as produções científicas com maior impacto acadêmico, a distribuição dos artigos entre periódicos, a distribuição geográfica dos estudos, as citações e a rede de interação das copalavras. As copalavras apontam a relação entre os termos mais recorrentes nos artigos e a conexão entre os elementos, sendo utilizadas para revelar as tendências e evoluções da pesquisa (Yao; Zhang, 2018; Li *et al.*, 2021).

O processamento e a análise das informações quantitativas foram realizados no Microsoft Excel. Além disso, o software VOSviewer foi utilizado para o mapeamento do desenvolvimento científico, por meio da rede de interação das palavras-chave e do fornecimento de dados sobre os artigos científicos. OVOSviewer é um programa computacional desenvolvido por Van Eck e Waltman (2010), empregado na elaboração de mapas de redes bibliométricas, que é amplamente utilizado em estudos bibliométricos para ilustrar o panorama dos campos de estudo, identificando os *clusters* mais relevantes (Suárez-Gargallo; Zaragoza-Sáez, 2023).

A análise sistemática desempenha um papel essencial acadêmico, ao fornecer contexto e evidências sobre um tema, permitindo, por meio da leitura de artigos científicos, identificar os principais pontos aplicados, as metodologias frequentemente utilizadas, os resultados obtidos, bem como as pers-

pectivas futuras (Assis; Gonçalves, 2022) nessa área. Essa etapa envolve a leitura na íntegra dos artigos científicos e a seleção dos dados e informações relevantes, a fim de traçar um perfil abrangente dos principais aspectos do tema, abordando as pesquisas realizadas até o momento, as tendências emergentes e as lacunas a serem exploradas.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Tendência do número de publicações ao longo dos anos

Um total de 49 artigos sobre indicadores para avaliação da gestão de resíduos sólidos municipais foi identificado no intervalo temporal entre 2010 e 2021. A distribuição das publicações ao longo desse período é mostrada na Figura 2. Nota-se uma flutuação no número de publicações ao longo dos anos, sendo constatada uma lacuna na produção científica em 2010 e apenas uma publicação em 2011 (Passarini *et al.*, 2011), com um crescimento gradual e lento até 2014.

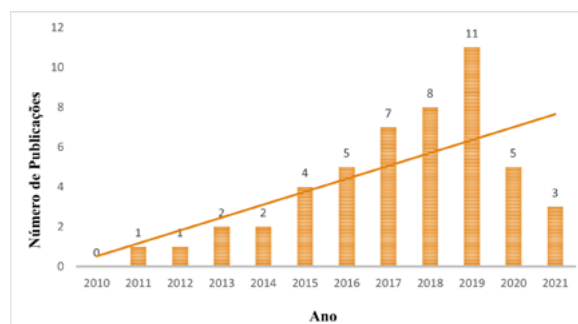


Figura 2 – Tendência das publicações no período temporal de 2010 a 2021.

A partir de 2015, houve um aumento substancial na quantidade de artigos produzidos, atingindo o pico em 2019, com 11 artigos, e posterior queda nos anos de 2020 e 2021. Uma hipótese para esse decréscimo do número de publicações é a pandemia da covid-19, que impactou o desenvolvimento das pesquisas acadêmicas mundialmente. De forma geral, os dados revelam que o número de

publicações sobre o tema ainda é bastante limitado, especialmente diante da notoriedade que a problemática dos resíduos sólidos tem recebido e da necessidade de técnicas de controle e de seu monitoramento.

3.2 Categoria dos periódicos

A análise dos periódicos nos quais as produções científicas estão indexadas é influente no processo de identificação e escolha de onde se deseja publicar, em que é levado em consideração a prevalência e a importância dada pela revista a determinado tema. Nesse caminho, algumas métricas são adotadas como critério de qualidade científica, como o *Journal Impact Factor* (JFI). O JFI é um indicador que fornece informações sobre a taxa de publicação e a taxa de citação de um periódico científico, calculadas a partir da divisão do número de citações do ano atual para artigos publicados num intervalo de dois anos anteriores à análise pela quantidade de escritos científicos publicados no periódico nesse mesmo período (Erivan *et al.*, 2020; Torres-Salinas, 2022).

Os artigos selecionados para este estudo foram publicados em 28 periódicos. Desse corpus, foram selecionadas as revistas com pelo menos três publicações sobre o tema, com sete atendendo a esse critério. O periódico *Waste Management & Research*

apresentou o maior número de artigos científicos publicados sobre o tema, perfazendo um total de oito trabalhos (16%). Essas pesquisas abordam a avaliação dos indicadores (Tot *et al.*, 2017) e também sua aplicação por meio de estudos de casos em países da África (Kabera; Wilson; Nishimwe, 2019; Oduro-Appiah *et al.*, 2017), da América do Sul (Ferronato *et al.*, 2018; Juca *et al.*, 2020), da Ásia Central (Sim *et al.*, 2013) e da Europa (Milutinovic *et al.*, 2016; Stanisavljevic *et al.*, 2015).

Seguindo a *Waste Management & Research*, as revistas *Engenharia Sanitária e Ambiental* e *Waste Management* apresentaram os maiores quantitativos de publicações – quatro cada. Esse resultado indica que os periódicos em questão podem ser uma escolha adequada para a publicação de pesquisas sobre indicadores de gestão de resíduos sólidos.

Em relação ao JFI, destacaram-se os periódicos *Journal of Cleaner Production* (11.072), *Waste Management* (8.816) e *Ecological Indicators* (6.263), com os maiores índices. De acordo com Li *et al.*, (2021), essa métrica não tem relação direta com as revistas de maior número de publicações, como pode ser observado com os periódicos *Journal of Cleaner Production* e *Waste Management*, que possuem alto JFI, mas apresentaram número de publicações inferior à *Waste Management & Research*.

Tabela 1 – Periódicos mais produtivos na área.

Periódico	Número de Publicações	Journal Impact Factor (JFI)
<i>Waste Management & Research</i>	8	4.432
<i>Engenharia Sanitária e Ambiental</i>	4	0.551
<i>Waste Management</i>	4	8.816
<i>Ecological Indicators</i>	3	6.263
<i>Journal of Cleaner Production</i>	3	11.072
<i>Journal of Material Cycles and Waste Management</i>	3	3.579
<i>Sustainability</i>	3	-

3.3 Distribuição geográfica das publicações

Identificar a contribuição de cada país para o tema é essencial, pois por meio desta é possível identificar as regiões que possuem maior interesse no assunto, assim como as nações que incentivam a elaboração de estudos para o desenvolvimento científico e tecnológico de certos campos científicos (Polat *et al.*, 2022).

Essas informações foram analisadas segundo a nacionalidade dos autores. Estatisticamente, 26 países contribuíram com pesquisas sobre o tema, conforme apontado na Figura 3. É possível observar o interesse mundial da comunidade científica no tema, sendo o Brasil (22%) o mais proeminente nesse campo de estudo, seguido da Índia (6%), Itália (6%), México (6%) e Rússia (6%).

O primeiro lugar na análise é ocupado pelo Brasil, o que não é surpreendente, já que a Política Nacional de Resíduos Sólidos, promulgada em 2010, estabelece que os indicadores façam parte do conteúdo mínimo dos Planos Municipais de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (Brasil, 2010).

Um grande número das pesquisas brasileiras se concentra na aplicação de indicadores de sustentabilidade para avaliar sistemas de GRSU municipais. Exemplo disso é o trabalho de Pereira, Curi e Curi (2018), no qual os autores desenvolveram um modelo para avaliar a GRSU – intitulado modelo de gestão dos resíduos sólidos urbanos sustentável (MGRSUS) – que foi estruturado com 46 indicadores distribuídos em quatro dimensões de sustentabilidade: ambiental, social, técnico-operacional e econômico-financeira. O modelo foi aplicado em municípios que compõem a região metropolitana de Campina Grande, identificando que os municípios de pequeno porte apresentam gestão ineficiente, principalmente no quesito disposição final.

Em outra pesquisa, Jucá, Barbosa e Sobral (2020) avaliaram quatro dimensões da sustentabilidade (ambiental, social, econômica e legal/institucional) da GRSU na região de Recife (PE), com base em 13 indicadores, revelando a necessidade de uma maior educação ambiental e ações conjuntas que envolvessem a população, o poder público e iniciativas privadas.

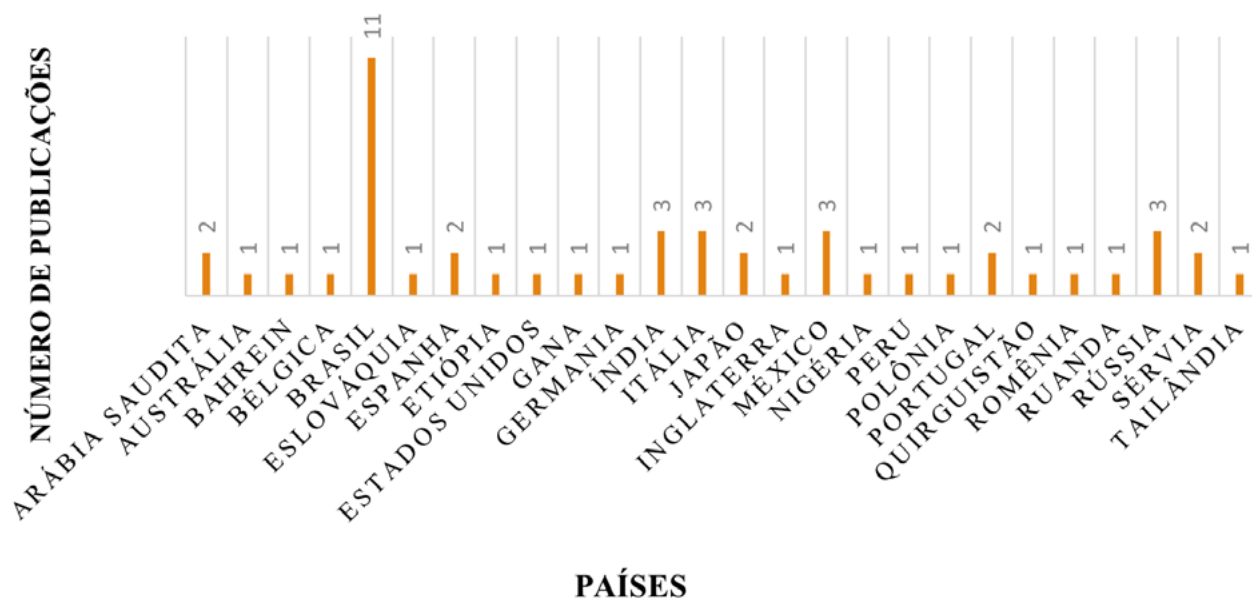


Figura 3 – Distribuição da contribuição científica por país.

3.4 Análise de citações

A análise das citações permite identificar as publicações mais prolíferas e influentes no campo de estudo. Dessa forma, o ranking dos cinco artigos mais citados encontra-se na Tabela 2. Os escritos de autoria de Wilson *et al.* (2015), Zaman (2014) e Passarini *et al.* (2011) foram os mais citados e, conseqüentemente, os com maior destaque, apresentando abordagens relevantes e tornando-se um indicativo de que essas pesquisas têm sido influentes.

Em relação ao conteúdo dos escritos mais citados, Wilson *et al.* (2015) sugeriram a utilização de indicadores de referência qualitativos e quantitativos para avaliar a gestão integrada de resíduos sustentáveis. Em sua pesquisa, os indicadores foram divididos em duas componentes: física e de governança. A componente física contemplava os indicadores quantitativos sobre

a coleta, a reciclagem e o descarte dos resíduos, enquanto a de governança abrangia indicadores qualitativos voltados para a inclusão do usuário e do provedor, sustentabilidade financeira e instituições sólidas e políticas proativas.

No estudo desenvolvido por Zaman (2014), o autor propôs um conjunto de 56 indicadores para avaliar sistemas de gestão de resíduos zero, os quais foram categorizados em sete dimensões: geoadministrativa, sociocultural, gestão, econômica, ambiental, organizacional e política. A gestão de resíduos zero diferencia-se do sistema de gestão tradicional, pois reconhece o desperdício como um recurso que pode ser reaproveitado e transformado na sua fase intermediária. Dessa forma, a proposta de Zaman fornece um conjunto abrangente de indicadores-chave que relaciona diversos eixos temáticos para medir o progresso e prever cenários de desenvolvimento eficazes.

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

Autores	Título	Número de citações
Wilson <i>et al.</i> (2015)	'Wasteaware' benchmark indicators for integrated sustainable waste management in cities	320
Zaman (2014)	Identification of key assessment indicators of the zero waste management systems	198
Rodrigues <i>et al.</i> (2018)	Developing criteria for performance assessment in municipal solid waste management	152
Passarini <i>et al.</i> (2011)	Indicators of waste management efficiency related to different territorial conditions	139
Greene e Tonjes (2014)	Quantitative assessments of municipal waste management systems: Using different indicators to compare and rank programs in New York State	135

Por sua vez, Passarini *et al.* (2011) avaliaram os indicadores de geração de resíduos e coleta seletiva para sistemas de gestão de resíduos em áreas com diferentes condições territoriais, como densidade populacional e altitude. A correlação dessas variáveis demonstrou que municípios com menores densidades populacionais podem apresentar resultados facilmente alcançáveis e satisfatórios no que tange ao sistema de gestão de resíduos. Além disso, os resultados apontaram um diagnóstico do cenário atual, por meio de inferên-

cias gerais, mostrando a importância da analogia do sistema de gestão com as características locais para a seleção das melhores alternativas.

A avaliação de sistemas de gestão de resíduos caracterizou-se como uma abordagem semelhante entre os artigos de maior relevância, sendo um aspecto de diferenciação a quantidade e o tipo de categoria dos indicadores. Essas metodologias têm apresentado aplicabilidade e resultados satisfatórios na avaliação da GRSU em diferentes cidades de

O *cluster* vermelho inclui os indicadores e revela a relevância dessas ferramentas na avaliação da GRSU e na orientação dos gestores no processo decisório, no planejamento de atividades e no aprimoramento do gerenciamento de resíduos. Izquierdo-Horna, Damazo e Yanayaco (2020) evidenciam a importância dos indicadores como ferramentas de apoio na otimização do processo de gestão, possibilitando a compreensão de pontos cruciais que permitem implantar planos de gerenciamento de resíduos de acordo com as necessidades locais.

Por sua vez, o *cluster* azul indica campos de pesquisa relacionados à gestão de resíduos sólidos, especialmente sobre a importância das avaliações de desempenho dos sistemas municipais de resíduos. Dentre os artigos, destaca-se o estudo realizado por Galicia, Paéz e Padilla (2019), que utilizou indicadores de referência para avaliar políticas e programas de GRSU na Cidade do México. As componentes avaliadas foram as físicas e as de governança, sendo possível constatar que o aspecto de governança apresentou maiores desafios, principalmente em relação ao marco legal regulatório, que atribui aos estados e municípios a responsabilidade da gestão dos resíduos, sem que

haja meios de controle e de apoio para verificar as regulamentações.

3.6 Análise sistemática

Os artigos aptos a integrar esta pesquisa foram sistematicamente revisados. Com isso, foi observado que esses estudos versam sobre proposição de indicadores (8 artigos), avaliação da estrutura dos indicadores (1 artigo) e aplicação dos indicadores sobre territórios (41 artigos). O elevado número de estudos de caso justifica-se pelo foco da pesquisa, que busca investigar os indicadores utilizados na análise de sistemas de gestão de resíduos sólidos a nível municipal.

Foram encontrados 949 indicadores e 64 componentes que categorizam essas ferramentas (Tabela 3). Alguns estudos agruparam os indicadores de acordo com os pilares da sustentabilidade: econômica, social e ambiental (Rodrigues *et al.*, 2018; Silva; Prietto; Korf, 2019); outros os agruparam de acordo com as etapas de gerenciamento de resíduos (coleta, tratamento e disposição final) (Elsaid; Aghezzaf, 2018); e alguns conforme parâmetros técnicos, operacionais, físicos e de governança (Wilson *et al.*, 2015; Olay-Romero *et al.*, 2020).

Tabela 3 – Resumo dos artigos científicos encontrados com respectivo número de indicadores e componentes avaliadas.

Autor (es)	Número de Indicadores	Componentes avaliadas
Santiago e Dias (2012)	42	política, tecnológica, econômica/financeira, ambiental/ecológica, conhecimento e inclusão social
Mendes <i>et al.</i> (2013)	24	recursos humanos, ambientais, financeiros, de infraestrutura e operacionais
Sim <i>et al.</i> (2013)	7	componentes físicos e estratégias de governança
Zaman (2014)	56	geoadministrativa, sociocultural, gestão, econômico, ambiental, organizacional e político
Parekh <i>et al.</i> (2015)	44	cobertura; transporte; disposição; reclamação do consumidor; custo unitário; resultado; segregação, recuperação e reciclagem; fatores ambientais
Veiga <i>et al.</i> (2016)	12	saúde
Moreira <i>et al.</i> (2017)	29	pressão, estado, impacto e resposta
Tot <i>et al.</i> (2017)	14	institucional-administrativa, econômica, tecnológica e social
Elsaid e Aghezzaf (2018)	27	geral; coleta e classificação; reciclagem; compostagem; recuperação de energia; aterro

continua...

Tabela 3 – Continuação...

Autor (es)	Número de Indicadores	Componentes avaliadas
Rodrigues <i>et al.</i> (2018)	32	econômica, social e ambiental
AlHumid <i>et al.</i> (2019)	61	serviço público e participação, pessoal, ativos físicos, operacional, ambiental, sustentabilidade, financeiro
Fratta, Toneli e Antonio (2019)	10	ambiental/ecológica; econômica; social; política/institucional; cultural; tecnológica
Ferreira <i>et al.</i> (2020)	10	operacional e políticas de reciclagem
Olay-Romero <i>et al.</i> (2020)	10	técnica
Cervantes, Sahagun e Cortázar (2021)	63	institucional; eficácia do governo; transparência e responsabilidade; criação de rede; participação; e controle da corrupção

Além disso, foi constatado que a quantidade de indicadores utilizados para avaliar a gestão de resíduos sólidos é variável, já que alguns estudos empregaram um número reduzido, como Sim *et al.* (2013) e Fratta, Toneli e Antonio. (2019), que adotaram sete e 10, respectivamente. Em contrapartida, Santiago e Dias (2012) e AlHumid *et al.* (2019) utilizaram um número abrangente de indicadores, 42 e 61 respectivamente. Dessa forma, infere-se que não há uma quantidade ideal de indicadores para avaliar esses sistemas, esse valor estando condicionado à diversos fatores como parâmetros avaliados, dimensões consideradas

e disponibilidade de dados confiáveis. Contudo, uma quantidade reduzida de indicadores pode não representar eficientemente todos os aspectos do sistema, e um grande número pode limitar a aplicação em função da necessidade de informações acessíveis e confiáveis (Greene; Tonjes, 2014; Santiago; Dias, 2012; Wilson *et al.*, 2015).

Os principais indicadores utilizados para avaliar a gestão de resíduos sólidos, conforme identificados nesta revisão, foram agrupados em diferentes dimensões: ambiental, econômica, social, operacional e técnica, conforme demonstrado na Tabela 4.

Tabela 4 – Indicadores-chave utilizados para avaliação da gestão de resíduos sólidos.

DIMENSÃO	INDICADOR	REFERÊNCIA
AMBIENTAL	Geração de resíduos sólidos per capita (t/hab./ano)	Pereira, Curi e Curi (2018); Santiago e Dias (2012); Silva, Prietto e Korf (2019); ElSaid (2018)
	Taxa de reciclagem (%)	Byamba <i>et al.</i> (2017); Galicia (2019); Rana; Ganguly; Gupta (2015)
	Cobertura de coleta dos resíduos sólidos urbanos (%)	Ferronato <i>et al.</i> (2018); Galicia, Paéz e Padilla (2019); Olay-Romero <i>et al.</i> (2019); Silva, Prietto e Korf (2019); Galicia, Páez e Padilla (2019)
ECONÔMICA	Despesas com gestão de resíduos (\$/ano)	Lahou (2019); Ferreira <i>et al.</i> (2020)
	Custo da disposição em aterro sanitário (R\$/hab./ano)	Silva, Prietto e Korf (2019); Lahou (2019); Mendes <i>et al.</i> (2013); AlHumid <i>et al.</i> (2019)
	Gasto com gerenciamento de resíduos per capita (R\$/hab./ano)	Mendes <i>et al.</i> (2013); Silva, Prietto e Korf (2019)

continua...

Tabela 4 – Continuação...

DIMENSÃO	INDICADOR	REFERÊNCIA
SOCIAL	Existência de organização formal de catadores	Jucá, Barbosa e Sobral (2020); Santiago e Dias (2012); Pereira e Fernandino (2019)
	Satisfação do usuário	Ibáñez-Forés <i>et al.</i> (2019); Rodrigues <i>et al.</i> (2018)
	Capacitação contínua dos agentes que atuam na limpeza pública	Pereira e Fernandino (2019); AlHumid <i>et al.</i> (2019); Fratta, Toneli e Antonio (2019)

Os indicadores encontrados são focados na análise de diferentes etapas da gestão de resíduos, abrangendo a coleta, o transporte, o tratamento e a disposição final deles. Esses indicadores levam em consideração, especialmente, os aspectos relacionados ao meio ambiente, à economia e à sociedade. A gestão de resíduos é uma questão que perpassa os domínios da sustentabilidade, tornando-se fundamental considerar suas vertentes sociais, ambientais e econômicas (Silva; Prietto; Korf, 2019; Taelman *et al.*, 2020).

Os indicadores da componente ambiental envolvem métricas capazes de avaliar os impactos dos resíduos sólidos no meio ambiente (Pereira; Curi; Curi, 2018). Essas métricas incluem a existência de coleta seletiva, o descarte de resíduos em locais adequados e a geração de resíduos *per capita* (Barros; Silveira, 2019; Jucá; Barbosa; Sobral, 2020). O indicador “geração de resíduos sólidos *per capita*” é universalmente uma das métricas mais adotadas em estudos dessa natureza (Elsaid; Aghezzaf, 2018; Pereira; Curi; Curi, 2018; Santiago; Dias, 2012; Silva; Prietto; Korf, 2019). Esse indicador mede a quantidade de resíduos produzidos por habitante em uma determinada região por dia ou ano, e apresenta a influência de fatores como crescimento populacional, progresso econômico e mudanças no estilo de vida e nos padrões de consumo (Adamović *et al.*, 2017).

Para Galicia, Paéz e Padilla (2019), o desenvolvimento econômico e populacional, resulta em um incremento na geração de resíduos, gerando

desafios para a gestão eficiente, principalmente em termos de coleta e tratamento. Para contornar essas dificuldades, os autores evidenciam a importância de expandir a cobertura da coleta de resíduos e reduzir o despejo ilegal.

A cobertura da coleta de resíduos é outra medida importante na gestão de resíduos sólidos, pois avalia a extensão de uma área geográfica atendida pelo serviço de coleta. Silva, Prietto e Korf (2019) utilizaram o referido indicador em três cidades do Rio Grande do Sul, no Brasil, e observaram que todas elas apresentaram taxa de cobertura de 100%, superando a média nacional de 90,80% para o ano de 2015. Galicia, Paéz e Padilla (2019) relataram que a taxa de cobertura na Cidade do México atingiu 82% em 2017, atribuindo esse valor à ausência de controle dos prestadores de serviços privados e das informações, o que dificulta a determinação precisa da quantidade de resíduos gerados.

Por sua vez, os indicadores econômicos fornecem informações sobre a situação econômico-financeira da gestão de resíduos (Zeng *et al.*, 2017), estando diretamente relacionados aos custos e as receitas. São exemplos disso os seguintes indicadores: receita arrecadada com os serviços de gestão, despesas com resíduos sólidos urbanos e autofinanciamento da gestão de resíduos sólidos urbanos (Silva; Prietto; Korf, 2019). A despesa com a gestão de resíduos (\$/ano), por exemplo, é um indicador que mensura os custos financeiros investidos na implementação e operação da

gestão, desde a coleta até a disposição final. Essas despesas possuem interferência de aspectos como complexidade do sistema, infraestrutura, abrangência das rotas tecnológicas e mão de obra. Em um estudo realizado por Mendes *et al.* (2013), foram avaliados os custos da gestão de resíduos em uma região turística que apresenta grandes variações sazonais. De acordo com os autores, os gastos com transporte e disposição final constituíram as principais despesas.

A dimensão social avalia as circunstâncias sociais dos indivíduos envolvidos na gestão de resíduos, sejam eles prestadores de serviços sejam usuários. Essas condições podem ser avaliadas por meio de indicadores como grau de satisfação no atendimento ao usuário, qualificação e treinamento dos profissionais envolvidos (Rodrigues *et al.*, 2018), além de educação e sensibilidade ambiental da população (Parekh *et al.*, 2015; Santiago; Dias, 2012).

O nível de educação ambiental de uma população reflete seu grau de conscientização, sensibilização e desenvolvimento de padrões sustentáveis (Pereira; Fernandino, 2019). Na gestão de resíduos, esse indicador reverbera em outros parâmetros, como redução da geração de resíduos, adesão populacional aos programas de coleta seletiva e eficiência na segregação dos resíduos. Ferronato *et al.* (2018) utilizaram esse indicador para avaliar as práticas adotadas em La Paz, na Bolívia, e constataram que lá existe uma carência de educação ambiental, além de baixas taxas de separação na fonte. De acordo com os autores, isso ocorre devido à pouca conscientização da população e à relutância em adotar tais práticas. No entanto, quando as pessoas recebem orientações sobre a reciclagem e são inclusas nas atividades dos programas de gestão, tendem a apresentar maior probabilidade de adesão às atividades.

Outro aspecto importante a ser considerado é a escala espacial em que essas pesquisas foram realizadas, ficando evidente que a produção cien-

tífica tem focado em escalas municipais, o que também é o escopo deste estudo. Exemplo disso é o trabalho de Misganaw e Tefera (2021), que desenvolveram e utilizaram indicadores da estrutura *Driver, Pressure, State, Impact, Response e Outcome* (DPSIRO) para avaliar o gerenciamento de resíduos sólidos de Bahir Dar (Etiópia), chegando à conclusão de que a região deve implantar estratégias de gerenciamento 3R para potencializar os benefícios econômicos ao mesmo tempo que minimiza os riscos ambientais e sociais.

No estudo desenvolvido por Barros e Silveira (2019), foi proposto um conjunto de 16 indicadores de sustentabilidade, juntamente com uma análise da aplicabilidade desses indicadores em três municípios da região metropolitana de Belo Horizonte (MG), no Brasil. Os resultados do estudo revelaram uma tendência predominantemente favorável à sustentabilidade nos municípios de Belo Horizonte (69%), Betim (63%) e Contagem (56%), superando as tendências desfavoráveis ou muito desfavoráveis. No entanto, foi observado que a gestão precisa expandir as iniciativas de gerenciamento de resíduos, incluindo sua recuperação, reciclagem e compostagem, além da promoção da inclusão de catadores de materiais recicláveis na prestação dos serviços formais de destinação dos resíduos sólidos.

Oduro-Appiah *et al.* (2017) selecionaram a cidade de Accra, na Gana, para avaliar o desempenho da gestão municipal de resíduos sob a ótica dos aspectos físicos e de governança. Foi constatado que a cidade apresentou um desempenho inferior em vários indicadores quando comparada a cidades de renda média-baixa e baixa. A taxa de cobertura da coleta, por exemplo, é de apenas 75%, valor abaixo das cidades de países de renda média-baixa, que têm uma média de 88%. Outro ponto observado é que a contribuição de prestadores de serviços formais para cobertura de coleta regrediu, enquanto a coleta informal cresceu consideravelmente.

Os autores pontuaram que esse cenário tem grande relação com o envolvimento das empresas privadas, que operam sem muita regulamentação, na gestão dos resíduos. A proposta para melhorar o desempenho do sistema reside em reconhecer, integrar e regulamentar o setor informal, bem como acompanhar essas informações por meio de plataforma que compile todos os processos de planejamento e implementação da gestão.

Em outro estudo, Cervantes, Sahagun e Cortázar (2021) propuseram um método, baseado em indicadores para avaliar a governança local de sistemas de gestão dos resíduos. Além disso, a metodologia foi testada em dois municípios mexicanos, Zapopan e San Pedro Tlaquepaque. Zapopan se sobressaiu, com um desempenho superior em quase todas as fases da gestão, exceto na área da coleta. Esses resultados podem estar diretamente relacionados ao fato de que a gestão é integralmente operada pelo setor público. Por outro lado, San Pedro Tlaquepaque apresentou resultados favoráveis em apenas dois indicadores, ambos derivados da gestão privada do serviço: benefícios relacionados ao salário e taxa média. Segundo os autores, San Pedro Tlaquepaque poderia reverter essa diferença ao aumentar o monitoramento e controle das empresas concessionárias.

Outras pesquisas foram desenvolvidas para avaliar os sistemas de gestão de resíduos sólidos municipais, como os estudos propostos por Greene e Tonjes (2014), em dez municípios do estado de Nova York, EUA; Byamba e Ishikawa (2017), na cidade de Ulaanbaatar, Mongólia; Fratta, Toneli e Antonio (2019), em três municípios brasileiros; e Stanisavljevic *et al.* (2015), em cinco municípios da Sérvia.

4 CONCLUSÃO

Esta revisão bibliométrica abordou as nuances evolutivas e a dinâmica da comunidade científica

sobre a utilização de indicadores para avaliação da gestão de resíduos sólidos urbanos. As estatísticas demonstraram uma preocupação a nível global com a temática abordada, refletida pela quantidade de países que contribuíram cientificamente com o campo da pesquisa. O Brasil foi o país com maior produtividade, seguido da Índia, Itália, México e Rússia.

Waste Management & Research foi o periódico com maior número de publicações, sendo uma das revistas de referência na publicação de escritos sobre resíduos sólidos. De acordo com a análise das palavras-chave, os termos gestão de resíduos, resíduos sólidos municipais, sustentabilidade e indicadores foram os mais recorrentes, indicando que os estudos mantiveram o foco na temática da utilização de indicadores para análise de sistemas de GRSU municipais.

A partir dessas análises, foi possível observar que a utilização de indicadores tem atraído a atenção de pesquisadores mundialmente, visto que essas ferramentas têm fornecido uma visão ampla do cenário do sistema de gestão, conduzindo os gestores no processo de tomada de decisão e alinhamento de ações. Em suma, os estudos atuais estão focados em avaliar o sistema como um todo, sem considerar os pormenores que podem influenciar no sucesso do gerenciamento, como a análise setorializada.

Dessa forma, sugere-se que estudos futuros se concentrem no desenvolvimento e aplicação de indicadores que considerem as particularidades locais, por meio da análise setorializada por bairros ou setores de coleta. Assim, este estudo pretende subsidiar a produção de novas pesquisas que versem sobre as lacunas ora identificadas, de modo a contribuir com a compreensão sobre indicadores de sustentabilidade na perspectiva da gestão de resíduos sólidos municipais entre a comunidade acadêmica e os gestores públicos.

5 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Sá ACN, Nóbrega CC; **Metodologia:** Sá ACN, Nóbrega CC; **Investigação:** Sá ACN, Nóbrega CC, Alves NBP, Souza GF, Silva DLV, Silva RMG, Freitas GP; **Redação:** Sá ACN, SILVA DLV; **Redação – Revisão & Edição:** Sá ACN, Nóbrega CC, Souza GF; **Supervisão:** Nóbrega CC.

6 REFERÊNCIAS

ADAMOVIĆ, V. M. *et al.* Prediction of municipal solid waste generation using artificial neural network approach enhanced by structural break analysis. **Environmental Science and Pollution Research**, Heidelberg, v. 24, p. 299-311, 2017. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7767-x>

AHMED, S.; ARIF, F.; HOSSAIN, M. Prediction of solid waste generation and finding the sustainable pathways in the city of Dhaka. **Management of Environmental**, Leeds, v. 31, n. 6, p. 1587-1601, 2020. <https://doi.org/10.1108/MEQ-10-2019-0214>

ALHUMID, H. A. *et al.* Performance indicators for municipal solid waste management systems in Saudi Arabia: selection and ranking using fuzzy AHP and PROMETHEE II. **Arabian Journal of Geosciences**, Londres, v. 12, n. 491, p. 3-23 2019. <https://doi.org/10.1007/s12517-019-4645-0>

ASSIS, T. I.; GONÇALVES, R. F. Valorization of food waste by anaerobic digestion: a bibliometric and systematic review focusing on optimization. **Journal of Environmental Management**, Londres, v. 320, p. 1-15, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115763>

ASTLEITHNER, F. *et al.* Institutions and indicators – The discourse about indicators in the context of sustainability. **Journal of Housing and the Built Environment**, Dordrecht, v. 19, p. 7-24, 2004. <https://doi.org/10.1023/B:JOHO.0000017704.49593.00>

BARROS, R. T. de V.; SILVEIRA, A. V. F. Uso de indicadores de sustentabilidade para avaliação da gestão de resíduos sólidos urbanos na região metropolitana de Belo Horizonte. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 24, n. 2, p. 411-423, 2019. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522019177499>

BERTANZA, G.; ZILIANI, E.; MENONI, L. Techno-economic performance indicators of municipal solid waste collection strategies. **Waste Management**, Amsterdã, v. 74, p. 86-97, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.01.009>

BRASIL. Lei n. 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei n. 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 2 ago. 2010. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm. Acesso em: 17 jan. 2024.

BURKI, M. A. K.; BURKI, U.; NAJAM, U. Environmental degradation and poverty: a bibliometric review. **Regional**

Sustainability, Amsterdam, v. 2, n. 4, p. 324-336, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.regsus.2022.01.001>

BYAMBA, B.; ISHIKAWA, M. Municipal solid waste management in Ulaanbaatar, Mongolia: systems analysis. **Sustainability**, Basileia, v. 9, n. 6, p. 1-21, 2017. <https://doi.org/10.3390/su9060896>

CERVANTES, D. E. T. *et al.* Using indicators as a tool to evaluate municipal solid waste management: a critical review. **Waste Management**, Nova York, v. 80, p. 51-63, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.08.046>

CERVANTES, D. E. T.; SAHAGÚN, B. A. V.; CORTÁZAR, A. L. G. Towards flexible evaluation schemes in areas with lacking information: a case of waste governance in Mexico. **International Review of Administrative Sciences**, v. 88, n. 4, p. 1228-1249, 2021. <https://doi.org/10.1177/00208523211017970>

ELSAID, S.; AGHEZZAF, E. A progress indicator-based assessment guide for integrated municipal solid-waste management systems. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, Tóquio, v. 20, p. 850-863, 2018. <https://doi.org/10.1007/s10163-017-0647-8>

ERIVAN, R. *et al.* Bibliometric analysis of case report citations and their effect on the impact factor: how does publishing case reports impact journals? **Orthopaedics & Traumatology, surgery & research**, Issy-les-Moulineaux, v. 106, n. 8, p. 1463-1467, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.otsr.2020.05.016>

FERREIRA, D. C. *et al.* Economic inefficiency levels of urban solid waste management services in Portugal. **Sustainability**, Basileia, v. 12, n. 10, p. 1-29, 2020. <https://doi.org/10.3390/su12104170>

FERRONATO, N. *et al.* The municipal solid waste management of La Paz (Bolivia): challenges and opportunities for a sustainable development. **Waste Management & Research**, Londres, v. 36, n. 3, p. 288-299, 2018. <https://doi.org/10.1177/0734242X18755893>

FRATTA, K. D. da S. A.; TONELI, J. T. de C. L.; ANTONIO, G. C. Diagnosis of the management of solid urban waste of the municipalities of ABC Paulista of Brasil through the application of sustainability indicators. **Waste Management**, Nova York, v. 5, p. 11-17, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.12.001>

GALICIA, F. G.; PAÉZ, A. L. C.; PADILLA, R. T. A study and factor identification of municipal solid waste management in Mexico City. **Sustainability**, Basileia, v. 11, n. 22, p. 1-41, 2019. <https://doi.org/10.3390/su11226305>

GREENE, K. L.; TONJES, D. J. Quantitative assessments of municipal waste management systems: using different indicators to compare and rank programs in New York State. **Waste Management**, Nova York, v. 34, n. 4, p. 825-836, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.12.020>

- GÜLMEZ, M.; OĞUZ, S.; YALÇINTAŞ, D. Bibliometric analysis of publications in the field of social innovation using visual mapping method. *Suleyman Demirel University Vision Journal*. v. 11, p. 90-101, 2020. <https://doi.org/10.21076/vizyoner.727490>
- HU, X. *et al.* Mapping the research on desulfurization wastewater: insights from a bibliometric review (1991-2021). *Chemosphere*, Oxford, v. 314, p. 1-16, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.137678>
- IBÁÑEZ-FORÉS, V. *et al.* Assessing the social performance of municipal solid waste management systems in developing countries: proposal of indicators and a case study. *Ecological Indicators*, Nova York, v. 98, p. 164-178, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.10.031>
- IZQUIERDO-HORNA, L.; DAMAZO, M.; YANAYACO, D. Proposal for social indicators to improve municipal solid waste management: a Peruvian case study. *WIT Transactions on Ecology and the Environment*, Southampton, v. 247, p. 57-67, 2020. <https://doi.org/10.2495/WM200061>
- JUCÁ, J. F. T.; BARBOSA, K. R. M.; SOBRAL, M. C. Sustainability indicators for municipal solid waste management: a case study of the Recife Metropolitan Region, Brazil. *Waste Management & Research*, Londres, v. 38, n. 12, p. 1450-1454, 2020. <https://doi.org/10.1177/0734242X20941088>
- KABERA, T.; WILSON, D. C.; NISHIMWE, H. Benchmarking performance of solid waste management and recycling systems in East Africa: comparing Kigali Rwanda with other major cities. *Waste Management & Research*, Londres, v. 37, n. suppl.1, p.58-72, 2019. <https://doi.org/10.1177/0734242X18819752>
- KAZA, S. *et al.* (Org.). **What a waste 2.0**: a global snapshot of solid waste management to 2050. Washington, DC: World Bank, 2018.
- KHAN, S. *et al.* Technologies for municipal solid waste management: current status, challenges, and future perspectives. *Chemosphere*, Oxford, v. 288, pt. 1, p. 1-12, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132403>
- LI, X. *et al.* Systematic and bibliographic review of sustainability indicators for contaminated site remediation: comparison between China and western nations. *Environmental Research*, Nova York, v. 200, p. 1-15, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111490>
- MENDES, P. *et al.* Evaluating municipal solid waste management performance in regions with strong seasonal variability. *Ecological Indicators*, Nova York, v. 30, p. 170-177, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.02.017>
- MILUTINOVIC, B. *et al.* Sustainability assessment and comparison of waste management systems: the cities of Sofia and Niš case studies. *Waste Management & Research*, Londres, v. 34, n. 9, p.896-904, 2016. <https://doi.org/10.1177/0734242X16654755>
- MISGANAW, A.; TEFFERA, B. Development of DPSIRO framework indicators for municipal solid waste management: a case of Bahir Dar city, Ethiopia. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, Tóquio, v. 23, p. 2101-2111, 2021. <https://doi.org/10.1007/s10163-021-01266-9>
- MOREIRA, R. da S. *et al.* Sustentabilidade Socioambiental no gerenciamento de resíduos sólidos urbanos: estudo de caso com aplicação do modelo Pressão-Estado-Impacto-Resposta. *Espacios*, Caracas, v. 38, n. 58, p. 5, 2017. Disponível em: <https://www.revistaespacios.com/a17v38n58/17385805.html>. Acesso em: 16 jan. 2024.
- ODURO-APPIAH, K. *et al.* Assessment of the municipal solid waste management system in Accra, Ghana: a 'Wasteaware' benchmark indicator approach. *Waste Management & Research*, Londres, v. 35, n. 11, p. 1149-1158, 2017. <https://doi.org/10.1177/0734242X17727066>
- OLAY-ROMERO, E. *et al.* Technical indicators to improve municipal solid waste management in developing countries: a case in Mexico. *Waste Management*, Nova York, v. 107, p. 201-210, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.03.039>
- PAREKH, H. *et al.* Identification and assigning weight of indicator influencing performance of municipal solid waste management using AHP. *KSCE Journal of Civil Engineering*, Seul, v. 19, p. 1-10, 2015. <https://doi.org/10.1007/s12205-014-2356-3>
- PASSARINI, F. *et al.* Indicators of waste management efficiency related to different territorial conditions. *Waste Management*, Nova York, v. 31, n. 4, p. 785-792, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.11.021>
- PEREIRA, S. S.; CURTI, R. C.; CURTI, W. F. Use of indicators in urban solid waste management: a methodological proposal of construction and analysis for cities and regions: application of the model. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, v. 23, n. 3, p. 485-498, 2018. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522018163505>
- PEREIRA, T. de S.; FERNANDINO, G. Evaluation of solid waste management sustainability of a coastal municipality from northeastern Brazil. *Ocean & Coastal Management*, Barking, v. 179, p. 1-11, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2019.104839>
- POLAT, Z. A. *et al.* Global scientific production on LADM-based research: a bibliometric analysis from 2012 to 2020. *Land Use Policy*, Londres, v. 112, p. 1-9, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105847>
- RANA, R.; GANGULY, R.; GUPTA, A. K. An assessment of solid waste management system in Chandigarh City, India. *Electronic Journal of Geotechnical Engineering*, Nova York, v. 20, n. 6, p. 1547-1572, 2015. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/276275442_An_Assessment_of_Solid_Waste_Management_System_in_Chandigarh_City_India. Acesso em: 16 jan. 2024.

- RODRIGUES, A. P. *et al.* Developing criteria for performance assessment in municipal solid waste management. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 186, p. 748-757, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.03.067>
- SANTIAGO, L. S.; DIAS, S. M. F. Matrix of sustainability indicators for the urban solid waste management. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 17, n. 2, p. 203-212, 2012. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522012000200010>
- SILVA FILHO, R. da C.; VANZ, S. A. de S. Análise da produção científica da enfermagem e seus leitores no Mendeley. **Revista Ibero-Americana de Ciência da Informação**, Brasília, DF, v. 14, n. 1, p. 215-237, 2020. <https://doi.org/10.26512/rici.v14.n1.2021.31979>
- SILVA, L. da; PRIETTO, P. D. M.; KORF, E. P. Sustainability indicators for urban solid waste management in large and medium-sized worldwide cities. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 237, p. 1-10, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.117802>
- SIM, N. M. *et al.* Waste management and recycling in the former Soviet Union: the city of Bishkek, Kyrgyz Republic (Kyrgyzstan). **Waste Management & Research**, Londres, v. 31, n. suppl.10, p. 106-125, 2013. <https://doi.org/10.1177/0734242X13499813>
- SOLTANI, A. *et al.* Multiple stakeholders in multi-criteria decision-making in the context of municipal solid waste management: a review. **Waste Management**, Amsterdã, v. 35, p. 318-328, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.09.010>
- STANISAVLJEVIC, N. *et al.* Application of MFA as a decision support tool for waste management in small municipalities – case study of Serbia. **Waste Management & Research**, Londres, v. 33, n. 6, p. 550-560, 2015. <https://doi.org/10.1177/0734242X15587735>
- SUÁREZ-GARGALLO, C.; ZARAGOZA-SÁEZ, P. A comprehensive bibliometric study of the balanced scorecard. **Evaluation and Program Planning**, Oxford, v. 97, p. 1-14, 2023. <https://doi-org.ez15.periodicos.capes.gov.br/10.1016/j.evalprogplan.2023.102256>
- SUN, Y.; GRIMES, S. The emerging dynamic structure of national innovation studies: a bibliometric analysis. **Scientometrics**, Amsterdam, v. 106, p. 17-40, 2016. <https://doi.org/10.1007/s11192-015-1778-0>
- TAELMAN, S. *et al.* An operational framework for sustainability assessment including local to global impacts: focus on waste management systems. **Resources, Conservation and Recycling**, Amsterdam, v. 162, p. 1-11, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104964>
- TORRES-SALINAS, D.; VALDERRAMA-BACA, P.; ARROYO-MACHADO, W. Is there a need for a new journal metric? Correlations between JCR Impact Factor metrics and the Journal Citation Indicator–JCI. **Journal of Informetrics**, Amsterdam, v. 16, n. 3, p. 1-11, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.joi.2022.101315>
- TOT, B. *et al.* Group assessment of key indicators of sustainable waste management in developing countries. **Waste Management & Research**, Londres, v. 35, n. 9, p. 913-922, 2017. <https://doi.org/10.1177/0734242X17709911>
- TSAI, F. M. *et al.* Municipal solid waste management in a circular economy: a data-driven bibliometric analysis. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 275, p. 1-17, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124132>
- VAN ECK, N. J.; WALTMAN, L. Software survey: VOSviewer, a computer program for bibliometric mapping. **Scientometrics**, Amsterdam, v. 84, n. 2, p. 523-538, 2010. <https://doi.org/10.1007/s11192-009-0146-3>
- VEIGA, T. B. *et al.* Building sustainability indicators in the health dimension for solid waste management. **Revista Latino-Americana de Enfermagem**, Ribeirão Preto, v. 24, p. 1-8, 2016. <https://doi.org/10.1590/1518-8345.0635.2732>
- VONGDALA, N. *et al.* Heavy metal accumulation in water, soil, and plants of municipal solid waste landfill in Vientiane, Laos. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, Basileia, v. 16, n. 1, p. 22, 2019. <https://doi.org/10.3390/ijerph16010022>
- WILSON, D. C. *et al.* ‘Wasteaware’ benchmark indicators for integrated sustainable waste management in cities. **Waste Management**, Nova York, v. 35, p. 329-342, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.10.006>
- YAO, H.; ZHANG, C. A bibliometric study of China’s resource recycling industry policies: 1978-2016. **Resources, Conservation and Recycling**, Amsterdam, v. 134, p. 80-90, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.03.008>
- ZAMAN, A. U. Identification of key assessment indicators of the zero waste management systems. **Ecological Indicators**, Nova York, v. 36, p. 682-693, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.09.024>
- ZENG, B. *et al.* The case of Brazil’s municipal solid waste management: residents’ perceptions. **The International Journal of Environmental Sustainability**, [S. l.], v. 13, n. 3, p. 1-14, 2017. <https://doi.org/10.18848/2325-1077/CGP/v13i03/1-14>

Indicadores de desempenho como instrumento de gestão de lodo de estações de tratamento de esgoto


Performance indicators as an instrument for the management of sludge from sewage treatment plants


- **Data de entrada:** 13/03/2023
- **Data de aprovação:** 26/04/2023

Caroline Gandolphi^{1*} | Cali Laguna Achon¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.021>

ORCID ID

Gandolphi C  <https://orcid.org/0009-0003-7747-2508>

Achon CL  <https://orcid.org/0000-0001-5819-8089>

Resumo

O lodo gerado nas estações de tratamento de esgoto (ETE), se manejado de forma integrada ao sistema, é um resíduo sólido com elevado potencial de reaproveitamento. Os indicadores de desempenho (ID) são importantes instrumentos para avaliar a gestão desse resíduo, pois possibilitam averiguar o processo de melhoria do tratamento ao longo do tempo e comparar prestadores. Esta pesquisa tem a finalidade de analisar o uso de ID como instrumento de gestão do lodo de esgoto, por meio do levantamento de indicadores disponíveis em literatura e da elaboração de um conjunto de ID pertinentes ao tema. Foi realizada a aplicação desses indicadores em ETE selecionadas e foi constatado que um número elevado de dados, referentes ao lodo, não são mensurados. Considerando o diagnóstico obtido, foi proposto um conjunto de indicadores estratégicos, aplicáveis a partir de uma quantidade reduzida de informações, que abordam os principais aspectos referentes ao manejo do lodo.

Palavras-chave: Lodo de esgoto. Indicadores de desempenho. Esgotamento sanitário. Gestão.

Abstract

The sludge generated in the sewage treatment stations (ETE) is a solid sewage residue with high potential for reuse, if managed in an integrated way to the system. The performance indicators (PI) are important tool to evaluate the management of this waste, since they allow to investigate the improvement process of the treatment over time and compare providers. This research aims to analyze the use of PI as a sewage sludge management tool, with a survey of indicators available in the literature and the elaboration of a set of PI pertinent to the theme. These indicators were applied in selected ETEs, and it showed that a large number of data referring to the sludge are not measured. Considering the diagnosis obtained, a set of strategic indicators was proposed, applicable from a reduced amount of information, which address the main aspects related to sludge management.

Keywords: Sewage sludge. Performance indicators. Sanitary sewage. Management.

¹ Universidade Federal de São Carlos – São Carlos – São Paulo – Brasil.

* **Autora correspondente:** carolgandolphi@gmail.com

1 INTRODUÇÃO

O sistema de esgotamento sanitário (SES) é composto pelas atividades, infraestruturas e instalações operacionais de coleta, transporte, tratamento e disposição adequados dos esgotos sanitários, desde as ligações prediais até o seu lançamento final no meio ambiente ou sua recuperação para reúso (Brasil, 2007).

É na etapa de tratamento que ocorre a redução do potencial poluidor do esgoto bruto para posterior destinação final, que pode ser o reúso ou o descarte dos efluentes, de acordo com o sistema de tratamento utilizado e os parâmetros finais dos resíduos.

A eficiência do SES depende da perspectiva de sua operação de forma integrada e holística, abrangendo todas as etapas que o compõe e focando cada vez mais na recuperação de água, energia e nutrientes. A necessidade da gestão integrada do sistema é defendida por diversos autores, que destacam como o desempenho de todo o sistema de esgoto pode impactar significativamente o desempenho das estações de tratamento de esgoto (ETEs) (Collivignarelli *et al.*, 2021).

Todas as etapas constituintes do tratamento do esgoto sanitário contribuem com a geração de resíduos, que podem ser sólidos ou gasosos, além do efluente líquido resultante do tratamento. Esses resíduos precisam ser removidos para garantir a eficiência dos sistemas e então destinados, tratados e reutilizados ou dispostos adequadamente, a fim de evitar impactos ambientais.

Os resíduos sólidos gerados nas ETEs – os rejeitos do tratamento preliminar e o lodo gerado nas demais etapas – são uma parcela comumente negligenciada, provenientes das diversas etapas do tratamento (Achon; Cordeiro, 2016). O lodo corresponde a cerca de 3% do volume de esgoto tratado, dependendo da tecnologia e forma de remoção, e se apresenta em consistência semissólida, constituído de aproximadamente

98% de umidade. Sua fração sólida é composta por concentrações de matéria orgânica, fósforo, nitrogênio e metais pesados (Silva; Achon, 2019).

Por se tratar de resíduo sólido, o lodo de esgoto deve atender ao disposto na Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída por meio da Lei n. 12.305, de 2 de agosto de 2010, que determina que os resíduos devem receber destinação ambientalmente adequada, priorizando sua reutilização, e apenas os rejeitos devem ser encaminhados para disposição final em aterros (Brasil, 2010). Para a obtenção de um material próprio para reúso, é necessário que o resíduo passe por tratamento. O processamento do lodo gerado na ETE (LETE) objetiva a redução do seu percentual de umidade e sua estabilização, reduzindo assim o volume de lodo e facilitando seu manuseio e transporte, assim como a preparação do resíduo para reutilização (Silva; Achon, 2019).

Diante da necessidade de sistemas de tratamento de esgoto que atendam às prescrições da legislação pertinente e englobem o processamento do LETE como parte integrante do sistema de esgotamento sanitário, surge a necessidade de avaliar a eficiência da gestão do lodo e a real situação desses sistemas, objetivando melhorias contínuas, conforme propõe a norma NBR ISO 24511 (Associação Brasileira de Normas Técnicas, 2012).

A norma NBR ISO 24511 (ABNT, 2012) foi elaborada com o objetivo de fornecer aos prestadores dos serviços de saneamento diretrizes para avaliar e aprimorar os serviços prestados, assim como sua gestão. A norma propõe uma metodologia para avaliação e proposição de melhorias dos sistemas de esgotamento sanitário, recomendando o uso de indicadores de desempenho como ferramenta essencial.

Os indicadores de desempenho (ID) são um importante instrumento de gestão, que pode ser usado para avaliação dos serviços de esgoto prestados. Com o uso de ID, é possível reduzir a assimetria de

informações, incrementar transparência às ações dos prestadores e avaliar objetiva e sistematicamente a prestação dos serviços, considerando o processo de melhoria ao longo do tempo e visando comparar prestadores e identificar as melhores práticas (Barros, 2013).

De acordo com a NBR ISO 24511 (ABNT, 2012), os indicadores de desempenho são tipicamente apresentados como relações entre variáveis, que podem ser proporcionais – expressas em porcentagem (%) – ou não proporcionais – manifestadas por meio de variáveis com unidades distintas ($\$/m^3$). Essas relações estabelecidas pelos ID se mostram competentes para comparar diferentes parâmetros dos sistemas de esgoto, podendo elucidar possíveis discrepâncias ou boas práticas desenvolvidas, conforme pesquisa realizada por Dorsa, Pereira e Magalhães Filho (2019).

Dessa forma, a necessidade de aprimorar os processos de manejo do lodo de esgoto pode ser suprida por meio do uso de indicadores de desempenho como uma ferramenta de gestão em concordância com as recomendações normativas.

2 OBJETIVOS

O objetivo desta pesquisa é analisar o uso de indicadores de desempenho como instrumento de gestão do lodo gerado em estações de tratamento de esgoto, por meio da avaliação da aplicação de um conjunto de indicadores de desempenho em ETEs no estado de São Paulo.

3 METODOLOGIA

Esta pesquisa foi desenvolvida por meio de quatro etapas, tendo início com pesquisa bibliográfica para levantamento de indicadores de desempenho disponíveis em literatura, seguindo com a definição da área de abrangência da pesquisa para posterior coleta de dados e aplicação dos indicadores, e concluindo com a análise da aplicabilidade dos indicadores de desempenho.

3.1 Etapa 1 – Pesquisa bibliográfica e levantamento de indicadores de desempenho aplicáveis ao lodo de esgoto

Inicialmente, foi realizada pesquisa bibliográfica para embasamento teórico a respeito do uso de indicadores de desempenho como instrumento de gestão e do contexto da gestão do lodo de esgoto no Brasil. Posteriormente, foram selecionadas, a partir de publicações nacionais e internacionais, fontes de indicadores de desempenho aplicáveis para a gestão dos serviços de esgoto.

O levantamento dos indicadores de desempenho aplicáveis ao manejo do lodo de esgoto constituiu na busca em fontes de acesso público pelo tema e na busca de referências de publicações científicas relevantes, resultando na identificação de fontes nacionais e internacionais com publicações significativas contendo seleções de indicadores de desempenho.

Foram identificadas sete fontes de indicadores de desempenho, sendo quatro entidades internacionais e três nacionais. As fontes de indicadores de desempenho internacionais foram a International Water Association (IWA) (Matos *et al.*, 2004), o Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC) de Portugal (Quadros *et al.*, 2010; Rosa *et al.*, 2010; Silva *et al.*, 2012; Silva; Matos; Rosa, 2016), a Entidade Reguladora dos Serviços de Água e Resíduos (Ersar) de Portugal (2021) e a Associação de Entes Reguladores de Água e Saneamento das Américas (ADERASA) (Sunass, 2021), identificadas respectivamente como FI1, FI2, FI3 e FI4. As fontes nacionais foram o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) (2020), a Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (Abes) (2022) e a Associação Brasileira de Agências de Regulação (Abar) (Galvão Júnior; Silva, 2006), representadas respectivamente pelos identificadores FN1, FN2 e FN3.

Essas entidades desenvolveram conjuntos de indicadores de desempenho inerentes aos serviços de

esgotamento sanitário, direcionados para diferentes objetivos e prioridades. Para o desenvolvimento desta pesquisa, esses conjuntos foram tabelados, e, a partir dessa estruturação, foram identificados os indicadores que contemplam a gestão do lodo gerado no tratamento.

Os indicadores aplicáveis para a gestão do lodo foram analisados considerando suas fontes e o parâmetro abordado, sendo reconhecidas as semelhanças entre eles e o total de parâmetros abordados. Após essa análise, os indicadores foram compilados, adaptados e complementados para a obtenção de um conjunto de ID que possa ser aplicado às ETEs selecionadas, considerando a variação de porte e de tecnologias de tratamento empregadas nelas.

3.2 Etapa 2 – Definição da área de abrangência da pesquisa

Em paralelo à elaboração do conjunto de indicadores de desempenho, foi determinada a área de abrangência desta pesquisa, na qual se localizam as ETEs que integraram a etapa de aplicação.

A área para aplicação dos indicadores de desempenho foi delimitada pela área da Unidade Hidrográfica de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI) 15 – Turvo/ Grande. Nesse contexto, foram definidos dez municípios com população acima de dez mil habitantes e com faixas populacionais variadas, de modo que a aplicação dos ID incluísse estações de tratamento de esgoto de diferentes portes.

3.3 Etapa 3 – Coleta de dados nas ETEs selecionadas e aplicação dos ID

Com base no conjunto de ID definido, foram identificados os dados requeridos para sua aplicação, isto é, as variáveis de entrada necessárias para cada indicador. Como ferramenta para obtenção dos dados, foi elaborado um formulário de coleta de dados, aplicado aos gestores das estações de tratamento de esgoto selecionadas para esta pesquisa.

Após a obtenção dos dados, estes foram organizados e compilados em planilhas digitais, possibilitando a aplicação dos indicadores e a comparação de informações, como ferramenta de avaliação da gestão do lodo de esgoto.

3.4 Etapa 4 – Análise da aplicabilidade dos indicadores de desempenho

A partir dos resultados obtidos pela aplicação dos indicadores, foi avaliada a funcionalidade do conjunto de indicadores elaborado para aplicação em ETEs brasileiras, considerando a disponibilidade de dados por parte dos administradores, a compatibilidade entre unidades de medida e a concordância entre as informações exigidas pelos indicadores e os métodos de tratamento aplicados.

Desse modo, foi possível avaliar a funcionalidade da aplicação do conjunto de indicadores elaborado como ferramenta para gestão do lodo de esgoto, assim como avaliar e comparar a gestão do lodo entre as ETEs pesquisadas, evidenciando as diferenças entre os processos e práticas adotadas.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Seleção dos indicadores de desempenho aplicáveis para gestão do lodo de esgoto

Dentre todas as fontes pesquisadas, foram identificados um total de 510 indicadores de desempenho relativos aos serviços de esgoto.

No que se refere aos indicadores de desempenho relativos à gestão do lodo gerado em ETEs, verificou-se que estes foram abordados apenas pelas fontes internacionais. Entre todos os indicadores nacionais pesquisados, não foram identificados indicadores que contemplem a gestão do lodo de esgoto, conforme Figura 1.

Foi levantado um total de 28 indicadores direcionados para a gestão do lodo de esgoto, todos em âmbito internacional, o que representa apenas 5% do total de indicadores pesquisados.

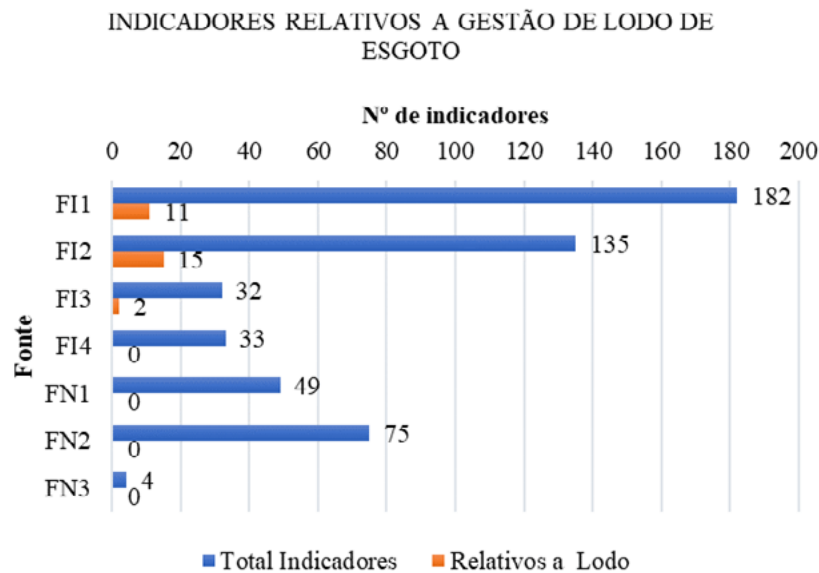


Figura 1 – Indicadores de desempenho relativos à gestão de lodo de esgoto.

Vale destacar que no âmbito nacional não foi identificado, nas fontes consultadas, nenhum indicador relacionado à gestão de lodo de ETE. Os principais aspectos abordados entre esses indicadores são a quantidade produzida, as análises da qualidade do lodo, os custos envolvidos e a sua disposição final.

Objetivando a aplicação dos indicadores de desempenho levantados, estes foram agrupados de forma que os indicadores com as mesmas variáveis e o mesmo método de cálculo fossem incorporados. Eles também foram tabulados e ordenados de acordo com o parâmetro avaliado, possibilitando a identificação de características abordadas de forma imprecisa e a proposição de novos indicadores complementares.

A partir do ID Etl01, foi constatado que não há, entre os indicadores levantados, algum que aborde de forma individual as etapas de tratamento e desaguamento às quais o lodo de esgoto é submetido. Sendo assim, foram propostos os novos ID Etl02, Etl03, Etl04, Etl05 e Etl06 para que seja possível observar o desempenho dos sistemas em relação a esses parâmetros.

Alguns indicadores selecionados, apesar de estarem categorizados por suas fontes como indicadores relacionados ao lodo de esgoto, não se baseiam em variáveis relativas a parâmetros do lodo, como: Etl09, Etl10, Edl11 e Edl12, que estão ligados mais diretamente à eficiência do sistema, e Ers01, Ers02, Ers03 e Ers04, que se direcionam à remoção de sedimentos. Apesar da relação extrínseca entre esses indicadores e o lodo de esgoto, os resultados obtidos com eles são de extrema relevância para a comparação de resultados entre diferentes operadores.

A partir dos indicadores de desempenho existentes relacionados aos sedimentos gerados no processo de tratamento de esgoto, foram propostos os ID Ers05 e Ers06, que relacionam esses sedimentos ao lodo de esgoto. Também foram incluídos os ID Edl09, Edl10 e Edl11, que são desdobramentos do indicador original wtBP09. Apesar de não serem tratados por Silva, Matos e Rosa (2016) como indicadores independentes, é válido incluí-los na relação de ID a serem aplicados, pois estão diretamente ligados à destinação final do lodo de esgoto.

Determinados indicadores dentre o total levantado não abordavam com clareza a unidade ou o estado do lodo a ser considerado como variável, como os ID Egl01 e Edl01. Nos indicadores nos quais esse cenário foi verificado, foram definidos os parâmetros em aberto com base no contexto da variável necessária e na compatibilidade com os demais indicadores.

Também foi necessária a adaptação de unidades nos indicadores Ecl01 e Ecl02, que, por possuírem origem internacional e estarem relacionados à análise de custos, trazem unidades em euros. Para adequação aos dados disponíveis nas ETEs bra-

sileiras, a unidade foi modificada para reais, para fim de aplicação desses indicadores.

Para efeito de compatibilização dos dados utilizados e considerando as diferenças de termos usados por cada uma das fontes, foi considerado como lodo bruto aquele imediatamente após a remoção do sistema de tratamento de esgoto, e lodo processado aquele gerado após ser submetido a todas as etapas do tratamento disponíveis nas ETEs.

Dessa forma, foi obtido um total de 36 indicadores de desempenho aplicáveis à gestão do lodo de esgoto, conforme exibido na Tabela 1.

Tabela 1 – Conjunto de indicadores de desempenho aplicáveis à gestão do lodo de esgoto.

Geração de lodo	
Cod. ID	Produção de lodo em ETE
Egl01	Relação entre a massa de lodo processado gerado e a população atendida pelo sistema
Egl02	Relação entre a massa de lodo processado gerado e o volume de esgoto tratado
Egl03	Relação entre a massa de lodo processado gerado e a massa de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) removida
Egl04	Relação entre a massa de lodo processado gerado e a massa de Demanda Química de Oxigênio (DQO) removida
Análises de lodo	
Egl05	Relação entre o nº de análises realizadas no lodo e nº de análises requeridas pela legislação no período de referência
Monitoramento da qualidade da água/lamas	
Egl06	Relação entre a quantidade de unid. operacionais com monitoram. da qualidade do lodo gerado e o total de unid. operacionais da ETE
Tratamento do lodo	
Encaminhamento adequado de lamas do tratamento	
Etl01	Porcentagem de lodo gerado em fossas sépticas coletivas e na ETE encaminhado para tratamento em ETE de outra unidade gestora (bruto) ou entregue a operador licenciado (processado).
Etl02	Porcentagem lodo bruto gerado na ETE encam. p/ tratamento na própria unidade
Etl03	Porcentagem lodo bruto gerado na ETE encam. p/ desaguamento
Etl04	Porcentagem lodo bruto gerado na ETE encam. p/ secagem
Etl05	Porcentagem lodo bruto gerado na ETE encam. p/ outros processos de tratamento
Etl06	Relação entre o consumo de energia elétrica no manejo do lodo e a massa de lodo processado gerado na ETE
Sólidos secos de lodo	
Etl07	Concentração de sólidos secos do lodo processado
Conformidade da qualidade do lodo para uso na agricultura	
Etl08	Relação entre a somatória de testes em conformidade com o parâmetro analisado e o total de testes realizados
Eficiência na remoção de DBO/DQO	
Etl09	Relação entre a massa de DBO removida e o volume de esgoto tratado durante os dias com dados referentes a remoção de DBO
Etl10	Relação entre a massa de DQO removida e o volume de esgoto tratado durante os dias com dados referentes a remoção de DQO
Destino final do lodo	
Valorização de lodo em ETE	
Edl01	Relação entre a massa de lodo processado destinado ao uso benéfico e a massa total de lodo processado

continua...

Tabela 1 - Continuação...

Descarte de lodo	
Edl02	Relação entre a massa de lodo processado disposto adequadamente e a massa total de saída de lodo processado
Edl03	Relação entre a massa de lodo processado disposto em aterro ou incinerado e a massa total de lodo processado
Edl04	Relação entre a massa de lodo processado disposto em aterro e a massa total de lodo processado
Edl05	Relação entre a massa de lodo processado incinerado e a massa total de lodo processado
Edl06	Relação entre a massa de lodo processado com outro destino final e a massa total de lodo processado
Saída de lodo	
Edl07	Relação entre a massa de saída de lodo e a somatória do lodo processado gerado, lodo processado acumulado no dia 1 do período de avaliação e o lodo processado de outras instalações
Recuperação de Fósforo (P)	
Edl08	Relação entre a massa de fósforo total recuperada e a massa de fósforo presente no esgoto bruto
Edl09	Relação entre a massa de lodo usada na agricultura e a massa de fósforo presente no esgoto bruto
Edl10	Relação entre a massa de água reutilizada para irrigação e a massa de fósforo presente no esgoto bruto
Edl11	Relação entre a massa de fósforo presente no lodo recuperado e a massa de fósforo presente no esgoto bruto
Edl12	Relação entre a massa de fósforo descartado em corpos d'água e a massa de fósforo presente no esgoto bruto
Custos com manejo do lodo	
Custos de processamento e descarte de lodo	
Ecl01	Relação entre os custos de processamento e descarte de lodo e o volume de efluentes tratados
Ecl02	Relação entre os custos de processamento e descarte de lodo e o custo de funcionamento da ETE
Relativos a outros resíduos sólidos gerados no SES	
Remoção de sedimentos	
Ers01	Relação entre a massa de sedimentos removidos da rede e o comprimento da rede
Ers02	Relação entre a massa de sedimentos removidos de estruturas complem. da rede e o comprimento total da rede
Ers03	Relação entre a massa de material removido de gradeamento e caixa de areia e o comprimento da rede
Ers04	Relação entre a massa de sedimentos removidos de sistemas locais pela população atendida por este sistema
Ers05	Relação entre a massa de sedimentos removidos do sistema e a massa de lodo bruto gerado no tratamento
Destino dos sedimentos	
Ers06	Porcentagem da massa total de sedimentos removidos do sistema, dispostos adequadamente.

Como próxima etapa, foram identificadas as variáveis necessárias para viabilizar a aplicação dos indicadores e, portanto, os dados a serem obtidos com os operadores das estações de tratamento de esgoto. Após a listagem de todos os dados requeridos, foi elaborado o formulário para coleta de dados, utilizado para consulta aos gestores das ETEs. Nota-se que, para aplicar 36 ID, há necessidade de se obter 46 variáveis.

4.2 Seleção das estações de tratamento de esgoto para aplicação dos ID

Com a finalidade de aplicar o compilado de indicadores de desempenho, foi definida a região de abrangência da pesquisa pela UGRHI 15 Turvo/

Grande. Localizada na região noroeste do estado de São Paulo, essa unidade contempla 75 municípios, com área de drenagem de 15.917,89 km² (Comitê da Bacia Hidrográfica dos Rios Turvo e Grande, 2021).

Para tanto, foram definidos dez municípios dentro da área de abrangência delimitada, que possuíam estação de tratamento de esgoto em seu território. A pesquisa limitou a aplicação a municípios com população superior a dez mil habitantes, de acordo com o censo demográfico de 2010 (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2010). Dentre os municípios que se enquadraram no critério estabelecido, optou-se

por incluir na aplicação da pesquisa aqueles que compreendessem maiores variações de faixas populacionais, de modo que fossem analisados

municípios de diferentes portes. A Figura 2 apresenta a localização de cada ETE no contexto da unidade hidrográfica.

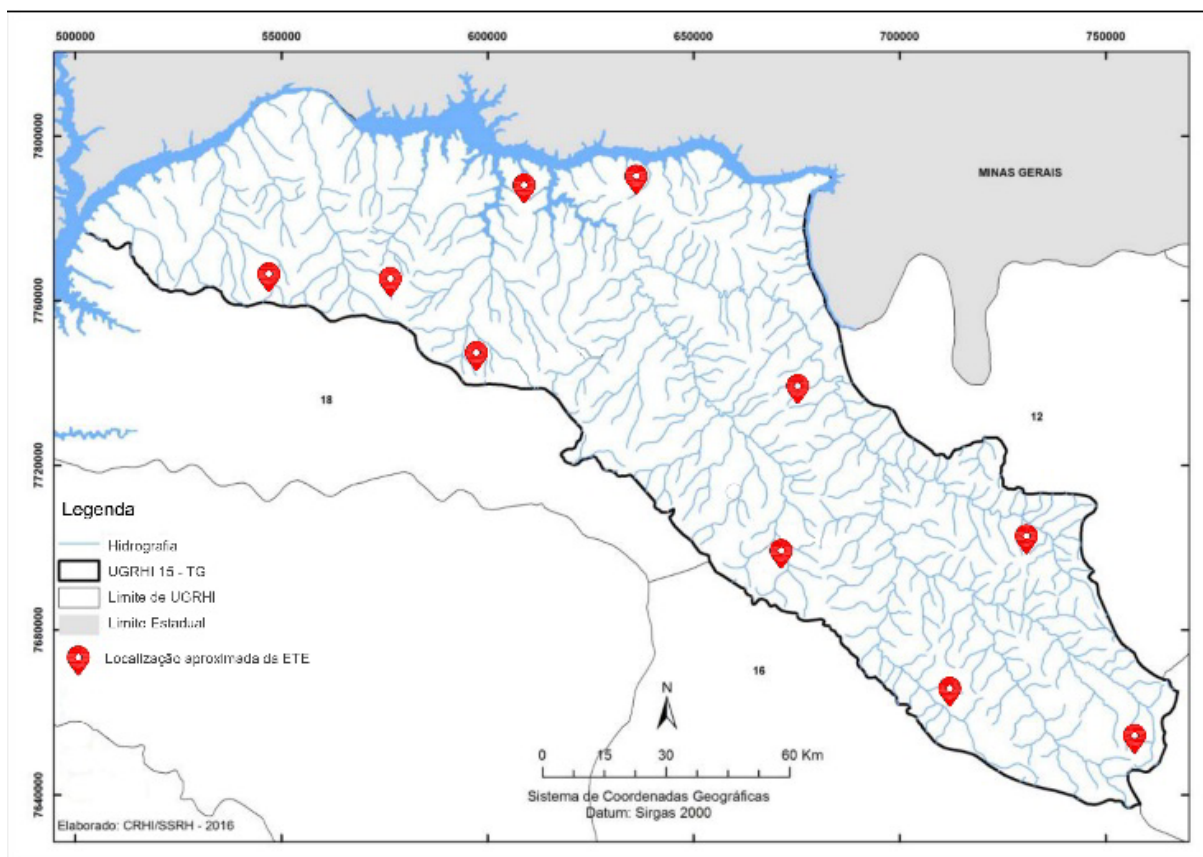


Figura 2 – Localização dos municípios selecionados na área de abrangência da UGRHI 15.

A partir do levantamento inicial das ETES, foi realizado contato com cada uma delas, solicitando os dados requeridos para aplicação dos ID. Das dez estações, houve devolutiva de nove, sendo que, entre estas, cinco forneceram dados que se enquadravam no escopo desta pesquisa. A Tabela 2 relaciona o identificador atribuído às ETES com a faixa populacional do município, a vazão média de operação, a tecnologia empregada no tratamento e a conduta em relação ao manejo do lodo, resultando ainda na relação de estações com dados disponibilizados (DD) ou dados não disponibilizados (DND) para a aplicação dos indicadores de desempenho.

A coleta dos dados foi realizada por meio de formulário, encaminhado de forma digital ou aplicado presencialmente de acordo com a disponibilidade dos operadores. Os dados coletados em cada uma das ETES foram tabelados a fim de permitir a aplicação por meio de planilhas digitais. Os dados não informados pelos operadores foram identificados com a sigla DND.

4.3 Resultados da aplicação dos Indicadores de Desempenho

Após a coleta dos dados requeridos, estes foram aplicados em planilhas digitais para cálculo dos

indicadores de desempenho. Os indicadores que não puderam ser aplicados, por insuficiência de dados, foram identificados com a sigla IA

(impossibilidade de aplicação). A Figura 3 ilustra a proporção entre indicadores com resultados válidos e com impossibilidade de aplicação.

Tabela 2 – Identificação das ETEs selecionadas.

Identificação ETE	Faixa populacional município	Vazão média anual	Tecnologia de Tratamento	Contexto do LETE	Dados para aplicação dos ID
ETE1	10 mil	15,88l/s	Lagoa anaeróbia + facultativa	Nunca removido	DND
ETE2	11 mil	22,60l/s	Lagoa anaeróbia + facultativa + maturação	Nunca removido	DND
ETE3	12 mil	17,48l/s	Lodos ativados por aeração prolongada	Remoção periódica	DD
ETE4	15 mil	18,61l/s	Lagoa anaeróbia + facultativa	Remoção única	DND
ETE5	20 mil	28,72l/s	Lagoa anaeróbia + facultativa	Remoção única	DD
ETE6	40 mil	50,81l/s	Lodos ativados por aeração prolongada	Remoção periódica	DD
ETE7	50 mil	83,58l/s	Lagoa anaeróbia + facultativa	Nunca removido	DND
ETE8	60 mil	77,85l/s	Lagoa anaeróbia + facultativa	Remoção única	DD
ETE9	100 mil	-	Lagoa aerada + lagoa de sedimentação	Remoção periódica	DND
ETE10	400 mil	1205l/s	Up Flow Anaerobic Sludge Blanket Reactor (UASB) + Lodos ativados convencional	Remoção periódica	DD

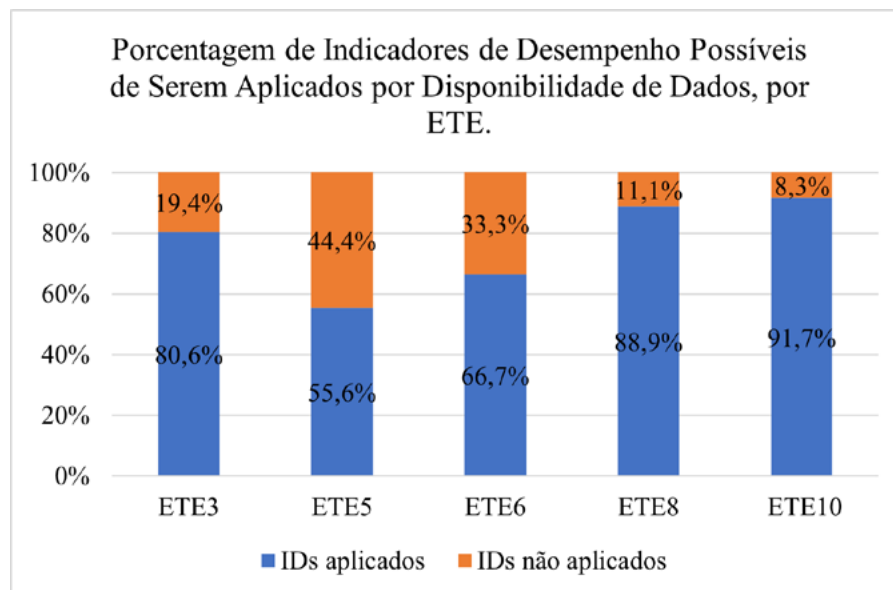


Figura 3 – Porcentagem de ID possíveis de serem aplicados por disponibilidade de dados, por ETE.

Verifica-se que, em todas as ETEs analisadas, houve indicadores que não puderam ser aplicados, variando de 8,3% a 44,4% do total de indicadores. A ETE5 apresentou maior número de indicadores não aplicados, com 44,4% do total de indicadores,

seguida da ETE6 (33,3%), da ETE3 (19,4%), da ETE8 (11,1%) e da ETE10 (8,3%) dos ID não aplicados.

A partir da análise dos resultados obtidos, percebeu-se a escassez de dados em relação a alguns parâmetros. Entre eles, encontra-se o consumo de

energia elétrica no manejo do lodo, com dados fornecidos por apenas uma das ETES. Em sequência, com dados disponibilizados por apenas duas ETES, estão: o custo de operação da ETE, os custos com processamento e descarte do lodo, e a massa de lodo bruto gerado. Essa carência de informações revela pouca atenção por parte dos operadores em relação a esses parâmetros.

As informações fornecidas pelos operadores referentes aos dados de encaminhamento do lodo bruto para tratamento ou disposição final – requeridos nas variáveis “massa de lodo bruto encaminhado para tratamento em outra ETE (anual)”, “massa de lodo bruto encaminhado para tratamento na própria ETE (anual)”, “massa de lodo bruto encaminhado para desaguamento (anual)” e “massa de lodo bruto encaminhado para secagem (anual)” – aludem a apenas uma fração do lodo gerado encaminhado para cada processo, não havendo mensuração real da massa do resíduo.

Os resultados obtidos com as análises laboratoriais do lodo são de extrema importância para a reutilização dos resíduos gerados. No entanto, em nenhuma das ETES nas quais foi realizada análise do lodo os resultados foram comparados com as exigências normativas para sua utilização na agricultura, destacando a desatenção dessas estações com as possibilidades de reutilização do resíduo.

Em relação às análises laboratoriais, os ID demonstram que estas são realizadas exclusivamente objetivando o descarte final do lodo processado, inclusive a análise de teor de sólidos. O número requerido de análises é determinado de acordo com o destino pretendido, conforme Resolução Conama n. 498/2020 (Brasil, 2020) para o reúso em solos, ou conforme determinação do órgão regulamentador ambiental do estado em questão para disposição em aterro sanitário.

Os indicadores que abordam a destinação final do lodo processado revelam que em nenhuma das ETES analisadas é realizada destinação ao

uso benéfico; verificou-se que em todas as ETES que já realizaram a destinação final do lodo esse destino foi o aterro sanitário. A disposição final em aterro sanitário não atende a recomendação da PNRS (Brasil, 2010) no que se refere ao reúso de resíduos.

Os ID referentes aos custos puderam ser aplicados em apenas duas das cinco ETES e revelaram uma relação decimal entre o custo de manejo do lodo e o volume de esgoto tratado. A relação entre o custo de manejo do lodo e o custo de operação das ETES se mostra mais relevante, na casa dos 14% e 36%. No entanto, os valores fornecidos pelos operadores não abordam a totalidade dos custos, não sendo considerados, por exemplo, os custos com funcionários e destinação final. Dessa forma, os valores obtidos podem não refletir a realidade total das ETES.

4.4 Análise da aplicabilidade dos indicadores de desempenho

A aplicação dos indicadores de desempenho permitiu a comparação, para cada parâmetro, entre as ETES analisadas, avaliando assim a capacidade de cada estação em mensurar os parâmetros relacionados ao lodo gerado, o tipo de manejo ao qual o lodo é submetido e, conseqüentemente, a qualidade da gestão desse resíduo. Por meio da aplicação periódica dos ID, é possível observar também o processo de melhoria ao longo do tempo para cada parâmetro analisado.

Sabendo-se as variáveis necessárias para a aplicação dos indicadores de desempenho, os operadores interessados em promover melhorias no sistema de gestão do lodo de esgoto são capazes de implantar métodos de medição mais precisos e setorizados para coletar as informações referentes aos parâmetros analisados. Por outro lado, a grande quantidade de informações requeridas para a aplicação da totalidade de indicadores de desempenho pode dificultar o acompanhamento periódico do processo de gestão do lodo. Isso se reflete na ausência de dados

disponibilizados pelas ETEs e na impossibilidade de aplicação de diversos ID.

4.5 Proposição de indicadores de desempenho estratégicos

Considerando a complexidade encontrada em aplicar a totalidade dos indicadores de desempenho, um procedimento que pode ser eficaz para o uso de indicadores como um instrumento de gestão eficiente é a seleção de um conjunto reduzido de ID, que abordem os principais parâmetros a serem observados em relação ao lodo de esgoto. Com o uso desses indicadores, denominados indicadores de desempenho estratégicos, procura-se avaliar os aspectos mais relevantes da gestão do lodo que possam ser calculados a partir de variáveis de simples obtenção pelos operadores.

Sendo assim, os ID selecionados foram chamados de indicadores estratégicos para o lodo de esgoto (IEL), resultando em um conjunto de sete indicadores relacionados à geração do lodo, no que se refere à quantidade e qualidade, à destinação ao tratamento e destinação final, aos custos associados ao seu manejo e à geração de outros resíduos.

Em relação à quantidade e qualidade do lodo gerado, foram selecionados os ID “Egl02 – Relação entre a massa de lodo processado gerado e o volume de esgoto tratado” e “Etl07 – Concentração de sólidos secos do lodo processado”. A partir desses ID, entende-se que é possível comparar a geração de lodo em ETEs com diferentes capacidades de tratamento e a eficiência do processo de desaguamento ao qual o lodo está sendo submetido.

Quanto à destinação do lodo ao tratamento, atribuiu-se o indicador “Etl02 – Porcentagem de lodo bruto gerado na ETE encaminhado para tratamento na própria unidade”, e para avaliar a destinação final do lodo foram designados os ID “Edl01 – Relação entre a massa de lodo processado destinado ao uso benéfico e a massa total de lodo processado” e “Edl03 – Relação entre a

massa de lodo processado disposto em aterro ou incinerado e a massa total de lodo processado”.

Para a avaliação dos custos associados ao manejo do lodo de esgoto, o indicador selecionado foi “Ecl02 – Relação entre os custos de processamento e descarte de lodo e o custo de funcionamento da ETE”. A partir desse indicador, espera-se elucidar aos operadores o impacto representado pelo manejo do lodo, e como aprimorar a gestão desse resíduo pode repercutir sobre o custo de operação da ETE.

Os sedimentos acumulados no sistema de tratamento foram abordados pelo ID “Ers05 – Relação entre a massa de sedimentos removidos do sistema e a massa de lodo bruto gerado no tratamento”. Procura-se avaliar, dessa forma, o total de resíduos sólidos gerados no tratamento.

A Tabela 3 apresenta os resultados dos sete IEL para as ETEs analisadas.

Os resultados de aplicação dos ID estratégicos nas ETEs analisadas revelam que esses parâmetros, considerados como de maior relevância, não estão sendo avaliados de forma eficaz em todas as ETEs.

A ETE5 apresentou impossibilidade de aplicação em cinco dos sete indicadores, o que representa mais de 70% do conjunto de ID. Nas ETE3 e ETE6, não puderam ser aplicados dois indicadores, isto é, 28% dos IEL. Para a ETE8, um indicador não foi aplicado, o que corresponde a 14% dos ID estratégicos. Apenas para a ETE10 foi possível a aplicação de todos os IEL, o que corrobora a necessidade de aperfeiçoamento dos métodos de monitoramento do manejo do lodo.

Com o uso dos indicadores de desempenho estratégicos, a quantidade de variáveis necessárias para aplicação do conjunto de sete indicadores estratégicos foi reduzida de 46 para 10. Essa quantidade substancialmente menor viabiliza a mensuração dos dados de forma mais criteriosa, repercutindo em resultados com grau de confiança mais elevado.

Tabela 3 – Resultado da aplicação dos sete IEL, por ETE analisada.

Cod. IEL	Cod. ID	Descrição	ETE3	ETE5	ETE6	ETE8	ETE10	Unidade
IEL1	Egl02	Relação entre a massa de lodo processado gerado e o volume de esgoto tratado	0,05	IA	0,23	0,01	0,43	(kg/m³)
IEL2	Etl07	Concentração de sólidos secos do lodo processado	90,80	IA	80,00	IA	19,96	%
IEL3	Etl02	Porcentagem de lodo bruto gerado na ETE encaminhado para tratamento na própria unidade	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	%
IEL4	Edl01	Relação entre a massa de lodo processado destinado ao uso benéfico e a massa total de lodo processado	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	%
IEL5	Edl03	Relação entre a massa de lodo processado disposto em aterro ou incinerado e a massa total de lodo processado	100,00	IA	100,00	0,00	100,00	%
IEL6	Ecl02	Relação entre os custos de processamento e descarte de lodo e custo de funcionamento da ETE	IA	IA	IA	13,97	36,30	%
IEL7	Ers05	Relação entre a massa de sedimentos removidos do sistema e a massa de lodo bruto gerado no tratamento	IA	IA	IA	0,24	0,03	(kg sed/ kg lodo)

Os indicadores estratégicos propostos foram selecionados objetivando abordar amplamente os aspectos relacionados com a gestão do lodo de esgoto, e, simultaneamente, simplificar o levantamento de dados por parte dos operadores.

5 CONCLUSÕES

É notório que a gestão do sistema de esgotamento sanitário de forma holística é fundamental para o total cumprimento da Política Nacional de Saneamento Básico, incluindo todas as etapas que compõe o sistema, em especial as relacionadas ao lodo gerado durante o tratamento do esgoto, que é comumente negligenciado pelos operadores. Para tanto, os indicadores de desempenho se mostram uma ferramenta importante para auxiliar a gestão.

A partir da seleção inicial de indicadores de desempenho relacionados ao sistema de esgotamento sanitário e da análise da distribuição dos ID entre as categorias propostas, é evidente a diferença de enfoque nas fontes pesquisadas.

No que diz respeito aos indicadores relativos à gestão do lodo de esgoto, estes foram identificados em apenas três fontes, sendo todas publicações internacionais e em número bastante reduzido comparado ao total de indicadores levantados

– o equivalente a apenas 5% do total. A ausência de indicadores que abordam esse parâmetro nas publicações brasileiras destaca a incipiência e a dificuldade em âmbito nacional quanto à gestão desse resíduo.

A aplicação dos indicadores de desempenho nas ETEs analisadas confirma a prerrogativa da desatenção que ocorre no Brasil em relação à gestão do manejo do lodo de esgoto. A grande quantidade de dados indisponíveis ou não confiáveis demonstra a necessidade de aprimoramento nesse âmbito.

Como recomendação para impulsionar os avanços na gestão desse resíduo, e entendendo que o aprimoramento do manejo do lodo está diretamente associado à exigência de dados pelas fontes oficiais, incluir em fontes oficiais nacionais, como o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), os indicadores de desempenho estratégicos – denominados de IEL – propostos neste trabalho pode proporcionar avanços significativos em relação à atenção dispensada pelos operadores a gestão do lodo.

Por fim, conclui-se que os indicadores de desempenho são um instrumento eficiente para a gestão do lodo de esgoto. Verificou-se ainda que

a utilização do conjunto de indicadores estratégicos proposto, em número reduzido, mostra-se mais apropriada para aplicação nas ETEs, devido ao número menor de variáveis necessárias, e, portanto, factíveis de serem obtidas pelos operadores.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Gandolphi C, Achon CL;
Metodologia: Gandolphi C, Achon CL; **Investigação:** Gandolphi C, Achon CL; **Redação – Primeira versão:** Gandolphi C; **Redação – Revisão e Edição:** Gandolphi C, Achon CL; **Supervisão:** Achon CL.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL; CÂMARA TEMÁTICA DE INDICADORES DE DESEMPENHO PARA O SANEAMENTO AMBIENTAL. **GRMD – Guia de referência para medição do desempenho 2022**. Rio de Janeiro: ABES; CTIDSA, 2022.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 24511: Atividades relacionadas aos serviços de água potável e de esgoto – Diretrizes para a gestão dos prestadores de serviços de esgoto e para a avaliação dos serviços de esgoto** Rio de Janeiro: ABNT, 2012.

ACHON, C. L.; CORDEIRO, J. S. Gestão de resíduos dos serviços de saneamento (água e esgoto), a Lei 12.305/2010: os desafios no Brasil. *In*: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 35.; CONGRESSO INTERNACIONAL DE ACODAL, 59., Cartagena, 2016. **Anais [...]**. Bogotá: ACODAL, 2016.

BARROS, I. P. A. F. **Proposta de um sistema de indicadores de desempenho para avaliação de estações de tratamento de esgotos do Distrito Federal**. 2013. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2013.

BRASIL. **Lei nº 11.445**, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico; cria o Comitê Interministerial de Saneamento Básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.666, de 21 de junho de 1993, e 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; e revoga a Lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 5 jan. 2007. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/l11445.htm#. Acesso em: 17 jan. 2024.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei n. 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. **Diário Oficial da**

União, Brasília, DF, 2 ago. 2010. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm. Acesso em: 17 jan. 2024.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 498, de 19 de agosto de 2020**. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 2020.

COLLIVIGNARELLI, M. C *et al*. The performance evaluation of wastewater service: a protocol based on performance indicators applied to sewer systems and wastewater treatment plants. **Environmental Technology** Londres, v. 43, n. 22, p. 3426-3443, 2021. <https://doi.org/10.1080/09593330.2021.1922509>

COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DOS RIOS TURVO E GRANDE. **Relatório de Situação dos Recursos Hídricos**. São José do Rio Preto: 2021. Disponível em: https://sigrh.sp.gov.br/public/uploads/documents/CBH-TG/21648/tg_rs_2021_relatorio-situacao-cbh-tg-ano-base-2021.pdf. Acesso em: 22 jan. 2024.

DORSA, A. C.; PEREIRA, M. A. de S.; MAGALHÃES FILHO, F. J. C. Indicators of water supply and domestic outdoor services in the Latin American integration route. **Interações** Campo Grande, v. 20, n. 2, p. 237-253, 2019. <https://doi.org/10.20435/inter.v21iespecial.2104>

ENTIDADE REGULADORA DOS SERVIÇOS DE ÁGUAS E RESÍDUOS (Coord.). **Guia de avaliação da qualidade dos serviços de águas e resíduos prestados aos utilizadores**. 4ª geração do sistema de avaliação. Lisboa: ERSAR, 2021.

GALVÃO JÚNIOR, A. C.; SILVA, A. C. (Ed.). **Regulação: indicadores para a prestação de serviços de água e esgoto**. 2. ed. Fortaleza: Expressão Gráfica, 2006.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo Demográfico 2010**. Diretoria de Pesquisas, Coordenação de População e Indicadores Sociais. Rio de Janeiro: IBGE, 2010.

MATOS, R. *et al* **Indicadores de desempenho para serviços de águas residuais**. Lisboa: IRAR; LNEC, 2004.

QUADROS, S. *et al* A performance indicators system for urban wastewater treatment plants. **Water Science and Technology** Oxford, v. 62, n. 10, p. 2398-2407, 2010. <https://doi.org/10.2166/wst.2010.526>

ROSA, M. J. *et al* PAST21 – Iniciativa nacional de avaliação de desempenho de ETA e ETAR urbanas. *In*: CONGRESSO DA ÁGUA, 10., 2010, Alvor. **Anais [...]**. Lisboa: Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos, 2010.

SILVA, A. R. da; ACHON, C. L. II-052 – Manejo do lodo de ETE (LETE), riscos ocupacionais e a destinação no Brasil – ETES com lodos ativados e reatores anaeróbios do tipo UASB (estudo de casos). *In*: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 30., 2019, Natal. **Anais [...]**. Rio de Janeiro: ABES, 2019.

SILVA, C. *et al*. Results of 'PAST21' – the Portuguese initiative for performance assessment of water and wastewater treatment

plants. **Water Supply**, Londres, v. 12, n. 3, p. 372-386, 2012. <https://doi.org/10.2166/ws.2012.004>

SILVA, C.; MATOS, J. S.; ROSA, M. J. Estratégia para o desenvolvimento da 3.^a geração do sistema de avaliação de desempenho de ETAR. **Revista Águas & Resíduos** Lisboa, v. IV, n. 1, p. 70-82, 2016. <https://doi.org/10.22181/aer.2016.0107>

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. **Glossário de Indicadores** – Água e Esgotos. Brasília, DF: SNIS, 2020.

SUPERINTENDENCIA NACIONAL DE SERVICIOS DE SANEAMIENTO. **Informe Anual 2021**: grupo regional de trabajo de benchmarking de ADERASA. Lima: SUNASS, 2021.

Uma revisão sistemática da literatura sobre os parâmetros que influenciam na produtividade dos dessalinizadores solares



A systematic literature review of the influencing parameters on solar stills productivity




- **Data de entrada:** 03/12/2021
- **Data de aprovação:** 28/04/2023

Lenilson Olinto Rocha^{1*} | Carlos Antonio Pereira de Lima² | Keila Machado de Medeiros² | Luana Marques Souza Farias³ | Jonhatan Magno Norte da Silva⁴

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.022>

ORCID ID

Rocha LO  <https://orcid.org/0000-0003-4672-201X>
Lima CAP  <https://orcid.org/0000-0002-1301-6066>

Medeiros KM  <https://orcid.org/0000-0001-9250-1432>
Farias LMS  <https://orcid.org/0000-0002-0738-9560>
Silva JMN  <https://orcid.org/0000-0003-4084-9511>

Resumo

A dessalinização solar é uma tecnologia limpa, de baixo custo, produz poucos resíduos e pode atenuar a escassez de água para o consumo humano. Entretanto, a produtividade de um sistema de dessalinização solar convencional é relativamente baixa. Desse modo, esta pesquisa objetiva elaborar uma Revisão Sistemática da Literatura (RSL) sobre os parâmetros que influenciam na produtividade de um dessalinizador solar de baixo custo. Identificou-se que o dessalinizador solar convencional é o mais utilizado para realizar pesquisas, modificações e comparar a produtividade entre os equipamentos modificados e o convencional. Os materiais de mudança de fase são apontados como uma alternativa de baixo custo para aumentar a produção de água purificada, outras tecnologias como os tubos evacuados, concentradores e coletores solares também são apontadas, mas com menor frequência e relacionadas a um custo maior. Com a RSL é possível elaborar um projeto de dessalinizador solar baseado na ciência já conhecida sobre a tecnologia, assim, otimizando os recursos e tempo para o desenvolvimento de um equipamento de baixo custo, eficiente e mais produtivo.

Palavras-chave: Dessalinizador solar. Água potável. Dessalinização. Baixo custo. Eficiência.

Abstract

Solar still is a low-cost, clean technology that produces few residues and can mitigate water scarcity for human consumption. However, the productivity of a conventional solar still system is relatively low. Thus, this research conducted a systematic literature review (SLR) on the parameters that influence a low-cost solar still productivity. Results show that the conventional solar still is the most commonly used for research, modifications, and comparing productivity between modified and conventional equipment. Phase change materials are a low-cost alternative to increase purified water production; other technologies such as evacuated tubes, concentrators, and solar collectors are less mentioned and associated with a higher cost. A systematic review allow us to design a solar still project based on the science already known about the technology, thus optimizing resources and time for developing a low-cost, efficient, and more productive equipment.

Keywords: Solar still. Potable water. Desalination. Low cost. Efficiency.

¹ Universidade Federal do Vale do São Francisco – Salgueiro, PE – Brasil

² Universidade Estadual da Paraíba

³ Universidade Federal da Paraíba

⁴ Universidade Federal de Alagoas

* **Autor correspondente:** lenilson.olinto@univasf.edu.br.

1 INTRODUÇÃO

A falta de água potável, saneamento básico e condições adequadas de higiene estão diretamente relacionados com várias doenças, as quais em 2016 contribuíram para a morte de cerca de 1,7 milhões de pessoas, em que a maior parte das vítimas residia em países com índices elevados de vulnerabilidade e desigualdade social (ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE, 2019; Prüss-Ustün *et al.*, 2019).

Conforme a Organização Mundial de Saúde (OMS) (2019), pode-se atribuir que 3,3% das mortes globais estão relacionadas com a falta de água, saneamento e higiene. Em 2020, com a pandemia da covid-19, a problemática do acesso à água potável ganhou novos contornos. Para Ekumah *et al.* (2020) os indivíduos que não têm acesso aos recursos básicos, como a água potável, e em localidades com fortes indicadores de desigualdade social, podem apresentar maior probabilidade de violar as medidas de prevenção e distanciamento social, dado que buscam atender suas demandas por água, alimentação e saneamento.

Uma forma de atenuar a escassez de água para consumo humano é a utilização de tecnologias limpas, como a dessalinização solar, dado que é uma tecnologia que produz poucos resíduos, seu sistema de captação é adaptável, abundante e de baixo custo (Eltawil; Zhengming; Yuan, 2009; Shahzad, 2017).

Singh *et al.* (2019) e Velmurugan *et al.* (2008) afirmam que esforços científicos têm sido feitos com a finalidade de melhorar a produtividade dos dessalinizadores solares. Desse modo, visando contribuir para a temática dos recursos hídricos, esta pesquisa tem por objetivo elaborar uma revisão sistemática da literatura sobre os parâmetros que influenciam a produtividade de um dessalinizador solar de baixo custo.

2 METODOLOGIA

Para o cumprimento do objetivo deste estudo, foi utilizada como metodologia a Revisão Sistemática

da Literatura (RSL), buscando-se obter uma visão abrangente e robusta acerca do que tem sido estudado com relação à temática dos dessalinizadores solares.

2.1 Formulação do problema

O primeiro passo para realizar uma RSL é a formulação de uma questão de pesquisa, etapa importante para se ter um foco no procedimento de busca. Desse modo, foi definida a seguinte questão: “quais os parâmetros (materiais de construção, modelos, tecnologias e desenhos) mais indicados, pela literatura específica, para o projeto de construção de um dessalinizador solar de baixo custo?”.

2.2 Localização e seleção de estudos

A próxima fase da RSL é a definição dos locais de busca da literatura específica, que nesse caso optou-se por três bases de dados científicos, uma vez que utilizar mais de uma base possibilita enriquecer a bibliografia com diferentes perspectivas. As bases de dados escolhidas foram: *Web of Science* (WOS), *Science Direct* e *Scielo*.

O período de busca foi definido em dez anos, o qual obedeceu ao intervalo de 2011 até 2021. Foram definidas para as buscas suas combinações (duplas e triplas) com os operadores Booleanos “AND” as palavras-chaves: “*Solar Still*”; “*Desalination*”; “*Fresh water*”; “*Low cost*” e “*Efficiency*”. Utilizou-se a sequência “tópico-tópico” na combinação para a base de dados *Web of Science*, e nos títulos, resumos e palavras-chave para as bases de dados *Science Direct* e *Scielo*.

Ao realizar a busca na base *Web of Science* foi possível encontrar um total de 1.858 estudos, na base de dados da *Science Direct* o quantitativo encontrado foi de 1.050 publicações, e na base de dados da *Scielo* só foi possível encontrar um total de seis publicações. Desse modo, após realizar as buscas nas bases de dados, chegou-se a um total de 2.914 artigos.

2.3 Filtragem dos estudos

Para a filtragem e síntese dos estudos, seguiu-se uma sequência de oito etapas: (i) exclusão de livros e capítulos de livros, que é realizada logo após a busca em cada base de dados; (ii) eliminação de trabalhos duplicados; (iii) análise de títulos; (iv) análise de citações; (v) análise de resumos; (vi) análise de artigos excluídos dos últimos dois anos; (vii) análise de disponibilidade; e (viii) leitura integral dos artigos do portfólio final.

Para a organização dos estudos foi utilizado o software *EndNote*, recomendado para reunir, armazenar e organizar as referências (Donato; Donato, 2019), a partir do qual foi realizada a eliminação de duplicatas, exclusão de anônimos e análise de títulos. Na sequência os dados foram exportados utilizando o software Microsoft Excel, onde foram realizadas as análises de citações e dos resumos.

Na análise de citações, fez-se o somatório da quantidade de citações dos trabalhos resultantes da análise de títulos e foram selecionados os artigos incluídos em um percentual de 80% do total de citações, como sugerido por Farias *et al.* (2019). Utilizou-se o Google Scholar para realizar a busca do quantitativo de citações. Após a análise dos resumos, foi feita uma análise dos artigos dos últimos dois anos (2020 a 2021), com o intuito de verificar estudos que tenham sido excluídos na análise de citações, mas que sejam importantes para o desenvolvimento do estudo. Dessa análise, oito artigos foram reincluídos no conjunto de textos.

Ao final da realização do procedimento de filtragem, selecionou-se um total de 48 artigos para compor o portfólio final. A quantidade de artigos após as buscas nas bases de dados, bem como de cada etapa do procedimento de filtragem pode ser observada na representação esquemática conforme a Figura 1.

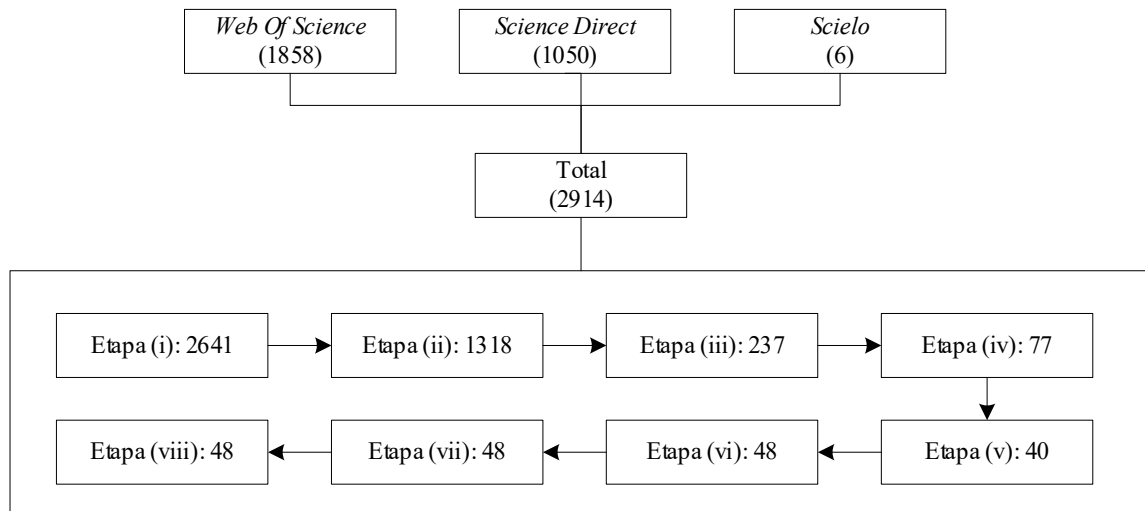


Figura 1 – Quantitativos da busca e procedimento de filtragem.

2.4 Análise dos estudos

Por fim, os 48 estudos selecionados foram analisados. Em relação à análise bibliométrica, classificou-se os estudos de acordo com os anos das publicações, periódicos, fator de impacto

ou indicador de impacto e as metodologias utilizadas. Para análise do fator ou indicador de impacto das publicações, serão identificados o fator de impacto (*Journal Impact Factor - JIF*) ou o indicador de impacto (*SCImago Journal Rank -*

SJR) de cada um dos periódicos. Sendo o JIF uma métrica do *Journal Citation Reports* (JCR), para os artigos indexados na base de dados do *Web of Science* (WOS), e o SJR uma métrica alternativa para aqueles estudos que não estão indexados no WOS.

Para a análise qualitativa, inicialmente foi feito um levantamento dos parâmetros que afetam

a produtividade dos dessalinizadores solares, e na sequência uma análise das técnicas descritas nos estudos que tiveram o intuito de melhorar o desempenho dos dessalinizadores, buscando uma maior eficiência e um menor custo. Os resultados dessa fase serão apresentados na seção a seguir.

A Figura 2 resume as fases da RSL utilizadas neste estudo.

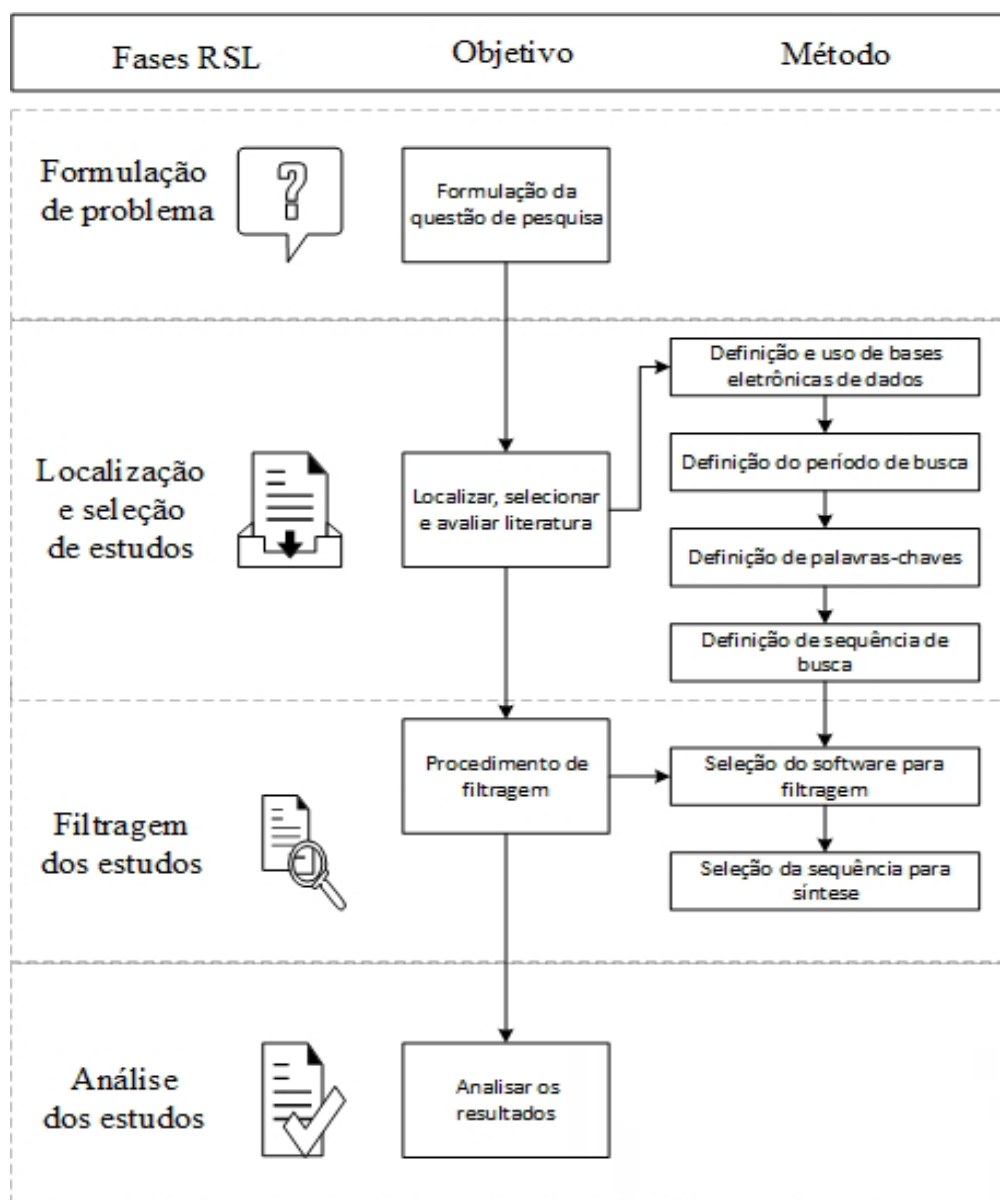


Figura 2 - Fases da Revisão Sistemática da Literatura (RSL).

Fonte: GARZA-REYES (2015) e FARIAS *et al.* (2019).

3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.1 Análise bibliométrica

Para a análise bibliométrica dos 48 estudos selecionados a partir da revisão sistemática da literatura, inicialmente foi realizada a análise da evolução das publicações, a qual pode ser verificada na Figura 3.

Percebe-se uma grande quantidade de publicações concentrada em 2019, sendo possível observar um padrão crescente do volume publicado até o referido ano. Nota-se uma redução no

crescimento de publicações no ano de 2020 e a volta do crescimento em 2021. Essa característica pode estar relacionada à pandemia da covid-19 a qual o mundo como um todo foi impactado, sendo o ano de 2020 o início da pandemia, uma vez que ocorreu uma grande redução do crescimento dos estudos, e uma retomada em 2021, ano em que foi descoberta a vacina para o vírus e iniciada a vacinação da população mundial. Apesar dessa quebra, é possível constatar que o tema é um campo de pesquisa emergente, com o número de publicações crescendo ao longo do tempo.

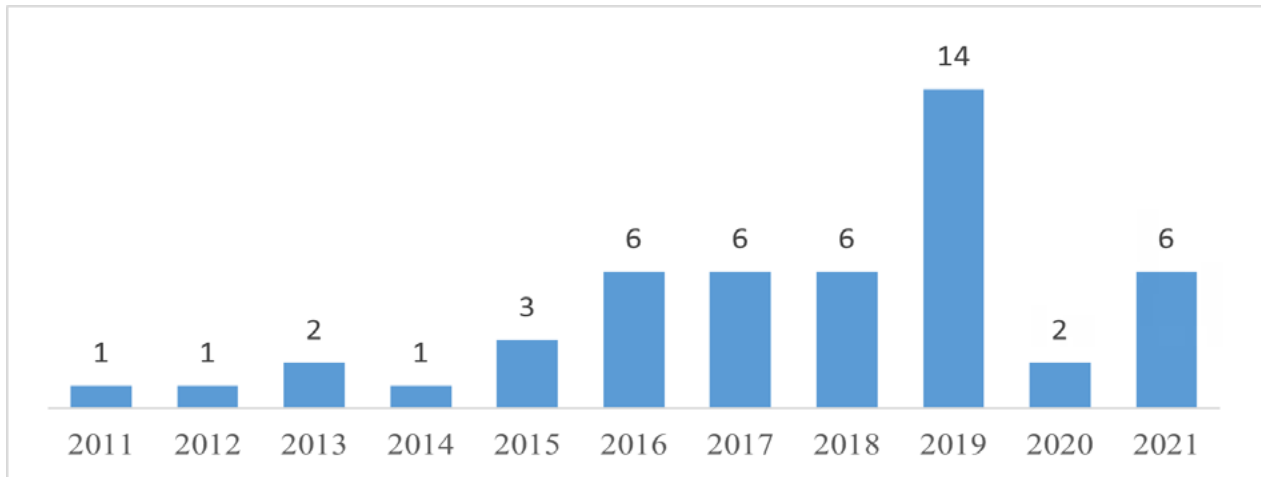


Figura 3 – Evolução das publicações.

No que se refere aos periódicos publicados, os estudos distribuíram-se em 19 periódicos distintos, estando o maior número de publicações no periódico *Desalination*, que apresenta fator de impacto de 9.501. Como pode-se verificar na Tabela 1, os periódicos foram classificados de acordo com o fator de impacto ou o indicador de impacto, estando o periódico *Renewable and Sustainable Energy Reviews* na primeira colocação, com um fator de impacto de 14.982 e somando um total de sete artigos publicados no período de busca da RSL, o qual representa o segundo lugar em quantitativos de artigos publicados.

Outro periódico que se destacou na quantidade de artigos encontrados, foi o periódico *Journal of Cleaner Production*, com um total de seis artigos e um fator de impacto de 9.297. Assim, é possível constatar que a maior quantidade de estudos na temática concentrou-se nos cinco periódicos de maior fator de impacto, totalizando 29 estudos, entre os 48 encontrados, equivalendo, portanto, a um percentual de 60,42%. Tal fato aproxima-se com o princípio de Pareto, pois cerca de 25% dos periódicos mais influentes somam mais de 60% de todas as publicações sobre a temática da dessalinização solar.

Tabela 1 – Quantidade de artigos por periódico e seu fator de impacto.

Periódicos	Fator de impacto/indicador de impacto	Nº de artigos
<i>Renewable and Sustainable Energy Reviews</i>	14.982	7
<i>Applied Energy</i>	9.746	2
<i>Energy Conversion and Management</i>	9.709	2
<i>Desalination</i>	9.501	12
<i>Journal of Cleaner Production</i>	9.297	6
<i>Renewable Energy</i>	8.001	1
<i>Journal of Energy Storage</i>	6.583	1
<i>Solar Energy</i>	5.742	1
<i>Applied Thermal Engineering</i>	5.295	4
<i>Environmental Science and Pollution Research</i>	4.223	1
<i>Environmental Progress & Sustainable Energy</i>	2.431	1
<i>Journal of Solar Energy Engineering</i>	2.384	1
<i>Thermal Science</i>	1.625	1
<i>Groundwater for Sustainable Development</i>	1.011	1
<i>Energy Procedia</i>	0.474	1
<i>International Journal of Ambient Energy</i>	0.449	2
<i>Technology and Economics of Smart Grids and Sustainable Energy</i>	0.418	1
<i>Materials Today: Proceedings</i>	0.341	3

Por fim, em se tratando da metodologia utilizada pelos autores nos artigos encontrados, foi possível verificar que as pesquisas na temática se concentram em artigos de revisão da literatura e em estudos experimentais. Verificou-se que o interesse dos pesquisadores por ambas as metodologias é alto, uma vez que foram encontrados um total de 26 artigos de revisão da literatura e 22 artigos de estudos experimentais, equivalendo, portanto, a um percentual de 54,17% e 45,83%.

3.2 Análise qualitativa

3.2.1 Parâmetros que interferem nos projetos dos dessalinizadores solares

Ao analisar os artigos obtidos a partir da RSL, foi possível identificar diversos aspectos com relação à dessalinização solar, principalmente

em se tratando da produtividade de água potável dos dessalinizadores solares e parâmetros que podem influenciá-la. São diversos os parâmetros citados que podem interferir nessa produtividade, os quais podem ser classificados em ambientais, de design e operacionais (Abujazar *et al.*, 2016; Nougriaya *et al.*, 2021).

Os parâmetros ambientais se referem aos fatores meteorológicos, como a radiação solar, temperatura do ar ou temperatura ambiente, e velocidade do vento, os quais são imprevisíveis e não podem ser controlados (Panchal; Patel, 2017; Selvaraj; Natarajan, 2018; Sharshir *et al.*, 2016; Yadav; Sudhakar, 2015). A produtividade do dessalinizador solar está diretamente relacionada à intensidade da radiação solar, à temperatura

ambiente e à velocidade do vento (Panchal; Patel, 2017; Sharshir *et al.*, 2016).

Com relação aos parâmetros de design, os autores abordam principalmente aspectos relacionados à cobertura do dessalinizador, bem como a área da superfície (local útil da bandeja que será a superfície de evaporação) e a profundidade da lâmina d'água na bandeja do dessalinizador. Para a cobertura do dessalinizador, o vidro é o material mais utilizado, pois em comparação com as coberturas de materiais poliméricos, tais quais o polimetilmetacrilato ou o polietileno, o vidro apresenta os melhores resultados na produtividade ao longo do tempo de operação do equipamento (Sharshir *et al.*, 2016). O ângulo de inclinação da cobertura também tem relação com a produtividade, sendo o ângulo ideal de inclinação do dessalinizador solar equivalente ao da latitude do local, uma vez que irá permitir que a cobertura receba a radiação solar próxima do normal em todas as estações do ano (Nayi; Modi, 2018; Khalifa, 2011; Panchal; Patel, 2017; Sathyamurth *et al.*, 2017; Selvaraj; Natarajanb, 2018; Sharshir *et al.*, 2016).

Diversos estudos afirmam que a temperatura da cobertura de vidro desempenha um papel importante na produtividade do dessalinizador, à medida que baixar a temperatura da cobertura de vidro ajuda a aumentar a produtividade, uma vez que a taxa de condensação no dessalinizador solar é aumentada pelo resfriamento da cobertura de vidro (Arunkumar *et al.*, 2019; Kabeel *et al.*, 2017; Kumar *et al.*, 2021; Panchal; Patel, 2017; Sathyamurth *et al.*, 2017). A condutividade térmica do material de cobertura também está associada ao desempenho do dessalinizador (Panchal; Patel, 2017). Desse modo, conforme os estudos de Cheng, Huo e Nian (2019), Faeilizadeh *et al.* (2017), Kabeel, El-samadony, El-maghlany (2018) e Kabeel *et al.* (2019a), é preferível uma espessura em torno de 4 mm para o vidro comum não temperado que servirá de cobertura do dessalinizador.

A temperatura da água no dessalinizador também é discutida nos trabalhos encontrados, uma vez que ao aumentar a temperatura inicial da água na bandeja do dessalinizador, a produtividade dele também é aumentada (Kabeel *et al.*, 2017; Panchal; Patel, 2017; Sathyamurth *et al.*, 2017; Selvaraj; Natarajanb, 2018).

A profundidade da lâmina d'água na bandeja do dessalinizador solar apresenta a mesma relação, uma vez que a diminuição da altura da lâmina d'água proporciona uma maior produtividade, pois o coeficiente de transferência de calor evaporativo aumenta, ou seja, a mudança de fase da água para o vapor ocorre rapidamente com a menor profundidade, sendo esta considerada mais produtiva quando varia de 1 cm até 2 cm (Jani; Modi, 2018; Kabeel *et al.*, 2017; Nayi; Modi, 2018; Nougriaya *et al.*, 2021; Selvaraj; Natarajanb, 2018; Sharshir *et al.*, 2016).

Já a maior abrangência da área de superfície livre da água aumenta a taxa de evaporação, por isso em muitos equipamentos são utilizadas superfícies rugosas, capilares de algodão e outros materiais que possam ampliar o contato da massa d'água com o ar aquecido, aumentando assim a área de superfície para a evaporação e conseqüentemente a produtividade (Selvaraj; Natarajanb, 2018).

No que tange aos parâmetros operacionais, estes serão abordados no item 3.2.2, e fazem referência às tecnologias que possam ampliar a eficiência térmica dos aparelhos até as variações dos parâmetros físicos de operação, como aumentar ou diminuir a vazão de entrada de água do sistema, utilizar superfícies rugosas ou porosas para aumentar a área de troca de calor da água, entre outros. Nesse sentido, o item 3.2.2 apresenta os parâmetros divididos em modelos e técnicas que foram identificadas a partir da RSL. A Figura 4 apresenta os tipos de dessalinizadores solares mais frequentes encontrados na literatura.

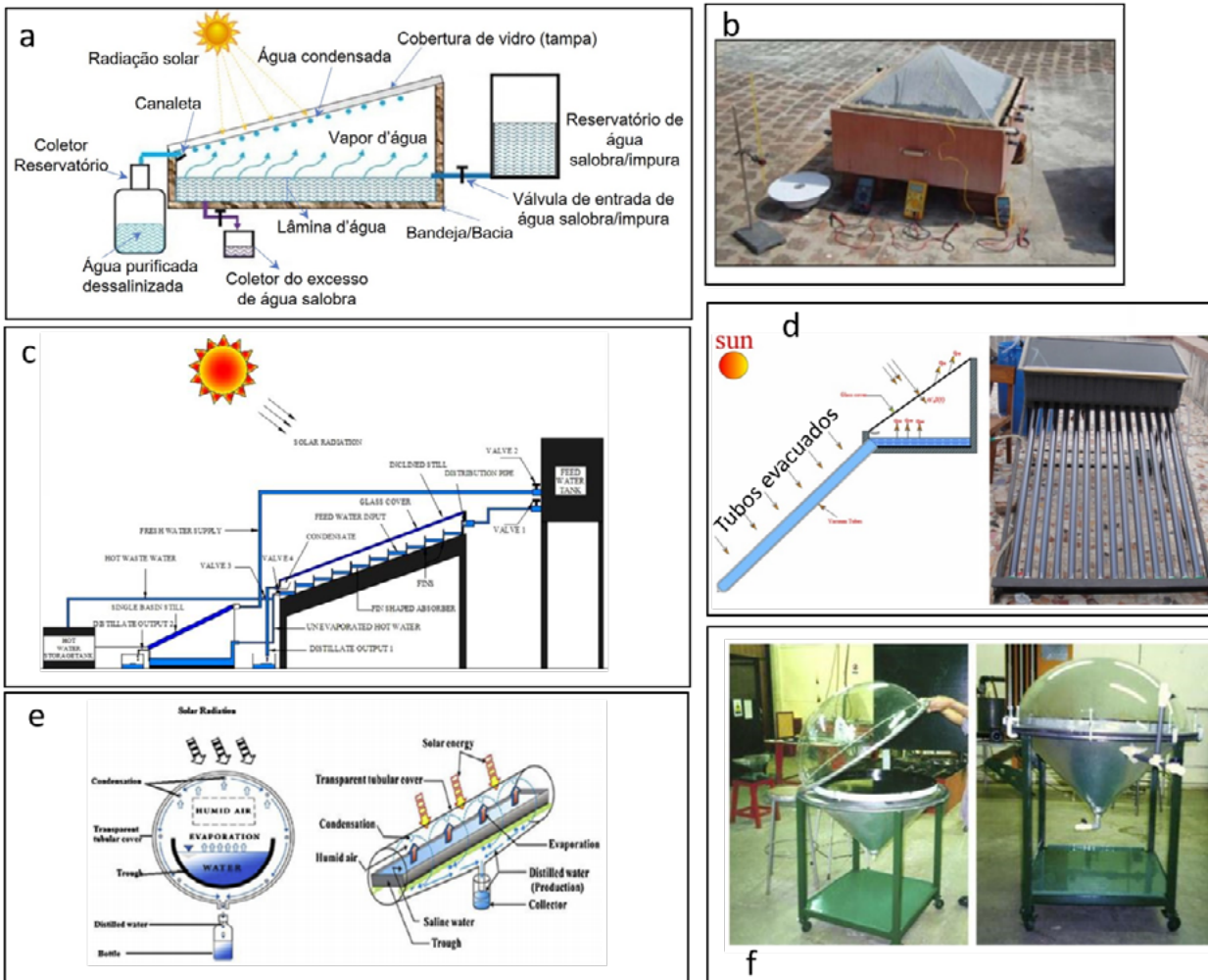


Figura 4 - Tipos de dessalinizadores solares.

Legenda: a - dessalinizador solar convencional; b - dessalinizador solar pirâmide; c - dessalinizador solar em degrau; d - dessalinizador solar convencional acoplado a tubos evacuados; e - dessalinizador solar tubular; e f - dessalinizador solar hemisférico.

Fonte: Adaptado de Arunkumar *et al.* (2019).

3.2.2 Modelos e técnicas utilizadas nos dessalinizadores solares

De acordo com Arunkumar *et al.* (2019), o cálculo da produtividade de um dessalinizador solar convencional (DSC) está associado à área da bandeja do equipamento, a qual corresponde a superfície útil de evaporação. Essa produtividade relaciona o quanto um dessalinizador solar produz de água purificada por dia pela área da bandeja. A produtividade média de um DSC é de cerca de 2 a 5 litros (L) de água purificada por dia, para cada metro qua-

drado de superfície útil de evaporação (bandeja). A Organização Mundial de Saúde (OMS) recomenda o consumo mínimo de 2 L de água potável por dia para a sobrevivência de uma pessoa, assim a média de produção de água potável de um DSC por m²/dia atenderia somente a desse-dentação humana.

Contudo, além da dessedentação humana, existem outras demandas diárias por água potável que um indivíduo necessita, como práticas da higiene sanitária, a cocção e produção de alimentos e outras

atividades associadas ao bem-estar humano. Segundo a Organização das Nações Unidas (ONU), cerca de 110 L de água potável por dia são suficientes para atender o bem-estar hídrico de uma pessoa. Então, aumentar a produtividade dos equipamentos de dessalinização solar é fundamental para que a tecnologia possa atender efetivamente a demanda de água/dia de um indivíduo.

Diversos estudos abordam os modelos e materiais que podem ser utilizados para a construção de dessalinizadores mais eficientes. Sharshir *et al.* (2016) identificaram as seguintes técnicas utilizadas para melhoria do desempenho dos dessalinizadores: uso de cubos de esponja e mechas, técnica de vácuo por condensador externo e interno, combinação dos dessalinizadores solares com refletores solares, DSC acoplado a coletor solar e utilização de materiais de mudança de fase (PCM), dessalinizador solar escalonado modificado e DSC com nanopartículas. Os materiais de mudança de fase (PCM) e materiais absorventes de calor (os quais absorvem e retêm o calor por mais tempo) usados no DSC contribuem para uma produção eficiente, uma vez que aumentam o armazenamento de energia interna no sistema (Kabeel *et al.*, 2017; Kumar *et al.*, 2021; Naveenkumar *et al.*, 2020).

A parafina como PCM foi estudada devido às suas propriedades físicas, químicas e econômicas com segurança e confiabilidade (Nougriaya *et al.*, 2021). No estudo de Tuly *et al.* (2021), a produtividade teve uma melhoria substancial em um sistema de dessalinização assistida por concentrador solar (que são sistemas de espelhos ou refletores que concentram toda a radiação solar em um único ponto) utilizando cera de parafina como PCM. O uso de materiais absorventes de calor corrobora o aumento da produtividade dos dessalinizadores solares (Kumar *et al.*, 2021). E de acordo com Panchal e Patel (2017), o cascalho de granito preto e as rochas pretas são exemplos de materiais que absorvem e retêm calor por longos períodos de tempo. A borracha preta também pode ser adicionada à bandeja para o

aumento da taxa de absorção de energia térmica (Sathyamurth *et al.*, 2017).

A temperatura mais alta inicial de água pode ser obtida usando tubos evacuados, uma vez que o vácuo dentro do tubo de vidro permite armazenar uma alta porcentagem de calor (Mevada *et al.*, 2019). Nanopartículas de alta condutividade térmica, como o Al_2O_3 , SnO_2 , ZnO , CuO , SiC , GO , Fe_3O_4 , MnO_2 , TiO_2 , Cu_2O e nanotubos de carbono, aumentam a diferença de temperatura entre a água e a cobertura, promovendo assim maior produtividade do dessalinizador solar (Tuly *et al.*, 2021).

Mevada *et al.* (2019) pesquisaram a combinação da juta preta (fibra vegetal) e de nanofluidos com tubos evacuados em diferentes equipamentos de dessalinização solar. Os autores constataram um aumento significativo da produtividade pela adição desses materiais, uma vez que o aumento nas taxas de absorção e retenção de energia térmica provocou o aumento nas taxas de evaporação, da água no interior dos equipamentos, por mais tempo do que o convencional. Para Selvaraj e Natarajanb (2018) a superfície do interior da bandeja de um dessalinizador solar precisa ser revestida com materiais que absorvem calor. Os autores indicaram a tinta preta fosca anticorrosiva, pois é um material de baixo custo e acessível comercialmente em várias regiões do mundo.

A eficiência de um dessalinizador solar é calculada a partir da razão entre a quantidade de água dessalinizada por dia sobre a área útil do equipamento (área da bandeja que será a superfície de evaporação) vezes a média diária de energia térmica total acumulada. Então, produzir mais água dessalinizada, em uma menor área de superfície de evaporação, a qual absorva e acumule mais energia térmica, é uma das formas para ter equipamentos mais eficientes.

Kabeel *et al.* (2019a) ao analisar dessalinizadores inclinados, identificaram que os modelos mais

eficientes, quando comparados ao um DSC, são o dessalinizador solar em cascata do tipo açude com PCM (que alcançou a produção diária de 6,7 L/m²/dia) e o dessalinizador solar simples de única inclinação com aletas de fixação na bandeja, espelhos retrovisores internos e externos e condensador externo (produção diária de 8,9 L/m²/dia).

Tiwari e Sahota (2017) pesquisaram dessalinizadores solares passivos, que são equipamentos que não recebem energia térmica de uma fonte externa e constataram que o dessalinizador solar de inclinação dupla tem melhor desempenho do que o de inclinação única. Os autores também afirmaram que o primeiro é mais econômico, mais sustentável e tem maior eficiência exérgica.

Sathyamurth *et al.* (2017) verificaram que ao integrar o dessalinizador solar inclinado ao DSC o rendimento é aumentado, dado que a alimentação de água salina do deste é feita por gravidade e alimenta o segundo equipamento pelo excedente de água que não evaporou, seguindo o fluxo descendente, assim a massa de água que não evaporou no primeiro equipamento poderá evaporar no segundo. Desse modo, esse sistema não necessita de nenhuma forma de bombeamento adicional para alimentar o segundo dessalinizador.

EL-Sebaili e El-Bialy (2015) identificaram, ao analisar a literatura, que o dessalinizador solar passivo de bandeja tripla; dessalinizador solar escalonado (que apresenta a bandeja em forma de uma cascata, a qual a água escorre, por gravidade, do degrau mais elevado para os degraus inferiores) com refletores internos e material absorvente de calor; dessalinizador solar de bandeja dupla, com cobertura de inclinação dupla e efeito único com pavio; e o dessalinizador solar de bandeja dupla com condensador extra apresentam baixos custos fixos, por litro e rendimentos anuais elevados. De acordo com os autores, o dessalinizador solar passivo de bandeja tripla e o do tipo cascata com refletores internos têm o menor custo de pro-

dução, de cerca de US\$ 0,0099/L e US\$ 0,0197/L (dólares por litro), respectivamente.

Katekar e Deshmukhb (2021) realizaram uma análise técnico-econômica do custo de produção do equipamento pelo litro de água purificada por dia dos dessalinizadores solares ativos e passivos. Os autores concluíram que entre os diversos modelos de dessalinizadores solares passivos, o dessalinizador solar de inclinação única, com uma única bandeja (superfície de evaporação) e espelhos internos, é o projeto mais econômico, cerca de US\$ 0,0955/L/dia. Já para os dessalinizadores ativos, o dessalinizador solar de bandeja única com inclinação dupla e coletor de placa plana é o projeto mais econômico, variando entre US\$ 4,31/L/dia e US\$ 0,0078/L/dia).

Ainda de acordo com os autores, comparando todos os projetos de dessalinizadores solares, verificou-se que o dessalinizador solar fotovoltaico-térmico (que utiliza painéis solares para fornecer energia extra ao sistema no pré-aquecimento da água que vai ser dessalinizada) é o projeto mais econômico (US\$ 0,0013/L). Os autores concluem que o dessalinizador solar tubular, com o formato de cilindro reto, sistema de rastreamento do sol e concentrador parabólico (que compreende uma superfície espelhada em formato de uma parábola e com a função de concentrar a radiação solar em um único ponto), é o projeto ideal, dado que alcançou a produtividade de 4,71 L/m²/dia e o custo de US\$ 0,033/L.

Além das análises tecno-econômicas, os dessalinizadores solares também podem ser avaliados pelo grau de potabilidade ou de purificação da água que são capazes de produzir. No estudo de Silva *et al.* (2020) foram avaliados os padrões de potabilidade estabelecidos pela portaria de consolidação n. 005/2017 do Ministério da Saúde, e concluíram que o dessalinizador solar experimental utilizado na pesquisa foi capaz de purificar a água salobra e atender aos padrões brasileiros de potabilidade.

Segundo Brito *et al.* (2020), um equipamento de dessalinização solar eficiente é capaz de remover os sais da água, uma vez que para tornar essa água potável será necessário acrescentar alguns tipos de sais conforme a Resolução da Diretoria Colegiada (RDC) n. 316, de 17 de outubro de 2019, do Ministério da Saúde.

No Brasil, outras iniciativas de pesquisas com a dessalinização solar também obtiveram resultados promissores. Por exemplo o trabalho de Lied *et al.* (2018), que construiu um dessalinizador solar convencional, em escala piloto, e atingiu

cerca de 0,8 L/m², reduzindo a turbidez acima de 80% e a Demanda Química de Oxigênio (DQO) em 20%. No trabalho de Azevedo *et al.* (2020) foram levantados os benefícios socioeconômicos do uso de dessalinizadores solares em regiões semiáridas. Os autores concluíram que a tecnologia pode ser empregada a um baixo custo mesmo em áreas em vulnerabilidade social.

A Tabela 2 contém uma síntese das informações obtidas dos trabalhos experimentais encontrados a partir da RSL.

Tabela 2 – Síntese dos trabalhos experimentais.

Autor e ano	País	Tipo de dessalinizador	Tecnologias extras envolvidas	Altura da lâmina d'água	Materiais de construção citados	Produtividade	Produtividade em relação ao DSC	Custo de água purificada	Custo de fabricação
Karuppusamy (2012)	Índia	Dessalinizador solar convencional acoplado à tubos evacuados	Emprego do cascalho preto como PCN	-	Alumínio; vidro; espuma de poliuretano	-	> 49,7%	<0,022 US\$/L	>US\$ 212
Ahsan <i>et al.</i> (2013)	Malásia	Dessalinizador solar triangular	-	(1,5; 2,5) cm	Polietileno; Tubos de PVC (policloreto de vinila); polimetilmetacrilato (perspex); Linha de Nylon; Fita adesiva; Madeira	(1,55; 1,60) L	-	-	US\$ 358,72
Singh <i>et al.</i> (2013)	Índia	Dessalinizador solar de inclinação única	Dessalinizador integrado com coletor tubular evacuado	3 cm	Bandeja em concreto, chapa de ferro galvanizado, plástico reforçado com fibra; Cobertura de vidro transparente com grampos de ferro; vedação com massa para janela.	3,8L/m ²	-	-	-
Kumar, Dubey e Tiwari (2014)	Índia	Dessalinizador solar de inclinação única	Integrado com coletor de tubo evacuado; bomba d'água	3 cm	Cobertura de vidro; tubos evacuados concêntricos de borossilicato	3,9L/m ²	-	US\$ 31,02/m ³	-
Bhardwaj, Kortenaar e Mudde (2015)	Países baixos	Dessalinizador solar convencional acoplado a condensadores extras	Aquecedor elétrico; Aumento da área da superfície de condensação; condensador	-	Polimetilmetacrilato (acrílico) para os condensadores extras; Vidro	-	50%	-	-
Kabeel e Abdelgaied (2016)	Egito	Dessalinizador solar convencional	Materiais de mudança de fase (PCN)	2 cm	Aço galvanizado; madeira; vidro; Parafina; tubos de PVC	7,54 L/dia	67,18%	0,032 US\$/L	-

continua...

Tabela 2 - Continuação...

Autor e ano	País	Tipo de dessalinizador	Tecnologias extras envolvidas	Altura da lâmina d'água	Materiais de construção citados	Produtividade	Produtividade em relação ao DSC	Custo de água purificada	Custo de fabricação
Kumar, Esakkimuthu e Murugavel (2016)	Índia	Dessalinizador convencional com adição de condensador externo e eixo agitador	Emprego da energia solar para alimentar motor do exaustor e eixo agitador	1 cm	Aço galvanizado, vidro; painel de energia solar, exaustor; condensador; eixo agitador	-	30,49%	-	-
Faegh e Shafi (2017)	Irã	Dessalinizador solar equipado com um sistema externo de armazenamento de calor latente e coletores de tubos evacuados	Utilização de PCNs e tubos de termosifão em um taque extra	2 cm	Tubos evacuados; parafina; tubos de termosifão; vidro; aço	6,55 L/dia	86%	0,015 US\$/L	-
Faeilzadeh et al. (2017)	Irã	Dessalinizador solar convencional	Variação de diferentes alturas da parede dos dessalinizadores e suas proporções (comprimento e largura)	2 cm	Vidro com 4mm e alumínio	-	-	-	-
Al-Harahsheh et al. (2018)	Jordânia	Dessalinizador solar convencional com emprego de materiais de mudança de fase	Acoplado a um coletor solar e recirculação da água bruta; Bandeja do dessalinizador revestida com tiossulfato de sódio pentahidratado atuando como PCN; Camada dupla da tampa de cobertura de vidro	(5; 8; 10) cm	Aço inoxidável; Vidro comum, baia e válvula de controle da água; Bobina de alumínio trocadora de calor; coletor solar modelo DSC 25; bomba de recirculação; Tiossulfato de sódio pentahidratado (PCN)	4,3 L/dia	-	0,05 US\$/L	US\$ 2.000
Kabeel, El-Samadony, El-Maghlany (2018)	Egito	Dessalinizador solar convencional; Dessalinizador solar com utilização de materiais de mudança de fase	Utilização de PCN/placas de grafite na bandeja	2 cm	Vidro, madeira, chapa galvanizada	>7 L/dia	74,89% - 80,5%	-	-
Cheng, Huo e Nian (2019)	China	Dessalinizador solar convencional com emprego de materiais de mudança de fase	Utilização de PCN nas placas absorvedoras em substituição à utilização de um metal convencional	2 cm	Vidro; Aço inoxidável	3,41 L/dia	43,30%	0,0243 US\$/L	US\$ 152,00
Kabeel et al. (2019b)	Egito	Dessalinizador solar do tipo pirâmide	Materiais de mudança de fase (PCN)	[1 a 3,5] cm	Vidro; aço; acrílico; madeira	6,6 L/dia	-	0,0107 US\$/L	US\$ 200,00
Kabeel, Abdelaziz e El-Said (2019)	Egito	Dessalinizador solar com refletor interno com material de mudança de fase (PCN)	Materiais de mudança de fase (PCN)	-	Aço galvanizado; madeira; vidro; Parafina; Cascalho preto	3,27 L/dia	-	~0,0014 US\$/L	US\$ 200,00

continua...

Tabela 2 – Continuação...

Autor e ano	País	Tipo de dessalinizador	Tecnologias extras envolvidas	Altura da lâmina d'água	Materiais de construção citados	Produtividade	Produtividade em relação ao DSC	Custo de água purificada	Custo de fabricação
Yousef, Hassan e Sekiguchi (2019)	Egito	Dessalinizador solar de inclinação única	Materiais absorventes	-	Vidro; Fibras de malha de aço (um novo meio poroso) e aletas de pino cilíndrico oco como materiais absorventes; forro da bacia em ferro zincado; folha isolante Armaflex como isolante térmico	-	16% com aletas de pino cilíndrico oco e 25% com fibras de lã de aço	0,0416 US\$ (com aletas) e 0,0343 US\$ (com fibras)	-
Yousef et al. (2019)	Egito	Dessalinizador solar de inclinação única	Dessalinizador com PCM; Dessalinizador com dissipador de calor com aletas de pino embutido no PCM	1,5 cm	Vidro; Ferro galvanizado para revestimento da bacia; folha de isolamento Armaflex como isolante térmico; junta de borracha para vedação da tampa; cera de parafina como PCM	-	Dessalinizador com PCM (redução de 7% durante o dia); Dessalinizador com dissipador de calor com aletas de pino embutido no PCM (aumento de 17%)	-	-
Yousef e Hassan (2019a)	Egito	Dessalinizador solar de inclinação única	Dessalinizador com PCM; Dessalinizador com PCM e dissipador de calor com aletas de pino embutido no PCM; Dessalinizador com PCM e fibras de malha de aço	-	Ferro galvanizado para forro da bandeja; isolamento Armaflex; juta de borracha para vedação; cera de parafina como PCM	3,572 – 3,685 L/dia	-	US\$ 0,051 (PCM); US\$0,054 (PCM-PF); 0,05 (PCM-SWF)	-
Wilson et al. (2019)	Índia	Dessalinizador solar de inclinação única	Absorvedor fototérmico	-	Algodão revestido de fuligem de vela como absorvedor	-	-	-	-
Vigneeswaran et al. (2019)	Índia	Dessalinizador solar de inclinação única	Dessalinizador com PCM monofásica (I) e com dois materiais de mudança de fase (II).	-	Bacia com ferro galvanizado; fundo isolado com compensado; folha de borracha abaixo do dessalinizador; cera de parafina como PCM;	I (4,020 L /m ² /dia; II (4,400 L / m ² /dia)	I (42,29%); II(46,29%)	-	-
Abdullah et al. (2020)	Arábia Saudita	DSC; Dessalinizador solar de inclinação única com bandeja solar	Refletores solares (com variação entre modelos e espelhos internos e externos)	(0,5; 1,0; 1,5; 2,0) cm	Aço galvanizado; Vidro; Fibra de vidro	4,5 L/dia	95% a mais do que o DSC	0,021 US\$/L	-
Fang, Mu e Tu (2021)	China	Dessalinizador solar de inclinação única	Três lentes ao redor do dessalinizador; um refletor na parte de trás do dessalinizador	15 cm	Vidro; Lentes de Fresnel	2,5 L/ m ²	32%	0,043 US\$ / kg	US\$ 282,49

Legenda: US\$ = Dólar americano; PCM = Material de mudança de fase; L = Litros; d = dia; kg = quilograma, cm = centímetro, m = metro, m2 = metro quadrado.

4 CONCLUSÕES

O interesse da comunidade científica sobre a utilização eficiente dos recursos hídricos é notável pelo crescimento do número de publicações nos últimos anos. A pandemia da covid-19 enfatizou as desigualdades entre os povos no tocante ao acesso à água potável e um problema que já existia foi potencializado. O acesso a recursos hídricos de qualidade está cada vez mais limitado, desse modo tecnologias de purificação de água terão que ser utilizadas com mais frequência. A dessalinização solar é bastante promissora, pois, de forma simples, tenta suprir a demanda d'água purificada de um indivíduo a um custo relativamente baixo.

Porém, os equipamentos de dessalinização solar, pela baixa produção de água purificada por dia, necessitam de mais estudos e novas tecnologias para aumentar a quantidade produzida. Assim, esta RSL se propôs a estudar os parâmetros que influenciam a produtividade de um dessalinizador solar de baixo custo.

Então, esta RSL conclui que:

- Sobre uso de outras tecnologias associadas aos dessalinizadores solares: os materiais de mudança de fase (PCM) foram os mais citados como ferramentas que permitem aumentar a produtividade dos dessalinizadores solares, em que a parafina combinada com outros materiais apresenta melhores resultados;
- Sobre o fornecimento de energia extra ao sistema: foi constatado que os tubos evacuados foram mais eficientes em aumentar a produtividade dos dessalinizadores solares quando comparados a outros equipamentos como concentradores, refletores e coletores solares e ainda condensadores externos;
- Sobre o desenho do equipamento: o dessalinizador solar convencional de uma única inclinação é o mais utilizado, uma vez que permite modificações estruturais e comparações entre essas modifica-

ções e o modelo tradicional. O dessalinizador solar convencional é mais simples e possibilita alterar os materiais de construção, o ângulo de inclinação e o material da cobertura, os tipos de isolantes térmicos, os materiais para a bandeja e paredes do equipamento, a altura de lâmina d'água e o acoplamento a outras tecnologias de forma mais prática;

- Sobre os materiais de construção: a madeira é o material mais utilizado para compor a carcaça do equipamento. O aço galvanizado é o material mais frequente para construir a bandeja e reforçar as estruturas dos dessalinizadores solares. O vidro incolor não temperado (vidro comum) de espessura de 4 mm é o mais utilizado para a tampa de cobertura dos dessalinizadores solares. A tinta preta fosca foi apontada como preferível para pintar a bandeja do equipamento, porém poucos estudos relacionavam a adição de partículas absorvedora de energia térmica a essa tinta. A maioria dos autores preferem utilizar materiais de fácil disponibilidade para atenuar os custos de construção dos dessalinizadores solares.

- A altura da lâmina d'água ideal é por volta de 2 cm e as paredes do equipamento devem ter alturas próximas aos 10 cm para evitar sombreamento. As dimensões do equipamento devem seguir a orientação de manter a proporção de 0,40 entre o comprimento e a largura.

Por fim, a RSL cumpriu seu objetivo, uma vez que de posse dessas informações é possível elaborar um projeto de dessalinizador solar baseado na ciência já conhecida sobre a tecnologia, otimizando assim os recursos e tempo para o desenvolvimento de um equipamento de baixo custo e mais eficiente.

5 CONTRIBUIÇÕES DOS AUTORES

Conceitualização, Rocha LO, Lima CAP e Medeiros KM; **Metodologia**, Silva JMN e Farias LMS; **Investigação**, Rocha LO, Farias LMS Borges e Lima CAP; **Redação – Primeira versão**, Rocha LO, Farias LMS Borges e Lima CAP; **Redação – Revisão &**

Edição, Rocha LO, Farias LMS e Silva JMN; **Aquisição de Financiamento**, Rocha LO, Farias LMS e Medeiros KM; **Supervisão**, Lima CAP e Medeiros KM.

6 REFERÊNCIAS

- ABDULLAH, A. S. *et al.* New design of trays solar still with enhanced evaporation methods—Comprehensive study. **Solar Energy**, Amsterdã, v. 203, p. 164-174, 2020.
- ABUJAZAR, M. S. S. *et al.* The effects of design parameters on productivity performance of a solar still for seawater desalination: A review. **Desalination**, Berlim, v. 385, p. 178-193, 2016.
- AHSAN, A. *et al.* Parameters affecting the performance of a low cost solar still. **Applied energy**, Amsterdã, v. 114, p. 924-930, 2014.
- AL-HARAHSEH, M. *et al.* Solar desalination using solar still enhanced by external solar collector and PCM. **Applied Thermal Engineering**, Amsterdã, v. 128, p. 1030-1040, 2018.
- ARUNKUMAR, T. *et al.* A review of efficient high productivity solar stills. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, Amsterdã, v. 101, p. 197-220, 2019.
- AZEVEDO, P. V. *et al.* Potencial de produção de água potável e benefícios socioeconômicos advindos do uso de dessalinizadores solar. **Revista geográfica acadêmica**, Boa vista, v. 14, n. 2, p. 73-87, 2020.
- BRITO, Y. J. V. *et al.* Estudo experimental de um dessalinizador solar do tipo bandeja com dupla inclinação para potabilização de água no semiárido paraibano. **Revista Águas Subterrâneas**, São Paulo, v. 34, n. 2, p. 156-165, 2020.
- BHARDWAJ, R.; TENKORTENAAR, M. V.; MUDDE, R. F. Maximized production of water by increasing area of condensation surface for solar distillation. **Applied energy**, Amsterdã, v. 154, p. 480-490, 2015.
- CHENG, W.; HUO, Y.; NIAN, Y. Performance of solar still using shape-stabilized PCM: Experimental and theoretical investigation. **Desalination**, Amsterdã, v. 455, p. 89-99, 2019.
- DONATO, H.; DONATO, M. Stages for undertaking a systematic review. **Acta medica portuguesa**, Lisboa, v. 32, n. 3, p. 227-235, 2019.
- EKUMAH, B. *et al.* Disparate on-site access to water, sanitation, and food storage heighten the risk of COVID-19 spread in Sub-Saharan Africa. **Environmental research**, Nova York, v. 189, 2020.
- EL-SEBAIL, A. A.; EL-BIALY, E. Advanced designs of solar desalination systems: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, Amsterdã, v. 49, p. 1198-1212, 2015.
- ELTAWIL, M. A.; ZHENGMIN, Z.; YUAN, L. A review of renewable energy technologies integrated with desalination systems. **Renewable and sustainable energy reviews**, Amsterdã, v. 13, n. 9, p. 2245-2262, 2009.
- FAEGH, M.; SHAFII, M. B. Experimental investigation of a solar still equipped with an external heat storage system using phase change materials and heat pipes. **Desalination**, Amsterdã, v. 409, p. 128-135, 2017.
- FANG, S.; MU, L.; TU, W. Application design and assessment of a novel small-decentralized solar distillation device based on energy, exergy, exergoeconomic, and enviroeconomic parameters. **Renewable Energy**, Amsterdã, v. 164, p. 1350-1363, 2021.
- FARIAS, L. M. S. *et al.* Criteria and practices for lean and green performance assessment: Systematic review and conceptual framework. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdã, v. 218, p. 746-762, 2019.
- GARZA-REYES, J. A. Lean and green—a systematic review of the state of the art literature. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdã, v. 102, p. 18-29, 2015.
- JANI, H. K.; MODI, K. V. A review on numerous means of enhancing heat transfer rate in solar-thermal based desalination devices. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, Amsterdã, v. 93, p. 302-317, 2018.
- KABEEL, A. E.; ABDELGAIED, M. Improving the performance of solar still by using PCM as a thermal storage medium under Egyptian conditions. **Desalination**, Amsterdã, v. 383, p. 22-28, 2016.
- KABEEL, A. E.; ABDELAZIZ, G. B.; EL-SAID, E. M. S. Experimental investigation of a solar still with composite material heat storage: energy, exergy and economic analysis. **Journal of cleaner production**, Amsterdã, v. 231, p. 21-34, 2019.
- KABEEL, A. E.; EL-SAMADONY, Y. A. F.; EL-MAGHLANY, W. M. Comparative study on the solar still performance utilizing different PCM. **Desalination**, Amsterdã, v. 432, p. 89-96, 2018.
- KABEEL, A. E. *et al.* Performance enhancement of solar still through efficient heat exchange mechanism—a review. **Applied Thermal Engineering**, Amsterdã, v. 114, p. 815-836, 2017.
- KABEEL, A. E. *et al.* A review on different design modifications employed in inclined solar still for enhancing the productivity. **Journal of Solar Energy Engineering**, Nova York, v. 141, n. 3, p. 1-10, 2019a.
- KABEEL, A. E. *et al.* Effect of water depth on a novel absorber plate of pyramid solar still coated with TiO₂ nano black paint. **Journal of cleaner production**, Amsterdã, v. 213, p. 185-191, 2019b.
- KARUPPUSAMY, S. An experimental study on single basin solar still augmented with evacuated tubes. **Thermal science**, [S. l.], v. 16, n. 2, p. 573, 2012.

- KATEKAR, V. P.; DESHMUKH, S. S. Techno-economic review of solar distillation systems: A closer look at the recent developments for commercialisation. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdã, v. 294, 2021.
- KHALIFA, A. J. N. On the effect of cover tilt angle of the simple solar still on its productivity in different seasons and latitudes. **Energy conversion and management**, Amsterdã, v. 52, n. 1, p. 431-436, 2011.
- KUMAR, H. A. *et al.* Recent advancements, technologies, and developments in inclined solar still—a comprehensive review. **Environmental Science and Pollution Research**, Amsterdã, v. 28, n. 27, p. 35346-35375, 2021.
- KUMAR, R. A.; ESAKKIMUTHU, G.; MURUGAVEL, K. K. Performance enhancement of a single basin single slope solar still using agitation effect and external condenser. **Desalination**, Amsterdã, v. 399, p. 198-202, 2016.
- KUMAR, S.; DUBEY, A.; TIWARI, G. N. A solar still augmented with an evacuated tube collector in forced mode. **Desalination**, Amsterdã, v. 347, p. 15-24, 2014.
- LIED, E. B. *et al.* Destilador solar convencional para efluente agroindustrial. **Revista DAE**, São Paulo, v. 66, n. 211, p. 62-73, 2018.
- MEVADA, D. *et al.* Applications of evacuated tubes collector to harness the solar energy: a review. **International Journal of Ambient Energy**, Londres, v. 43, n. 1, p. 1-18, 2019.
- NAYI, K. H.; MODI, K. V. Pyramid solar still: a comprehensive review. **Renewable and sustainable energy reviews**, Amsterdã, v. 81, n. 1, p. 136-148, 2018.
- NOUGRIAYA, S. K. *et al.* Influence of basin water depth and energy storage materials on productivity of solar still: A review. **Materials Today: Proceedings**, Nova York, v. 44, n. 1, p. 1589-1603, 2021.
- ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE. **Progress on household drinking water, sanitation and hygiene 2000-2017: special focus on inequalities**. Nova York: OMS, 2019.
- PANCHAL, H. N.; PATEL, S. An extensive review on different design and climatic parameters to increase distillate output of solar still. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, Amsterdã, v. 69, p. 750-758, 2017.
- PRÜSS-USTÜN, A. *et al.* Burden of disease from inadequate water, sanitation and hygiene for selected adverse health outcomes: an updated analysis with a focus on low- and middle-income countries. **International journal of hygiene and environmental health**, Jena, v. 222, n. 5, p. 765-777, 2019.
- SELVARAJ, K.; NATARAJAN, A. Factors influencing the performance and productivity of solar stills—A review. **Desalination**, Amsterdã, v. 435, p. 181-187, 2018.
- SILVA, A. O. *et al.* Potabilização de água salobra por meio de um dessalinizador solar portátil com refletores de radiação integrados. **Revista Águas Subterrâneas**, v. 34, n. 3, p. 285-295, 2020.
- SHAHZAD, M. W. *et al.* Energy-water-environment nexus underpinning future desalination sustainability. **Desalination**, Amsterdã, v. 413, p. 52-64, 2017.
- SHARSHIR, S. W. *et al.* Factors affecting solar stills productivity and improvement techniques: a detailed review. **Applied Thermal Engineering**, Amsterdã, v. 100, p. 267-284, 2016.
- SINGH, A. K. *et al.* Performance analysis of specially designed single basin passive solar distillers incorporated with novel solar desalting stills: A review. **Solar Energy**, Amsterdã, v. 185, p. 146-164, 2019.
- SINGH, R. V. *et al.* Performance of a solar still integrated with evacuated tube collector in natural mode. **Desalination**, Amsterdã, v. 318, p. 25-33, 2013.
- TIWARI, G. N.; SAHOTA, L. Review on the energy and economic efficiencies of passive and active solar distillation systems. **Desalination**, Amsterdã, v. 401, p. 151-179, 2017.
- TULY, S. S. *et al.* Effects of Design and Operational Parameters on the Performance of a Solar Distillation System: A Comprehensive Review. **Groundwater for Sustainable Development**, Amsterdã, v. 14, 2021.
- VELMURUGAN, V. *et al.* Single basin solar still with fin for enhancing productivity. **Energy Conversion and Management**, Amsterdã, v. 49, n. 10, p. 2602-2608, 2008.
- VIGNESWARAN, V. S. *et al.* Augmenting the productivity of solar still using multiple PCMs as heat energy storage. **Journal of Energy Storage**, Amsterdã, v. 26, 2019.
- WILSON, H. M. *et al.* Ultra-low cost cotton based solar evaporation device for seawater desalination and waste water purification to produce drinkable water. **Desalination**, Amsterdã, v. 456, p. 85-96, 2019.
- YADAV, S.; SUDHAKAR, K. Different domestic designs of solar stills: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, Amsterdã, v. 47, p. 718-731, 2015.
- YOUSEF, M. S.; HASSAN, H. Energetic and exergetic performance assessment of the inclusion of phase change materials (PCM) in a solar distillation system. **Energy conversion and management**, Amsterdã, v. 179, p. 349-361, 2019a.
- YOUSEF, M. S.; HASSAN, H.; SEKIGUCHI, H. Energy, exergy, economic and enviroeconomic (4E) analyses of solar distillation system using different absorbing materials. **Applied Thermal Engineering**, Amsterdã, v. 150, p. 30-41, 2019.
- YOUSEF, M. S. *et al.* An experimental study on the performance of single slope solar still integrated with a PCM-based pin-finned heat sink. **Energy Procedia**, Amsterdã, v. 156, p. 100-104, 2019.

Viabilidade técnica e econômica no tratamento anaeróbico de efluente gerado em indústria de laticínio: um estudo de caso


Technical and economic feasibility in the anaerobic treatment of effluent generated in the dairy industry: a case study


• **Data de entrada:**
02/07/2021
• **Data de aprovação:**
15/05/2023

Lucio Vinícius Aragão Santos^{1*} | Daniel Moreira Fontes Lima¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.023>

ORCID ID

Santos LVAS  <https://orcid.org/0000-0002-6487-1134>

Lima DMF  <https://orcid.org/0000-0002-6155-8564>

Resumo

Em Sergipe, especificamente no Sertão do São Francisco, estão concentrados os maiores polos leiteiros do estado, sendo o município de Nossa Senhora da Glória o maior produtor sergipano. A produção de laticínios geralmente é composta por uma série de etapas que requerem uma significativa demanda energética. Uma forma de reduzir os custos energéticos, e ainda contribuir de forma benéfica para o meio ambiente, é o aproveitamento do biogás gerado a partir do tratamento de resíduos em sistemas anaeróbios. Assim, o objetivo desta pesquisa foi avaliar a possibilidade de produção e utilização do biogás na planta industrial de um produtor laticínio da região, a partir da digestão anaeróbia de seus resíduos. Para isso, foi realizada a caracterização da vazão e dos parâmetros físico-químicos do efluente gerado pela indústria e, em seguida, foram estimados a produção de biogás e o potencial energético do laticínio, a partir do software Probio 1.0. Além disso, elaborou-se um projeto para o tratamento do efluente, incluindo os itens necessários à utilização do biogás na geração de energia elétrica. Os resultados mostraram que a vazão média diária foi 6.833,4 litros de efluentes. Já em termos qualitativos, o efluente bruto apresentou elevada biodegradabilidade. Assim, foi estimado um volume de biogás de 36,2 m³.dia⁻¹ em condições ótimas do sistema, além de um potencial energético de 316,8 kWh.dia⁻¹. O conjunto gerador foi dimensionado para trabalhar de 3 a 4 horas por dia, garantindo uma produção anual de 31.932 kWh e, conseqüentemente, uma economia de R\$ 22.317,12/ano. Os custos anuais encontrados para o cálculo de viabilidade econômica foram de R\$ 142.190,25 e R\$ 6.619,11 para o *capital expenditure* (CAPEX) e o *operational expenditure* (OPEX), respectivamente. Já o valor presente líquido (VPL) foi de R\$ 6.993,87, com um *payback* descontado de 9,53 anos. A taxa interna de retorno (TIR) foi 6,13%, maior que a taxa mínima de atratividade (TMA). Logo, o sistema de geração de energia a biogás do produtor laticínio é uma alternativa atrativa, além de proporcionar ganho ambiental com o tratamento de efluentes e a redução da emissão de gases do efeito estufa.

Palavras-chave: Sustentabilidade. Biogás. Processos biológicos. Inovação.

¹ Universidade Federal de Sergipe – São Cristóvão – Sergipe – Brasil.

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

Abstract

In Sergipe, more specifically in the São Francisco hinterland region, are concentrated the largest dairy centers in the state, with the municipality of Nossa Senhora da Glória being the state's largest producer. The production of dairy products generally comprises a series of steps that require a significant energy demand. One of the ways to reduce energy costs and also contribute beneficially to the environment is the use of biogas generated from the treatment of these wastes in anaerobic systems. Therefore, the objective of this research was to evaluate the possibility of production and use of biogas in the industrial plant of a dairy producer in the region, from the anaerobic digestion of its residues. To this end, the characterization of the flow and the physicochemical parameters of the effluent generated by the industry under study was carried out and, then, the biogas production and energy potential of the dairy were estimated, using the Probio 1.0 software. Also, a project for the treatment of effluent from the dairy was elaborated, including the items necessary for the use of biogas to generate electricity. The results showed that the mean daily flow was 6,833.4 liters of effluents. In qualitative terms, the raw effluent showed high biodegradability. Therefore, a biogas volume of $36.2 \text{ m}^3 \text{ day}^{-1}$ was estimated under the optimum conditions of the system, in addition to an energy potential of $316.8 \text{ kWh day}^{-1}$. The generator set was dimensioned to work for 3 to 4 hours a day, guaranteeing an annual production of 31,932 kWh and, consequently, savings of R\$ 22,317.12/year. The annual costs found to calculate economic feasibility were R\$ 142,190.25 and R\$ 6,619.11 for capital expenditure (CAPEX) and operational expenditure (OPEX), respectively. The net present value (NPV) was R\$ 6,993.87 with a discounted payback of 9.53 years. The internal rate of return (IRR) was 6.13%, higher than the minimum attractiveness rate (MAR). Thus, the dairy producer biogas energy generation system is an attractive alternative, in addition to providing environmental gains with the treatment of effluents and the reduction of greenhouse gas emissions.

Keywords: Sustainability. Biogas. Biological processes. Innovation.

1 INTRODUÇÃO

A poluição e a contaminação resultantes das atividades humanas, com produção de efluentes domésticos e industriais, resíduos sólidos e supressão de vegetação, influenciam também na qualidade de vida da população. Logo, o reflexo no meio ambiente para o lançamento de esgotos industriais em corpos hídricos, sem quaisquer critérios técnicos de tratamento, pode provocar alterações significativas nas características da água, além de desequilíbrios no ecossistema.

Entre os tipos de indústrias, as de laticínios correspondem a uma grande parcela da área alimentícia. Essas agroindústrias têm um papel fundamental, tanto no ponto de vista econômico quanto no social. Vale destacar que 12% da água potável do mundo é direcionada ao beneficiamento dos produtos do setor lácteo (Wang; Serventi, 2019).

Anualmente, são liberadas mundialmente no meio ambiente entre 4 e 11 milhões de toneladas de resíduos industriais não tratados provenientes de derivados lácteos, representando uma ameaça real à biodiversidade. Todo esse montante gerado é responsável por produzir águas residuais com elevados níveis de carga orgânica e dessa forma se caracteriza o principal impacto do setor ao meio ambiente (Ahmad *et al.*, 2019).

Atualmente, existe uma preocupação notória e crescente quanto à redução do despejo de resíduos industriais no ambiente. Porém, muitas empresas ignoram os possíveis riscos e acabam dando o tratamento inadequado a eles, lançando-os principalmente em corpos hídricos adjacentes (Ahmad *et al.*, 2019; Henares, 2015).

Diante desse cenário, o tratamento anaeróbico se apresenta como uma solução eficiente e adaptada

às necessidades apresentadas, principalmente por suas características e vantagens. O sistema Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) apresenta requisitos importantes e eficazes para tratar diversos tipos de resíduos orgânicos de acordo com a literatura, incluindo aqueles que apresentam elevados teores de carga orgânica, como é o caso do setor lácteo (Tabatabaei *et al.*, 2010).

Além disso, os processos anaeróbios trazem consigo não somente a redução da carga orgânica dos efluentes brutos, mas também a produção de biogás (desde que sejam disponibilizadas condições propícias para sua implantação e operação). Portanto, devido às diversas demandas do mundo contemporâneo por energia renovável, essa pode ser a principal contribuição deste trabalho para o desenvolvimento sustentável (Boldrin *et al.*, 2016).

O aproveitamento do biogás pode representar reduções nas emissões de gases de efeito estufa e controle das mudanças climáticas, além de ser uma opção viável devido ao seu alto poder energético, uma das suas principais vantagens (Brasil, 2015; Lobato, 2011). De acordo com Lima e Passamani (2012), o biogás pode ser recuperado para diferentes aplicações, como geração de eletricidade para uso local ou venda para rede da concessionária de energia.

Porém, apesar de muitas empresas terem ciência da necessidade e buscarem implementar projetos cada vez mais sustentáveis, ainda é notório a sua preocupação quanto aos riscos técnicos e principalmente econômicos, mesmo sabendo que o potencial econômico do biogás está diretamente ligado com o seu potencial de reaproveitamento que pode gerar créditos de carbono e ser negociado no mercado mundial, tornando-se uma forma atrativa para uso dessa técnica alternativa (Duarte, 2006 *apud* Girardi, 2015; Steffens, 2016).

Assim, este trabalho buscou avaliar a possibilidade e viabilidade técnica e econômica para implantação e utilização de um sistema de

geração de biogás na planta industrial de um produtor laticínio, a partir do seu potencial de geração proveniente do tratamento anaeróbio do efluente produzido pela indústria. O intuito é reduzir significativamente tanto os gastos com energia elétrica quanto as emissões de gases de efeito estufa na atmosfera, e consequentemente buscar auxiliar no controle das crises climáticas que assolam cada vez mais o planeta.

2 METODOLOGIA

2.1 Caracterização da área de estudo

O laticínio, como pode ser visualizado na Figura 1, situa-se no Povoado Lagoa do Rancho, s/n, zona rural do município de Nossa Senhora da Glória, Sergipe. O empreendimento possui uma área total de 7.000 m² com área útil de 478,9 m², que por sua vez está distribuída entre pequenas áreas reservadas à caldeira, cozinha, refeitório e sanitários masculino/feminino, além dos vestiários. Existem ainda as áreas correspondentes à administração e ao almoxarifado de matérias-primas e os locais designados ao recebimento, testes de qualidade e armazenamento do leite.

O acesso à empresa pode ser feito a partir do município de Nossa Senhora da Glória através da rodovia Juscelino Kubitschek, em um percurso de aproximadamente 10 km. O laticínio está localizado entre as coordenadas geográficas de latitude 10°11'5,86" (S) e de longitude 37°29'7,23" (W), zona 24 L, datum SIRGAS2000.

O local tem um clima megatérmico semiárido com temperatura média anual de 24,2 °C, apresentando período chuvoso do mês de março a agosto e se obtendo uma média pluviométrica de 702,4 mm. Já o solo tem caráter argilo-arenoso e franco-argiloso, ou seja, do tipo massapê. Além disso, a vegetação predominante é a caatinga e seu regime de bacias hidrográficas compreende o rio Sergipe e riachos sazonais, além da Bacia do Rio São Francisco.



Figura 1 – Localização do Laticínio.

2.2 Período de monitoramento e análises físico-químicas

A caracterização quantitativa do efluente foi realizada *in loco* a partir de um recipiente com volume fixo de cinco litros, em que foi contabilizado o tempo necessário para o preenchimento deste até sua capacidade máxima ao longo do turno de maior pico operacional da fábrica, visando à obtenção de dados representativos para o projeto.

As coletas ocorreram às 13 horas (medição 1), às 14 horas (medição 2) e às 15 horas (medição 3). Dessa maneira, foram coletados dados três vezes ao dia, durante duas semanas. A partir disso foram obtidas as médias harmônicas das três medições, alcançando-se o tempo médio diário. Por fim, utilizou-se a média harmônica novamente e se obteve o tempo médio total, que foi dividido pelo

volume (5 litros) e, então, resultou na vazão média do laticínio.

Já a caracterização qualitativa do substrato afluente foi realizada no laboratório de Saneamento e Meio Ambiente (SAMA) da Universidade Federal de Sergipe (UFS) e no Laboratório de Estudos Ambientais (LEA) do Instituto de Tecnologia e Pesquisa (ITP). Os parâmetros analisados encontram-se na Tabela 1 e seguiram metodologias determinadas pelo *Standard Methods for the examination of water and wastewater* (American Public Health Association, 2012).

Foram realizadas três visitas técnicas para a coleta de amostras, que ocorreram em intervalos de 21 dias e a partir de uma única saída do efluente industrial bruto da indústria, ambas no turno vespertino por ser o período de maior produção.

Tabela 1 – Parâmetros utilizados, seus respectivos métodos e análises e referências.

Parâmetros	Unidade	Método de Análise	Protocolo APHA (2012)
DBO	mg.L ⁻¹	Incubação 5d a 20°C	SM 5210 B
DQO	mg.L ⁻¹	Espectrofotométrico	SM 5220 D
Sólidos suspensos Fixos	mg.L ⁻¹	Gravimétrico	MEN-LEA-015
Sólidos suspensos Voláteis	mg.L ⁻¹	Gravimétrico	SM 2540 BCDE
Sólidos totais Dissolvidos	mg.L ⁻¹	Gravimétrico	2540 B/C
Nitrito	mg.L ⁻¹	Espectrofotometria	SM 4500 NO2 B
Nitrato	mg.L ⁻¹	Espectrofotometria	SM 4500 NO3 E
Nitrogênio Amoniacal	mg.L ⁻¹	Titulométrico	4500 NH3 B/C
Fósforo total	mg.L ⁻¹	Espectrofotometria	4500 P-E
Óleos e graxas	mg.L ⁻¹	Extração Soxhlet	SSM 5520
Temperatura	°C	Termômetro	-

2.3 Estimativa de produção de biogás e do potencial energético

Foi estimado neste trabalho, a partir do *software* Probio 1.0, a capacidade de geração de biogás do efluente do laticínio. Vale ressaltar que as tomadas de decisão relacionadas ao aproveitamento energético do biogás devem ser baseadas em dados reais, porém nem sempre isso é possível (Brasil, 2015), sendo essa ferramenta a que melhor representou o balanço de massa que ocorre no

reator UASB. O modelo leva em consideração todas as perdas e rotas de conversões possíveis de demanda química de oxigênio (DQO), que dificilmente são analisadas em métodos mais tradicionais (Brasil, 2015). Além disso, é pautado em três diferentes cenários: o pessimista, o típico e o otimista.

Dessa forma, foram utilizados os seguintes dados de entrada para os três cenários disponibilizados pelo modelo, como apresentado na Tabela 2.

Tabela 2 – Dados de entrada utilizados no software Probio 1.0.

Parâmetro	Unidade	Laticínio		
		Cenário Pessimista	Cenário Típico	Cenário Otimista
Equivalente populacional	hab	320	320	320
DQO total afluente	mg.L ⁻¹	5.146,7	5.146,7	5.146,7
Contribuição per capita de DQO	kg.hab ⁻¹ .dia ⁻¹	0,11	0,11	0,11
Vazão afluente	L.dia ⁻¹	6.833,4	6.833,4	6.833,4
Temperatura	°C	25	25	25
Eficiência de remoção de DQO	%	60	65	70
Concentração de sulfato no afluente	kgSO4/m ³	0,080	0,060	0,040
Eficiência de redução de sulfato	%	80	75	70
Percentual de metano no biogás	%	96,6	96,6	96,6

continua...

Tabela 2 – Continuação...

Parâmetro	Unidade	Laticínio		
		Cenário Pessimista	Cenário Típico	Cenário Otimista
Perda com gás natural (pW)	%	7,5	5,0	2,5
Perda com o efluente (pL)	%	2,7	2,2	1,6
Outras perdas (p0)	%	7,5	5,0	2,5

2.4 Elaboração do projeto

A elaboração do projeto para geração de energia elétrica a partir do tratamento do efluente do laticínio foi pautada em algumas considerações. Assim, foi proposta a implantação de um sistema contendo um tratamento preliminar, um reator anaeróbio (UASB) e um sistema para coleta, transporte, armazenamento e utilização do biogás.

O tratamento preliminar previsto foi composto apenas por uma caixa de gordura destinada a reter, na sua parte superior, as gorduras, óleos e graxas em grande concentração contidas nos resíduos do laticínio em estudo. Essa etapa foi dimensionada de acordo com a NBR 8160 (Associação Brasileira de Normas Técnicas, 1999). Já o dimensionamento do reator UASB foi embasado nas diretrizes da NBR 12209 (ABNT, 2011) e em algumas orientações indicadas em Campos (1999). Por fim, o sistema de aproveitamento de biogás foi pautado no trabalho de Lobato (2011), que realizou experimentos em escala real para aproveitamento de biogás em sistemas contendo reatores UASBs. Além disso, os itens necessários para construção e operação foram baseados no trabalho de Valente (2015).

2.5 Estudo de viabilidade técnica e econômica

Existem diversos parâmetros que permitem avaliar a viabilidade técnica de um projeto. Sendo assim, neste trabalho se optou por avaliar os seguintes critérios: estágio de desenvolvimento da tecnologia, competências técnicas, e complexidade e disponibilidade de matéria-prima.

Já para a análise de viabilidade econômica do projeto, foram avaliados os investimentos necessários para a construção das unidades responsáveis pelo tratamento do esgoto gerado pelo laticínio, bem como para implantação dos equipamentos previstos para a devida operação dessas unidades, incluindo os itens necessários para a operação do sistema de aproveitamento de biogás. Além disso, foram determinados os índices que indicam a rentabilidade do projeto.

Essa etapa se pautou na: estimativa dos custos de investimentos (CAPEX), estimativa dos custos operacionais e manutenção (OPEX), valor presente líquido (VPL), taxa interna de retorno e *payback descontado*.

3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.1 Caracterização do efluente do laticínio

A partir de visitas *in loco* e de conversas com operadores e gestores, percebeu-se que a geração de efluentes na indústria ocorre de maneira intermitente, apresentando vazões horárias e sazonais de acordo com a etapa de beneficiamento de leite ao longo do dia. Porém, os maiores volumes foram gerados nos períodos em que eram realizadas operações de higienização e processamentos (turno vespertino).

Dessa maneira, foram compilados os dados referentes ao tempo médio de coleta durante as duas semanas por meio da média harmônica e se apresentou como resultado o tempo médio (t) de 63,22 segundos. Assim, a vazão volumétrica calculada foi de 6.833,4 L.d⁻¹.

Já os resultados encontrados para os parâmetros físico-químicos que caracterizam o efluente do laticínio, bem como suas respectivas médias aritméticas que objetivam dar maior representatividade a eles foram apresentados na Tabela 3.

A matéria orgânica foi identificada neste trabalho por meio dos parâmetros Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO). De acordo com a Tabela 3, enquanto a DBO variou entre 2,395 e 5.130 mg.L⁻¹, com média de 3.811,7 mg.L⁻¹, a DQO apresentou variação de 3.840 a 6.640 mg.L⁻¹, com média de 5.146,7 mg.L⁻¹. Assim, as concentrações e variações encontradas para esses parâmetros apresentaram certa hete-

rogeneidade quando comparadas a resultados obtidos por outros autores.

Favaretto *et al* (2015) avaliaram um laticínio na região de Passo Fundo (RS) e encontraram uma DBO média de 1.136 mg.L⁻¹ com uma variação de 596 a 1.780 mg.L⁻¹, enquanto a DQO observada em seu trabalho variou entre 1.584 e 3.528 mg.L⁻¹, com média de 2.497 mg.L⁻¹ para o efluente bruto do empreendimento. Já Pokrywiecki *et al.* (2013) analisaram o efluente de um laticínio no interior do Paraná e encontraram DBO média de 972,4 mg.L⁻¹ com uma variação de 870 a 1.050 mg.L⁻¹, enquanto a DQO observada variou entre 1.981 e 2.545 mg.L⁻¹, com média de 2.267,3 mg.L⁻¹ para o efluente bruto da empresa.

Tabela 3 – Resultados da caracterização do efluente industrial.

Parâmetros	Ensaio 1	Ensaio 2	Ensaio 3	Média	Unidade
DQO	3840	6640	4960	5146,7	mg.L ⁻¹
DBO	2395	5130	3910	3811,7	mg.L ⁻¹
Sólidos totais dissolvidos	2560	1950	2120	2210,0	mg.L ⁻¹
Sólidos suspensos fixos	4	15	8	9,0	mg.L ⁻¹
Sólidos suspensos Voláteis	510	1660	1420	1196,7	mg.L ⁻¹
Nitrogênio amoniacal	28,6	34,9	30,1	31,2	mg.L ⁻¹
Nitrito	0,02	0,02	0,02	0,0	mg.L ⁻¹
Nitrato	0,2	0,3	0,3	0,3	mg.L ⁻¹
Fósforo total	33,5	47,9	38,9	40,1	mg.L ⁻¹
Óleos e graxas	75	600	448	374,3	mg.L ⁻¹
Temperatura	27,8	27,6	28	27,8	°C

Andrade (2011) avaliou um laticínio no estado de Minas Gerais e constatou para o efluente bruto do empreendimento uma DBO com variação entre 1.425 e 2.515,0 mg.L⁻¹, com média de 1.914 mg.L⁻¹. Já a DQO dele apresentou média de 4.575,0 mg.L⁻¹, com uma variação de 3.394 a 5.319,0 mg.L⁻¹. Silva (2006) encontrou uma DBO média de 1.033,0 mg.L⁻¹ sendo que a variação

para esse parâmetro foi de 496 a 1.712 mg.L⁻¹. Enquanto isso, a DQO média foi de 3.567 mg.L⁻¹, com variação de 2.120 a 4.287 mg.L⁻¹ quando se avaliou um laticínio de pequeno porte na Zona da Mata Mineira, Minas Gerais.

Essas variações foram, possivelmente, provenientes dos diferentes tipos de processamento oferecidos ao leite, bem como pela variação na

escala de produção dos produtos em relação aos diferentes dias de processamento. Além disso, as diferentes características físico-químicas da matéria-prima aliadas à falta de aplicação de medidas preventivas para reduzir a geração de resíduos e as perdas nos laticínios durante o processo foram cruciais para a heterogeneidade encontrada nos diferentes trabalhos (Loures, 2011, Saraiva, 2009; Silva, 2006).

Segundo Machado *et al* (2002), os efluentes líquidos brutos (não tratados) de laticínios apresentam valores de DBO_5/DQO na faixa de 0,50 a 0,75. Quanto maior for esse valor, maior será a fração biodegradável dos efluentes e mais indicado é o seu tratamento por processos biológicos (Saraiva, 2009). Para este trabalho, o coeficiente médio de DBO_5/DQO foi de 0,74 para o efluente bruto, o que indica elevada biodegradabilidade para o efluente em estudo.

Como visto na Tabela 3, as análises realizadas encontram valores de sólidos totais dissolvidos que variaram de 1.950 a 2.560 $mg.L^{-1}$, com média de 2.210 $mg.L^{-1}$. Já os sólidos suspensos fixos e voláteis variam de 4 a 15 $mg.L^{-1}$ e 510 a 1.660 $mg.L^{-1}$, com médias de 9,0 e 1.197 $mg.L^{-1}$, respectivamente. Logo, a concentração de sólidos totais encontrada foi de 3.416 $mg.L^{-1}$.

Vale destacar que a porção orgânica dos sólidos analisados se apresentou em frações muito maiores que a porção inorgânica. Assim, os valores encontrados para os sólidos deste estudo apresentaram significativas concentrações de componentes orgânicos e pouquíssimos minerais ou demais componentes inorgânicos. Tais resultados corroboraram com a assertiva de que o efluente possui boa biodegradabilidade, o que possivelmente garante ao produtor laticínio um significativo potencial de produção de biogás a partir do tratamento biológico do tipo anaeróbio.

Para os sólidos totais dissolvidos, Silva (2006) encontrou valores que variaram de 670 a 3.150

$mg.L^{-1}$, com média de 1.630 $mg.L^{-1}$, enquanto para os sólidos suspensos totais o autor encontrou valores que variaram de 230 a 780 $mg.L^{-1}$, com média de 470 $mg.L^{-1}$. De maneira semelhante, Henares (2015) encontrou valores médios de 424 e 268 $mg.L^{-1}$ para os sólidos dissolvidos e suspensos totais, respectivamente. Ambos os autores avaliaram indústrias que recebem diariamente em média 15 mil litros de leite, semelhantes ao produtor laticínio deste estudo. No entanto, os valores encontrados aqui se mostraram superiores, possivelmente influenciados pelos horários das coletas, feitas no pico de descarte dos efluentes e higienização das linhas de produção, ou ainda pela quantidade reduzida do número delas devido aos impasses ocasionados pela pandemia.

Em termos de sólidos totais, percebe-se que Saraiva (2009) encontrou teores que variaram de 5.298 a 5.350 $mg.L^{-1}$ em efluente de laticínios, com média de 5.324 $mg.L^{-1}$. Costa (2008) obteve resultados que variaram de 4.800 mg/L a 15.160 mg/L . Já Felipe (2009) verificou um valor médio de 2.710 mg/L , enquanto que Andrade (2011) encontrou 3.938 mg/L . Henares (2015) observou valores médios de 692 mg/L . Vale destacar que os sólidos totais em efluente bruto, neste trabalho, assemelharam-se aos dados observados por Andrade (2011).

Como visto na Tabela 3, as análises realizadas para este estudo encontram valores de nitrogênio amoniacal que variaram de 28,6 a 34,9 $mg.L^{-1}$, com média de 31,2 $mg.L^{-1}$, enquanto que o nitrito e nitrato, apresentaram valores médios de 0,02 e 0,3 $mg.L^{-1}$, respectivamente. O fósforo total variou de 33,5 a 47,9 $mg.L^{-1}$, com média de 40,1 $mg.L^{-1}$.

Nota-se que os parâmetros em destaque não apresentaram grandes variações e suas concentrações se mostraram bem inferiores aos parâmetros citados anteriormente, o que é uma característica do efluente industrial lácteo. O nitrogênio amoniacal e o fósforo foram os nutrientes

que se apresentaram em maiores concentrações, que evidencia a presença de significativas cargas orgânicas no efluente em estudo. Essa assertiva é corroborada pelas concentrações encontradas nos parâmetros DBO, DQO e sólidos orgânicos neste trabalho. Vale destacar que, de acordo com Henares (2015), a presença mais acentuada de nitrogênio amoniacal indica um efluente recente e rico em carga orgânica.

Porém, foi a concentração do fósforo em relação aos demais estudos que se mostrou preocupante. Loures (2011) encontrou valores médios de 158 mg.L⁻¹ e 108,7 mg.L⁻¹ para o nitrogênio amoniacal e fósforo total em seu trabalho, respectivamente. Amini *et al.* (2013) encontrou média de 69,32 mg.L⁻¹ para o nitrogênio e 13,12 mg.L⁻¹ para o fósforo. Cechetti (2012) encontrou valores médios de 33,34 mg.L⁻¹ para o nitrogênio e 4,51 para o fósforo. Já Macário (2016) encontrou média de 35,08 mg.L⁻¹ para o nitrogênio e 64 mg.L⁻¹ para o fósforo, semelhante a este trabalho.

De acordo com Andrade (2011), a variabilidade das características dos efluentes gerados é grande, tanto entre diferentes laticínios, quanto entre diferentes períodos, em uma mesma indústria. Assim, a elevada concentração de fósforo em relação ao nitrogênio pode estar associada à presença de detergentes utilizados na limpeza da fábrica que despejam elevados volumes de efluentes ricos em nutrientes (Brião; Tavares, 2005).

A Tabela 3 apresentou a concentração de óleos e graxas em função dos pontos de amostragem. Observou-se que parâmetro variou de 75 a 600 mg.L⁻¹, com média de 374,3 mg.L⁻¹. O valor encontrado é inferior a trabalhos como os de Saraiva *et al.* (2009) e Henares (2015), que apresentaram concentrações médias de 1.034 mg.L⁻¹ e 987 mg.L⁻¹, respectivamente. Possivelmente isso se deve ao fato de o produtor não apresentar grandes desperdícios em suas linhas de produção, controlar a destinação do soro e possuir uma boa gestão dos seus colaboradores.

Sabe-se que os reatores UASB, apesar de serem viáveis no tratamento de inúmeros efluentes orgânicos, demandam a utilização de uma unidade de pré-tratamento para remoção dessas substâncias (Loures, 2011) quando utilizados no tratamento de efluentes lácteos, que apresentam elevados teores de óleos e graxas. A unidade proposta possivelmente auxiliaria na redução do teor dessas substâncias e conseqüentemente isso pode influenciar na manutenção da eficiência do reator, o que por sua vez garantiria melhores condições na produção de biogás pelo laticínio.

Gomes (2006) analisou o efluente bruto do produtor laticínio Apreciare Alimentos Ltda, localizado no município de Sete Lagoas, Minas Gerais. Lá encontrou concentrações de óleos e graxas que variaram de 41 a 348 mg.L⁻¹, com média de 116 mg.L⁻¹. O autor também propôs a utilização de uma caixa de gordura para remoção desse parâmetro. O efluente final apresentou concentração de 7 mg.L⁻¹. Outros autores também avaliaram essa nos produtores de diferentes regiões do Brasil e encontraram valores semelhantes aos deste trabalho. Felipe (2009) encontrou valores médio de 517 mg.L⁻¹; Silva (2006) de 414,0 mg.L⁻¹; e Machado *et al.* (2002), 550,0 mg.L⁻¹.

Por fim, os valores de temperatura apresentados na Tabela 3 variou de 27,6 a 28° C, com média de 27,8° C. Esta configuração se mostrou atrativa no que diz respeito ao tipo de tratamento que foi proposto para este trabalho. De acordo com Metcalf e Eddy (2015), a temperatura ótima para as atividades bacterianas em sistemas anaeróbios é na faixa de 25 a 35° C.

3.2 Estimativa de produção de biogás

O Brasil tem se destacado na produção de energia limpa desde a crise de petróleo. Entre os meios responsáveis por tais afirmações, destacam-se os substratos orgânicos. A recuperação do biogás gerado a partir da digestão anaeróbia pode oferecer importantes benefícios ambientais,

econômicos, energéticos e sociais (EPE, 2016 *apud* Gondim, 2017).

Em maio de 2021, a Associação Brasileira de Empresas Distribuidoras de Gás Canalizado (Abegaás) e a Associação Brasileira de Biogás (Abiogás) anunciaram a criação de um grupo de trabalho conjunto para impulsionar o uso de bio-

metano pelas concessionárias estaduais da região Nordeste do país.

Sendo assim, os resultados estimados, com o uso do software e utilizando os dados de entrada apresentados anteriormente, para a produção de biogás e do potencial energético foram dispostos na Tabela 4.

Tabela 4 – Estimativa de produção de biogás e potencial energético.

Parâmetro	Unidade	Laticínio		
		Cenário pessimista	Cenário típico	Cenário otimista
Produção real de no biogás	m ³ .dia ⁻¹	25,7	30,2	34,9
Produção real de biogás	m ³ .dia ⁻¹	26,6	31,2	36,2
Perda de potencial energético	kwh.dia ⁻¹	58,3	44,0	26,8
Produção normalizada de	Nm ³ .dia ⁻¹	23,5	27,6	32,0
Produção normalizada de biogás	Nm ³ .dia ⁻¹	24,4	28,6	33,1
Energia química disponível	kwh.dia ⁻¹	233,0	273,5	316,8
Taxa de emissão de	ton.ano ⁻¹	154,6	181,5	210,2
Volume unitário de produzido	NL.hab ⁻¹ .dia ⁻¹	73,54	86,32	100,01
	Nm ³ .m ³ .esgoto ⁻¹	0,22	0,23	0,25
Volume unitário de biogás produzido	NL.hab ⁻¹ .dia ⁻¹	76,14	89,38	103,54
	Nm ³ .m ³ .esgoto ⁻¹	0,22	0,24	0,26
Potencial energético unitário	kWh.m ³ .esgoto ⁻¹	6,62	7,77	9,0
	kWh.m ³ .biogás ⁻¹	9,56	9,56	9,56
	kWh.hab ⁻¹ .dia ⁻¹	0,73	0,85	0,99

De acordo com Chernicharo (2007), reatores UASBs em condições ideais direcionam a maior parte da matéria orgânica disponível para arqueas metanogênicas que são responsáveis pela produção de metano e de uma pequena parcela para bactérias sulforredutoras, o que está coerente com o observado neste trabalho. Dessa forma, os baixos valores referentes à redução do sulfato e, conseqüentemente, os elevados índices de geração de metano podem ser explicados pela baixa concentração de sulfato afluente considerada nas simulações. No entanto, essa situação

já era esperada por se tratar de um efluente industrial com altos teores de matéria orgânica e baixa concentração de sulfato em relação à DQO.

Apesar do elevado índice de DQO convertida em metano, apenas uma parcela desse valor se apresenta disponível para recuperação e utilização como fonte de energia. Os percentuais de conversão de DQO em CH₄, efetivamente disponível para aproveitamento energético nas simulações realizadas para este estudo, foram 43,6%, 50,5% e 37,1% para os cenários típico, otimista e pessimista, respectivamente. Vale destacar que,

segundo Lobato (2011), os valores médios de aproveitamento energético dentro de sistemas UASB variam de 32 a 56%. Logo, os valores encontrados neste trabalho se enquadram nas perspectivas desse autor.

Quando se observam os resultados em todos os cenários simulados, a DQO convertida em metano e, conseqüentemente, as taxas de produção volumétrica de biogás e energia produzida pelo efluente lácteo corroboram as informações mencionadas nos parágrafos anteriores. Mas de acordo com Lobato (2011), os efluentes industriais apresentam resíduos mais concentrados que os efluentes domésticos na maioria das vezes. Logo, possivelmente a soma desses fatores se tornou fundamental para a viabilidade da implantação do sistema aqui proposto.

3.3 Dimensionamento das etapas para tratamento do efluente lácteo

De acordo com a NBR 8160/1999 e como a fábrica produz grandes quantidades de óleos e graxas, considerou-se para o dimensionamento um cenário equivalente a mais de 12 cozinhas, como sugere a norma utilizada, adotando-se uma estrutura prevista de caixa de gordura especial do tipo prismática de base retangular. Os resultados encontrados para o dimensionamento da caixa de gordura foram apresentados na Tabela 5.

Já no dimensionamento do UASB, levando em consideração as recomendações da NBR 12209 (ABNT, 2011) e Campos (1999), obtiveram-se as dimensões e parâmetros apresentados na Tabela 6.

Tabela 5 – Dimensões e parâmetros de projeto da caixa de gordura.

Parâmetros	Unidade	Laticínio
Distância entre o septo e a saída	m	0,2
Volume da câmara de retenção de gordura	m ³	0,66
Altura molhada	m	0,6
Parte submersa do septo	m	0,4
Diâmetro da tubulação de saída	-	100
Área superficial	m ²	1,1
Comprimento	m	1,83
Largura	m	0,61
Distância entre anteparo e a entrada	m	1,22
Distância entre anteparo e a saída	m	0,61

Tabela 6 – Dimensões e parâmetros de projeto do reator UASB.

Parâmetro	Unidade	Laticínio Lac Bom
Volume do reator (V)	m ³	3,42
Área superficial do reator (A)	m ²	0,85
Velocidade ascensional (v)	m.h ⁻¹	0,35
Altura do reator (H)	m	4,0

continua...

Tabela 6 – Continuação...

Parâmetro	Unidade	Laticínio Lac Bom
Largura da câmara (L)	m	0,8
Comprimento da câmara (C)	m	1,1
Eficiência esperada do reator (E)	%	71,5
Número de distribuidores no reator (N)	-	2
Taxa de geração de biogás (T)	m ³ .m ⁻² .h ⁻¹	1,99
Veloc. de passagem entre as câmaras	m.h ⁻¹	0,50
Produção de lodo diária (P _{lodo})	kgSST.dia ⁻¹	5,28
Produção volumétrica de lodo (P _{lodo})	m ³ .dia ⁻¹	0,17

Vale ressaltar que as dimensões reduzidas do reator favorecem sua instalação do ponto de vista de uma estação de tratamento descentralizada. Desse modo, garante-se maior versatilidade na escolha do local de instalação. Além disso, a escolha do UASB como solução de tratamento secundário permite ainda a modulação da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE), possibilitando a ampliação da capacidade de tratamento conforme o laticínio cresce.

A taxa de geração de biogás, como apresentado na Tabela 6, se mostrou dentro do limite sugerido por Campos (1999) graças ao elevado teor de DQO e a alta eficiência de conversão desta em metano.

Por fim, o sistema de aproveitamento de biogás foi dimensionado a partir dos valores obtidos pelo software utilizado. Os resultados encontrados para essa etapa foram dispostos na Tabela 7.

No reservatório pulmão, além das dimensões citadas na Tabela 7, foi utilizado lona reforçada vedada em toda a sua extensão por um selo líquido na confecção. O motogerador adotado foi um motor ciclo Otto adaptado modelo MWM30, operando a biogás, com rendimento médio de 28% e consumo médio de 10 m³.h⁻¹, seguindo orientações do fabricante.

A remoção de H₂S do biogás é fundamental não apenas por razões de saúde e de segurança, mas por razões operacionais uma vez que ele possui alto poder corrosivo e pode danificar os equipamentos. Assim, o biofiltro sugerido neste trabalho deve ser instalado antes do motogerador como medida de prevenção contra a corrosão. Vale ressaltar que Pirolli (2016) encontrou em seu trabalho a eficiência de remoção de H₂S maior que 90% no tratamento de efluentes da indústria de suínos, provando a eficácia do *biotrickling filter* (BTF) na biodessulfuração.

Além disso, devido ao armazenamento não pressurizado do gás e à baixa pressão deste proveniente do processo, Lobato (2011) sugeriu a utilização de um compressor antes do motogerador, com o intuito de manter a alimentação dessa unidade constante com o biogás. O compressor sugerido para este trabalho seguiu as orientações de Barbosa (2019) e os elementos que o compõem são: compressor de refrigeração bitzer modelo v5, motor elétrico 2 cv e um pressostato HLP 110 de 1 a 10 bar.

Por fim, seguindo as orientações de Valente (2015), foi proposto que após o reator UASB fosse implantado um selo hídrico no compar-

timento hermético, um dispositivo de purga do gás, uma válvula de bloqueio e um manômetro. Além disso, o autor ressalta também a importância da uma rota de alívio para o biogás, então foi proposta uma linha paralela à principal à jusante do gasômetro, com o objetivo de redi-

recionar o biogás durante manutenções na linha principal ou quando houver produção excedente, segundo recomendações da NBR 12.209 (ABNT, 2011). Essa linha de biogás deve ser composta pelos mesmos componentes sugeridos para a linha principal (Valente, 2015).

Tabela 7 – Dimensões e parâmetros de projeto do sistema de aproveitamento de biogás.

Unidades	Qty	Parâmetros	Unidades	Laticínio
Biofiltro H ₂ S	9	Altura	m	4
		Diâmetro	m	0,8
Reservatório pulmão	4	Volume	m ³	8
		Diâmetro	m	3,14
		Largura da vala	m	0,2
		Altura do selo hidráulico	m	0,5
Motogerador	1	Potência	kW	30

3.4 Estimativa do potencial energético disponível

Nesta etapa do trabalho, foi verificada a capacidade energética de biogás produzido pelo reator UASB do produtor laticínio a partir dos cálculos do potencial energético disponível. Vale destacar que, uma vez conhecida a vazão volumétrica do biogás (Tabela 4), foi possível calcular o número de horas de funcionamento do motogerador por dia.

No Brasil, em 2017, cerca de 8,2% da energia gerada pelo país foi proveniente de resíduos a

partir da digestão anaeróbia com recuperação do biogás, superando outras formas como a solar e a nuclear no que diz respeito a produção de energia elétrica. Vale ressaltar que o Programa de Incentivo às Fontes de Energia no Brasil (PROINFA), criado em 2002, abriu portas para que o biogás emergisse como fonte alternativa para produção de energia elétrica no país (EPE, 2016 *apud* Gondim, 2017).

A Tabela 8 apresenta os valores encontrados que caracterizaram a disponibilidade energética do sistema proposto.

Tabela 8 – Estimativa do potencial energético do laticínio.

Laticínio	Unidade	Cenário pessimista	Cenário típico	Cenário otimista
Produção real de biogás	m ³ .dia ⁻¹	26,6	31,2	36,2
Consumo de biogás do motogerador	m ³ .h ⁻¹	10	10	10
Funcionamento do motogerador	h	2,7	3,1	3,6

continua...

Tabela 8 – Continuação...

Laticínio	Unidade	Cenário pessimista	Cenário típico	Cenário otimista
Energia química disponível	kWh.dia ⁻¹	233,0	273,5	316,8
Rendimento do motogerador	%	28	28	28
Geração diária de energia elétrica	kWh.dia ⁻¹	65,2	76,6	88,7
Potência elétrica instalada	kW	24,15	24,7	24,64

Percebe-se que a capacidade volumétrica disponibilizada pelo reator foi capaz de alimentar o sistema em média por 3 a 4 horas diariamente. No entanto, o período de maior produção do laticínio ocorre das 11 às 18 horas, como citado anteriormente neste trabalho.

Além disso, segundo informações disponibilizadas pela administração do laticínio, o consumo médio mensal de energia elétrica do empreendimento no ano de 2020 foi de 3607 kWh. Logo, percebe-se que o sistema de aproveitamento de biogás proposto não atenderia a demanda mensal.

Vale destacar que, como visto na Tabela 8, o quantitativo de geração de energia elétrica diária estimada por este trabalho para o cenário otimista, por exemplo, foi de 88,7 kWh, ou ainda 2.661 kWh mensal, representando 73,8% do consumo médio mensal do produtor de laticínio.

Já para os cenários típico e pessimista representariam 63,7% e 54,2%, respectivamente.

Dessa forma, a Tabela 9 mostra detalhadamente o que foi mencionado nos parágrafos anteriores. É importante ressaltar também que quanto menos energia comprada das concessionárias (kWh), menos influência das bandeiras tarifárias no orçamento do negócio, o que pode ser bastante significativo nos períodos de estiagem.

Diante dessa realidade, a Energisa (concessionária responsável pela distribuição de energia elétrica em Sergipe, entre outros estados do Nordeste) anunciou em março de 2022 que atuaria de forma mais incisiva no mercado de energia renováveis, prometendo investir cerca de R\$ 2,4 bilhões em projetos nessa área até 2024. A produção de biometano a partir de reatores anaeróbios está como opção viável de investimento (Valverde, 2022), o que valida ainda mais a importância deste projeto.

Tabela 9 – Resumo da análise energética do laticínio.

Laticínio	Unidade	Cenário pessimista	Cenário típico	Cenário otimista
Produção mensal de energia	kWh	1.956	2.298	2.661
Consumo médio mensal de energia	kWh	3.607	3.607	3.607
Déficit energético mensal	kWh	-1.651	-1.309	-946
Autossuprimento energético	%	54,2	63,7	73,8
Custo médio mensal da energia sem aproveitamento energético de biogás	R\$	2.520,00	2.520,00	2.520,00
Economia mensal com aproveitamento energético de biogás	R\$	1.365,84	1.605,24	1.859,76
Economia anual após o aproveitamento energético de biogás	R\$	16.390,08	19.262,88	22.317,12

3.5 Análise de viabilidade

3.5.1 Viabilidade técnica

Analisando cada etapa do projeto a partir dos critérios citados no parágrafo anterior se tem, inicialmente, a etapa de pré-tratamento composta pela caixa de gordura. É uma tecnologia muito bem difundida em todo país no tocante do tratamento de efluentes em indústrias alimentícias. Além disso, é notória a disponibilidade na região de profissionais capacitados e recursos necessários para implantação, operação e manutenção da unidade, diminuindo as incertezas quanto à escolha dessa tecnologia para o projeto da Lac Bom.

A decisão de utilizar somente a fase anaeróbia (representada pelo reator UASB) no projeto de tratamento de efluentes do laticínio Lac Bom também se deve ao fato dessa tecnologia ser bastante difundida no Brasil, principalmente em regiões de clima quente, como o Nordeste do país que é onde se localiza o produtor Lac Bom. Além disso, é um sistema de operação simples, requer pouca área para sua implantação, tem baixo consumo de energia para sua operação e um possui excelente potencial de recuperação de energia (Jordão; Pessoa, 2014), se mostrando uma alternativa bastante viável para os fins deste projeto. Vale ressaltar que, como citado no parágrafo anterior, existem inúmeros projetos e profissionais na região capazes de subsidiar a construção, a operação e a manutenção desse sistema, bem como a disponibilidade de matéria-prima, por exemplo empresas de terraplanagem, fábricas de cimento e empresa especializada na confecção de estruturas em fibra de vidro para confecção do separador trifásico (tendo em vista que o reator seria construído em fibra de vidro), entre outros.

Por fim, o sistema de aproveitamento de biogás, apesar de apresentar um viés de crescimento em todo país e ter boas ações de marketing empreendidas no sentido de criar uma boa imagem da

implantação de uma tecnologia ambientalmente favorável, ainda se mostra bem menos difundido diante dos cenários atuais do que as demais tecnologias que compõem o presente projeto, principalmente em Sergipe. Tal fato pode se configurar em um cenário desfavorável à sua implantação. De acordo com Valente (2015), no Brasil em 2015 existiam menos de cinco ETEs que utilizavam o biogás oriundo dos reatores UASB para geração de energia. Constatou-se que a baixa disponibilidade tanto de matéria-prima quanto de mão de obra especializada na região pode ser um fator agravante para a implantação dessa tecnologia. Observa-se que, por exemplo, orçamentos e especificações de motogeradores de pequeno porte foram encontrados predominantemente em empresas da região Sudeste, enquanto os de grande porte provêm de empresas fora do país (Brasil, 2017), possivelmente comprometendo a estimativa dos recursos e do tempo necessário para a instalação desse sistema. Houve outros materiais que também não foram encontrados no mercado local, além de profissionais capacitados para instalação e manutenção do sistema.

3.5.2 Viabilidade econômica

A Tabela 10 mostra que a saída de caixa no tempo zero refere-se ao CAPEX deste trabalho. Já o fluxo de caixa durante o tempo que foram realizados os cálculos equivalem à economia anual após aproveitamento energético do biogás (receitas) e OPEX (custos), corrigidos anualmente pela inflação.

Para tanto, foi considerado um cenário de dez anos, tempo médio da vida útil de alguns equipamentos do sistema proposto. A taxa mínima de atratividade (TMA) deste trabalho foi de 5,20% obtida a partir do Banco Nacional de Desenvolvimento, que por sua vez, contou com o somatório do custo financeiro para fevereiro de 2021, com a remuneração para investimentos abaixo de 20 milhões e com reduções do consumo de energia e aumento da eficiência elétrica, além da taxa de risco de crédito para investimentos em saneamento e energia (BNDES, 2021).

Tabela 10 – VPL, TIR e payback descontado do laticínio (cenário otimista) considerando os custos de todo o sistema.

Investimento Inicial (CAPEX)	R\$ 142.190,25
Custo anual (OPEX)	R\$ 6.619,11
Receita anual (economia energética)	R\$ 22.317,12
TMA	5,20%
VPL	R\$ 6.993,87
TIR	6,13%
Payback descontado	9,53 anos

A partir do que foi observado na Tabela 10 se percebeu que o sistema proposto para o produtor se mostrou viável economicamente uma vez que foram cumpridos os requisitos necessários para atingir esse objetivo, ou seja, tanto o VPL deu positivo quanto à taxa interna de retorno (TIR) foi maior que a TMA. Além disso, o projeto apresentou um tempo de retorno de 9,53 anos.

A importância dessa viabilidade em um projeto proposto no estado de Sergipe fica ainda mais relevante quando este colocou em pauta, em julho de 2022, uma audiência pública com o objetivo de definir diretrizes para movimentação e comercialização do biogás/biometano no estado assim que a Associação Brasileira de Biogás (Abiogás) percebeu que Sergipe era o único estado sem nenhum ato administrativo que regulamente ou estimule a indústria de biogás e biometano (EPBR, 2022).

Sendo assim, a Agência Reguladora dos Serviços Públicos de Sergipe (Agrese) defendeu que o biogás se mostra como uma eminente fonte alternativa de suprimento energético para a concessionária no estado sergipano (EPBR, 2022).

4 CONCLUSÃO

No Brasil, poucas indústrias utilizam o biogás oriundo dos reatores UASB para geração de energia, muitas vezes alegando que a principal razão para não haver mais projetos é a falta de viabilidade econômica esse tipo de solução. Diante disso, este trabalho partiu da hipótese

de que o aproveitamento energético do biogás oriundo do tratamento de efluentes em indústria do ramo alimentício pode apresentar viabilidade técnico-econômica.

Sendo assim, a caracterização quantitativa e qualitativa do efluente gerado pelo laticínio encontrou uma vazão média diária de 6.833,4 litros de esgotos gerados a partir da linha de processamento da indústria, incluindo material de higienização, raspas e líquidos que escapam durante a produção, que por sua vez possuem canalização divergente a do soro.

Vale ressaltar que tal caracterização apresentou valores baixos quando comparados a outros empreendimentos com capacidade de recebimento e processamento semelhantes ao do produtor laticínio apresentado neste trabalho. Tais fatos podem estar relacionados com o baixo quantitativo de produtos gerado por ele, as tecnologias de fabricação utilizada, as condições de funcionamento da indústria e o baixo aproveitamento do soro.

Já em termos qualitativos, o efluente bruto do laticínio Lac Bom apresentou uma elevada biodegradabilidade em termos do coeficiente médio DBO_5/DQO , sendo este de 0,74. Os valores encontrados de sólidos corroboraram a assertiva que o efluente apresenta boa biodegradabilidade, o que possivelmente garante ao empreendimento um significativo potencial de produção de biogás a partir do tratamento biológico anaeróbio.

Diante das condições ambientais favoráveis e na busca por viabilidade, optou-se pelo dimensionamento do reator UASB como principal tratamento do efluente do laticínio, com o intuito de geração de biogás e aproveitamento energético. A decisão de se utilizar somente a fase anaeróbia para o tratamento de efluentes de laticínios no lugar dos tratamentos convencionais passa obrigatoriamente pelo conhecimento dos fatores econômicos que envolvem o projeto.

Para tanto, foi realizada a estimativa de produção de biogás com base nos parâmetros do esgoto. Foi encontrado um volume de biogás de $36,2 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ nas melhores condições possíveis para o sistema, considerando uma eficiência de 65% na remoção de DQO e 50,5% de conversão de DQO em CH_4 . Além disso, o sistema apresentou um potencial energético de $316,8 \text{ kWh} \cdot \text{dia}^{-1}$.

Para geração de energia, optou-se pelo motor-gerador de ciclo Otto com potência de 30 kVA funcionando por cerca de 3 a 4 horas por dia e com rendimento de 28%, garantindo ao sistema uma produção diária de 88,7 kWh, equivalente a 2.661 kWh mensal. Vale ressaltar que o consumo médio mensal de energia elétrica do laticínio foi de 3607 kWh, garantindo-lhe um custo médio mensal de R\$ 2.520,00. Logo, com o aproveitamento energético foi possível uma economia mensal de R\$ 1.859,76 ou R\$ 22.317,12 anual, ou seja, o aproveitamento energético do biogás dessa indústria de laticínio reduziria em até 73,8% seu gasto com energia elétrica.

Quanto à viabilidade técnica, foi possível observar que as competências técnicas e a disponibilidade de material não apresentaram nenhum empecilho quanto ao tratamento dos efluentes no empreendimento. Porém, o desenvolvimento da tecnologia do biogás ainda é recente em relação aos elementos para sua conversão em energia elétrica nas indústrias de laticínios. Por se tratar de uma aplicação não usual, a incerteza quanto

à funcionalidade e real benefícios pode dificultar o interesse em realizar investimentos. Isso significa que a maior complexidade identificada foi com relação à montagem dos elementos para aproveitamento do biogás, uma vez que não existe uma norma específica que oriente os profissionais quanto ao dimensionamento ou comercialização local.

Por fim, a viabilidade econômica foi comprovada através da avaliação dos investimentos e considerando o potencial de geração de energia do produtor. Os custos foram agregados nos parâmetros CAPEX e OPEX, sendo estes de R\$ 142.190,25 e R\$ 6.619,11 por ano, respectivamente. Assim, o projeto apresentou um VPL de R\$ 6.993,87, com um payback descontado de 9,53 anos. Já a TIR foi de 6,13%, maior que a TMA (5,20%).

Conclui-se que o sistema de geração de energia a biogás do laticínio se mostrou uma alternativa atrativa, além de proporcionar ganho ambiental com o tratamento de efluentes e redução da emissão de gases de efeito estufa. Dessa forma, o desenvolvimento de novos projetos para geração de energia a partir de biogás proveniente de reatores anaeróbios se apresenta como uma forma revolucionária e viável para que as indústrias alimentícias possam reduzir o seu consumo de energia elétrica.

5 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES<SUB1>

Conceitualização, Santos LVA; **Metodologia**, Santos LVA e Lima DMF.; **Investigação**, Santos LVA; **Redação – Primeira versão**, Santos LVA; **Redação – Revisão & Edição**, Santos LVA e Lima DMF; **Aquisição de Financiamento**, Santos LVA; **Recursos**, Santos LVA, Lima DMF; **Supervisão**, Santos LVA e Lima DMF.

6 REFERÊNCIAS

AHMAD, T. *et al.* Treatment and utilization of dairy industrial waste: A review. **Trends in Food Science & Technology**, Cambridge, v. 88, p. 361-372, 2019.

- AMINI, M. *et al.* Determination of optimum conditions for dairy wastewater treatment in UAASB reactor for removal of nutrients. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 145, p. 71-79, 2013.
- ANDRADE, L. H. **Tratamento de efluente de indústria de laticínios por duas configurações de biorreator com membranas e nanofiltração visando o reúso**. 2011. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22. ed. Washington, DC: APHA, 2012.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 8160**: Sistemas prediais de esgoto sanitário – Projeto e execução. Rio de Janeiro: ABNT, 1999.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12209**: Elaboração de projetos hidráulico-sanitários de estações de tratamento de esgotos sanitários. Rio de Janeiro: ABNT, 2011.
- BARBOSA, T. A. **Produção de energia renovável a partir do biogás em empreendimentos habitacionais: análise técnica, econômica e ambiental visando o desenvolvimento urbano sustentável**. 2019. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, 2019.
- BANCO NACIONAL DE DESENVOLVIMENTO. **BNDES Finem Crédito para projetos Direto**: Financiamentos para projetos de investimentos, públicos ou privados, voltados à geração e aumento de capacidade produtiva, nos diversos setores da economia. Disponível em: <https://www.bndes.gov.br/wps/portal/site/home/financiamento/bndes-finem>. Acesso em: 6 abr. 2021.
- BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. **Catálogo de tecnologias e empresas de biogás**. Brasília, DF: Probiogás, 2015.
- BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. **Viabilidade técnico-econômica de produção de energia elétrica em ETE's a partir do biogás**. Brasília, DF: Probiogás..., 2017.
- BRIÃO, V. B.; TAVARES, C. R. G. Geração de efluentes nas indústrias de laticínios: atitudes preventivas e oportunidades. *In*: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23, 2005, Campo Grande. **Anais [...]**. Campo Grande: ABES, 2005.
- BOLDRIN, A. *et al.* Optimised biogas production from the co-digestion of sugar beet with pig slurry: Integrating energy, GHC and economic accounting. **Energy**, Amsterdam, v. 112, p. 606-617, 2016.
- CAMPOS, J. R. (Coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro; ABES, 1999.
- CECHETTI, M. P. **Análise técnica da estação de tratamento de efluentes de uma indústria de laticínios**. 2012. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade de Paço Fundo, Paço Fundo, 2012.
- CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. 2. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2007.
- COSTA, A. M. G. **Desempenho de filtro anaeróbio no tratamento de efluente formulado com diferentes concentrações de soro de queijo**. 2008. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia de Alimentos, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2008.
- FAVARETTO, D. P. C. *et al.* Análise técnica do processo de tratamento de efluentes de empresa de laticínios da região de Passo Fundo/RS. **Revista Ciatec**, Passo Fundo, v. 7, n. 2, p. 18-30, 2015.
- FELIPPE, S. W. **Caracterização e tratabilidade do efluente líquido da indústria de laticínios Fortuna LTDA, Rio Fortuna-SC**. 2009. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma, 2009.
- GOMES, A. L. **Análise técnica e econômica de filtro anaeróbio utilizado para tratamento de efluentes líquidos de uma indústria de laticínios** – Estudo de caso. 2006. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2006.
- GONDIM, G. V. **Potencial de geração de energia a partir dos resíduos sólidos orgânicos e efluentes líquidos gerados em uma unidade agroindustrial**. 2017. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado de São Paulo, Ilha Solteira, 2017.
- HENARES, J. F. **Caracterização do efluente de laticínio: análise e proposta de tratamento**. 2015. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia de Alimentos) – Departamento Acadêmico de Alimentos, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão, 2015.
- JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 7. edição. Rio de Janeiro: ABES, 2014.
- LIMA, A. C. G.; PASSAMANI, F. C. **Avaliação do potencial energético do biogás produzido no reator UASB da ETE-UFES**. 2012. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) – Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2012.
- LOBATO, L. C. S. **Aproveitamento energético de biogás gerado em reatores UASB tratando esgoto doméstico**. 2011. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Programa de Pós-Graduação em Saneamento,

Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.

LOURES, C. C. A. **Estudo de Aplicação UV/FETON ($\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$) no tratamento de efluente de laticínio**. 2011. Dissertação (Mestrado em Novos Materiais e Química Fina) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade de São Paulo, Lorena, 2011.

MACÁRIO, S. C. A. **Influência do inóculo na produção de hidrogênio a partir do soro do queijo em pó, da lactose isolada e do efluente da indústria de laticínios em reator anaeróbio de leite fluidificado**. 2016. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento) – Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento, Universidade Federal de Alagoas, Maceió, 2016.

MACHADO, R. M. G. *et al.* **Controle ambiental em pequenas e médias indústrias de laticínios**. Belo Horizonte, SEGRAC, 2002.

METCALF, L; EDDY, H. P. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5. ed. São Paulo: Editora UFMG, 2015.

PIROLI, M. **Avaliação da remoção de sulfeto de hidrogênio de biogás provindo da digestão de efluentes suínocolas utilizando biofiltro em escala piloto**. 2016. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2016.

POKRYWIECKI, T. S. *et al.* Avaliação do processo de tratamento de efluentes de laticínios. **Revista Acadêmica: Ciências Agrárias e Ambientais**, Curitiba, v. 11, sup. 1, p. S155-S161, 2013.

SARAIVA, C. B. **Potencial poluidor de um laticínio de pequeno porte: um estudo de caso**. 2009. Dissertação (Mestrado

– Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia de Alimentos, Universidade Federal de Viçosa (UFV), Viçosa, 2009.

SILVA, D. J. P. **Diagnóstico de geração de resíduos e consumo de água em uma indústria de laticínio e desenvolvimento de um sistema multimídia de apoio à decisão**. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia de Alimentos, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2006.

STEFFENS, F. H. **Produção de metano a partir de codigestão anaeróbia de vinhoto e glicerol residuais**. 2016. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia de Alimentos) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciências Ambientais, Universidade de Caxias do Sul, Caxias do Sul, 2016.

TABATABAEI, M. *et al.* Importance of the methanogenic archaea populations in anaerobic wastewater treatments. **Process Biochemistry**, Essex, v. 45, n. 8, p. 1214-1225, 2010.

VALENTE, V. B. **Análise de viabilidade econômica e escala mínima de uso do biogás de reatores anaeróbios em estações de tratamento de esgoto no Brasil**. 2015. Dissertação (Mestrado em Planejamento Energético) – Programa de Pós-graduação em Planejamento Energético, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2015.

VALVERDE, M. Energisa cria marca para atuar na área de baixo carbono. **Diário do Comércio**, 24 mar. 2022. Disponível em <https://www.diariodocomercio.com.br/economia/energia-cria-marca-para-atuar-na-area-de-baixo-carbono>. Acesso em: 25 maio 2023.

WANG, Y.; SERVENTI, L. Sustainability of dairy and soy processing: A review on wastewater recycling. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 237, 117821, 2019.

Calibração do coeficiente de rugosidade C em redes de distribuição de água utilizando método iterativo com vazões

C roughness coefficient's calibration using flows iterative method on water distribution networks


- **Data de entrada:** 17/05/2022
- **Data de aprovação:** 15/05/2023


Nathalia Francisca de Sousa Farias^{1*} | Alessandro de Araújo Bezerra¹ | Renata Shirley de Andrade Araújo¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.024>

ORCID ID

Farias NFS  <https://orcid.org/0000-0003-3667-4026>

Bezerra AA  <https://orcid.org/0000-0002-9243-0731>

Araújo RSA  <https://orcid.org/0000-0002-5356-2723>

Resumo

O uso de equações empíricas em redes de distribuição de água gera discrepâncias entre o projeto e a obra. Logo, a calibração dos parâmetros é importante e contribui para melhor manutenção e expansão da rede. Neste trabalho, por meio de um procedimento iterativo, foi desenvolvido um método para calibração do coeficiente de rugosidade C de Hazen-Williams, utilizando o Environmental Protection Agency Network Evaluation Tool (Epanet) como ferramenta para simulação hidráulica, por meio de uma equação que relaciona as vazões da rede calibrada e da rede na qual as pressões mensuradas em campo dos com três valores iniciais de coeficiente C, além de demonstrarem como a escolha dos nós em que serão mensurados os dados impacta a calibração. Os resultados foram satisfatórios, alcançando pressões e coeficientes C próximos ao real na maior parte dos cenários. A calibração é mais eficaz ao se utilizarem número e distribuição de pressões mensuradas adequados.

Palavras-chave: Calibração. Coeficiente de rugosidade C. Hazen-Williams. EPANET. Rede de distribuição de água. Método iterativo.

Abstract

The use of empirical equations on water distribution network results in differences between project and completed work. Therefore, parameters calibration is crucial and contributes to better maintenance and expansion of network. In this work, with an interactive procedure, a method to calibrate Hazen-Williams' roughness coefficient C was developed, using the Environmental Protection Agency Network Evaluation Tool (EPANET) software as a tool for hydraulic simulation and coefficient calculation, with an equation that relates flows from a calibrated network and a network where pressures measured in the field were fixed. Results from this calibration are presented using three initial values of coefficient C, also showing how the position of the nodes at which pressure was measured can affect the calibration. Results were satisfactory, reaching values of pressure and coefficient C close to real ones in most scenarios. Calibration is more effective when using appropriated numbers of measured pressures and distribution.

Keywords: Calibration; Roughness coefficient C; Hazen-Williams; EPANET; Water Distribution Network; Iterative Method

¹ Universidade Federal do Piauí – Teresina – Piauí – Brasil.

* **Autora correspondente:** nathaliafarias@ufpi.edu.br; nathaliafsf16@gmail.com

1 INTRODUÇÃO

Projetar redes de distribuição de água exige estimar diversos parâmetros que não podem ser mensurados com precisão, como os consumos nodais e as rugosidades das tubulações (Dini; Tabesh, 2014), resultando no uso de aproximações. Essas aproximações fazem com que, após sua execução, um cenário distinto do projetado seja encontrado.

Liou (1998) demonstrou que o coeficiente de rugosidade C da equação de Hazen-Williams, apesar de utilizado como uma constante que depende apenas do material, tem significativa variação em função do número de Reynolds, rugosidade relativa e diâmetros das tubulações. Christensen, Locher e Swamee (2000), em uma discussão do trabalho supracitado, indicaram que o diâmetro mínimo em que a utilização de Hazen-Williams é adequada varia de forma diretamente proporcional à rugosidade absoluta (ϵ) e, utilizando o valor de 0,06 mm (Tigres, 2015) para as tubulações de PVC, tem-se um diâmetro mínimo de aproximadamente 87 mm, o que exclui três diâmetros comerciais frequentemente adotados em projetos de redes de distribuição de água.

Ormsbee e Walski (2016) destacam que, apesar de ser comumente considerado que Hazen-Williams é aplicável em todos os escoamentos turbulentos, a equação original é na verdade aplicável para uma faixa dos turbulentos lisos. Isso pode se tornar um problema para sua utilização em projetos de redes de distribuição, dado que são projetos de vida útil relativamente longa e, com o passar do tempo, as tubulações envelhecem e se tornam cada vez mais rugosas. Além disso, incrustações nas tubulações, devido à presença de sais minerais, são problemas muito comuns que também aumentam significativamente as suas rugosidades, fato evidenciado no estudo de Yu *et al.* (2009), no qual a calibração baseada na equação de Chézy-Manning, mais adequada para tubulações mais rugosas, obteve melhores resultados. Jamil (2019) fez uma análise

entre a perda de carga por Hazen-Williams e Darcy-Weisbach, a última reconhecida como mais adequada (Christensen; Locher; Swamee, 2000; Nikola *et al.*, 2015), em tubos plásticos e metálicos de diâmetros menores. Apesar da semelhança na maioria dos resultados, observou-se uma diferença crescente em função do aumento da vazão na tubulação e da temperatura da água.

A despeito de todas essas evidências contra a utilização da equação de Hazen-Williams, esta continua sendo regularmente usada em projetos hidráulicos, apresentada em literatura e oferecida como opção nos softwares mais conhecidos. Essa insistência em escolhê-la ocorre, principalmente, devido à sua simplicidade de cálculo em relação às demais e ao fato de que há mais dados disponíveis sobre o coeficiente de rugosidade C das tubulações no mercado do que sobre as rugosidades absolutas (Travis; Mays, 2007), assim como a maior familiaridade dos engenheiros com o coeficiente de rugosidade C (Ormsbee; Walski, 2016). Reconhecendo ambos os lados da problemática, vários pesquisadores, como Torres *et al.* (2020) e Meirelles *et al.* (2017), dirigiram seus estudos a uma forma de calibrar o coeficiente de rugosidade C , a fim de minimizar as disparidades entre a rede projetada e a real e manter a utilização da fórmula popular.

A calibração de modelos numéricos de redes de distribuição de água consiste em aumentar a exatidão dos valores de parâmetros estimados durante o projeto, como rugosidades (Alvisi; Franchini, 2010; Bezerra; Castro; Araújo, 2017), consumos (Sanz; Pérez, 2015) ou coeficientes de decaimento de cloro (Xie; Zeng; Nachabe, 2013), utilizando dados que podem ser mensurados na rede real. O procedimento tem importante aplicação, especialmente na manutenção da rede e em possíveis ampliações. O objetivo deste trabalho foi o desenvolvimento de uma nova forma de calibração do coeficiente C da fórmula de Hazen-Williams, com ênfase nas vazões calculadas e observadas nos trechos

analisados, utilizando as simulações hidráulicas do software Environmental Protection Agency Network Evaluation Tool (EPANET) (Rossman, 2000) como ferramenta, em diversos cenários.

2 METODOLOGIA

Foi desenvolvido um novo método de calibração, codificado na linguagem computacional Python utilizando a *dynamic-link library* do Epanet², para a realização das simulações hidráulicas, seguindo o fluxograma apresentado na Figura 1.

No método desenvolvido, em cada nó com pressão dinâmica conhecida, são adicionados reservatórios de nível fixo, interligados aos respectivos nós, para fixar a carga hidráulica. A rede com as cargas hidráulicas fixadas é chamada de rede observada e seus resultados hidráulicos são iterados com os resultados da rede calculada. A Equação 1, proposta neste trabalho, realiza o ajuste no coeficiente C de rugosidade de Hazen-Williams por meio da relação entre as vazões calculadas e observadas para cada trecho a cada iteração.

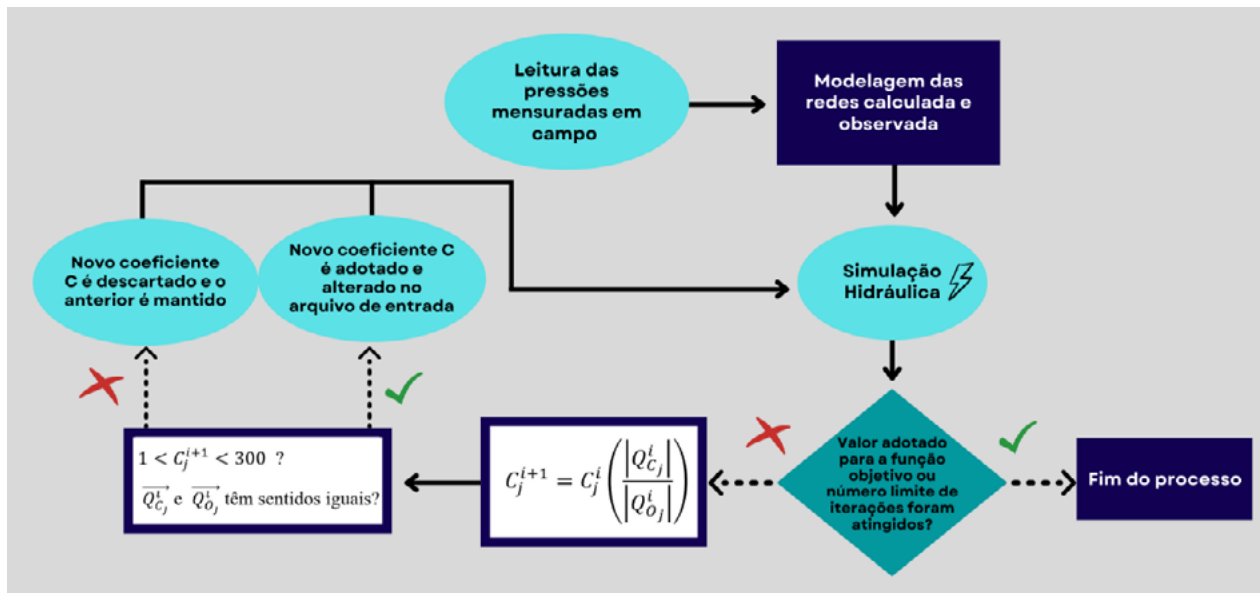


Figura 1 – Fluxograma geral do processo de calibração.

$$C_j^{i+1} = C_j^i \left(\frac{|Q_{Cj}^i|}{|Q_{Oj}^i|} \right) \quad (1)$$

Em que:

- C_j^{i+1} = Novo valor de coeficiente de rugosidade calculado ($m^{0,367} \cdot s^{-1}$);
- C_j^i = Coeficiente de rugosidade da iteração atual ($m^{0,367} \cdot s^{-1}$);

- Q_{Cj}^i = Vazão na rede calculada ($L \cdot s^{-1}$);
- Q_{Oj}^i = Vazão na rede observada ($L \cdot s^{-1}$);
- i = Número da iteração;
- j = Número do trecho.

Assim, um novo coeficiente de rugosidade (C) é encontrado para cada trecho ao fim de cada iteração. Caso um coeficiente de rugosidade

² Disponível em: <http://epanet.de/developer/64bit.html.en>. Acesso em: 19 jan. 2024.

esteja fora de um intervalo limite ($1 < C < 300$) ou as vazões de um mesmo trecho nas redes calculadas e observadas tenham sentidos contrários, o valor da iteração anterior é mantido. Para a função-objetivo desse método, foi utilizada a Equação 2. Foi determinado como critério de parada o alcance da função-objetivo ao valor de 0,0001 ou o programa atingir um número limite de iterações.

$$f_{obj} = \sum_j (Q_{Cj} - Q_{Oj})^2 \quad (2)$$

Em que:

$$f_{obj} = \text{Função} - \text{objetivo}$$

Neste trabalho, foram calibradas duas redes: a primeira, apresentada por Walski (1983) e modificada por Gambale (2000), e a segunda, de maior porte, desenvolvida para este estudo. As pressões dinâmicas conhecidas foram distribuídas em cinco cenários: 100%, 80%, 60%, 40% e 20%. Os resultados de cada uma foram comparados com suas respectivas redes gabarito,

de onde foram retirados os valores de pressões dinâmicas. Ambas as redes foram calibradas utilizando três diferentes valores de coeficientes de rugosidade C : $150 \text{ m}^{0,367} \cdot \text{s}^{-1}$, $100 \text{ m}^{0,367} \cdot \text{s}^{-1}$ e o valor médio dos coeficientes em suas respectivas redes gabarito.

A primeira rede é constituída por sete nós, dez trechos, um reservatório e 10.100 metros de comprimento. Já a segunda, é constituída por 580 nós, 1.112 trechos, um reservatório e 58.647 metros de comprimento. Ambas são apresentadas na Figura 2, enquanto a Figura 3 mostra a distribuição dos cenários com 80%, 60%, 40% e 20% das pressões conhecidas na rede Walski.

Para a rede de maior porte, foi feita uma discussão quanto ao modo de distribuição das pressões conhecidas. A rede foi calibrada com 20% das pressões conhecidas, distribuídas de forma centralizada e agrupada, centralizada e afastada, e periférica, como é mostrado, respectivamente, na Figura 4. Ao fim da análise, o modo que obtiver melhores resultados será utilizado para a distribuição das pressões nos cinco cenários supracitados.

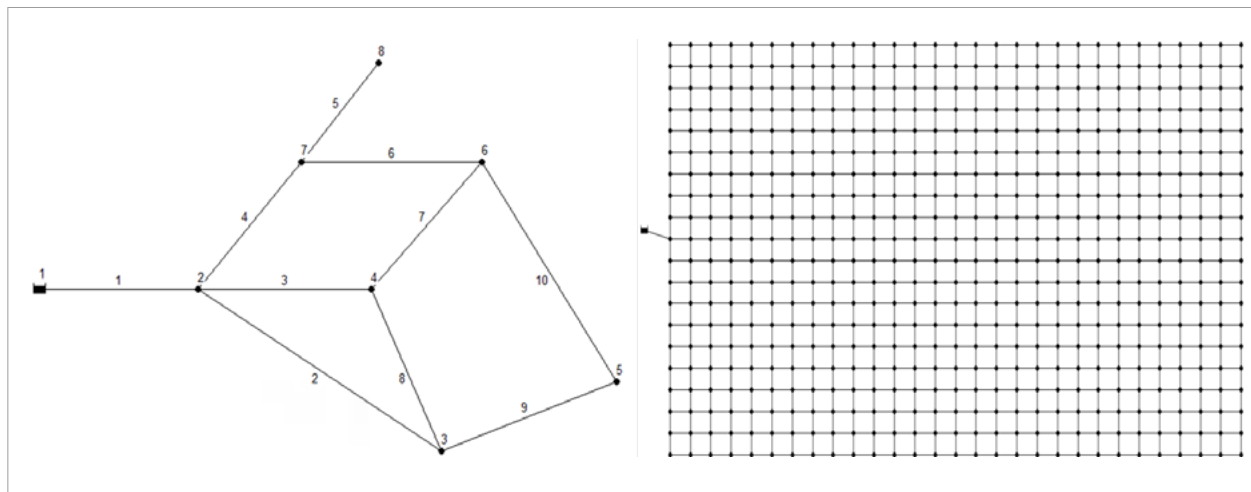


Figura 2 – Rede Walski (1983), modificada por Gambale (2000), à esquerda e rede de maior porte à direita.

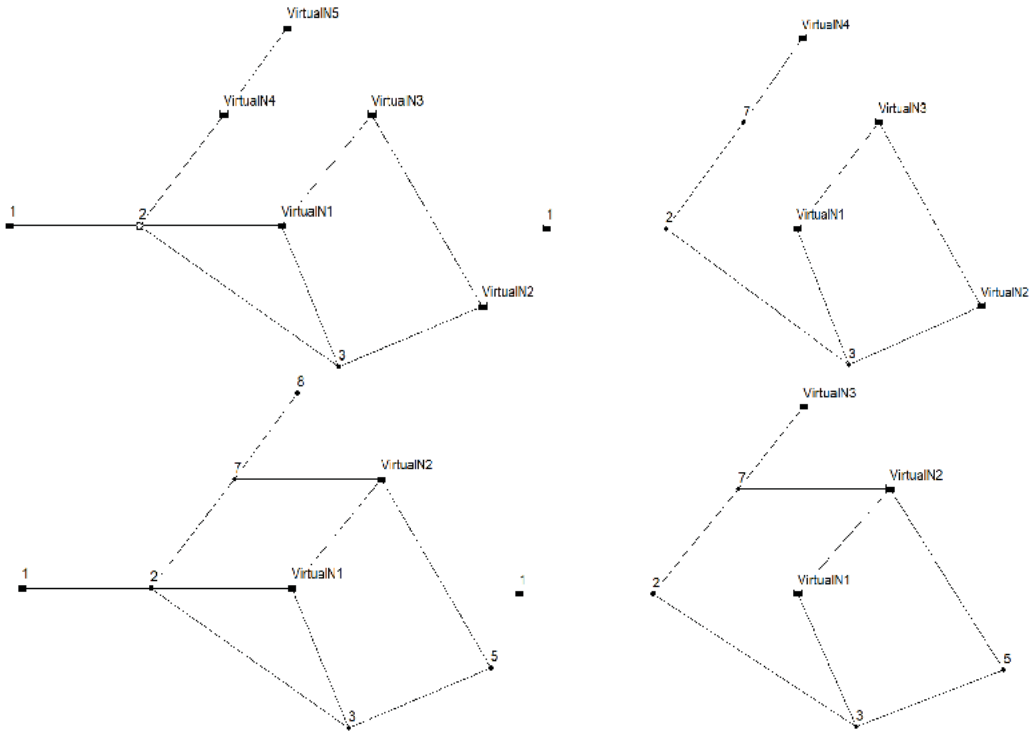


Figura 3 – Modos de distribuição nos cenários com 80%, 60%, 40% e 20% das pressões conhecidas na rede Walski.

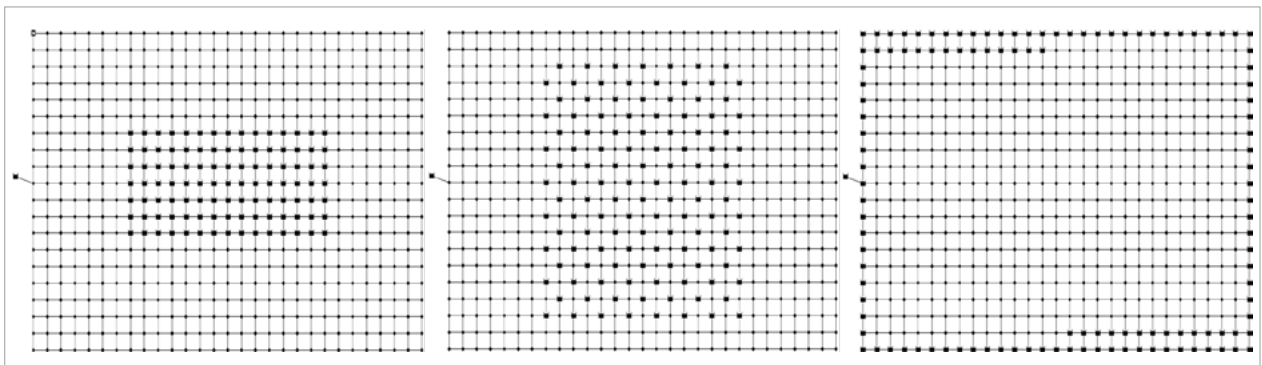


Figura 4 – Modos de distribuição das pressões conhecidas.

3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.1 Rede Walski (1983) modificada por Gambale (2000)

Para a apresentação dos resultados, foi elaborado um gráfico (Figura 5), que apresenta os coeficientes

de rugosidade (C) da rede calculada e da rede gabarito, em cada trecho, nos cinco cenários diferentes: de 20% das pressões dinâmicas conhecidas até 100% das pressões dinâmicas conhecidas. Nessa primeira análise, o valor inicial utilizado para o coeficiente de rugosidade C foi de $150 \text{ m}^{0,367} \cdot \text{s}^{-1}$.

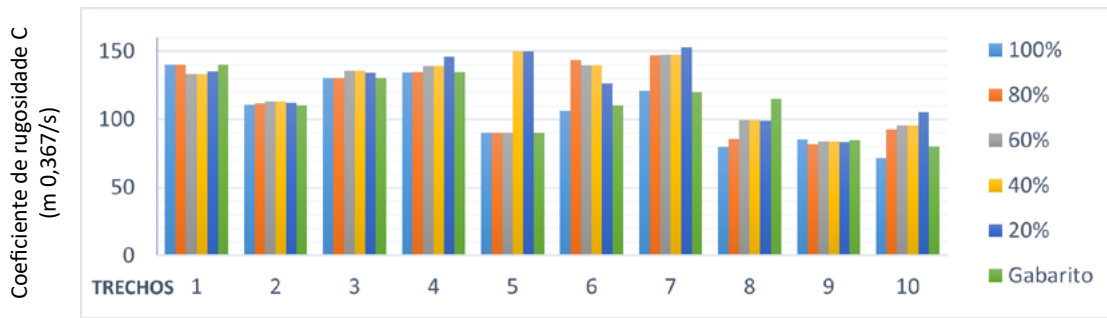


Figura 5 – Coeficientes de rugosidade da rede gabarito, calculados em cinco cenários diferentes de pressões conhecidas com C inicial de $150 \text{ m}^{0,367} \cdot \text{s}^{-1}$.

A calibração com 100% das pressões dinâmicas conhecidas não apresenta diferenças significativas, exceto no trecho oito.

À medida que o número de pressões conhecidas na rede diminui, outros trechos, exceto os mais próximos do reservatório, passam a apresentar diferenças um pouco mais significativas. Nos cenários de 20 e 40% das pressões conhecidas, o trecho cinco apresenta um aumento notável da diferença entre

o coeficiente calculado e o gabarito. Esse aumento aconteceu nos cenários em que nem a pressão do nó sete nem a do nó oito eram conhecidas – por ser um trecho com menor conexão com o resto da rede, a ausência de dados sobre os dois nós prejudicou os resultados de sua calibração. Na Figura 6, é apresentado um gráfico com as pressões dinâmicas da rede calculada e da rede gabarito em cada nó nos cinco cenários diferentes.

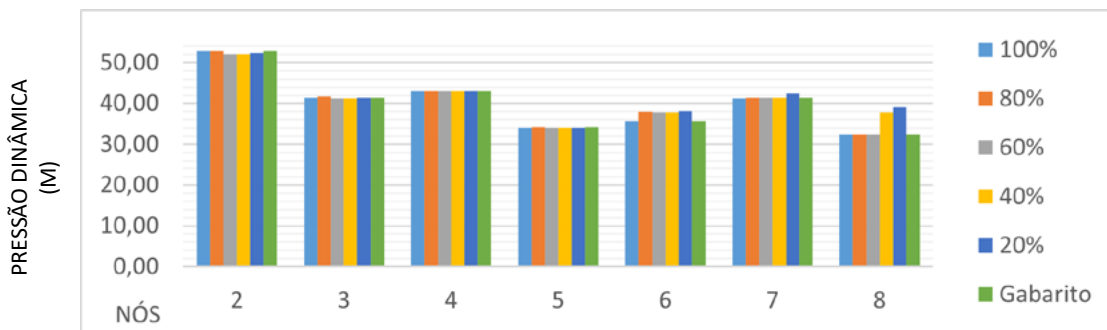


Figura 6 – Pressões dinâmicas da rede gabarito, calculadas em cinco cenários diferentes de pressões conhecidas com C inicial de $150 \text{ m}^{0,367} \cdot \text{s}^{-1}$.

Em relação às pressões dinâmicas, as diferenças são pouco significativas, variando entre 1 e 6%, exceto no nó oito, que apresenta o erro máximo entre as pressões na rede de 20% no cenário com menos pressões conhecidas. Tal configuração é semelhante à apresentada nos resultados dos

coeficientes, indicando que as demais variações foram consequência da diminuição do número de pressões conhecidas ao longo dos cenários.

A rede também foi calibrada adotando $100 \text{ m}^{0,367} \cdot \text{s}^{-1}$ como os valores iniciais do coeficiente de rugosidade C. Os coeficientes encontrados em

cada cenário e a comparação com a rede gabarito são mostrados na Figura 7.

Na calibração utilizando $100 \text{ m}^{0,367} \cdot \text{s}^{-1}$ como valor inicial para o coeficiente C de rugosidade, nota-se erros muito altos no trecho dez, nos cenários de 80%, 60% e 40% das pressões conhecidas. Nesses cenários, juntamente com o de 20%, a pressão no nó seis não era conhecida e o valor encon-

trado pelo método foi menor do que o valor de pressão desse nó na rede gabarito. Assim, a carga hidráulica do nó cinco se sobressaiu e o sentido do escoamento do trecho foi invertido. O sentido da vazão do trecho na rede calculada e observada coincidem, porém não é igual ao da rede gabarito. As pressões dinâmicas de cada nó nos cenários e na rede gabarito são mostradas na Figura 8.

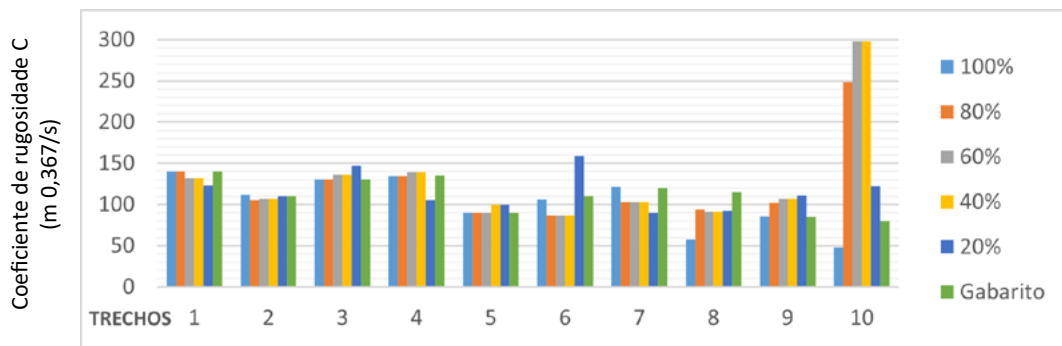


Figura 7 – Coeficientes de rugosidade da rede gabarito, calculados em cinco cenários diferentes de pressões conhecidas com C inicial de $100 \text{ m}^{0,367} \cdot \text{s}^{-1}$.

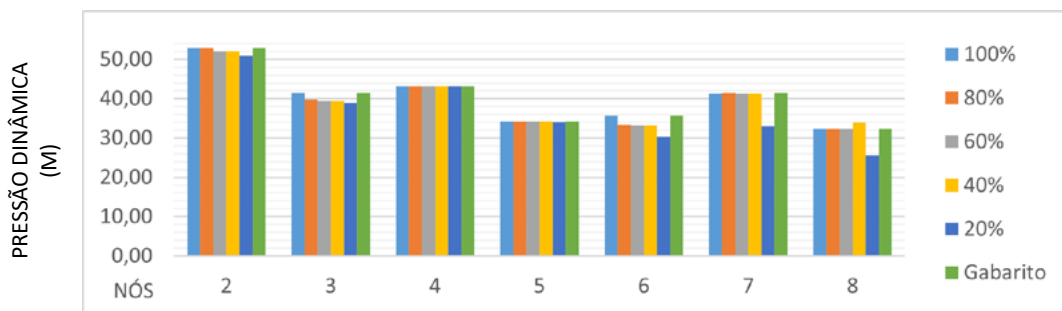


Figura 8 – Pressões dinâmicas da rede gabarito, calculadas em cinco cenários diferentes de pressões conhecidas com C inicial de $100 \text{ m}^{0,367} \cdot \text{s}^{-1}$.

Utilizando $100 \text{ m}^{0,367} \cdot \text{s}^{-1}$ como valor inicial para o coeficiente C de rugosidade, nota-se que há uma dificuldade maior em alcançar as pressões da rede gabarito. Além de apresentar uma maior quantidade de erros do que a calibração anterior, as pressões encontradas são mais baixas que as da rede gabarito,

ao contrário da calibração iniciada com $150 \text{ m}^{0,367} \cdot \text{s}^{-1}$, que apresenta variações positivas em relação às pressões da rede gabarito. Nos quatro primeiros cenários, os erros relativos variam de 0 a 7%. No entanto, no cenário de 20% das pressões conhecidas, essas porcentagens aumentam e atingem 21% no nó oito.

Por fim, para essa rede, utilizou-se o valor inicial de $112 \text{ m}^{0,367} \cdot \text{s}^{-1}$ para as rugosidades dos trechos, tratando-se da média dos coeficientes da rede

gabarito. Os coeficientes de rugosidade C encontrados em cada cenário e a comparação com a rede gabarito são mostrados na Figura 9.

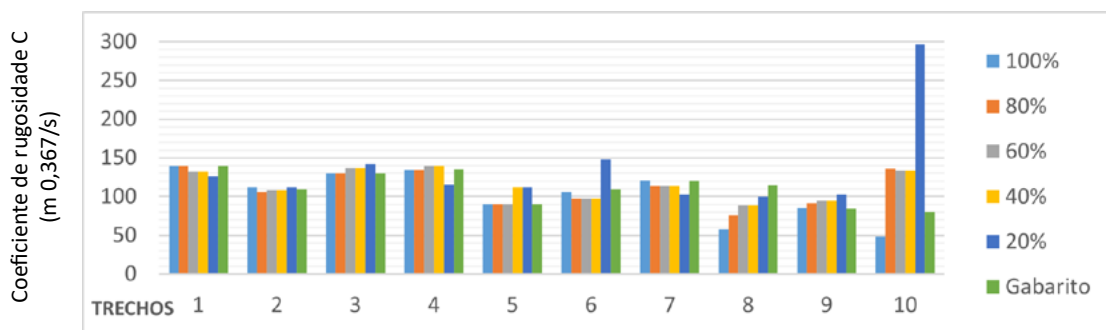


Figura 9 – Coeficientes de rugosidade da rede gabarito, calculados em cinco cenários diferentes de pressões conhecidas com C inicial de $112 \text{ m}^{0,367} \cdot \text{s}^{-1}$.

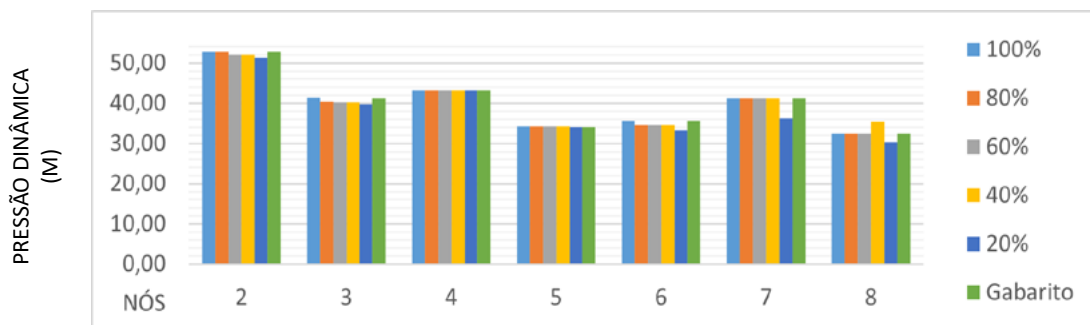


Figura 10 – Pressões dinâmicas da rede gabarito e calculada em cinco cenários diferentes de pressões conhecidas com C inicial de $112 \text{ m}^{0,367} \cdot \text{s}^{-1}$.

Na calibração utilizando coeficiente de rugosidade C inicial de $112 \text{ m}^{0,367} \cdot \text{s}^{-1}$, nota-se a mesma inversão de sentido do escoamento no trecho 10. Porém, nessa calibração, a inversão só aconteceu no cenário com 20% das pressões conhecidas. O gráfico com as pressões de cada nó nos cenários e na rede gabarito é mostrado na Figura 10.

Apesar de apresentar uma menor dificuldade para alcançar as pressões dinâmicas da rede gabarito do que a calibração iniciada com coeficiente de rugosidade igual a $100 \text{ m}^{0,367} \cdot \text{s}^{-1}$, a calibração uti-

lizando o valor médio também apresenta pressões menores do que o gabarito, além de mais erros que a calibração utilizando $150 \text{ m}^{0,367} \cdot \text{s}^{-1}$ como valor inicial. Os erros relativos variam entre 0 e 3% nos cenários com 100%, 80%, 60% das pressões conhecidas, 0 e 9% no cenário de 40% das pressões conhecidas, e 0 a 12% no cenário de 20% das pressões conhecidas, com o erro máximo da rede ocorrendo no nó sete.

Na Tabela 1, podem ser vistos os erros médios de pressão e coeficiente C para cada cenário de pressões conhecidas e de C inicial.

Tabela 1 – Média dos erros absolutos dos trechos em relação à pressão dinâmica e coeficiente C para todos os cenários e coeficientes C iniciais.

	100%		80%		60%		40%		20%	
	C	P (m)	C	P (m)	C	P (m)	C	P (m)	C	P (m)
150 m0,367. s-1	5,12	0,03	10,76	0,39	10,88	0,44	16,88	1,21	17,47	1,55
100 m0,367. s-1	9,77	0,04	25,26	0,56	32,55	0,76	33,55	0,97	24,44	3,56
112 m0,367. s-1	9,77	0,04	12,6	0,31	13,1	0,45	15,3	0,88	37,43	1,84

3.2 Análise da distribuição de pressões conhecidas da rede de maior porte

A Tabela 2 foi elaborada para os resultados dessa análise, com a média dos erros absolutos dos trechos em relação ao coeficiente C, à vazão e à pressão dinâmica para cada um dos nós nos modos de distribuição.

Por ser uma rede maior e mais complexa, os erros nela são mais significativos do que na rede anterior. Como é mostrado na Tabela 2, a forma centralizada

e espalhada teve resultados melhores, tanto em relação às pressões dinâmicas quanto ao coeficiente C. Essa forma também apresentou um maior percentual de trechos com erro absoluto abaixo ou igual a $10 \text{ m}^{0,367} \cdot \text{s}^{-1}$ em relação ao coeficiente C – com 22,48% da rede –, contra 20,14% da forma centralizada e agrupada e 22,12% da forma periférica. Erros absolutos entre 10 e 30 foram observados nas seguintes porcentagens: 39,03% na forma centralizada e espalhada, 34,44% na forma centralizada e agrupada e 35,52% na forma periférica.

Tabela 2 – Média dos erros absolutos dos trechos para cada modo de distribuição.

	Erro absoluto médio		
	Pressão dinâmica (m)	Coeficiente C ($\text{m}^{0,367} \cdot \text{s}^{-1}$)	Vazão (L.s-1)
Centralizado e agrupado	0,82	35,45	0,33
Centralizado e espalhado	0,42	29,96	0,34
Periférico	0,58	32,13	0,34

Quanto à pressão dinâmica, 42,07% da rede em que foi aplicada a forma centralizada e espalhada apresentou erro absoluto menor ou igual a 0,1 metro, contra 21,55% da forma centralizada e agrupada e 26,21% da forma periférica. Além disso, em relação aos erros absolutos entre 0,1 e 0,5 metro, foram observadas as seguintes porcentagens: 30,34% na forma centralizada e espalhada, 23,28% na forma centralizada e agrupada e 25,86% na forma periférica. Desse modo,

foi concluído que a forma centralizada e espalhada apresentou melhores resultados, sendo este o modo de distribuição das pressões utilizado para a calibração da rede.

3.3 Rede de maior porte

A Tabela 3 foi elaborada com a média dos erros absolutos dos trechos, em relação ao coeficiente C, à vazão e à pressão dinâmica para cada um dos nós nos cenários com 20% até 100% das pressões

conhecidas. Nessa primeira análise, o valor inicial utilizado para o coeficiente de rugosidade C foi de $150 \text{ m}^{0,367} \cdot \text{s}^{-1}$. Na Figura 11, são mostradas as

disposições dos cenários com 80%, 60%, 40% e 20% das pressões conhecidas, de acordo com a metodologia de distribuição escolhida.

Tabela 3 – Média dos erros absolutos dos trechos com C inicial de $150 \text{ m}^{0,367} \cdot \text{s}^{-1}$.

	Erro absoluto médio	
	Pressão dinâmica (m)	Coefficiente C ($\text{m}^{0,367} \cdot \text{s}^{-1}$)
100% das pressões conhecidas	0,01	24,01
80% das pressões conhecidas	0,02	24,84
60% das pressões conhecidas	0,04	25,48
40% das pressões conhecidas	0,06	27,49
20% das pressões conhecidas	0,42	29,96

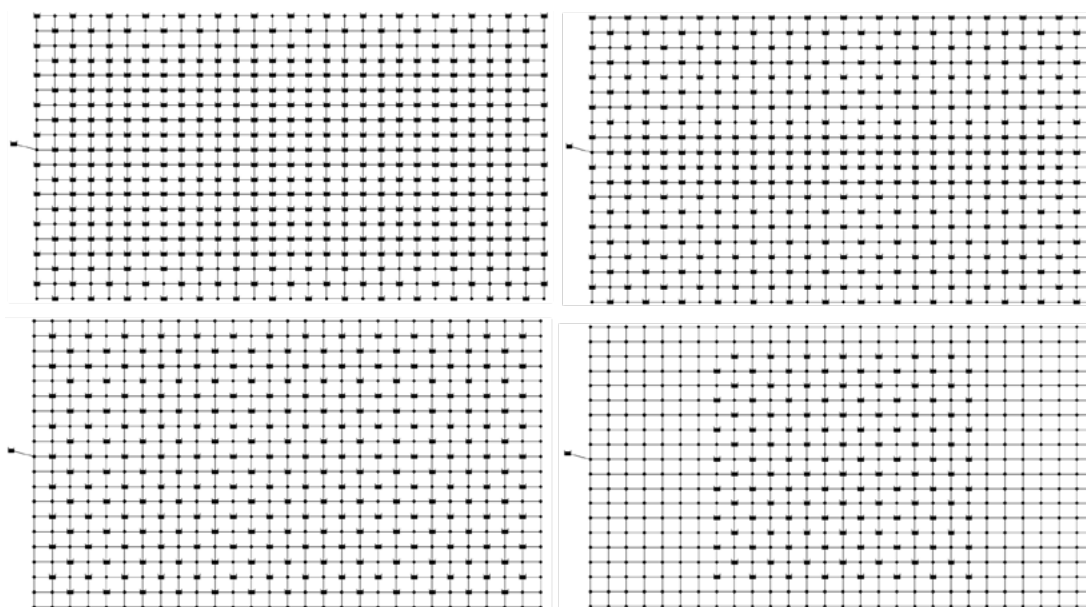


Figura 11 – Modos de distribuição nos cenários com 80%, 60%, 40% e 20% das pressões conhecidas na rede de maior porte.

Apesar de suas dimensões, a calibração da rede de maior porte pelo método proposto obteve bons resultados, visto que mais da metade dos trechos apresentam erro absoluto menor que $20 \text{ m}^{0,367} \cdot \text{s}^{-1}$ nos três primeiros cenários (100, 80 e 60% das pressões conhecidas). As porcentagens encon-

tradas são, respectivamente, 63,30%, 61,24% e 52,79%. Nos últimos dois cenários de pressão, as porcentagens caem para um pouco menos da metade, chegando a 48,92% no cenário de 40% das pressões conhecidas e 43,08% no cenário de 20% das pressões conhecidas.

Os resultados também foram satisfatórios quanto à pressão dinâmica. No cenário com 100% das pressões conhecidas, como esperado, não houve diferenças significativas, com o erro absoluto máximo em toda a rede sendo de 0,02 metro. No cenário com 80% das pressões conhecidas, 97,59% dos nós apresentaram erro absoluto menor que 0,10 metro, seguido por 87,41% no cenário com 60% das pressões conhecidas e 79,46% no cenário com 40%. No cenário com 20% das pressões conhecidas, o erro médio

aumentou de forma significativa e o percentual de nós com erro absoluto abaixo de 0,10 metro caiu para 42,07%.

A rede também foi calibrada adotando os valores iniciais do coeficiente de rugosidade C como $100 \text{ m}^{0,367} \cdot \text{s}^{-1}$ e $108 \text{ m}^{0,367} \cdot \text{s}^{-1}$, sendo o último a média dos coeficientes da rede gabarito. A Tabela 4 mostra o resumo dos resultados utilizando $100 \text{ m}^{0,367} \cdot \text{s}^{-1}$ como coeficiente de rugosidade C inicial e a Tabela 5 mostra os erros médios para o valor de $108 \text{ m}^{0,367} \cdot \text{s}^{-1}$.

Tabela 4 – Média dos erros absolutos dos trechos com C inicial de $100 \text{ m}^{0,367} \cdot \text{s}^{-1}$.

	Erro absoluto médio	
	Pressão dinâmica (m)	Coefficiente C ($\text{m}^{0,367} \cdot \text{s}^{-1}$)
100% das pressões conhecidas	0,01	23,88
80% das pressões conhecidas	0,01	23,78
60% das pressões conhecidas	0,04	25,14
40% das pressões conhecidas	0,06	25,42
20% das pressões conhecidas	0,24	24,1

Os erros médios encontrados no caso de $100 \text{ m}^{0,367} \cdot \text{s}^{-1}$ foram menores que no caso anterior, com exceção das vazões, que mantiveram erros médios absolutos entre 0,32 e 0,34. Além de médias menores, a porcentagem de trechos da rede com erros menores que $20 \text{ m}^{0,367} \cdot \text{s}^{-1}$ subiu, apresentando as porcentagens para os cenários de 100%, 80%, 60%, 40% e 20% respectivamente como: 62,50%, 59,80%, 53,51%, 50,09% e 47,12%.

Quanto à pressão dinâmica, novamente o cenário de 100% de pressões apresentou erros não significativos, com erro absoluto máximo de 0,02 metro. As porcentagens de nós com erro médio absoluto menor que 0,1 metro nos cenários de 80%, 60%, 40% e 20% foram, respectivamente, 97,07%, 87,76%, 77,93% e 44,48%, semelhantes às atingidas na configuração anterior.

A calibração com o coeficiente de rugosidade C inicial de $108 \text{ m}^{0,367} \cdot \text{s}^{-1}$ alcançou erros médios menores do que a com $150 \text{ m}^{0,367} \cdot \text{s}^{-1}$ e semelhantes às com $100 \text{ m}^{0,367} \cdot \text{s}^{-1}$. As porcentagens dos trechos com erro médio absoluto inferior a $20 \text{ m}^{0,367} \cdot \text{s}^{-1}$ foram 61,33% no cenário com 100% das pressões conhecidas, 60,16% no cenário com 80%, 53,87% no cenário com 60%, 50,45% no cenário com 40% e 48,02% no cenário com 20%. As últimas duas calibrações (coeficiente de rugosidade C inicial de 100 e $108 \text{ m}^{0,367} \cdot \text{s}^{-1}$) apresentaram resultados semelhantes. No entanto, a calibração utilizando a média dos coeficientes da rede gabarito como coeficiente inicial conseguiu atingir tanto um erro absoluto menor no cenário com o menor número de pressões conhecidas como também conseguiu um maior número de trechos com erro absoluto menor do que $20 \text{ m}^{0,367} \cdot \text{s}^{-1}$ nesse mesmo cenário.

Tabela 5 – Média dos erros absolutos dos trechos com C inicial de $108 \text{ m}^{0,367} \cdot \text{s}^{-1}$.

	Erro absoluto médio	
	Pressão dinâmica (m)	Coefficiente C ($\text{m}^{0,367} \cdot \text{s}^{-1}$)
100% das pressões conhecidas	0	24,02
80% das pressões conhecidas	0,01	24,04
60% das pressões conhecidas	0,04	24,73
40% das pressões conhecidas	0,06	25,12
20% das pressões conhecidas	0,22	23,64

Em relação à pressão dinâmica, o cenário de 100% apresentou erro absoluto máximo de 0,01 metro. Já os cenários de 80%, 60%, 40% e 20% das pressões conhecidas apresentaram, respectivamente, 97,07%, 87,59%, 78,10% e 43,62% dos nós com erro absoluto menor que 0,1 metro.

No que tange às vazões, o comportamento observado em todas as calibrações e cenários foi semelhante: Pouca variância entre as porcentagens de cada cenário, mantendo o valor entre 47 e 50% dos trechos com erro absoluto menor que $0,15 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1}$.

4 CONCLUSÃO

A utilização da equação proposta para calibração de redes apresentou aderência nos valores encontrados no modelo e seus parâmetros conhecidos, conseguindo alcançar pressões sem discrepâncias significativas, com erro médio relativo de todos os nós em todos os cenários igual a 2,06%, na rede Walski e nos coeficientes de rugosidade C, com diferença média percentual entre os valores encontrados pelo modelo e o gabarito igual a 11,71% utilizando $150 \text{ m}^{0,367} \cdot \text{s}^{-1}$ como valor inicial para o coeficiente de rugosidade. Já nas calibrações utilizando 100 e $112 \text{ m}^{0,367} \cdot \text{s}^{-1}$, houve dificuldades em atingir as pressões da rede gabarito, visto que o uso de rugosidade menores resultava em uma maior perda de carga. Devido a essa dificuldade, ocorreu uma inversão do sentido do escoamento do trecho dez em quatro dos cinco cenários na calibração iniciada com $100 \text{ m}^{0,367} \cdot \text{s}^{-1}$

e em um dos cinco cenários na calibração iniciada com $112 \text{ m}^{0,367} \cdot \text{s}^{-1}$.

Na rede de maior porte, notou-se um erro médio entre as pressões variando de 0,03% a 0,16% em três dos cinco cenários. Além disso, essa rede conseguiu com que mais da metade dos trechos apresentassem erro absoluto menor que $20 \text{ m}^{0,367} \cdot \text{s}^{-1}$ em relação ao coeficiente de rugosidade C em três dos cinco cenários na calibração iniciada com $150 \text{ m}^{0,367} \cdot \text{s}^{-1}$. Nas calibrações utilizando 100 e $108 \text{ m}^{0,367} \cdot \text{s}^{-1}$, os resultados foram semelhantes, melhores tanto em pressão quanto em coeficiente de rugosidade C. Quanto aos erros em relação à vazão, foi possível concluir que, contanto que não aconteça inversões no escoamento, estes são indiferentes ao coeficiente de rugosidade inicial e ao número de pressões conhecidas na rede.

Apesar dos resultados melhores na rede de maior porte com as calibrações iniciadas com coeficiente de rugosidade de 100 e $108 \text{ m}^{0,367} \cdot \text{s}^{-1}$, visto que a diferença entre estas e a iniciada com $150 \text{ m}^{0,367} \cdot \text{s}^{-1}$ é pequena e que coeficientes de rugosidades menores são mais suscetíveis a apresentar problemas nas pressões dinâmicas, os autores consideram mais adequada a utilização do valor inicial de $150 \text{ m}^{0,367} \cdot \text{s}^{-1}$.

Além disso, foi demonstrado que um nó com pressão fixada tem influência nos nós ao seu redor, aumentando as chances de alcançarem pressões

próximas às reais. É recomendada a mensuração de pressões nos nós centrais e não tão próximos entre si, pois foi possível reduzir o erro médio em até 95,23% na pressão e em até 18,32% na calibração do coeficiente de rugosidade C, mesmo no pior cenário de pressões conhecidas.

5 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Farias NFS; **Metodologia:** Farias NFS, Bezerra AA, Araújo RSA; **Investigação:** Farias NFS; **Redação – Primeira versão:** Farias NFS; **Redação – Revisão & Edição:** Bezerra AA, Araújo RSA; **Supervisão:** Bezerra AA, Araújo RSA.

6 AGRADECIMENTOS

Agradecimento aos apoiadores do projeto: Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Piauí (FAPEPI).

7 REFERÊNCIAS

ALVISI, S.; FRANCHINI, M. Pipe roughness calibration in water distribution systems using grey numbers. **Journal of Hydroinformatics**, Londres, v. 12, n. 4, p. 424-445, 2010. <https://doi.org/10.2166/hydro.2010.089>

BEZERRA, A. de A.; CASTRO, M. A. H. de; ARAÚJO, R. S. de A. Absolute roughness calculation by the friction factor calibration using the alternative hydraulic gradient iterative method on water distribution networks. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 22, p. e24, 2017. <https://doi.org/10.1590/2318-0331.021720160018>.

CHRISTENSEN, B. A.; LOCHER, F. A.; SWAMEE, P. K. Limitations and proper use of the Hazen-Williams equation – Discussion. **Journal of Hydraulic Engineering**, Nova York, v. 126, n. 2, p. 167-170, 2000. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(2000\)126:2\(167\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(2000)126:2(167))

DINI, M.; TABESH, M. A new method for simultaneous calibration of demand pattern and Hazen-Williams coefficients in water distribution systems. **Water Resources Management**, [s. l.], v. 28, p. 2021-2034, 2014. <https://doi.org/10.1007/s11269-014-0592-4>

GAMBALE, S. R. **Aplicação de algoritmo genético na calibração de rede de água**. 2000. Dissertação (Mestrado em

Recursos Hídricos) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2000.

JAMIL, R. Frictional head loss relation between Hazen-Williams and Darcy-Weisbach equations for various water supply pipe materials. **International Journal of Water**, Olney, v. 13, n. 4, p. 333-347, 2019. <https://doi.org/10.1504/IJW.2019.10027784>

LIU, C. P. Limitations and proper use of the Hazen-Williams equation. **Journal of Hydraulic Engineering**, Nova York, v. 124, n. 9, p. 951-954, 1988. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(1998\)124:9\(951\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1998)124:9(951))

MEIRELLES, G. *et al.* Calibration model for water distribution network using pressures estimated by artificial neural networks. **Water Resources Management**, [s. l.], v. 31, p. 4339-4351, 2017. <https://doi.org/10.1007/s11269-017-1750-2>

NIKOLA, J. *et al.* A novel method for the inclusion of pipe roughness in the Hazen-Williams equation. **FME Transactions**, Belgrado, v. 43, n. 1, p. 35-39, 2015. <https://doi.org/10.5937/fmet1501035J>

ORMSBEE, L.; WALSKI, T. Darcy-Weisbach versus Hazen-Williams: no calm in West Palm. In: WORLD ENVIRONMENTAL AND WATER RESOURCES CONGRESS 2016, 2016, West Palm Beach. **Anais [...]**. Reston: American Society of Civil Engineers, 2016. p. 455-464. <https://doi.org/10.1061/9780784479865.048>

ROSSMAN, L. A. **EPANET 2 User's manual**. Washington, D.C.: United States Environmental Protection Agency, 2000.

SANZ, G.; PÉREZ, R. Sensitivity analysis for sampling design and demand calibration in water distribution networks using the singular value decomposition. **Journal of Water Resources Planning and Management**, Reston, v. 141, n. 10, e04015020, 2015. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)WR.1943-5452.0000535](https://doi.org/10.1061/(ASCE)WR.1943-5452.0000535)

TIGRES. **Linha infraestrutura**: catálogo técnico e produtos. Joinville: Tigres, 2015.

TORRES, L. *et al.* A state observer for the calibration of the Hazen-Williams equation. In: INSTITUTE OF ELECTRICAL AND ELECTRONIC ENGINEERS (IEEE) CONFERENCE ON CONTROL TECHNOLOGY AND APPLICATIONS, 4., 2020, Montreal. **Anais [...]**. Piscataway: IEEE, 2020. p. 917-921. <https://doi.org/10.1109/CCTA41146.2020.9206329>

TRAVIS, Q. B.; MAYS, L. W. Relationship between Hazen-Williams and Colebrook-White roughness values. **Journal of Hydraulic Engineering**, Nova York, v. 133, n. 11, p. 1270-1273, 2007. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(2007\)133:11\(1270\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(2007)133:11(1270))

WALSKI, T. M. Technique for calibrating network models. **Journal of Water Resources Planning and Management**, Reston, v. 109, n. 4, p. 360-372, 1983. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9496\(1983\)109:4\(360\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9496(1983)109:4(360))

XIE, X.; ZENG, B.; NACHABE, M. Sampling design for water distribution network chlorine decay calibration. **Urban Water Journal**, Londres, v. 12, n. 3, p. 190-199, 2015. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2013.831911>

YU, Z. *et al.* Calibration of pipe roughness coefficient based on manning formula and genetic algorithm. **Transactions of Tianjin University**, Tianjin, v. 15, p. 452-456, 2009. <https://doi.org/10.1007/s12209-009-0078-2>

Avaliação de sistemas produtores de água do Agreste pernambucano por meio de modelagem hidráulica



Evaluation of supply systems in the Agreste of Pernambuco by hydraulic modeling


- **Data de entrada:**
18/07/2022
- **Data de aprovação:**
15/05/2023

Sidrack Felipe da Silva Júnior^{1*} | Saulo de Tarso Marques Bezerra¹ | Andreia Azevedo Abrantes de Oliveira¹ | José Almir Cirilo¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.025>

ORCID ID

Silva Júnior SF  <https://orcid.org/0000-0002-8057-8843>
Bezerra STM  <https://orcid.org/0000-0002-5815-5908>

Oliveira AAA  <https://orcid.org/0000-0002-2002-3766>
Cirilo JA  <https://orcid.org/0000-0002-8672-0898>

Resumo

Os sistemas de abastecimento de água têm como principal finalidade fornecer esse recurso com qualidade e quantidade compatível com a demanda dos consumidores. Este trabalho avalia os sistemas produtores de água que abastecem o Agreste pernambucano, através de modelagem hidráulica. Após a construção e calibração dos modelos, foi realizada uma análise de sensibilidade do escoamento em relação ao comportamento do coeficiente C de Hazen-Williams. Além disso, foi verificada a capacidade dos sistemas adutores em operação para atender a futura demanda da cidade de Caruaru (PE). Nesse sentido, constatou-se que o Sistema Adutor Jucazinho não consegue atender a demanda da cidade. O Sistema Adutor Prata é capaz de atender a demanda atual, porém em relação às demandas futuras teria dificuldade em atendê-las. Verificou-se que, caso o Sistema Prata operasse em conjunto com o Sistema Adutor Jucazinho, a combinação seria suficiente para atender a necessidade futura de Caruaru. Por fim, é possível dizer que os modelos produzidos no software correspondem, em grau satisfatório, à realidade encontrada nos sistemas reais.

Palavras-chave: Sistemas adutores. Modelagem hidráulica. EPANET. Calibração. Demanda de água.

Abstract

The main purpose of water supply systems is to provide this resource with quality and quantity compatible with consumer demand. This work evaluates the water production systems that supply the Agreste of Pernambuco by hydraulic modeling. After building and calibrating the models, a sensitivity analysis of the flow was performed regarding the behavior of the Hazen-Williams C coefficient. In addition, the capacity of the pipeline systems in operation to meet the future demand of the city of Caruaru (PE) was verified. In this sense, it was found that the Jucazinho Adductor System cannot meet the demand of the city by itself. The Prata Adductor System can meet the current demand; however, regarding future demands, it would have difficulty meeting them. It was found that, if the Prata System operated together with the Jucazinho Adductor System, this combination would be sufficient to meet the future demand of Caruaru. Finally, it can be said that the models produced in the software correspond, to a satisfactory degree, to the reality found in actual systems.

Keywords: Pipeline systems. Hydraulic modeling. EPANET. Calibration. Water demand.

¹ Universidade Federal de Pernambuco – Caruaru – Pernambuco – Brasil

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

1 INTRODUÇÃO

A água, essencial ao surgimento e à manutenção da vida em nosso planeta, é indispensável para o desenvolvimento das diversas atividades criadas pelo ser humano, apresentando valores econômicos, sociais e culturais por essa razão (Brasil, 2009, p. 14). Com o aumento populacional, o desenvolvimento econômico e o processo de urbanização nas últimas décadas, a demanda e o uso do recurso aumentaram significativamente. Segundo a Agência Nacional de Águas (ANA) (Brasil, 2019), a demanda por uso de água no país é crescente, com aumento estimado de aproximadamente 80% no total retirado nas últimas duas décadas. A previsão é de que até 2030 isso aumente mais 26%.

O intenso processo de urbanização tem exigido grandes esforços no âmbito técnico, organizacional e financeiro das empresas de saneamento, principalmente devido ao conseqüente aumento das demandas de água para abastecimento (Camboim; Silva; Gomes, 2014). Com isso, esses sistemas de abastecimento estão cada vez maiores, mais complexos e com mais exigências sobre o nível da confiabilidade de seu funcionamento.

Dessa maneira, é fundamental para as concessionárias de água do país o desenvolvimento de ferramentas, de estratégias e o uso de tecnologias direcionadas para a gestão eficiente dos sistemas existentes. Tudo isso pode ser utilizado ao se fazer uma avaliação hidráulica (a partir de modelos hidráulicos) dos sistemas de abastecimento de água. Nos últimos anos surgiram ferramentas computacionais que têm sido aplicadas cada vez mais para representarem os sistemas físicos e auxiliarem nas tomadas de decisão, com o propósito de melhorar a eficiência da operação (Gomes, 2009). Essas ferramentas auxiliam nas estratégias e decisões a serem tomadas, pois permitem ao profissional simular diversas situações operacionais de modo a resultar na melhor tomada decisão, conseqüentemente melhorando a qualidade do serviço e não se onera o sistema nem os consumidores.

O desenvolvimento de softwares comerciais para dimensionamento e análise de sistemas de abastecimento de água iniciou no fim da década de 1960 e começo da década de 1970. O uso desses modelos computacionais possibilitou que as simulações dos sistemas hidráulicos ficassem mais assertivas, mais rápidas e mais confiáveis. A modelagem representa um exemplar realista do sistema físico existente, o que possibilita a realização de avaliações do comportamento hidráulico sem a necessidade de testes no sistema real. Essa é a forma mais exata e econômica de simular o comportamento de um sistema físico real hoje em dia, já que permite resolver um conjunto de sistemas equacionais de continuidade e conservação energética e forma rápida, as quais são utilizadas na formulação das condições de equilíbrio de sistemas de distribuição de água. Esses processos são extremamente complexos e onerosos tanto do ponto de vista temporal como econômico para as empresas quando realizados diretamente na planta.

De acordo com Kara *et al.* (2016), modelos hidráulicos são ferramentas eficientes de apoio à decisão para o desenvolvimento de vários cenários de gerenciamento e para melhorar tanto a eficiência quanto a confiabilidade das redes existentes, projetando novos sistemas. Segundo Silva (2014), o uso de simuladores hidráulicos se apresenta como alternativa insubstituível nos sistemas de apoio à gestão em curto prazo, além de possibilitarem o planejamento de longo prazo quando direcionado para o controle de perdas e para a programação da reabilitação de redes de distribuição de água. O uso desses simuladores também pode auxiliar em estudos de combate a incêndio, suporte à setorização, operação e expansão do sistema, otimização dos conjuntos elevatórios, estudo de demanda (sazonalidade) e controle da qualidade de água.

No mercado existem alguns softwares de simulação hidráulica, como *Hidrocad*, *Watercad*, *Strumap*, *SynerGee* e *INSSA*. Mas um dos mais utilizados para isso é o EPANET, pois é gratuito, de domínio

público, compatível com outras ferramentas computacionais e amplamente aceito pela comunidade internacional. De acordo com Biscos *et al.* (2003), a maioria dos sistemas de distribuição de água existentes no mundo está modelado no EPANET. Ele permite executar simulações estáticas e dinâmicas do comportamento hidráulico e da qualidade de água em um sistema de distribuição.

Nos últimos anos, diversos estudos direcionados à modelagem de sistemas de distribuição de água estão sendo publicados nos principais periódicos do mundo (por exemplo: Agunwamba; Ekwule; Nnaji, 2018; Berrezal; Abdelbaki; Benabdelkrim, 2022; Chatzivasili; Papadimitriou; Kanakoudis, 2019; Giustolisi, 2016; Kara *et al.*, 2016; Mabrok *et al.*, 2022; Mekonnen, 2022). Diante do exposto, este estudo tem como objetivo geral a avaliação dos sistemas produtores de água que abastecem o Agreste pernambucano por meio de modelagem hidráulica.

2 CARACTERIZAÇÃO DOS SISTEMAS

O estado de Pernambuco apresenta o balanço hídrico mais desfavorável do país, e o Agreste pernambucano possui o pior desempenho de todo o estado. Os sistemas de abastecimento de água existentes em Pernambuco são compostos por aproximadamente 200 barragens de acumulação, 250 poços profundos e 4.500 km de adutoras, sendo

que no caso do Agreste pernambucano há cerca de 60 barragens para abastecimento de água urbano.

No sentido de compreender e conhecer melhor o comportamento dos principais sistemas adutores responsáveis pelo abastecimento da região e o seu controle operacional, apresenta-se a descrição dos elementos desses, principalmente no que se refere às infraestruturas que são representadas nos modelos hidráulicos desenvolvidos.

2.1 Sistema Adutor de Jucazinho (Tramos Norte e Sul)

A barragem e o Sistema Adutor de Jucazinho (SAJ) foram construídos pelo Departamento Nacional de Obras Contra as Secas (DNOCS), em parceria com o Governo do Estado de Pernambuco. Construída no município de Surubim, com inícios das obras em 1996, a barragem é o terceiro maior reservatório de Pernambuco e apresenta capacidade para armazenagem de cerca de 200 milhões de m³. O SAJ é responsável, atualmente, pela produção (captação e tratamento) de aproximadamente 1.000 L/s, sendo 690 L/s de água bruta e 310 L/s de água tratada. O sistema parte da Barragem de Jucazinho e é constituído por duas adutoras: o Tramo Norte e o Tramo Sul, que juntas possuem um conjunto de oito estações elevatórias e uma estação de tratamento de água (ETA).

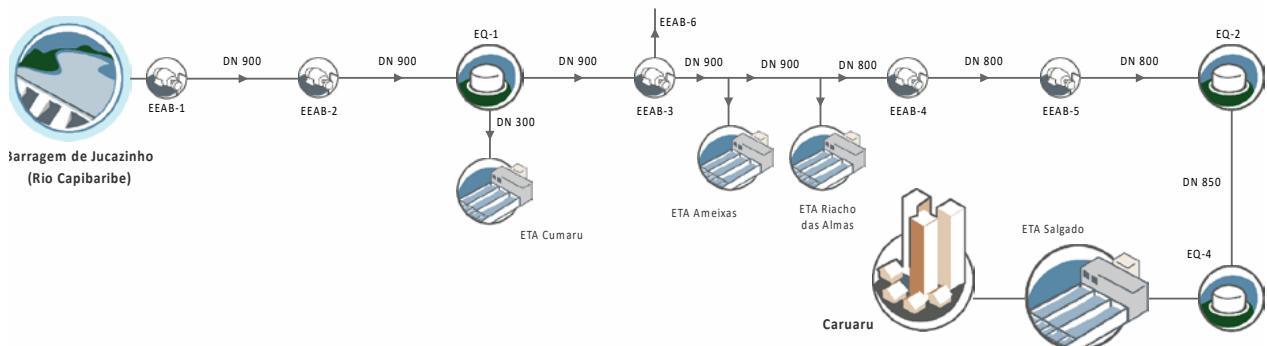


Figura 1 – Esquema do Sistema Produtor de Jucazinho - Tramo Sul.

O Tramo Sul (Figura 1) é responsável pela adução de água bruta para: ETA Cumaru, que abastece as cidades de Cumaru e Passira; ETA Ameixas, que abastece o distrito do mesmo nome; ETA Bezerras, que atende as cidades de Bezerras e Gravatá; ETA Riacho das Almas, que atende a própria cidade; e as ETA Salgado e Petrópolis, que atendem a cidade de Caruaru. O sistema tem cerca de 56 km de adutora, nos quais cerca de 39 km são em regime

de recalque e o restante com escoamento por gravidade.

O Tramo Norte (Figura 2) abastece as cidades de Surubim, Salgadinho, Casinhas, Santa Maria do Cambucá, Vertentes, Vertente do Lério, Frei Miguelinho e Toritama. Este possui cerca de 100 km em regime de recalque. Os diâmetros das tubulações estão compreendidos entre o DN 100 e DN 1000.

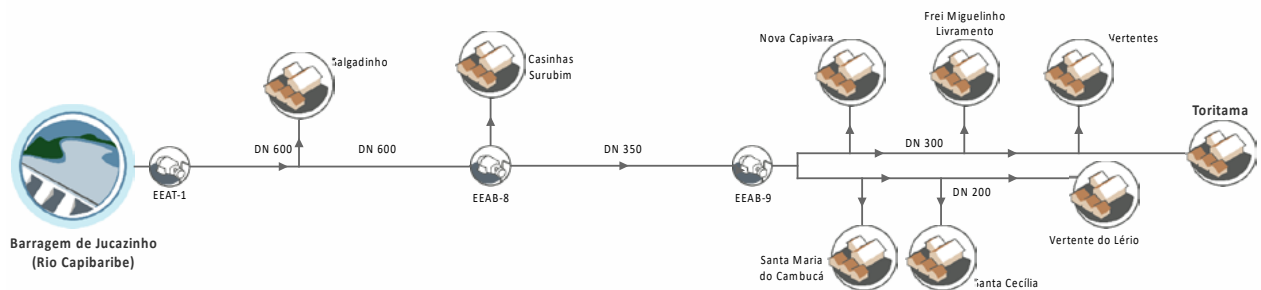


Figura 2 – Esquema do Sistema Produtor de Jucazinho - Tramo Norte.

2.2 Sistema Adutor Prata

A barragem do Rio Prata foi construída em 1998 com o objetivo de complementar o abastecimento público de água na cidade de Caruaru. Construída no município de Bonito, Agreste pernambucano, o reservatório pode armazenar até 42 milhões de m³. A capacidade de produção do sistema é

de, aproximadamente, 1 m³/s. A captação é feita na barragem por meio de uma estação elevatória. O sistema possui cerca de 30 km de extensão e se estende até as ETA Salgado e Petrópolis, em Caruaru. Possui três estações elevatórias e algumas derivações ao longo da adutora para atendimento de pequenas localidades.

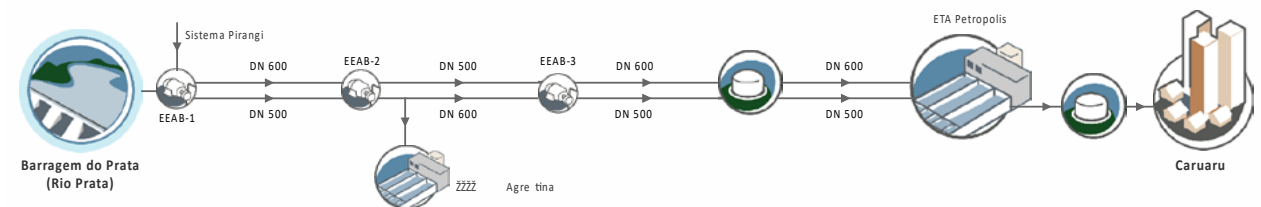


Figura 3 – Esquema do Sistema Adutor Prata.

O sistema (Figura 3) é composto por duas linhas adutoras (DN 500 em aço e DN 600 em ferro dúctil) em paralelo, denominadas Prata e Camevô (respectivamente) e situadas às margens da PE-120 e BR-104, que vão desde a Estação Elevatória de Água Bruta 1 (EEAB-1) na Barragem do Prata até as ETA Petrópolis e Salgado, em Caruaru (PE), além das derivações para atender a ETA Nova Agrestina. Esta possui capacidade nominal de 100 L/s e é responsável pelo atendimento das cidades de Agrestina, Altinho, Ibirajuba e Cachoeirinha, bem como o atendimento de localidades rurais e distritos. O sistema possui três estações elevatórias compostas por três conjuntos motor-bomba. A adutora possui cerca de 68 km, dos quais aproximadamente 56 km são em regime de recalque e o restante em regime gravitacional.

2.3 Sistema Adutor Alto do Capibaribe

O Sistema Adutor Alto do Capibaribe (Figura 4), que captará água do Açude Epitácio Pessoa, no território da Paraíba, será contemplada com a implantação das adutoras na primeira etapa, iniciando com a captação, e tendo 51 km de extensão até a cidade de Santa Cruz do Capibaribe, onde será interligada à Adutora do Agreste e à Adutora de Jucazinho, o que permitirá que a água chegue às cidades de Toritama, Vertentes, Frei Miguelinho, Santa Maria do Cambucá e Vertente

do Lério. Além disso, serão implantados trechos complementares para o atendimento às cidades de Jataúba (16 km) e Taquaritinga do Norte (5 km).

O sistema adutor será composto por um trecho em recalque (da estação elevatória ao *Standpipe* 1) e trechos de gravidade, ligando o *Standpipe* 1 (SP1) aos pontos de entrega nas ETA existentes. Estes são: ETA Santa Cruz do Capibaribe, ETA Poço Fundo (Jataúba), ETA Mateus Vieira (Taquaritinga do Norte), e ETA Toritama (Toritama, Frei Miguelinho, Santa Maria do Cambucá, Vertente do Lério e Vertentes). Os dados utilizados para a modelagem do adutor foram retirados do projeto, uma vez que o sistema ainda não se encontra em operação.

O Sistema Adutor do Alto Capibaribe possui cerca de 93 km de adutora, dos quais aproximadamente 29 km são em regime de recalque e o restante em regime gravitacional. Os diâmetros das tubulações da adutora estão entre DN 200 e DN 700.

As estações elevatórias que integram o sistema são responsáveis pelo transporte de água bruta e são munidas de duas estações elevatórias, a primeira referente à captação (que ocorre por um canal de aproximação, através de bombas anfíbias instaladas diretamente no canal), e a segunda uma estação elevatória de percurso.

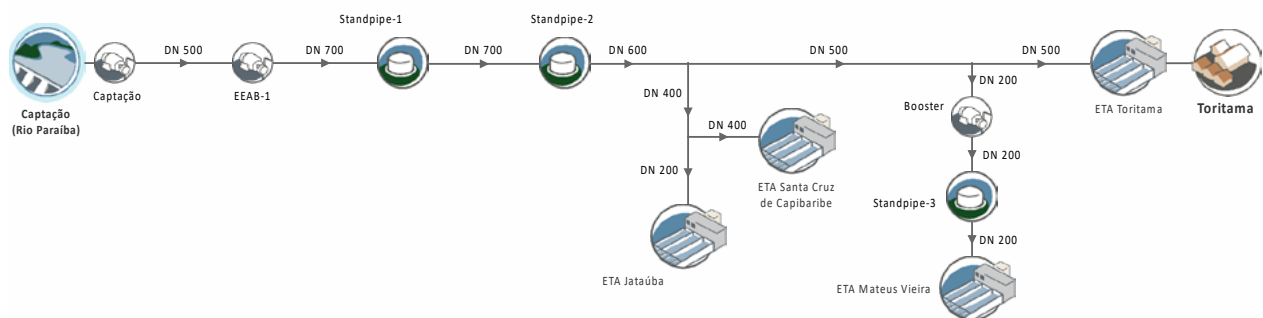


Figura 4 – Esquema do Sistema Adutor Alto do Capibaribe.

2.4 Sistema Adutor Serro Azul

O Sistema Adutor de Serro Azul (Figura 5) terá sua captação instalada a montante da válvula dispersora da Barragem de Serro Azul, localizada no município de Palmares (PE), a cerca de 157 m acima do nível do mar. Partindo da tomada d'água, a adutora seguirá uma extensão de aproximadamente 58 km, passando pela zona rural das cidades de Bonito, Barra de Guabiraba, Camocim de São Félix e Bezerras, até alcançar as margens

da BR-232, na qual será interligada à Adutora do Agreste. O sistema adutor possui 37 km em regime de recalque, e os demais são em regime gravitacional. Os diâmetros das tubulações da adutora estão entre DN 700 e DN 800. O sistema possui quatro estações elevatórias, com quatro conjuntos motor-bombas. Os dados utilizados na modelagem desse adutor foram retirados de projeto, já que o sistema ainda não se encontra em operação.

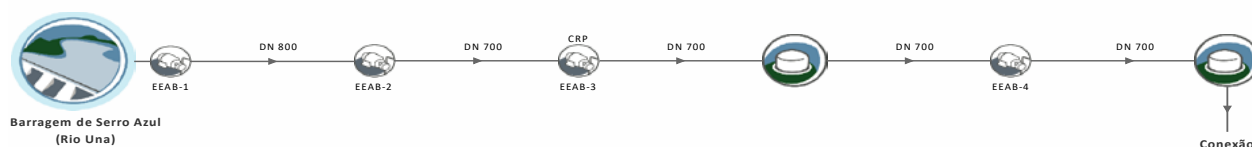


Figura 5 – Esquema do Sistema Adutor Serro Azul.

3 CONSTRUÇÃO DO MODELO HIDRÁULICO

O processo de modelagem envolveu desde a captação dos dados mais precisos e próximos à realidade possíveis até as simulações dos modelos hidráulicos. Nessa pesquisa, foram construídos modelos com o objetivo principal de os tornar uma representação fidedigna quanto ao comportamento hidráulico dos sistemas reais estudados.

Essa construção necessitou das seguintes informações: topologia, geometria, altimetria e características da infraestrutura física que influenciam o comportamento hidráulico, tais como tubulações, materiais, válvulas, reservatórios e bombas.

Para atingir os objetivos propostos, as seguintes etapas metodológicas serão executadas: levantamento de dados, tratamento dos dados obtidos, construção dos modelos hidráulicos, calibração e exploração dos modelos.

3.1 Levantamento dos dados

As informações necessárias à construção do modelo foram obtidas a partir do banco de dados da Companhia Pernambucana de Saneamento (COMPESA) e por meio de visitas aos sistemas adutores. Os dados obtidos que serviram de entrada no modelo hidráulico foram os comprimentos, diâmetros e materiais dos trechos, as cotas topográficas dos nós e as demandas dos centros de consumo. As variáveis de saída do modelo foram as vazões de cada trecho da linha principal dos sistemas adutores.

O processo *in loco* teve como finalidade a busca de informações acerca da cota topográfica das estações elevatórias e reservatórios, da quantidade de conjuntos motor-bomba em funcionamento em cada estação elevatória, do tipo e uso das válvulas, das medições pitométricas e levantamento das

curvas das bombas, das características geométricas dos sistemas, e das medições de vazões e pressão. Essas visitas foram imprescindíveis, pois o conhecimento da realidade local possibilitou uma adequada representação computacional dos sistemas estudados.

3.2 Construção dos modelos hidráulicos

Os modelos hidráulicos foram construídos com o auxílio do simulador hidráulico EPANET 2.0. Os projetos dos sistemas estudados foram disponibilizados pela COMPESA em formato “.DWG” (*AutoCad*). Para colocá-los em formato “.NET”, extensão reconhecida pelo simulador, foi necessário converter os arquivos com auxílio de um outro programa, EpaCAD. Como o modelo resultante da importação da geometria da rede somente contém a descrição geométrica do sistema, traçado das adutoras, foi necessário inserir manualmente os dados levantados ante-

riormente. Desse modo, informações como cotas topográficas, quantidade de conjuntos motobomba, válvulas, reservatórios, diâmetros e comprimentos das adutoras devem ser inseridos manualmente após a geometria do sistema estar representada no simulador hidráulico.

4 RESULTADOS

4.1 Modelagem hidráulica

Diante da construção do modelo hidráulico e de sua respectiva calibração, a própria modelagem já se mostra um resultado para o referido trabalho. As Figuras 6 a 10 apresentam os modelos do Sistema Adutor de Jucazinho, Sistema Adutor Prata, Sistema Adutor Serro Azul, e do Sistema Adutor Alto Capibaribe, respectivamente. Esses resultados foram obtidos após sucessivas simulações hidráulicas e diversos ajustes nos sistemas, de modo que os estão compatíveis com os sistemas reais.

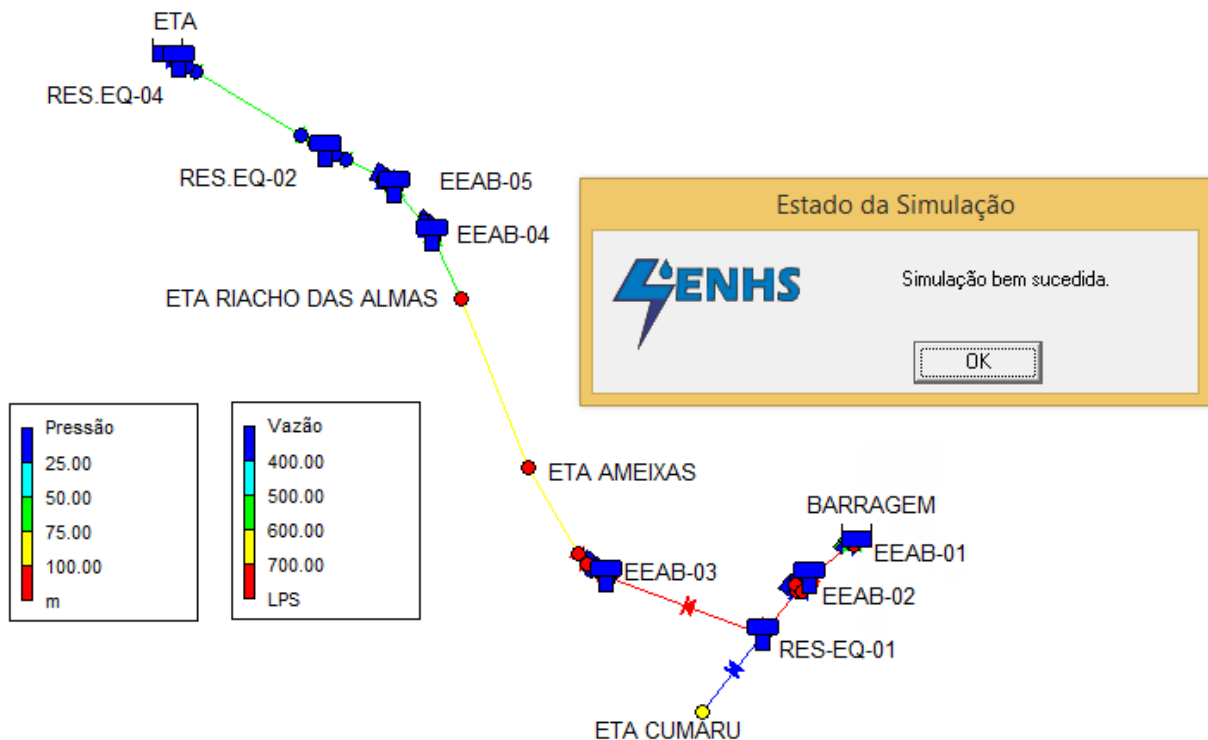


Figura 6 – Modelagem hidráulica do Tramo Sul do Sistema Adutor de Jucazinho.

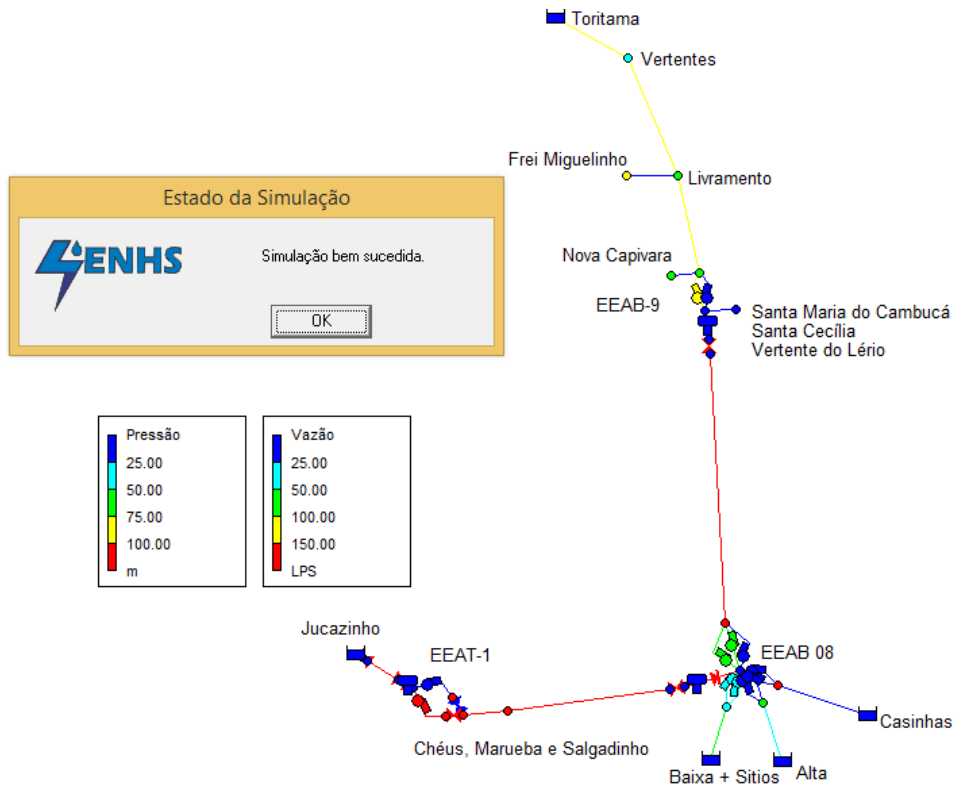


Figura 7 – Modelagem hidráulica do Tramo Norte do Sistema Adutor de Jucazinho.

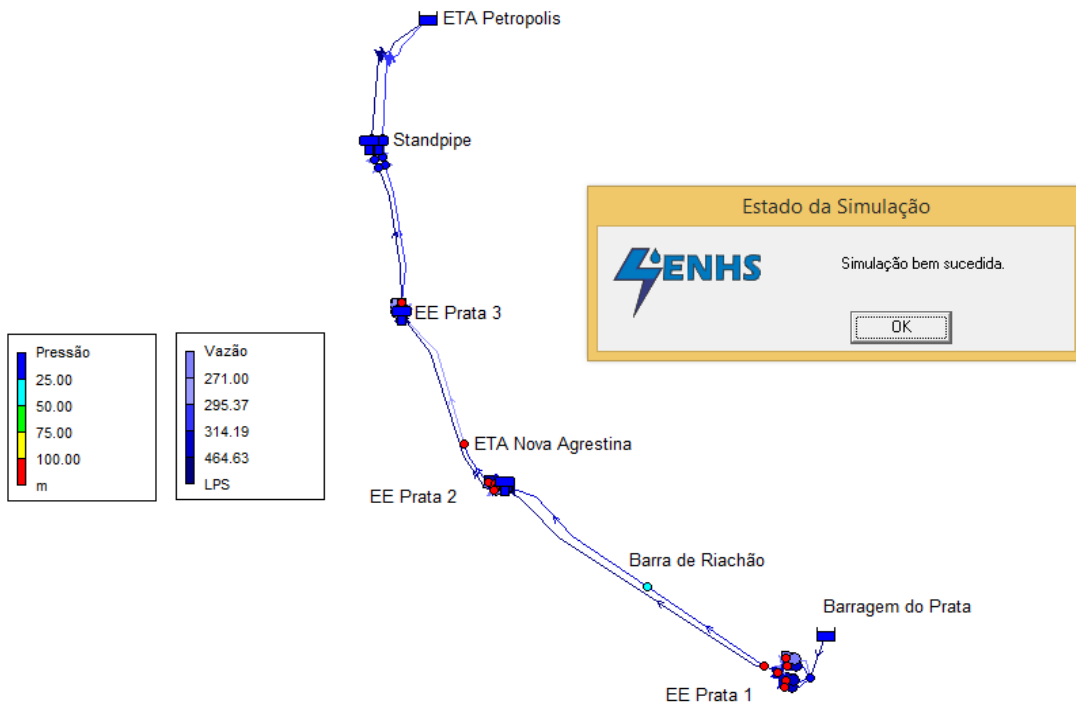


Figura 8 – Modelagem hidráulica do Sistema Adutor Prata.

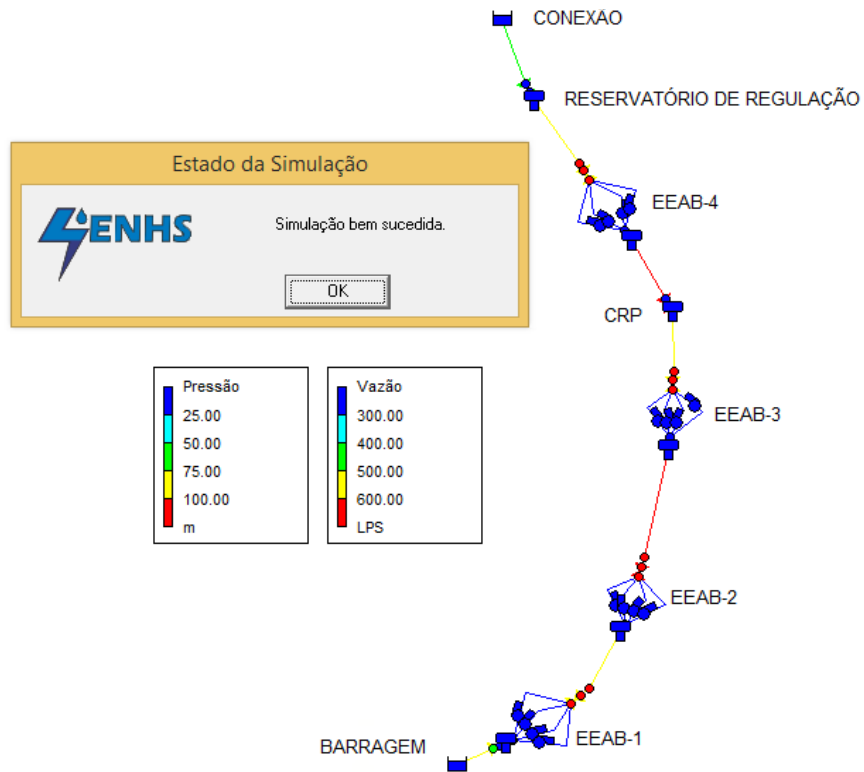


Figura 9 – Modelagem hidráulica do Sistema Adutor Serro Azul.

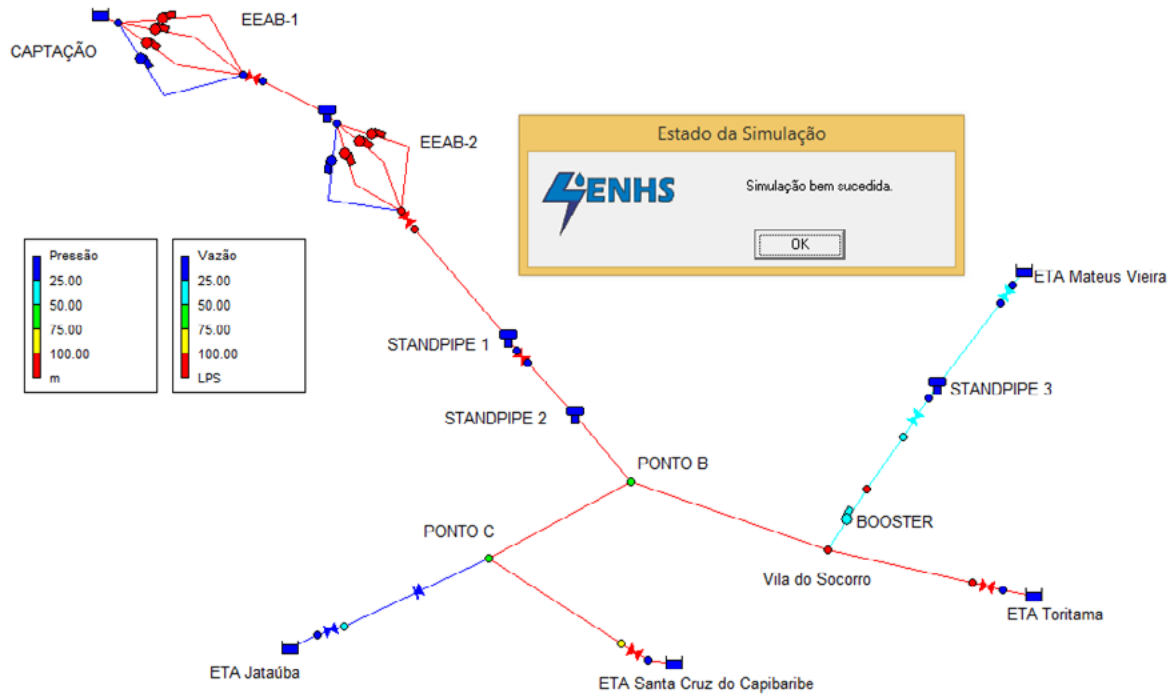


Figura 10 – Modelagem hidráulica do Sistema Adutor Alto Capibaribe.

4.2 Sistema Adutor Prata

O levantamento pitométrico do Sistema Adutor Prata (SAP) foi realizado no dia 29/10/2021. A partir dos dados coletados, foi possível verificar que o modelo hidráulico desenvolvido consegue um comportamento semelhante ao do sistema adutor. O entendimento de que o modelo se encontra calibrado foi feito por meio da comparação entre

os resultados hidráulicos obtidos e os das leituras efetuadas pela pitometria cadastrados.

Para a EEAB-1, o ponto de operação cadastrado no modelo hidráulico para a curva característica das bombas foi baseado nos dados nominais informados na plaqueta delas, pois os dados de pitometria não foram satisfatórios. Desse modo, o ponto de operação das bombas foi [316,7 L/s; 155 mca].

Tabela 1 – Dados de pitometria do Sistema Adutor Prata.

Local da pitometria	ID CMB	Data da medição	Vazão (L/s)	AMT (mca)
EEAB-2	1	29/10/21	349,7	141,4
EEAB-2	3	29/10/21	406,7	138,8
Valor médio da EEAB-2	-	-	378,2	140,1
EEAB-3	2	29/10/21	334,5	134,6
EEAB-3	3	29/10/21	364,6	134,8
Valor médio da EEAB-3	-	-	349,5	134,7

Tabela 2 – Comparativo de vazões determinadas pelo modelo hidráulico e a pitometria para o Sistema Adutor Prata.

Trecho da adutora	Vazão modelagem (L/s)	Vazão pitometria (L/s)
Saída EEAB-1	950,1	916,2
Saída EEAB-2	949,7	927,9
Saída EEAB-3	817,1	824,6

Os pontos de operação dos CMB das EEAB-2 e EEAB-3 foram obtidos por meio das medições pitométricas. Em decorrência de limitações no levantamento dos pontos de operação para cada conjuntos motobombas (CMB) e a proximidade dos valores obtidos de vazão e pressão, optou-se por utilizar na modelagem um único ponto de operação para determinar a curva característica de todas as bombas. Logo, foi considerado que os CMB são iguais. Os valores obtidos estão descritos na Tabela 1.

A Tabela 2 mostra as vazões modeladas (EPANET) e as vazões obtidas por meio das campanhas pitomé-

trica para cada trecho principal do sistema adutor. O histórico operacional do sistema demonstra que a EEAB-2 possui vazão superior à da EEAB-1 e da EEAB-3, o que também foi apontado pela modelagem hidráulica. O sistema adutor foi simulado com valor de coeficiente C igual a 100.

4.3 Sistema Adutor de Jucazinho – Tramo Sul

Para o Sistema Adutor Jucazinho (SAJ) – Tramo Sul não foi possível realizar um levantamento pitométrico padrão para obtenção das curvas características dos CMB, entretanto foi disponibilizado pela COMPESA a pitometria realizada

em 11/10/2021 e, a partir dos dados disponibilizados, pode-se observar que o modelo apresenta um comportamento consideravelmente similar ao sistema adutor.

De forma semelhante ao Sistema Adutor Prata, os pontos de operação dos CMB do SAJ – Tramo

Sul foram determinados com base nos valores médios medidos na pitometria. Os dados estão apresentados na Tabela 3. Na Tabela 4, pode ser visto a análise das vazões dos trechos do modelo, obtidas no EPANET, e as provenientes das leituras pitométricas. O sistema adutor foi modelado com valor de coeficiente C igual a 90.

Tabela 3 – Dados pitométricos do Sistema Adutor de Jucazinho - Tramo Sul.

Local da pitometria	ID CMB	Data da medição	Vazão (L/s)	AMT (mca)
EEAB-1	3	11/10/21	574	127
EEAB-1	3 + 4	11/10/21	970	139
Valor médio da EEAB-1	-	-	529,5	133,0
EEAB-2	1	11/10/21	404	112
EEAB-2	1 + 4	11/10/21	746	116
Valor médio da EEAB-2	-	-	388,5	114,0
EEAB-3	1	11/10/21	433	99
EEAB-3	2	11/10/21	450	101
EEAB-3	1 + 2	11/10/21	855	119
Valor médio da EEAB-3	-	-	436,8	106,3
EEAB-4	1	11/10/21	329	90
EEAB-4	2	11/10/21	298	90
Valor médio da EEAB-4	-	-	314	90,0
EEAB-5	2	09/02/21	266,9	-
EEAB-5	4	09/02/21	258,8	-
EEAB-5	4 + 2	09/02/21	499,6	-
Valor médio da EEAB-5	-	-	258,5	-

Tabela 4 – Comparativo entre as vazões determinadas no modelo e as obtidas no levantamento pitométrico - Tramo Sul do Sistema Adutor Jucazinho.

Trecho da adutora	Vazão modelagem (L/s)	Vazão pitometria (L/s)
Saída EEAB-1	1.128,1	970,0
Saída EEAB-2	736,8	746,0
Saída EEAB-3	724,3	855,0
Saída EEAB-4	550,5	614,0
Chegada EQ-2 (EEAB-5)	501,1	499,6

4.4 Sistema Adutor de Jucazinho – Tramo Norte

Para o SAJ – Tramo Norte, a campanha pitométrica foi realizada no dia 6/7/2021. Devido à impossibilidade de medições na EEAT-1 e EEAT-9, o ponto de operação dos CMB dessas estações foi determinado com base em dados de

projeto. Os dados de pitometria estão descritos na Tabela 5, enquanto na Tabela 6 se apresenta a comparação entre as vazões do modelo, obtidas no EPANET, e as leituras pitométricas. O sistema adutor foi simulado com valor de coeficiente C igual a 130.

Tabela 5 – Dados pitométricos do Sistema Adutor de Jucazinho - Tramo Norte.

Local da pitometria	ID CMB	Data da medição	Vazão (L/s)	AMT (mca)
EEAT-8	8	06/07/21	120	71
EEAT-8	9	06/07/21	132	72
EEAT-8	8 + 9	06/07/21	209	121
Valor médio	-	-	119	88

Tabela 6 – Comparativo entre as vazões determinadas no modelo e as obtidas no levantamento pitométrico - Tramo Norte do Sistema Adutor Jucazinho.

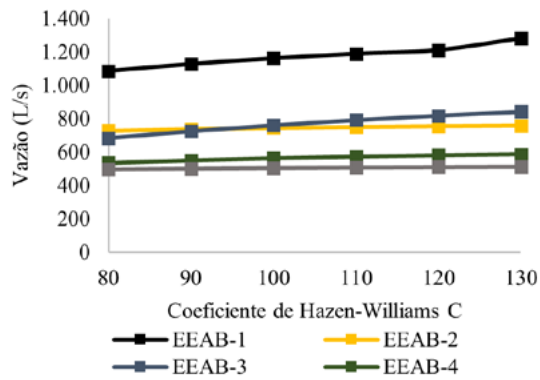
Trecho da adutora	Vazão modelagem (L/s)	Vazão pitometria (L/s)
Saída EEAT-8	150,5	208,6
Saída EEAT-9	144,9	178,0

4.5 Coeficiente de Hazen-Williams C

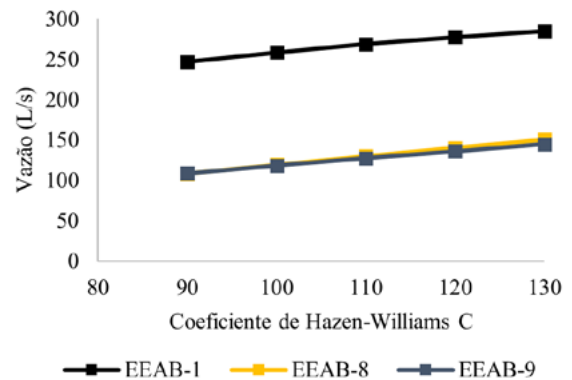
A análise da vazão em função da variação do coeficiente de Hazen-Williams C é importante para saber o nível de sensibilidade do modelo e do sistema adutor. A Figura 11 apresenta os resultados advindos da variação do coeficiente C em função da vazão. Para o SAJ – Tramo Sul, a variação da vazão do sistema é, no geral, pequena, com a maior se encontrando na EEAB-3 desse sistema, em que há uma variação de 23,2% entre os resultados com valores de C de 80 e 130. Ou seja, o referido coeficiente tem pouca influência no resultado. Para o SAJ – Tramo Norte, a variação é pequena para a EEAB-1 e alta para as demais, observando-se a

variação percentual máxima de 39% na EEAB-8. Isso mostra que o coeficiente C tem influência significativa nos resultados.

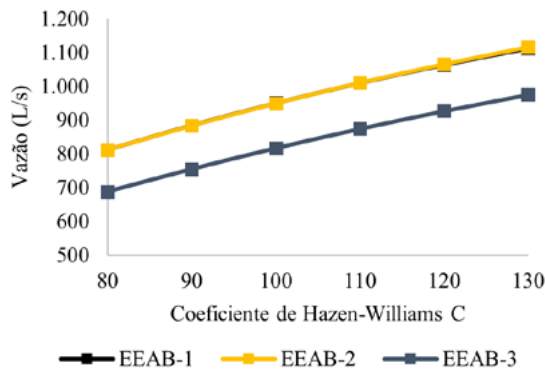
Por sua vez, no Sistema Prata (Figura 11c) a variação das vazões é maior do que a dos outros sistemas analisados. Entre os valores a variação percentual é pequena, porém se nota que, por exemplo, na EEAB-3a variação percentual encontrada entre os valores de 80 e 130 para o coeficiente C é de 41,69%. Ademais, no Sistema Serro Azul (Figura 11d) a variação é pequena no geral, encontrando a maior variação percentual da EEAB-4 no valor de 29%. Portanto, o coeficiente C tem pouca influência na vazão bombeada.



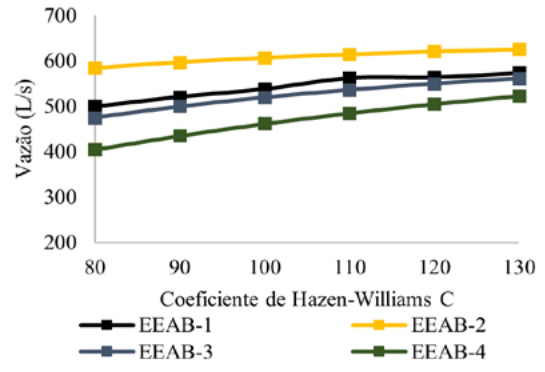
(a) Tramo Sul do Sistema Adutor de Jucazinho



(b) Tramo Norte do Sistema Adutor de Jucazinho



(c) Sistema Adutor Prata



(d) Sistema Adutor Serro Azul

Figura 11 – Variação das vazões bombeadas nas estações elevatórias em função do coeficiente de Hazen-Williams C.

4.6 Avaliação da Capacidade de Atendimento dos Sistemas Adutores

O monitoramento do consumo médio de água é um importante instrumento de controle operacional e de planejamento/gestão dos serviços. Este contribui para dimensionar sistemas de abastecimentos em municípios com expansão populacional e para reverter o crescimento do consumo em áreas com disponibilidade hídrica restrita, assim como para projeções de demanda e controle operacional.

Os valores de consumo *per capita* e de perda de água na distribuição são disponibilizados pela COMPESA por meio do Sistema Nacional de Informações

sobre Saneamento (SNIS). Os dados são relativos a indicadores desagregados e agregados, e a geração desses data de 8/12/2021. Os dados podem ser visualizados na Tabela 8, assim como o valor do consumo *per capita* efetivo.

Para a avaliação da capacidade de atendimento dos sistemas adutores, primeiramente foi necessário estimar as demandas da cidade em um horizonte de projeto de 20 anos. Na Tabela 7 e na Figura 12 se encontram as projeções populacionais para diversos métodos. Observa-se que a projeção geométrica conduz a valores estimados bem elevados e que tanto a taxa de decrescimento quanto a curva logística possuem

um comportamento semelhante à taxa de crescimento do censo. A taxa de decrescimento foi a escolhida para a determinação do consumo *per capita* futuro porque teve um desvio padrão e um coeficiente de variação menor que a curva

logística, o que mostra que seus valores são mais homogêneos, tem valores mais próximos da média e, portanto, é a que melhor representa a curva obtida a partir dos dados do Censo Demográfico.

Tabela 7 – Indicadores operacionais de água e seus respectivos valores - Caruaru (PE).

Indicadores operacionais – Água	Valores
Consumo médio <i>per capita</i> (L/hab/dia)	100,67
Índice de perdas na distribuição (%)	36,88
Consumo efetivo <i>per capita</i> (L/hab/dia)	159,49

Fonte: Brasil (2021)

Tabela 8 – Resultado para projeção populacional da cidade de Caruaru (PE).

ID	Ano	População (Censo)	População estimada			
			Aritmética	Geométrica	Decrescente	Logística
P0	2000	252.987	252.987	252.987	252.987	252.987
P1	2010	314.912	308.394	302.936	317.598	309.501
P2	2021	369.343 ¹	369.343	369.343	369.343	364.839
-	2022	-	374.883	376.058	373.247	369.343
-	2032	-	430.291	450.306	406.419	408.851
-	2042	-	485.699	539.214	430.919	438.419

Fonte: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2022).

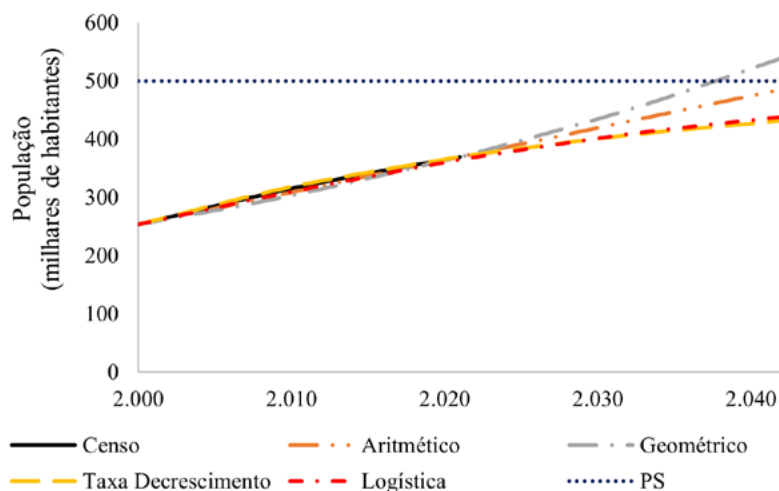


Figura 12 – Projeção populacional.

Nota-se que a população do ano de 2032 cresce aproximadamente 8,88% em relação ao ano de 2022, e que a população de 2042 cresce cerca de 6% em relação ao ano de 2032. Os mesmos percentuais são usados para o aumento da vazão *per capita* média efetiva considerando o mesmo índice de perdas. Esses valores serão comparados com os obtidos na modelagem para saber se os sistemas são atualmente capazes de atender, sozinhos, a demanda solicitada pela população. Os resultados são mostrados nas Tabelas 9 e 10. Vale mencionar que os valores podem estar subdimensionados devido à intermitência do abastecimento de água. Isso pode explicar o baixo valor do consumo *per capita*.

A partir da Tabela 10 se nota que o Sistema Adutor do Prata consegue atender a demanda de Caruaru para os próximos anos, mas não consegue atender a demanda final. Já o Sistema Adutor de Jucazinho não

consegue atender atualmente a cidade, visto que as vazões disponibilizadas são inferiores à demandada. O rodízio atual imposto é derivado da baixa disponibilidade hídrica da região, e não da falta de infraestrutura. É fácil perceber que algumas medidas podem ser tomadas a fim de aumentar o número de pessoas atendidas e minimizar/equacionar a situação de déficit hídrico existente, como por exemplo sensibilização no uso da água, reutilização e a redução das perdas físicas na distribuição. Por exemplo, ao se reduzir o índice de perdas de 36,88% para 25%, estima-se que o valor do consumo *per capita* efetivo passaria para 134,23 L/s, uma redução de aproximadamente 16%. Dessa forma a população atendida seria de 443.497 habitantes, ou seja, ao reduzir o índice de perdas teria um acréscimo de 70.250 habitantes. A Tabela 11 mostra a relação entre a diminuição do índice de perdas, a população atendida e o acréscimo de população.

Tabela 9 – Vazões *per capita* efetivas e vazões de demanda.

Ano	População (hab)	Qe (L/hab/dia)	Qdemanda (L/s)
2022	373.247	159,5	689,0
2032	406.419	173,6	816,8
2042	430.919	184,0	918,0

Tabela 10 – Déficits das demandas dos sistemas adutores.

Sistema Adutor	Qmodelada (L/s)	Ano			Ano		
		2022	2032	2042	2022	2032	2042
		Q estimada (L/s)			Déficit (L/s)		
Prata	817	689	816,8	918	-	-	101
Jucazinho	397	689	816,8	918	292	419,8	521
Prata + Jucazinho	1.065	689	816,8	918	-	-	-

Tabela 11 – Relação entre o índice de perdas e a população atendida.

Índice de perdas(%)	População atendida (hab.)	Acréscimo de população (hab.)
40,0	354.798	-18.449

continua...

Tabela 11 – Continuação...

Índice de perdas(%)	População atendida (hab.)	Acréscimo de população (hab.)
36,9	373.247	-
35,0	384.364	11.117
30,0	413.931	40.684
25,0	443.497	70.250
20,0	473.064	99.817

5 CONCLUSÃO

Os modelos hidráulicos dos sistemas produtores corresponderam aos sistemas reais em grau satisfatório. Nesse sentido, os resultados apresentados podem facilmente ser utilizados por técnicos da COMPESA para avaliações futuras dos sistemas adutores, tendo potencial de contribuir para decisões mais eficientes e eficazes. Desse modo, a qualidade das informações geradas proporcionará aos técnicos e gestores uma melhor análise das operações presentes e futuras dos sistemas estudados.

No estudo também foi realizada uma análise da capacidade de atendimento dos sistemas adutores para abastecimento da cidade de Caruaru (PE). Nesse sentido, com os dados obtidos, o consumo *per capita* e o índice de perdas na distribuição pela COMPESA, além do cálculo populacional, mostra-se que em um horizonte de futuro de 20 anos o uso conjunto dos sistemas Prata e Jucazinho é capaz de atender ao aumento da população.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Silva Júnior SF, Cirilo JA e Bezerra STM; **Metodologia:** Silva Júnior SF e Bezerra STM; **Investigação:** Silva Júnior SF, Oliveira AAA e Bezerra STM; **Redação (primeira versão):** Silva Júnior SF; **Redação (revisão & edição):** Silva Júnior SF; **Supervisão:** Bezerra STM; **Aquisição de financiamento:** Cirilo JA.

7 AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio financeiro da Companhia Pernambucana de Saneamento (COMPESA) [contrato CT.PS. 20.7.048] e do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Desenvolvimento Tecnológico (CNPq) [processos Nº 420012/2021-4 e 308202/2022-8].

8 REFERÊNCIAS

- AGUNWAMBA, J. C.; EKWULE, O. R.; NNAJI, C. C. Performance evaluation of a municipal water distribution system using WaterCAD and Epanet. **Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development**, London, v. 8, n. 3, p. 459-467, 2018. <https://doi.org/10.2166/washdev.2018.262>.
- BERREZAL, Y. A.; ABDELBAKI, C.; BENABDELKRIM, M. E. A. Coupling of GIS and hydraulic modeling in management of an urban water distribution network – a case study of Tlemcen (Algeria). In: EGGY, E.; BERMUDEZ, V.; VERMEERSCH, M. (ed.). **Sustainable Energy-Water-Environment Nexus in Deserts**. Cham: Springer, 2022. p. 253-258. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-76081-6-30>.
- BISCOS, C. et al. Optimal operation of water distribution networks by predictive control using MINLP. **Water South Africa**, Gezina, v. 29, n. 4, p. 393-404, 2003. <https://doi.org/10.4314/wsa.v29i4.5044>.
- BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2019**: informe anual. Brasília, DF: Agência Nacional de Águas, 2019.
- BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. **Abastecimento de água: gerenciamento de perdas de água e energia elétrica em sistemas de abastecimento de água**: Guia do profissional em treinamento (nível 1). Brasília, DF: Ministério das Cidades, 2009.
- BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. **Diagnóstico temático serviços de água e esgoto**: Gestão técnica de água

(ano de referência 2020). Brasília, DF: Secretaria Nacional de Saneamento, 2021.

CAMBOIM, W. L. L.; SILVA, S. A; GOMES, H. P. Aplicação de técnicas Fuzzy no controle de pressão em sistemas de abastecimento de água. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 19, n. 1, p. 67-77, 2014.

CHATZIVASILIS, S.; PAPADIMITRIOU, K.; KANAKOUDIS, V. Optimizing the formation of DMAs in a water distribution network through advanced modelling. **Water**, Basel, v. 11, n. 2, p. 278, 2019. <https://doi.org/10.3390/w11020278>.

GIUSTOLISI, O. Enhanced WDN hydraulic modelling and detection of burst leakages. **Procedia Engineering**, Missouri, v. 162, p. 3-14, 2016.

GOMES, H. P. **Sistemas de abastecimento de água: Dimensionamento econômico e operação de redes e elevatórias**. 3. ed. João Pessoa: Editora Universitária UFPB, 2009.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo Demográfico 2022**. Rio de Janeiro: IBGE, 2022.

KARA, S. et al. Hydraulic model of a water distribution network in a tourism area with highly varying characteristics. **Procedia Engineering**, Missouri, v. 162, p. 521-529, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2016.11.096>.

MABROK, M. A. et al. Modeling and simulations of Water Network Distribution to Assess Water Quality: Kuwait as a case study. **Alexandria Engineering Journal**, Alexandria, v. 61, n. 12, p. 11859-11877, 2022.

MEKONNEN, Y. A. Evaluation of Hydraulic Performances Modeling of Water Distribution Systems and Physicochemical Water Quality Analysis, in the Case of Dangila Town, Amhara Region, Ethiopia. **Water Conservation Science and Engineering**, London, v. 7, n. 3, p. 1-19, 2022, <https://doi.org/10.1007/s41101-022-00140-5>.

SILVA, C. O. **Modelagem de rede de distribuição de água com ênfase no controle de perdas**. 2014. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana e Ambiental) – Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2014.

Structure and functional prediction of a microbial community involved in a full-scale biofilter treating wastewater odor




Estrutura e predição funcional da comunidade microbiana presente em biofiltro de escala real para tratar o odor de águas residuais




- **Data de entrada:** 02/28/2023
- **Data de aprovação:** 05/15/2023

Maria Joana Allievi^{1*} | Maurício Egídio Cantão² | Tiago Palladino Delforno³ | Luana Mattos de Oliveira Cruz⁴ | Daniele Damasceno Silveira¹ | Paulo Belli Filho¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.026>

ORCID ID

Allievi MJ  <https://orcid.org/0000-0003-4814-1817>
Cantão ME  <https://orcid.org/0000-0002-5988-6542>
Delforno TP  <https://orcid.org/0000-0002-1705-0763>

Cruz LMO  <https://orcid.org/0000-0003-3795-9111>
Silveira DD  <https://orcid.org/0000-0002-8299-0030>
Filho PB  <https://orcid.org/0000-0003-4338-2830>

Abstract

The efficiency of biofilters depends on the microbial community, so it is crucial to understand the structural/functional dynamics and identify the key microbial genera associated with treating toxic gases such as hydrogen sulfide (H₂S). This study investigated the structural dynamics linked to the functional prediction of microbial communities in a full-scale biofilter installed near a sewage lift station. Sampling and analysis were conducted for 720 days. Illumina 16S rRNA sequencing was used to assess the taxonomic profile, followed by putative evaluation of functional genes. H₂S removal efficiency reached 90% of the compound concentration at the inlet halfway up the filter bed height. Spatial variability had a greater effect on the microbial community. Studies focused on bacterial behavior and structure in biofiltration systems are still scarce, and only through further research can we fully understand the dynamics.

Keywords: Wastewater odor. Biofiltration. Hydrogen sulfide. 16S rRNA metagenomic sequencing. Microbial dynamics structure. Microbial functional prediction.

Resumo

A eficiência dos biofiltros depende da comunidade microbiana, portanto é crucial conhecer a dinâmica estrutural/funcional e identificar os principais gêneros microbianos ligados ao tratamento de gases tóxicos, como o sulfeto de hidrogênio (H₂S). Este trabalho investigou a dinâmica estrutural ligada à predição funcional das comunidades microbianas de um biofiltro em escala real instalado próximo a uma estação elevatória de esgoto. A amostragem e a análise foram conduzidas por 720 dias. O sequenciamento Illumina 16S rRNA foi usado para avaliar o perfil taxonômico, seguido pela avaliação putativa de genes funcionais. A eficiência de remoção de H₂S atingiu 90% da concentração do composto na entrada já na metade da altura do leito filtrante. A variável espacial teve maior

¹ Universidade Federal de Santa Catarina – Florianópolis – Santa Catarina – Brazil

² Embrapa Suínos e Aves – Concórdia – Santa Catarina – Brazil

³ Instituto Senai de Inovação em Biotecnologia – São Paulo – São Paulo – Brazil

⁴ Universidade Estadual de Campinas – Campinas – São Paulo – Brazil

* **Corresponding author:** mjallievi@gmail.com

efeito sobre a comunidade microbiana. Estudos focados no comportamento e estrutura bacteriana em sistemas de biofiltração ainda são escassos, e somente com mais pesquisas poderemos entender a dinâmica comportamental.

Palavras-chave: Odor de água residual. Biofiltração. Sulfeto de hidrogênio. Sequenciamento metagenômico 16S rRNA. Estrutura dinâmica microbiana. Predição funcional microbiana.

1 INTRODUCTION

The emission of unpleasant gases by wastewater treatment plants (WWTP) and wastewater-pumping stations (WPS) is a major concern for neighboring communities. The health effects (Vikrant *et al.*, 2018) and the depreciation of property values directly affect communities near the odorant sources (Alfonsín *et al.*, 2015; Allievi *et al.*, 2018; Brancher *et al.*, 2017). The main odorant gases emitted by these systems are inorganic compounds, such as hydrogen sulfide (H₂S) and ammonia (NH₃), and volatile organic compounds (VOCs).

Traditionally, waste gases are treated using physicochemical processes. However, these methods are expensive and generate large amounts of byproducts. Moreover, operational problems can occur (Syed *et al.*, 2006; Vikrant *et al.*, 2018). In contrast, the biological processes used in odor treatment have become more common in recent decades. They are attractive alternatives for treating odors from wastewater treatment systems. Among these biological processes, biofilters can be highlighted.

Biofilters are well established both from a scientific point of view and in terms of their applicability in the treatment of gas streams from WWTP/WPS (Estrada *et al.*, 2012; Omri *et al.*, 2011, 2013; Vikrant *et al.*, 2018) and from sanitary landfill site (Li *et al.*, 2013). However, they are complex systems whose efficiency depends on many factors, such as temperature, pH, filter medium, filter bed humidity, and nutrient supply (Delhoménie; Heitz, 2005). The filter medium and biofilm are responsible for regulating complex phenomena such as microbial growth and activities, mass transfer, absorption, and adsorption (Vikrant *et al.*, 2018). In this layer,

the adhered microorganisms biologically oxidize the polluting compounds, transforming them into less toxic compounds such as carbon dioxide, water, sulfate, nitrate, and other ecologically safe compounds (Barbusinski *et al.*, 2017; Cabeza *et al.*, 2013; Fulazzaky *et al.*, 2014). However, for these reactions to take place, the system must maintain constant performance despite fluctuating environmental and flow conditions. Thus, maintaining the stability of the system is of primary interest, but this is highly challenging because the mechanisms that drive the response of microbial communities to structural and behavioral disturbances have yet to be elucidated (Cabrol *et al.*, 2016).

Studies on microbial communities in biofilters have grown exponentially; however, few of them address full-scale biofiltration systems (Chouari *et al.*, 2015; Omri *et al.*, 2011; Ramírez *et al.*, 2011). In addition, few studies have used a multiphase approach to deepen knowledge of the microbiota present in the systems. Therefore, more studies are still needed to understand the dynamics of the microbial ecology involved in the H₂S removal process (Omri *et al.*, 2011; Li *et al.*, 2013) in order to help improve the system.

More specifically, in biofiltration systems, microorganisms are responsible for converting hydrogen sulfide into nontoxic compounds such as elemental sulfur and sulfate via the conversion reactions demonstrated in equations 1–4 and Figure 1. In addition, some intermediate products of H₂S biodegradation (such as HS⁻ and S²⁻) are used as energy sources by microorganisms, contributing to an environmentally benign and self-reliant operation (Dumont; Andrès, 2010;

Wu *et al.*, 2018). The oxidation of inorganic compounds (such as sulfides) supplies energy to cells, a process that is responsible for the effectiveness of the biofilter bed (Vikrant *et al.*, 2018).

- (1) $H_2S + 2O_2 \rightarrow SO_4^{2-} + 2H^+$
- (2) $H_2S + 0.5 O_2 \rightarrow S^0 + H_2O$
- (3) $S^0 + H_2O + 1.5 O_2 \rightarrow H_2SO_4^2$
- (4) $1.5 S_2O_3^{2-} + 1.5 H_2O + O_2 \rightarrow SO_4^{2-} + H^+$

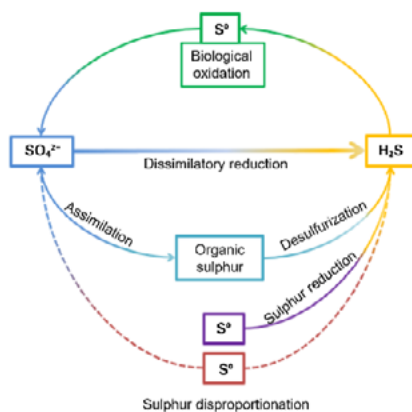


Figure 1 – Schematic representation of the microbial sulfur cycle.

Source: Adapted from Tang, Baskaran, and Nematı (2009).

Equation 1 shows that the dominant fraction of energy ($\Delta G^0 = -145.5 \text{ kcal mol}^{-1}$) is released when microorganisms oxidize sulfides or other reduced sulfur compounds (e.g., thiosulfate). Equations 2 and 3 represent the sulfide oxidation pathway, which frequently involves elemental sulfur as an intermediate. Elemental sulfur is only produced by sulfide oxidation, and this reaction generates less energy than the conversion to sulfate under oxygen-limited conditions, probably due to the higher energy barriers (equations 3 and 4). The sulfur generated is deposited on the internal and external surfaces of the cell membrane. This oxidation reaction also produces energy from other reduced sulfur species, such as thiosulfate (Equation 4) (Vikrant *et al.*, 2018).

In summary, the treatment of malodorous gases in biofilters is closely linked to the microorganisms that convert the compounds. Thus, understanding the microbial communities and their activity, and the association of these communities with physicochemical and environmental factors is crucial to understanding the processes that occur within these systems (Ferrera; Sánchez, 2016). Information on the microbiota can improve the accumulation of desirable organisms, which, for example, can increase the degradation of specific pollutants. It may also help in the modeling, monitoring, and operation of full-scale systems (Cyzdik-Kwiatkowska; Zielińska, 2016).

The microbiota of these biofilters have been investigated in some studies, but the empty bed retention time (EBRT) was high (60 seconds) and they were operated in a reduced-scale reactor and during a short period of time (Li *et al.*, 2013; Omri *et al.*, 2011, 2013). Hence, annual seasonal variation was not investigated.

In this framework, over two years, 16S rRNA sequencing was used to identify the structural dynamics (spatial and temporal) of the microbial community and to predict the functional potential in the biological removal of hydrogen sulfide in a full-scale biofilter. The EBRT was shorter (30 seconds) than that most commonly applied in other studies. In addition, lower loading rates (up to $1.2 \text{ g/m}^3 \cdot \text{h}$) were applied to understand how this affects microorganism variability and biofilter performance.

2 MATERIALS AND METHODS

2.1 Biofiltration system

A full-scale biofiltration system was set up at a WPS installed in a residential area in Florianópolis, Santa Catarina, Brazil (Figure 2). The odor emitted by the WPS was mainly characterized by the presence of hydrogen sulfide gas.

The biofilter had a closed rectangular structure with a working volume of 6 m^3 , was operated in the up-flow

mode, and was equipped with sampling points before, after, and in the middle of the filter bed. Peat (virgin) was used as the filter bed material; the total height of the filter bed was 1 m. The empty bed retention time (EBRT) was approximately 30 seconds, and the air flow was about $720 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$. The sulfide loading rate varied from $1.2 \text{ mg/m}^3 \cdot \text{h}$ to $1.2 \text{ g/m}^3 \cdot \text{h}$. The gases were sucked in through PVC pipes by a centrifugal fan that directed them to the biofilter.

The biofiltration system was irrigated in the upper area made of peat. This process provided the

necessary humidity for the growth of the microorganisms (40 to 60%), while the peat—organic matter—provided the essential nutrients for this growth. The peat had 60% porosity, a pH of 4–6, a moisture content of 60%–80%, and a bacterial concentration of $7 \times 10^8 \text{ CFU/mL}$. A layer of wood chips supported the peat. The wood layer contained orifices to distribute the gas evenly throughout the filter layer. The physicochemical parameters analyzed in the biofiltration system were hydrogen sulfide concentration, temperature, pH, and humidity (Table 1).

Table 1 – Biofilter operational conditions.

Parameters	Range	Unit
Inlet H_2S concentration	0.01 - 10.17	$\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$
Outlet H_2S concentration	0.00 - 0.35	$\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$
Temperature	14 - 30	$^{\circ}\text{C}$
pH	0.50 - 2.71	-
Humidity	45 - 61	%

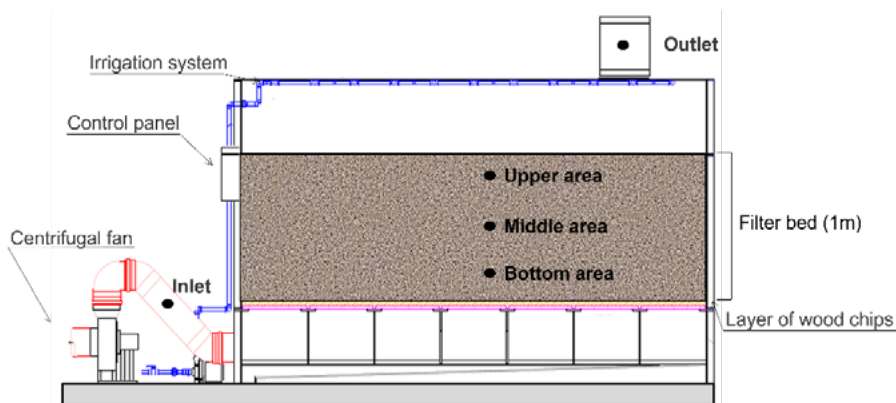


Figure 2 – Schematic representation of the biofiltration system.

2.2 H_2S concentration

H_2S gas was monitored for two years. H_2S concentration was analyzed at the inlet and outlet of the biofilter system, as well as over the filter bed, at three depths: 0.15 m, 0.45 m, and 0.75 m, on the

upper, middle, and bottom areas, respectively. The gases were analyzed using the Jerome® Hydrogen Sulfide Analyzer (631-X – Arizona Instruments). This device is portable and measures the concentration of hydrogen sulfide at 0.003–50 ppm.

Sampling was carried out in triplicate, and the mean concentrations were considered when calculating the efficiency of the system. The removal efficiency (RE) was calculated using Equation 5.

$$(5) RE = \frac{C_{inlet} - C_{outlet}}{C_{inlet}} \times 100$$

In which: RE: removal efficiency; C_{inlet} : inlet H_2S concentration; C_{outlet} : outlet H_2S concentration.

2.3 Microbial community analysis

2.3.1 Sampling

For the molecular analyses, homogeneous samples corresponding to temporal and spatial differences within the biofilter — depth from the filter bed (0.15 m [upper area] and 0.75 m [bottom area]) and seasonal variation over two years (winter and summer) — were collected. The seasons of the year were studied because the biofilter was located in a subtropical climate zone, where seasons are well defined, which can cause a considerable difference in the microbial communities. Samples were collected and identified as: Top Summer 1 (TS_1); Bottom Summer 1 (BS_1); Top Winter 1 (TW_1); Bottom Winter 1 (BW_1); Top Summer 2 (TS_2); Bottom Summer 2 (BS_2); Top Winter 2 (TW_2); Bottom Winter 2 (BW_2). The identification of the samples corresponds to the location in the system (Bottom/Top), season of the year (Summer/Winter), and year of analysis (1/2) (Table SM). The “summer” period refers to the months of January to April and October to January. The “winter” period runs from May to September.

The samples were collected in sterile plastic boxes and then sent to the laboratory, where they were stored at $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$ until the time of the sequencing analysis. The analyses for this study were carried out two years after the biofilter started operating. The system was considered to be in normal operating conditions; thus, the bacterial community was considered stable during sampling.

2.3.2 16S rRNA sequencing and bioinformatic analysis

Metagenomic sequencing of the 16S rRNA was conducted on all samples to assess and determine the structure of the microbial community. The V3-V4 variable regions of the 16S ribosomal RNA gene (16S rRNA) were amplified from 5 ng/ μL of DNA using the universal primers 341F 5'-CCTACGGGGRSGCAGCAG-3' (Wang; Qian, 2009) and 806R 5'-GGACTACHVGGGTWTCTAAT-3' (Caporaso *et al.*, 2011) following the Illumina 16S Metagenomic Sequencing Library Preparation guide using the Miseq platform (Miseq™, Illumina Inc., USA).

The raw results from the paired-end read file were analyzed using mothur version 1.46.1 (Schloss *et al.*, 2009), following the MiSeq standard operating procedure (SOP). The sequences were clustered into operational taxonomic units (OTUs) (99% similarity) and classified using SILVA database release 138.1 (Quast *et al.*, 2013). For the diversity analysis, the samples were normalized to the lowest number of sequences reads obtained. Chao1 and Shannon (-diversity) were calculated to represent the diversity and richness of the microbial communities.

Using the mean Euclidean distance, a heat map was created to assess the similarity patterns of the samples by Microbiome Analyst (<https://www.microbiomeanalyst.ca/>).

Phylogenetic Investigation of Communities by Reconstruction of Unobserved States (PICRUSt) was used to predict the metabolic dynamics of the communities (Langille *et al.*, 2013). The functional predictions were assigned to KEGG Ortholog, and the data were explored using KEGG modules.

Sequencing reads were deposited in the European Nucleotide Archive under project number PRJEB44572 with sample numbers ERS6336302 (TW_2), ERS6336303 (TW_1), ERS6336304 (BS_1), ERS6336305 (BS_2), ERS6336306 (BW_1), ERS6336307 (BW_2), ERS6336308 (TS_1), and ERS6336309 (TS_2).

3 RESULTS AND DISCUSSION

3.1 Biofilter performance

The concentration of H_2S was not a controllable parameter, and all the gas generated in the WPS was conducted to the biofiltration system. Figure 3 shows the inlet and outlet H_2S concentrations for the monitoring period. During this period, inlet concentrations ranged from 0.01 to 10.17 $mg.m^{-3}$ and outlet concentrations ranged from 0.00 to 0.35 $mg.m^{-3}$ (Figure 3). Thus, the removal efficiency was more than 99% for most of the run time, which was similar to other studies (Estrada *et al.*, 2012; Li *et al.*, 2013; Omri *et al.*, 2011, 2013; Vikrant *et al.*, 2018), although the sulfide loading rate was much lower (from 1.2 $mg /m^3.h$ up to 1.2 $g/m^3.h$).

We also analyzed the removal efficiency (RE) in each part of the layer (bottom, middle, and upper) (Figure 4). The RE reached higher values in the lower part of the filter bed during the summer in the first year, when there was a higher density of values, close to 50%. In both years, the bottom and middle parts of the biofilter played a key role in the treatment system, removing more than half of H_2S concentration and leaving the upper part as a fine adjustment. This behavior of the filter

(greater removal in the part closest to the inlet part) was also observed by other authors (Li *et al.*, 2013; Omri *et al.*, 2013), even when the flow was downward (Omri *et al.*, 2011). The removal rate capacity reached up to 1.2 $g/m^3.h$.

The physicochemical parameters of the biofiltration system varied: temperature ranged from 14 to 30 °C, pH varied from 0.5 to 2.7, and humidity ranged from 45 to 61%. The environmental temperature, pH, and humidity were measured at the same time as the H_2S sampling. These parameters are the backbone of an efficient biofilter system, as they support a stable microbial population (Feizi; Nasernejad; Zamir, 2016; Xue *et al.*, 2018). The temperature remained in the mesophilic range, and, according to Zhang, Li, and Jiang (2013), in a full-scale biofilter to treat H_2S , a temperature in the range of 24 °C to 32 °C is ideal for the growth of sulfur-oxidizing microbes. Increasing the temperature can favor an increase in the concentration of H_2S in sewage transport pipes due to the growth of microbial activity in an anaerobic environment. This behavior can be observed in Figure 3A, which shows that H_2S concentrations at the inlet were higher during the summer than during the winter.

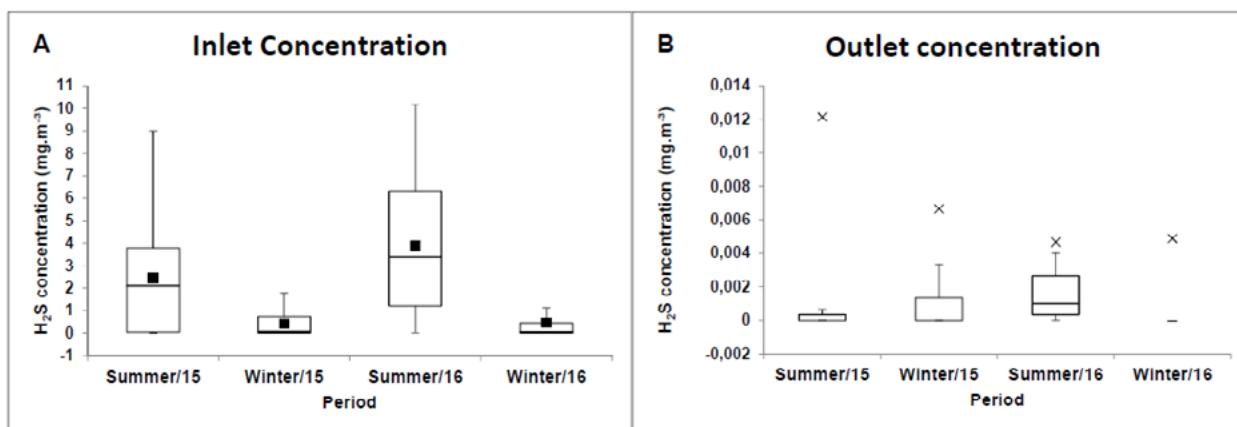


Figure 3 – Performance of the biofiltration system over two years; (A) inlet concentration in the box-plot graph; (B) outlet concentration in the box-plot graph.

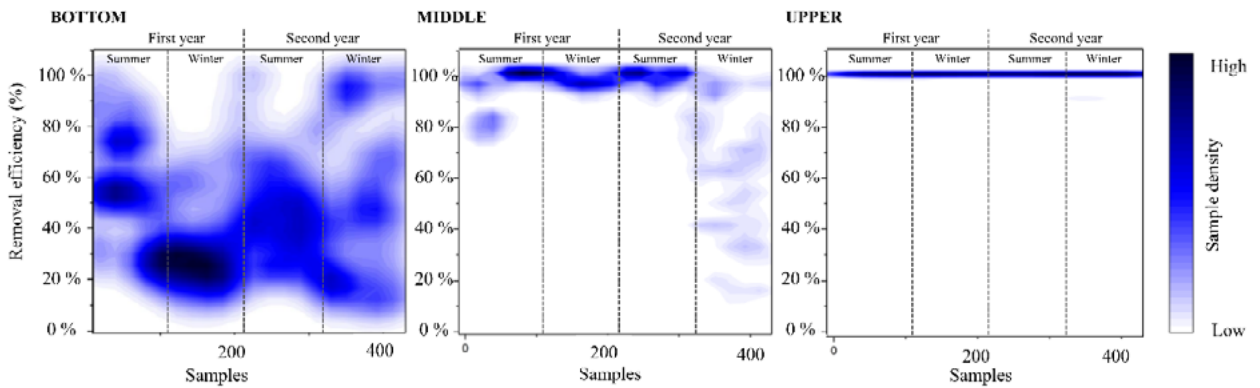


Figure 4 – Performance of the biofiltration system over two years: H₂S removal efficiency and sample density.

The pH of the percolate was extremely acidic, which suggests a degradation of the filter bed and the formation of sulfuric acid in the percolated effluent. However, acidic pH does not affect the efficient removal of H₂S (Kennes; Rene; Veiga, 2009; Shammay *et al.*, 2016). In fact, according to Omri *et al.* (2011), lower pH favors H₂S oxidation.

Humidity remained within the best range for biofilters: from 20 to 60% (McNevin; Barford, 2000; Omri *et al.*, 2013).

3.2 Diversity of the microbial community

A total of 269,359 sequences for eight samples were retrieved from the 16S rRNA Illumina MiSeq™ high-throughput sequencing platform. After quality control by mothur and chimera was carried out to remove low-quality reads (Phred < 24), a total of 258,590 high-quality sequences remained for further analysis. The Good's coverage estimator $\geq 99.5\%$ suggested that most of the microbial richness in each sample had been accessed (Table 2).

Table 2 – Number of sequences analyzed; OTUs, Chao1, Shannon, and Good's coverage obtained.

Samples	Raw reads	Effective	Norm ⁽⁶⁰⁾ Reads	OUTs	Norm ⁽⁶⁰⁾ Chao1	Norm ⁽⁶⁰⁾ Shannon	Norm ⁽⁶⁰⁾ Good's (%)
TS_1	40825	24056	15304	410	412	4,89	99,92
BS_1	42739	25499	15304	422	423	4,94	99,94
TW_1	36239	22945	15304	418	420	4,89	99,92
BW_1	23806	15304	15304	393	395	4,86	99,87
TS_2	46446	27246	15304	426	427	4,92	99,95
BS_2	36162	22757	15304	354	356	4,57	99,92
TW_2	38115	25191	15304	393	397	4,69	99,9
BW_2	50270	31786	15304	324	340	4,27	99,87

*Normalized

3.3 Microbial community structure

To provide an insight into the microbial community involved in the H₂S removal process in biofilters, a deeper analysis of the bacterial community structure at different taxonomic levels was carried out to illustrate the spatial and temporal variations tested in the biofilter. Figure 5 shows the heat map with the overall relative abundance at the phylum level in response to H₂S (Figure 5). The heat map shows the behavior between the microbial groups throughout the duration of the experiment in all samples.

The heat map shows that each phylum had a positive and negative correlation with the analyzed samples and their variables, and the microorganisms' response to H₂S was observed along with their behavior throughout the process. Spatial variability

was observed for most of the identified phyla in both years, indicating that the bacterial community was well established at the time of sampling. In general, there was a decrease in the relative abundance of almost all the phyla for the BW_2 (Bottom winter from the second year) sample (321 days after start-up), including the upper layer sample collected under the same environmental conditions. The similarity dendrogram also clustered this sample (BW 2) with a greater distance from the other samples. In contrast, this sample showed a predominance of the phyla Proteobacteria, Actinobacteria, Acidobacteria, Firmicutes, Nitrospirae, and Verrucomicrobia, listed in descending order of predominance (Figure 5). Thus, it was possible to infer that the microorganisms belonging to these phyla were probably dominant in the bottom layer of the system.

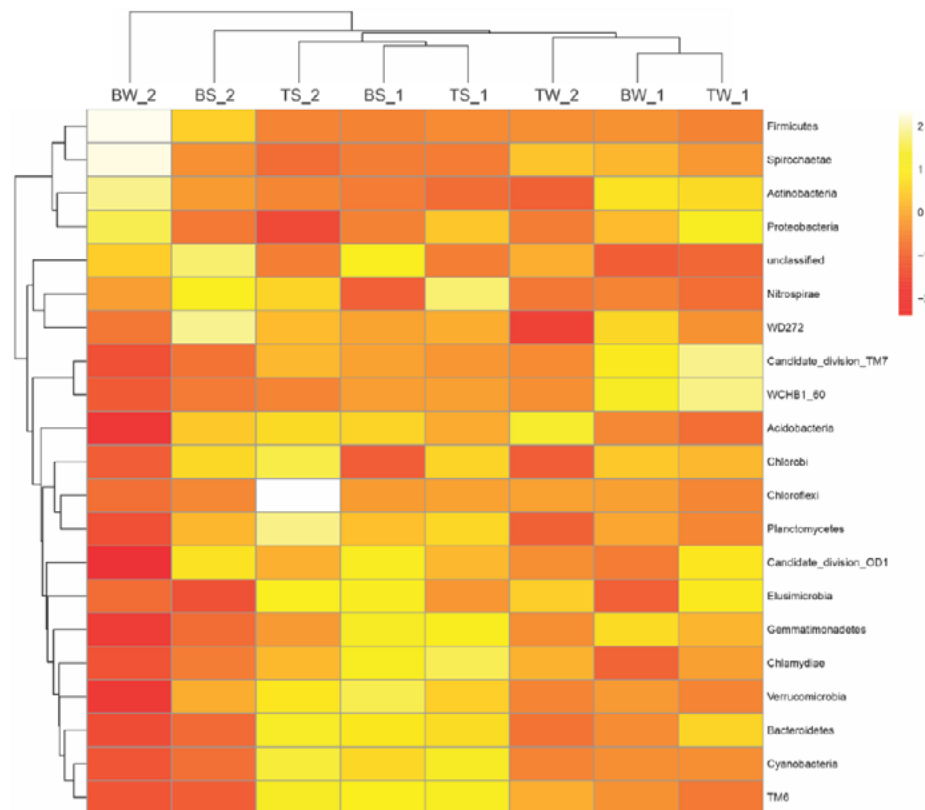


Figure 5 – Overall heat map for each sample. Each phylum was grouped based on the mean Euclidean distance. On the frequency scale, the more yellow the color, the more abundant the genus in the sample. The similarity dendrogram from the clustering analysis is at the top.

In addition, it was possible to observe that sample BS_1 (bottom layer; first year) showed a high relative abundance for most of the phyla identified (Figure 5). This result was similar to that found in the diversity indices. Similarity clustering showed that this sample was more similar to the other samples collected in the summer. Therefore, temperature influenced the structure of the bacterial community. However, the change in microbiota was observed over time, even in the summer (BS_1 to BS_2). These results show that this was probably due to competition for the energy source available in the inlet region of the system, reinforcing the previous finding that the spatial factor, i.e., greater contact with H₂S in the inlet region of the system, had the greatest influence on microbial structure.

At the genus level, the 20 most abundant genera were selected, as shown in Figure 6. The genus *Elsterales_ge* (phylum *Proteobacteria*) was the most abundant, predominating in the second year in the lower part of the system (Figure 6). The injection of H₂S increased the relative abundance of this genus, which reached values of up to 28%. It can therefore be inferred that this genus played a key role in the transformation of H₂S.

The genus *Acidothermus* (phylum *Actinobacteria*) was the second most abundant genus identified, predominating in the winter samples in the lower part of the system (Figure 6). The relative abundance increased over a range of 8% to 16% depending on seasonal and spatial distribution, although it did not predominate in a specific sample. This indicates stability over time.

Furthermore, the genus that stood out in the bottom region of the system was *Sulfobacillus* (phylum *Firmicutes*). Microorganisms of this genus are resistant in an acidic environment, as is the case with biofilters. The species are moderately thermophilic acidophiles and can oxidize Fe²⁺, sulfides, or sulfur (Ding *et al.*, 2006). The genus *Sulfobacillus* was also found by Ding *et al.* (2006)

in a biofilter used to treat H₂S in the presence of methanol. *Sulfobacillus* had an increase in relative abundance during the second year of the treatment, especially in the lower part of the biofilter, and was one of the most abundant genera in sample BW_2. In addition, other genera, such as *Occallatibacter*, were predominant in the bottom region of the system during the second year.

In contrast, some genera had a higher relative abundance in the upper region of the system, such as the bacteria of the *Acidobacteriaceae* family (phylum *Acidobacteria*). The phylum *Acidobacteria* is one of the dominant bacterial groups in soils, surpassed by *Proteobacteria* (Janssen, 2006). This predominance was also observed in this biofiltration system.

Among the samples in the upper part of the biofilter, the genus *Methylovirgula* (phylum *Proteobacteria*) showed little structural variation after the injection of sulfuric gas throughout the experiment, with a slightly decreasing relative abundance in the upper layer. The upper part of the biofilter showed stability throughout the experiment.

The genus *Bryobacter* (phylum *Acidobacteria*) showed little structural variation during the experiment, with a slight increase in relative abundance in the second year. Bacteria of this genus are described as slow-growing aerobic chemoheterotrophs, which use a narrow spectrum of carbon as an energy source and grow in low-nutrient media. They are also acid-tolerant, mesophilic, and can be found in different types of soil (Kulichevskaya *et al.*, 2010).

According to the results, in general, it seems that the biofilter was a stable environment for the microbial community and structure during the two years of analysis. The genera found in the system showed a small structural variation according to the season and the injection of the gas. The biofilter provided a suitable environment for the microorganisms from the *Acidobacteria* and *Proteobacteria* phyla, which are aerobic microorganisms. In the bottom layer,

the favored microorganisms were the facultative Actinobacteria and Firmicutes. The other most abundant phyla showed no trend. These results

advance what is understood about bacterial ecological succession in bioremediation in this type of treatment, especially in relation to H₂S removal.

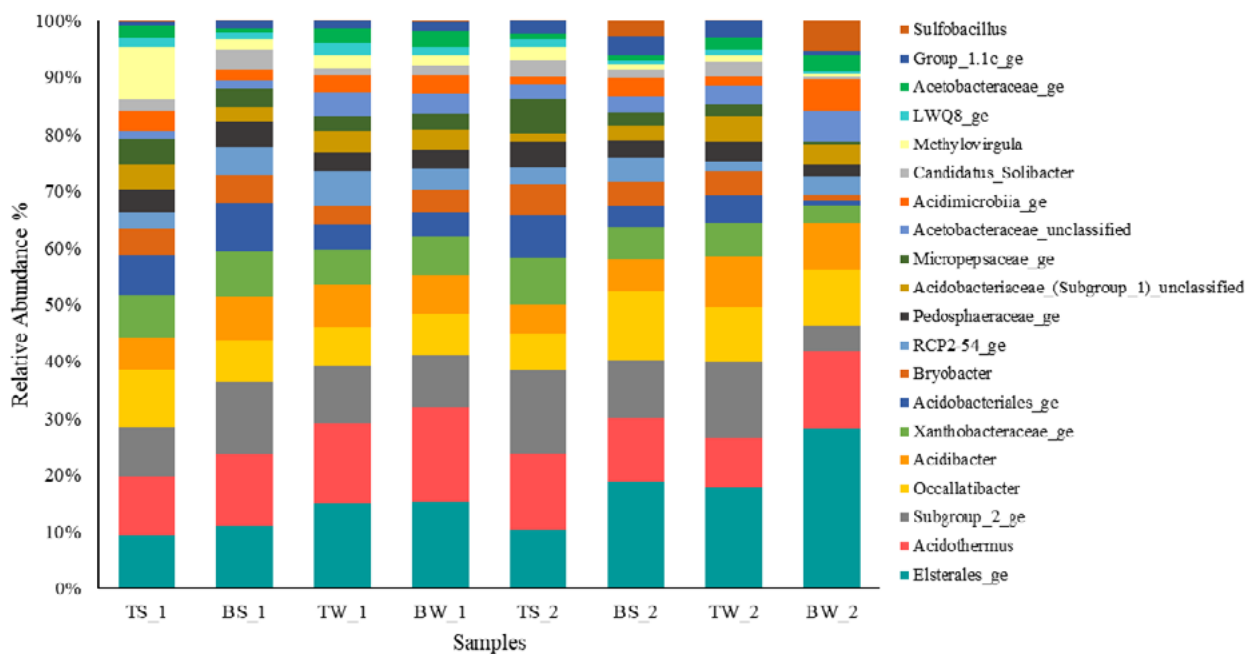


Figure 6 – Relative abundance of the bacterial community at genus level derived from the dataset of the biofilter.

3.4 Predictive functional profiling of microbial communities

To deepen the knowledge of the metabolic behavior of the bacterial community in the system evaluated in this study, the PICRUST results based on the KEGG database highlighted the functional dynamics of the genes associated with the assimilatory and dissimilatory sulfate pathways (Figure 7).

The assimilatory pathway, which used H₂S, had more genes identified (11 in total) than the dissimilatory pathway (seven in total). Among them, five had greater proportions of the genes, which were *cysNC* (sulfate adenylyltransferase), *cysH* (adenylyl-sulfate reductase), *cysJ* (assimilatory sulfite

reductase – NADPH), *cysC* (adenylyl-sulfate kinase), and *cysI* (assimilatory sulfite reductase – NADPH), listed in descending order. As shown in Figure 7, the assimilation genes identified did not show relative abundance (spatial and temporal) trends throughout the experiment.

The dissimilatory pathway only had three genes identified (Figure 7): *cysD* (sulfate adenylyltransferase), *cysN* (sulfate adenylyltransferase), and *sat* (sulfate adenylyltransferase). *Sat* showed a higher proportion in the bottom layer, while the other genes showed no trend. Thus, the genera producing hydrogen sulfide were not identified by taxonomic classification. Figure 8 shows the main functional genes involved in the sulfur metabolism found in this study.

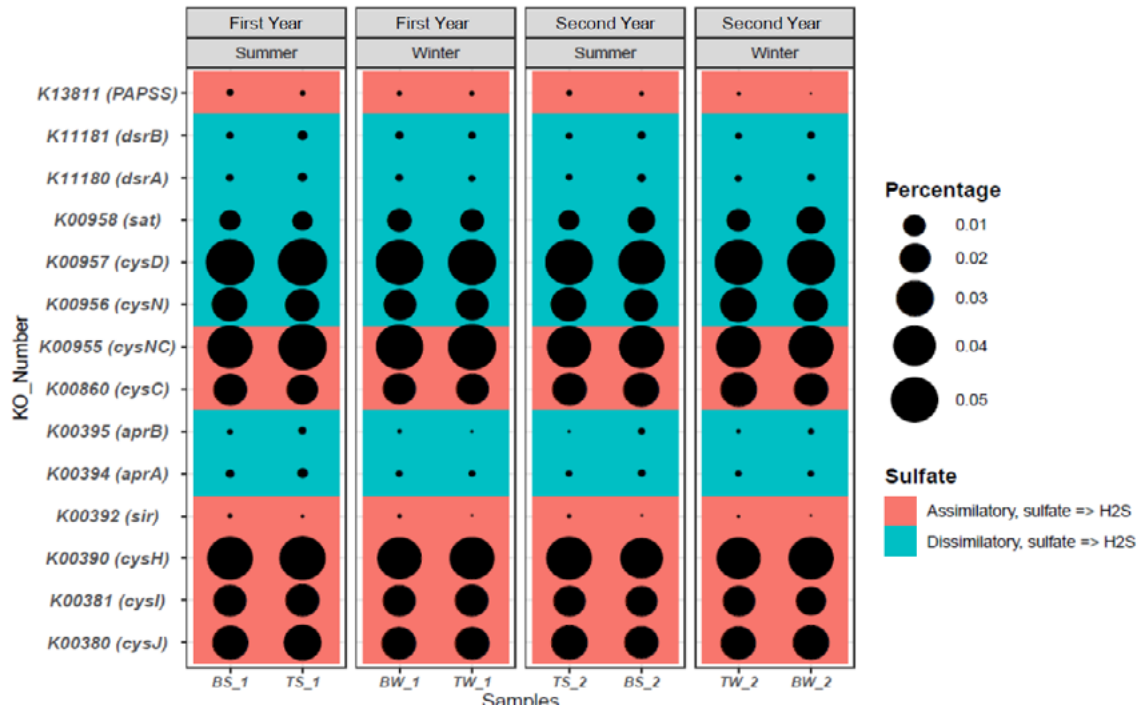


Figure 7 – Bubble plot of the relative abundance of the predicted functional genes related to the microbial sulfur cycle found in the biofilter system datasets, as predicted by PICRUSt.

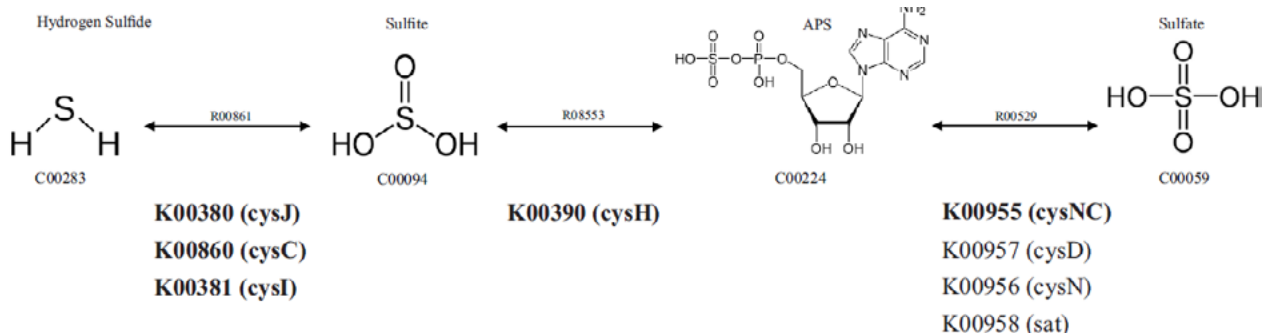


Figure 8 – Dissimilatory and assimilatory pathways in the sulfur metabolism.

Among the five main assimilation genes identified, three are involved in the transformation reaction of H_2S into sulfite, as shown in Figure 8. Even at a low pH, which favors the formation of sulfuric acid, only one gene (*cysNC*) involved in the sulfite to sulfate reaction was found. Interestingly, the dissimilatory genes identified

are responsible for the sulfate to sulfite reaction via adenosine 5'-phosphosulphate (APS). These findings may justify the better RE in the lower part of the system, where a higher concentration of H_2S was available for microbial groups.

As mentioned earlier, H_2S concentrations at the system inlet during the summer reached higher

values than during the winter for most samples, as expected, since the anaerobic bacterial activity in sewage pipes is stimulated by warmer temperatures. Even so, the system remained stable and efficient, with over 99% of H₂S removal (Figure 3). Thus, we can assume that the functional potential found in the bottom layer and along the verticality of the filter, driven by most of the assimilation genes, contributed to the stability of the system.

4 CONCLUSIONS

Studies focused on bacterial behavior and structure in biofiltration systems are still scarce and mostly carried out in a smaller scale and over a short period of time. This study allowed us to better understand bacterial dynamics and metabolism and to advance the idea that microbial analysis can support annual seasonal changes. Therefore, it increases efficiency performance and assists in situations of system dysfunction, with a focus on expanding the applicability of biofiltration systems for the most varied needs. Knowledge of microorganisms can help in the modeling, system recovery, quick startup, and operation of full-scale bioreactors. We also demonstrated that the biofilter used was robust even when a low sulfide loading rate was applied.

5 AUTHOR CONTRIBUTIONS

Conceptualization: Allievi MJ, Belli Filho P; **Methodology:** Allievi MJ, Silveira DD; **Formal analysis:** Allievi MJ, Cruz LMO, Silveira DD; **Bioinformatic analysis:** Cantão ME, Silveira DD; **Picrust analysis:** Delforno TP; **Biological analysis:** Silveira DD; **Investigation:** Allievi MJ, Cruz LMO, Silveira DD; **Visualization:** Allievi MJ, Cruz LMO, Silveira DD; **Writing – original draft:** Allievi MJ, Cruz LMO, Silveira DD; **Writing – review & editing:** Allievi MJ, Cruz LMO, Silveira DD; **Project administration:** Belli Filho P; **Funding acquisition:** Belli Filho P.

6 ACKNOWLEDGMENTS AND FUNDING SOURCE

The authors would like to thank CAPES/Brazil (Finance code 001) and Multiágua Environmental Engineering Company for their financial support. They also thank EMBRAPA for cooperating with the bioinformatics professional and the sanitation company CASAN for providing the space to install the biofilter.

7 REFERENCES

- ALFONSÍN, C. *et al.* Selection of odour removal technologies in wastewater treatment plants: A guideline based on Life Cycle Assessment. **Journal of Environmental Management**, London, v. 149, p. 77-84, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.10.011>
- ALLIEVI, M. J. *et al.* Bacterial community diversity in a full scale biofilter treating wastewater odor. **Water Science & Technology**, Oxford, v. 77, n. 8, p. 2014-2022, 2018. <https://doi.org/10.2166/wst.2018.114>
- BARBUSINSKI, K. *et al.* Biological methods for odor treatment – A review. **Journal of Cleaner Production**, Oxford, v. 152, p. 223-241, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.03.093>
- BRANCHER, M. *et al.* A review of odour impact criteria in selected countries around the world. **Chemosphere**, Oxford, v. 168, p. 1531-1570, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.11.160>
- CABEZA, I. O. *et al.* Biofiltration of α -pinene vapours using municipal solid waste (MSW) – Pruning residues (P) composts as packing materials. **Chemical Engineering Journal**, Lausanne, v. 233, p. 149-158, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2013.08.032>
- CABROL, L. *et al.* Management of microbial communities through transient disturbances enhances the functional resilience of nitrifying gas-biofilters to future disturbances. **Environmental Science & Technology**, Easton, v. 50, n. 1, p. 338-348, 2016. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b02740>
- CAPORASO, J. G. *et al.* Global patterns of 16S rRNA diversity at a depth of millions of sequences per sample. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington, DC, v. 108, n. 1, p. 4516-4522, 2011. <https://doi.org/10.1073/pnas.1000080107>
- CHOUARI, R. *et al.* Microbial analysis and efficiency of biofiltration packing systems for hydrogen sulfide removal from wastewater off gas. **Environmental Engineering Science**, New York, v. 32, n. 2, p. 121-128, 2015. <https://doi.org/10.1089/ees.2014.0290>
- CYDZIK-KWIATKOWSKA, A.; ZIELIŃSKA, M. Bacterial communities in full-scale wastewater treatment systems. **World**

- Journal of Microbiology & Biotechnology**, Oxford, v. 32, n. 4, p. 1-8, 2016. <https://doi.org/10.1007/s11274-016-2012-9>
- DELHOMÉNIÉ, M.-C.; HEITZ, M. Biofiltration of air: A review. **Critical Reviews in Biotechnology**, Boca Raton, v. 25, n. 1-2, p. 53-72, 2005. <https://doi.org/10.1080/07388550590935814>
- DING, Y. *et al.* Enhanced biofiltration of hydrogen sulfide in the presence of methanol and resultant bacterial diversity. **ASABE**, Michigan, v. 49, n. 6, p. 2051-2059, 2006. <https://doi.org/10.13031/2013.22266>
- DUMONT, E.; ANDRÈS, Y. Evaluation of innovative packing materials for the biodegradation of H₂S: A comparative study. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, Oxford, v. 85, n. 3, p. 429-434, 2010. <https://doi.org/10.1002/jctb.2334>
- ESTRADA, J. M. *et al.* A sensitivity analysis of process design parameters, commodity prices and robustness on the economics of odour abatement technologies. **Biotechnology Advances**, Oxford, v. 30, n. 6, p. 1354-1363, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2012.02.010>
- FEIZI, F.; NASERNEJAD, B.; ZAMIR, S. M. Effect of operating temperature on transient behaviour of a biofilter treating waste-air containing *n*-butanol vapour during intermittent loading. **Environmental Technology**, London, v. 37, n. 10, p. 1179-1187, 2016. <https://doi.org/10.1080/09593330.2015.1105302>
- FERRERA, I.; SÁNCHEZ, O. Insights into microbial diversity in wastewater treatment systems: How far have we come? **Biotechnology Advances**, Oxford, v. 34, n. 5, p. 790-802, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2016.04.003>
- FULAZZAKY, M. A. *et al.* Biofiltration process as an ideal approach to remove pollutants from polluted air. **Desalination and Water Treatment**, Hopkinton, v. 52, n. 19-21, p. 3600-3615, 2014. <https://doi.org/10.1080/19443994.2013.854102>
- JANSSEN, P. H. Identifying the dominant soil bacterial taxa in libraries of 16S rRNA and 16S rRNA genes. **Applied and Environmental Microbiology**, Washington, DC, v. 72, n. 3, p. 1719-1728, 2006. <https://doi.org/10.1128/AEM.72.3.1719-1728.2006>
- KENNES, C.; RENE, E. R.; VEIGA, M. C. Bioprocesses for air pollution control. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, Oxford, v. 84, n. 10, p. 1419-1436, 2009. <https://doi.org/10.1002/jctb.2216>
- KULICHEVSKAYA, I. S. *et al.* *Bryobacter aggregatus* gen. nov., sp. nov., a peat-inhabiting, aerobic chemo-organotroph from subdivision 3 of the *Acidobacteria*. **International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology**, Reading, v. 60, n. 2, p. 301-306, 2010. <https://doi.org/10.1099/ijs.0.013250-0>
- LANGILLE, M. G. I. *et al.* Predictive functional profiling of microbial communities using 16S rRNA marker gene sequences. **Nature Biotechnology**, New York, v. 31, p. 814-821, 2013. <https://doi.org/10.1038/nbt.2676>
- LI, L. *et al.* H₂S removal and bacterial structure along a full-scale biofilter bed packed with polyurethane foam in a landfill site. **Bioresource Technology**, Barking, v. 147, p. 52-58, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.07.143>
- MCNEVIN, D.; BARFORD, J. Biofiltration as an odour abatement strategy. **Biochemical Engineering Journal**, Amsterdam, v. 5, n. 3, p. 231-242, 2000. [https://doi.org/10.1016/S1369-703X\(00\)00064-4](https://doi.org/10.1016/S1369-703X(00)00064-4)
- OMRI, I. *et al.* H₂S gas biological removal efficiency and bacterial community diversity in biofilter treating wastewater odor. **Bioresource Technology**, Barking, v. 102, n. 22, p. 10202-10209, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.05.094>
- OMRI, I. *et al.* Performance study of biofilter developed to treat H₂S from wastewater odour. **Saudi Journal of Biological Sciences**, Riyadh, v. 20, n. 2, p. 169-176, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.sjbs.2013.01.005>
- QUAST, C. *et al.* The SILVA ribosomal RNA gene database project: improved data processing and web-based tools. **Nucleic Acids Research**, London, v. 41, n. D1, p. D590-D596, 2013. <https://doi.org/10.1093/nar/gks1219>
- RAMÍREZ, M. *et al.* Biofiltration of reduced sulphur compounds and community analysis of sulphur-oxidizing bacteria. **Bioresource Technology**, Barking, v. 102, n. 5, p. 4047-4053, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.12.018>
- SCHLOSS, P. D. *et al.* Introducing mothur: Open-source, platform-independent, community-supported software for describing and comparing microbial communities. **Applied and Environmental Microbiology**, Washington, DC, v. 75, n. 23, p. 7537-7541, 2009. <https://doi.org/10.1128/AEM.01541-09>
- SHAMMAY, A. *et al.* Review of odour abatement in sewer networks. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, Amsterdam, v. 4, n. 4, p. 3866-3881, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2016.08.016>
- SYED, M. *et al.* Removal of hydrogen sulfide from gas streams using biological processes – A review. **Canadian Biosystems Engineering**, Winnipeg, v. 48, p. 2.1-2.14, 2006.
- TANG, K.; BASKARAN, V.; NEMAT, M. Bacteria of the sulphur cycle: An overview of microbiology, biokinetics and their role in petroleum and mining industries. **Biochemical Engineering Journal**, Amsterdam, v. 44, n. 1, p. 73-94, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2008.12.011>
- VIKRANT, K. *et al.* Biofiltration of hydrogen sulfide: Trends and challenges. **Journal of Cleaner Production**, Oxford, v. 187, p. 131-147, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.03.188>

WANG, Yong; QIAN, Pei-Yuan. Conservative fragments in bacterial 16S rRNA genes and primer design for 16S ribosomal DNA amplicons in metagenomic studies. **PloS one**, [S. l.], v. 4, n. 10, p. 1-9, 2009. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0007401>

WU, H. *et al.* Recent progress and perspectives in biotrickling filters for VOCs and odorous gases treatment. **Journal of Environmental Management**, London, v. 222, p. 409-419, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.06.001>

XUE, S. *et al.* Effects of moisture content on the performance of a two-stage thermophilic biofilter and choice of irrigation rate. **Process Safety and Environmental Protection**, Basingstoke, v. 113, p. 164-173, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2017.10.003>

ZHANG, C.; LI, B. F.; JIANG, Y. H. Full-scale study to treat hydrogen sulfide with biofilter. **Applied Mechanics and Materials**, Bâch, v. 443, p. 629-633, 2013. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMM.443.629>

Estudo da viabilidade técnica do reúso complementar de águas cinzas e aproveitamento de água de chuva na agricultura de sequeiro de milho no Semiárido nordestino

- **Data de entrada:** 10/06/2022
- **Data de aprovação:** 17/05/2023


Study of the technical feasibility of complementary reuse of gray water and use of rainwater in maize agriculture in the semi-arid northeast

Tayná Marques Santana^{1*} | José Lima de Oliveira Júnior¹ | Germário Marcos Araújo¹ | Dayane de Andrade Lima²


DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.027>

ORCID ID

Santana TM  <https://orcid.org/0000-0003-3636-8694>

Oliveira Júnior JL  <https://orcid.org/0000-0001-7438-8915>

Araújo GM  <https://orcid.org/0000-0002-3388-0265>

Lima DA  <https://orcid.org/0000-0003-2407-9991>

Resumo

Este estudo foi realizado no distrito de Alagoinha, em Araripe (CE), e tem como objetivo avaliar a viabilidade técnica da integração do reúso de águas cinzas, originárias das residências, e de água de chuva, por meio de barragens subterrâneas, para fertirrigação de cultura do milho. A proposta metodológica utilizada foi do tipo descritiva, quantitativa e técnica, com uma análise por meio de abordagem teórica, dados e estimativas. O sistema se mostrou favorável com indicação da capacidade de armazenamento de 49.659,89 m³, sendo 10.344,43 m³ de águas de chuva e 39.315,46 m³ de águas cinzas, o que atende a demanda necessária na irrigação da cultura do milho em uma área de 10,68 ha. Portanto, com a implantação desse sistema se pôde concluir que, considerando uma variação dos valores do milho de R\$ 85,00 a R\$ 100,00, haveria um faturamento anual de R\$ 27.179,55, garantindo benefícios ambientais e financeiros à comunidade.

Palavras-chave: Reúso de águas cinzas. Barragem subterrânea. Fertirrigação.

Abstract

This study was carried out in the district of Alagoinha, in Araripe (CE), and aims to evaluate the technical feasibility of integrating the reuse of gray water, originating from residences, and rainwater, with underground dams, for fertigation of agricultural maize crops. The methodological proposal used was descriptive, quantitative, and technical, with an analysis by a theoretical approach, data, and estimates. The system proved to be favorable indicating a storage capacity of 49,659.89 m³, 10,344.43 m³ of rainwater and 39,315.46 m³ of gray water, which meets the necessary demand for irrigating maize crops in an area of 10.68 ha. Therefore, with the implementation of this system it was possible to conclude that, considering maize varying in value from R\$ 85.00 to R\$ 100.00, the annual turnover would be of R\$ 27,179.55, ensuring environmental and financial benefits to the community.

Keywords: Reuse of gray water. Underground dam. Fertigation.

¹ Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará – Juazeiro do Norte – Ceará – Brasil

² Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará – Morada Nova – Ceará – Brasil

* **Autora correspondente:** tayna.marques.santana06@aluno.ifce.edu.br

1 INTRODUÇÃO

O sertanejo convive com a escassez hídrica e com a instabilidade e má distribuição das chuvas durante considerável parcela do ano. Tais fatores ocasionam dificuldades na produção de alimentos essenciais, principalmente para o pequeno agricultor. Diante disso, o uso de fontes alternativas de recursos hídricos pode ser empregado nesses casos, minimizando o impacto das secas notórias do Semiárido nordestino.

De acordo com Hespanhol (2002), a agricultura carece de suprimento de água em uma demanda muito elevada a fim de garantir a sustentabilidade da produção de alimentos, a menos que sejam desenvolvidas fontes inovadoras de suprimento e que haja gerência apropriada dos recursos hídricos convencionais. A necessidade crescente do uso da água em lugares onde ocorre baixa oferta hídrica requer a conscientização urgente da sociedade quanto à racionalização do uso desse recurso, tornando o reúso integrado ao aproveitamento das águas de chuva fontes alternativas importantes para equilibrar o balanço hídrico no contexto dos usos múltiplos de água doce. O desenvolvimento econômico e a qualidade de vida das pessoas é prejudicado expressivamente não somente em regiões áridas e semiáridas, mas também em outros lugares do Brasil e do mundo, alertando para a possibilidade de conflitos pelo uso de recursos hídricos e restrições ainda maiores de consumo se soluções mitigadoras desse impacto não forem postas por obra, a exemplo da proposição de fertirrigação de culturas agrícolas com águas residuárias cinzas tratadas que é complementada com o aproveitamento de águas de chuva e o devido manejo agrônomico das culturas, tanto no âmbito da agricultura familiar quanto do agronegócio.

A proposta de novas alternativas visando a sustentabilidade da produção agrícola, como o uso de águas residuárias utilizadas em irrigação para produção de culturas prioritárias, torna-se um potencial alternativo, promovendo uma forma

efetiva de controle da poluição e uma solução para o aumento da disponibilidade hídrica, com ganhos relacionados às questões econômicas, ambientais e de saúde pública. (Ferreira *et al.*, 2014; Cirelli; Arumí; Rivera, 2009).

No Semiárido, a forma de agricultura predominante é a de subsistência, utilizada nas pequenas comunidades rurais nas condições de sequeiro que têm uma incidência de precipitações pluviométricas médias anual inferiores a 800 mm, centralizadas nos quatro primeiros meses do ano e agregadas a uma elevada taxa de evapotranspiração (2000 mm/ano) (Brito; Moura; Gama, 2007). Diante dessa realidade, os solos são erodidos, pobres em nutrientes e em matéria orgânica e com possível degradação permanente pela diminuição do estoque de carbono e nitrogênio deles (Fraga, 2002).

A fertirrigação por meio do emprego de águas residuárias tratadas pode ser útil nesse contexto. De fato, a reutilização dessas águas oriundas especialmente de efluentes domésticos, se promovido o devido tratamento, deve ser encorajada desde que sejam devidamente equacionadas as características, condições e fatores locais, tais como gestão política, metodologias institucionais, desimpedimento técnico e fatores econômicos, sociais, ambientais e culturais (Hespanhol, 2008).

Sojka, Bjerneberg e Entry (2006) demonstram ser necessários cerca de 250 milhões de hectares adicionais de área cultivadas pelo método de agricultura de sequeiro diante do emprego da agricultura irrigada, em termos proporcionais, para que pese o fato de que a intensificação da produção das culturas agrícolas ainda favorece o crescimento do produto interno bruto dos países com conseqüente atenuação da miséria. O Atlas Irrigação, publicado pela Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), estabelece que a agricultura irrigada corresponde a um setor de consumo mundial de aproximadamente 50% do uso de água bruta proveniente de mananciais

superficiais e subterrâneos, alcançando uma projeção de até 76% de aumento no potencial de expansão estimado em 4,2 Mha até o ano de 2030 (ANA, 2021). Para a Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO) (2011), os países com baixo grau de desenvolvimento que ainda utilizam processos agrícolas de sequeiro são caracterizados por uma baixa produção agrícola, implicando na comercialização e consequentemente na economia. No manejo da cultura do milho irrigado é importante estabelecer o momento correto de aplicar água, a sua respectiva lâmina, a quantidade e quando se deve aplicar, para que o grão se desenvolva impulsionando seu crescimento (Andrade *et al.*, 2006).

Na Agenda 2030 da Organização das Nações Unidas (ONU) (2022) se deu um compromisso global firmado em 2015 entre 193 Estados-membros, que estabeleceu 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS). Através dessa agenda, os signatários se comprometeram, de forma conjunta e colaborativa, a assumir metas e indicadores para minimizar e cessar os efeitos das mudanças climáticas. Entre os 17 ODS, o sexto se refere a garantir a disponibilidade e gestão sustentável da água e saneamento para todas as pessoas. No território nacional, em 15 de julho de 2020, foi publicada a Lei nº 14.026/2020 que atualiza o marco legal do saneamento básico, concedendo à ANA competências a fim de estabelecer normas de referência para regulação (entre outros mais) da prestação universalizada e para a sustentabilidade dos serviços públicos de saneamento básico no país. Compete à ANA o estabelecimento de normas de referência como a reutilização dos efluentes sanitários tratados, em conformidade com as normas ambientais e de saúde pública. Uma diretriz nacional estabelecida para o saneamento básico é a redução e controle das perdas de água, inclusive na distribuição de água tratada, o estímulo à racionalização de seu consumo pelos usuários e o fomento à eficiência energética, ao

reúso de efluentes sanitários e ao aproveitamento de águas de chuva (Brasil, 2020).

No contexto da prática de fertirrigação, que utiliza águas residuárias tratadas como alternativa tecnológica, para o fomento de agricultura irrigada empregando o reúso, a ANA (2005) apresenta as águas cinzas como alternativa, sendo constituídas por contribuições dos efluentes gerados de banheiros, chuveiros, lavatórios, máquinas de lavar roupas e pias de cozinha.

Já para a proposta de reúso doméstico de águas residuárias sem a separação de efluentes, a NBR 13.969:1997 (Associação Brasileira de Normas Técnicas, 1997) classifica as águas de reúso segundo a qualidade pretendida em quatro classes, sendo a Classe 4 aquela que corresponde ao reúso nos pomares, cereais, forragens, pastagens para gados e outros cultivos por meio de escoamento superficial ou por sistema de irrigação pontual, com padrões de qualidade sanitária requeridas em termos de indicadores de contaminação fecal inferiores a 5000 NMP/100 ml e oxigênio dissolvido acima de 2,0 mg/L, além de ser recomendado ainda o manejo em que a aplicação do efluente tratado seja interrompida pelo menos dez dias antes da colheita.

No estado do Ceará, a resolução do Conselho Estadual do Meio Ambiente, COEMA nº 2 de 2017 no seu Art. 39 (Ceará, 2017), preconiza, quanto ao reúso externo de efluentes sanitários com finalidades agrícolas e florestais, uma concentração de coliformes termotolerantes até 1000 CT/100 mL, de ovos de geohelminthos até 1 ovo/L de amostra, uma condutividade elétrica de até 3000 μ S/cm, o pH entre 6,0 e 8,5, e uma razão de adsorção de Sódio – RAS de 15 mmolL⁻¹.

Como fator colaborador integrado na gestão alternativa de recursos hídricos e no contexto da proposição de agricultura irrigada para o semiárido, além do reúso de águas residuárias se pode dispor de outros métodos de convivência em

regiões semiáridas, entre esses os de acumulação, a exemplo de barragens subterrâneas.

O reservatório tem por finalidade acumular e armazenar a água para utilização nos períodos de estiagem para uso na irrigação da área. Dessa maneira, as águas pluviais podem ficar armazenadas por grandes períodos ao longo do ano sem comprometer sua qualidade e possíveis impactos ambientais pela contaminação do solo podem ser evitados, como não utilizando agrotóxicos na área de captação desse reservatório.

Para Costa (2015), o volume acumulado e disponibilizado em barragens subterrâneas varia com as dimensões do depósito aluvial, a largura do vale e a espessura dos sedimentos, bem como com a extensão para montante, a declividade do leito, a relação entre a calha viva e os terraços aluviais.

A estrutura das barragens apresenta parede ou septo impermeável, devendo conter: parte da camada impermeável ou da rocha com até 0,7 m de altura acima da superfície do terreno, com seleção de área situada em linhas de drenagem natural; solos aluviais, com profundidade da camada impermeável de no mínimo 1,5 m, para justificar o barramento, e no máximo de 4 m; e textura média a grossa e declividade de até 4%, para proporcionar maior extensão no armazenamento da água (Silva, 2007).

A integração do reúso de águas cinzas ao aproveitamento de águas de chuva por meio de barragens subterrâneas constitui em uma proposta a ser investigada em sua viabilidade técnica, considerando seu emprego na fertirrigação de cultura do milho em comunidade rural no contexto semiárido. Assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar a implantação de um sistema captando águas cinzas provenientes das residências do distrito de Alagoinha, município de Araripe (CE), com aproveitamento integrado à captação e armazenamento de água de chuva, na irrigação de plantio de milho.

2 METODOLOGIA

Esta pesquisa, de caráter descritivo e quantitativo, avaliou a viabilidade técnica da aplicação de água cinza tratada, integrada à captação e armazenamento de água de chuva, na irrigação complementar da cultura do milho na agricultura de sequeiro, sendo dividida nas seguintes fases:

- 1) Calcular uma estimativa da quantidade de água de chuva capaz de ser armazenada na barragem subterrânea durante o ano, levando em consideração a média anual de precipitação normal climatológica na área de estudo durante o ano de 2021;
- 2) Cálculo do balanço hídrico entre a oferta e demanda de efluente tratado proveniente da água cinza gerada na comunidade de Alagoinha somada à água de chuva captada, disponibilizada e armazenada anualmente na quadra chuvosa;
- 3) Concepção técnica das unidades de sistema para implantação do reúso complementar de águas cinzas a ser integrado ao aproveitamento de águas de chuva armazenadas em barragens subterrâneas.

2.1 Caracterização da área de estudo

O local selecionado para a pesquisa foi o distrito de Alagoinha, localizado a uma distância de 19 km ao norte do município de Araripe. O município de Araripe está situado em Latitude 7° 12' 45" e Longitude 40° 02' 46", ao norte a cidade de Potengi, ao sul o estado de Pernambuco, ao leste de Santana do Cariri e ao oeste de Salitre. Com um clima predominantemente tropical, quente e semiúmido, a pluviosidade é de 633,4 (mm) e a temperatura média nos meses mais frios varia de 22°C a 24°C, com o período chuvoso acontecendo de janeiro a maio. O bioma dessa região é a caatinga, específica do Sertão e o único bioma exclusivo do Brasil, em que se perde suas folhas na estação seca e a flora apresenta espécies de pequeno porte, algumas delas apresentando espinhos em sua estrutura (Governo do Estado do Ceará, 2009). Entre as

espécies mais encontradas estão, além das cactáceas: o angico, a aroeira, o faveleiro, o xique-xique, o juazeiro, a jurema-preta, o mandacaru, o marmeleiro, a braúna e a catingueira. A Figura 1 apresenta a localização do distrito e seus setores censitários.

A área total do distrito de Alagoinha, local de estudo, é de 515.629 m² aproximadamente, e suas coordenadas, de acordo com o Google Earth Pro (2021), são Latitude 7° 4 '58.55''S, Longitude 40° 10' 17.85''O.

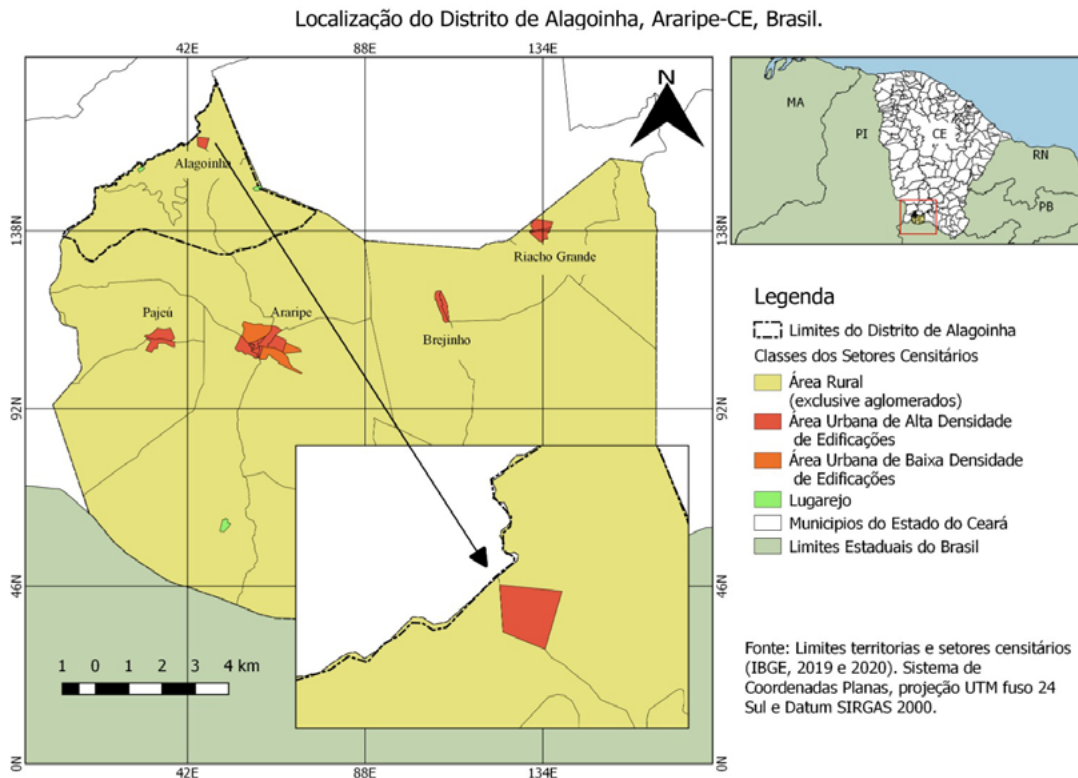


Figura 1 – Localização do Distrito e seus Setores Censitários.

Fonte: Software Qgis, Versão 2.18, adaptado pela autora (2022).

2.2 Oferta de água da chuva no cultivo do milho

Para a estimativa de volumes no aproveitamento da água de chuva, foram considerados os dados da pluviosidade do local de em média 633,4 mm, com a quadra chuvosa do distrito ocorrendo entre quatro e cinco meses e concentradas nos quatro primeiros meses do ano. A Tabela 1 apresenta o calendário de chuvas do município de Araripe (CE).

O milho, cultura investigada neste trabalho, demanda em seu ciclo médio completo cultivado para a produção de grãos secos uma lâmina de

400 a 700 mm de água, dependendo da variabilidade das chuvas (Andrade *et al.*, 2006).

A produtividade média do cultivo de milho foi tomada a partir das informações disponíveis entre os agricultores locais. Ela se situa em torno de 600 Kg.ha⁻¹, considerando 10 sacas x 60 kg por saca, por cada hectare. A área total potencial disponível para o plantio de milho para a investigação neste trabalho foi de 16,5 hectares.

A oferta hídrica potencial proveniente das chuvas anuais foi estimada através da Equação 1.

Tabela 1 – Calendário de chuvas mensais do município de Araripe (CE).

Mês	Normal (mm)	Observado (mm)	Desvio%
Janeiro	112	75.5	-32.6
Fevereiro	131.6	104.5	-20.6
Março	192	206.5	7.6
Abril	148.3	132.9	-10.4
Mai	37.3	75.3	101.9
Junho	5	6.4	27.4
Julho	3.3	3.7	10.6
Agosto	1.2	0	-100
Setembro	3.1	3.8	22.4
Outubro	7	3.7	-47.6
Novembro	22.6	26.5	17.1
Dezembro	61	47.2	-22.7

Fonte: Adaptado dos dados da FUNCEME, 2021.

$$O_{HC} = P \times A_p \quad \text{Equação 1}$$

O_{HC} = Oferta hídrica de chuva na área disponível para plantio (l/ano);

P = Pluviosidade (mm.ano⁻¹);

A_p = Área de plantio (m²).

2.3 Armazenamento e captação de água nas barragens subterrâneas

De acordo com o Serviço Nacional de Aprendizagem Rural (SENAR) (2016), pode-se estimar o volume de água na massa de solo no interior de uma bacia hidráulica para se delinear o seu uso no tempo

com as culturas adequadas. Para uma estimativa simples é proposto um cálculo do volume de água retido pela barragem, levando-se em consideração a declividade da área de 1% semelhante à rocha que está abaixo e a porosidade média do solo de 50%. O volume máximo retido pode ser dado por:

$$V_{(m^3)} = 25 \times C \times Pm^2 \quad \text{Equação 2}$$

V = Volume acumulado na bacia (m³)

C = Comprimento da vala escavada (m)

Pm² = Profundidade média da vala (m)

A barragem subterrânea deve possuir, longitudinalmente (ao longo do curso), inclinação (ou declividade) mais suave possível, a fim de permitir que a água armazenada se estenda a uma maior distância. A inclinação média do terreno é de 0.1%, – 4.0%, e a máxima de 3.3%, – 6.7%.

Para se obter a estimativa da vazão de escoamento da área se utilizou o método racional, desenvolvido pelo irlandês Thomas Mulvaney em 1851, no qual seu uso é limitado a pequenas áreas (até 80 ha). Esse método

é utilizado quando se tem os dados de chuva, mas sem dispor dos dados de vazão. O Método Racional é largamente utilizado na determinação da vazão máxima de projeto para pequenas bacias hidrográficas ($\leq 2 \text{ km}^2$) (Tomaz, 2002).

A equação racional estima a vazão máxima de escoamento de uma determinada área sujeita a uma intensidade máxima de precipitação com um determinado tempo de concentração, a qual é assim representada (Tomaz, 2002):

$$Q = \frac{C \cdot I \cdot A}{360} \quad \text{Equação 3}$$

Q = vazão máxima de escoamento, ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$);

C = coeficiente de run off (adimensional);

I = intensidade média de precipitação ($\text{mm} \cdot \text{h}^{-1}$);

A = área de contribuição da bacia (hectare).

O valor de *runoff* empregado para o cálculo das estimativas de aproveitamento de água de chuva neste trabalho foi de 0,20 C, correspondente a matas, parques e campos. (Wilken, 1978).

Para se obter o volume total da barragem com base no volume das chuvas e o volume que é escoado na área, o modelo matemático do método racional estimou a quantidade escoada superficialmente, a fim de se avaliar o volume convergente da barragem.

2.4 Determinação da oferta de águas cinzas

Para a determinação do volume gerado de esgoto doméstico, foram considerados os dados disponibilizados pela Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE) do distrito de Alagoinha, que informaram a existência de 405 famílias residentes na localidade com ligações ativas

de água encanada. Esse efluente, correndo a céu aberto, deveria ser captado por meio de canalizações com extensão estimada de cerca de 2.259,23 m e com bombeamento previsto em dois trechos, a fim de garantir afluência até à área onde deverá ser instalada a estação de tratamento dos esgotos gerados. Foi estimado através da Equação 4.

2.4.1 Cálculo da população

A população inicial foi estabelecida considerando um número de residentes de 4,22 habitantes por domicílio, baseando-se no perfil básico municipal (Governo do Estado do Ceará, 2009). Para o cálculo foram consideradas o número de ligações ativas, com base em informações colhidas no local com o operador da estação de tratamento de água de abastecimento.

$$P = Nr \times To$$

Equação 4

P = População (hab.)

Nr = Número de residências (com ligações ativas)

To = Taxa de ocupação (hab./res.)

2.4.2 Cálculo das vazões de esgoto doméstico

Adotou-se a contribuição per capita de 100 L/hab.d para localidades do interior (CAGECE, 2010); o Coeficiente de retorno R = 80% (0,80) (ABNT, 1986); e, para a vazão média, a Equação 5.

2.4.3 Cálculo da vazão de água cinza da comunidade

Para a determinação da quantidade gerada de águas cinzas e a lâmina correspondente, utilizamos as contribuições do efluente total da comunidade.

De acordo com Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB) (2009), em seu tra-

balho realizado em uma residência foi identificado o perfil de consumo para testes de um sistema de reúso, em que o percentual de consumo por peça hidrossanitária na residência estudada foram: na cozinha, 15 % de contribuição; nos lavatórios e chuveiros, 29 %; nos tanques e máquinas de lavar roupas, 35 %; e nos vasos sanitários, 21%. A partir desses dados se estimou o índice de águas cinzas de aproximadamente 80%. Com base na vazão média do efluente total gerado e subtraindo dessa fração a porcentagem equivalente de água cinza, obtemos a disponibilidade do volume em dias.

$$\underline{Q}_{med.} = \left(\frac{Pop \times QPC \times R}{86400} \right)$$

Equação 5

$\underline{Q}_{med.}$ = Vazão média (L/s);

Pop = População (hab);

QPC = Consumo per capita (L/hab.dia);

R = Coeficiente de retorno;

De acordo com o PROSAB (2009), podemos considerar os parâmetros e estimar a vazão de águas cinzas pertinentes a comunidade da seguinte forma:

$$Q_{ac} = \underline{Q}_{med.} \times I_{ac}$$

Equação 6

Q_{ac} = Vazão de água cinza (L/dia);

$\underline{Q}_{med.}$ = Vazão de esgoto (L/dia);

I_{ac} = Índice de águas cinzas (80% = 0,8).

2.5 Área possível de ser plantada com a oferta de água armazenada

A necessidade da cultura para uma safra foi medida calculando a lâmina a partir de uma demanda de água admitida em cerca de 465 mm, valor levemente superior ao mínimo necessário para a cultura do milho e que se adequa ao valor

médio de chuvas na região. A duração, em meses, da safra de milho foi admitida como quatro meses.

A extensão da área capaz de ser usada para plantio de milho foi calculada com base na quantidade de água possível de ser armazenada na barragem subterrânea. Para isso, empregou-se a Equação 7:

$$A_p = \frac{D_{HS}}{L_{nc}} \quad \text{Equação 7}$$

A_p = Área de plantio (m^2).

D_{HS} = Demanda hídrica da cultura por safra (L);

L_{nc} = Lâmina de necessidade da cultura ($L.m^{-2}$);

2.6 Concepção técnica do sistema

A elaboração da concepção do sistema de reúso se sucedeu com o estudo da área por meio de características presentes na superfície do território e na topografia do terreno. Analisando as cotas do terreno e os perfis de elevação gerados no Google Earth Pro e as curvas de nível obtidas e manipuladas no software Qgis v.2.18.25., com bases coletadas via banco de dados geomorfológicos do Brasil (TOPODATA) e inseridas no software AutoCAD versão estudantil, foi possível traçar a localização das unidades de captação e tratamento das águas cinzas com intuito ilustrativo.

ser armazenada na barragem subterrânea anualmente. É proposto que seja utilizada para plantio apenas uma área (apresentada posteriormente na Tabela 3) possível de ser irrigada com a água disponível, para que a plantação não seja prejudicada por falta de água. Assim, o valor da oferta hídrica anual acaba se tornando também o valor da demanda hídrica anual da plantação.

3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.1 Balanço hídrico

De acordo com os dados tratados, foi estimado uma oferta anual de 10.344,43 m^3 de águas de chuva e 39.315,46 m^3 de águas cinzas. As dimensões da área usada para plantação, que será irrigada com a oferta anual total de água, foram estimadas com base no volume total de água que é possível de

3.2 Oferta anual de água da chuva e águas cinzas para armazenamento na barragem subterrânea

3.2.1 Disponibilidade de água de chuva

Os valores obtidos de precipitação mensal de água de chuva na área estudada foram obtidos a partir da Equação 1 ($O_{HC} = P \times A_p$), sendo admitidos como pluviosidade (P) os valores apresentados na Tabela 1 para cada mês do ano (valores mensais correspondentes a Normal Climatológica). O valor da área de plantio (A_p) adotado foi de 7,14 ha. Essa área corresponde à fração do terreno investigado neste trabalho, que possui declividade favorável

para que a água das chuvas que precipitam no terreno escoem para o local onde será construída a barragem subterrânea, podendo assim ser armazenada. O valor da área foi estimado a partir da demarcação poligonal, da análise dos perfis de elevação gerados pelo Google Earth Pro e das curvas de nível do terreno estudado. A Tabela 2 expõe os resultados desses cálculos (Água Precipitada na Área).

Para se obter os valores da quantidade de água das chuvas que pode ser captada mensalmente pela barragem subterrânea, por meio do escoamento da água que se precipita na área estudada, foi empregada a Equação 3. Os valores aplicados, assim como os resultados, foram adaptados para os dados a serem exibidos em m³/mês. A Tabela 2 expõe os resultados desses cálculos (Captação de água de chuva).

3.2.2 Disponibilidade de água cinza

A oferta mensal de águas cinzas a ser captada para uso em plantio foi calculada com base nas Equações 4, 5 e 6. O valor exato da população do distrito de Alagoinha não pode ser informado pelos órgãos governamentais do município responsável devido falta de estudos que determinassem a população do distrito isoladamente, sem somar com os valores das vilas próximas. Para a realização dos cálculos, foram admitidos 405 como o número de residentes com ligações de água encanada ativas, 4,22 como taxa de ocupação, consumo médio de 100 L/hab.dia e 0,8 como coeficiente de retorno e índice de águas cinzas no esgoto produzido nas residências. Como

resultado, obtemos o valor de 3.276,29 m³/mês, o mesmo que 39.315,46 m³/ano.

3.2.3 Oferta total de água para ser utilizada no plantio de milho

A oferta total de água armazenada mensal e anualmente na barragem subterrânea pode ser vista na Tabela 2 (Captação total de água), em que os valores apresentados são resultado da soma dos volumes de água de chuva e águas cinzas armazenados mensalmente. A oferta anual de água armazenada na barragem subterrânea para ser usada em uma possível safra adicional de milho foi estimada em 49.659,89 m³.

O uso da Equação 2 nos proporciona saber se a barragem subterrânea comporta a água calculada para ser captada anualmente em seu interior. O comprimento da vala a ser escavada foi estimado em 136 m por meio do software Google Earth Pro 2022, após análise do comprimento da fração do terreno com declividade favorável para a construção da referida barragem. Segundo Melo e Anjos (2017, p. 30) a profundidade média da vala deve ser estimada em 4,5 m, que é o máximo que a maioria das retroescavadeiras podem chegar. Para uma profundidade maior seria necessária escavação manual, que não é indicada devido riscos de desmoronamento de solo. Como resultado, obtemos uma capacidade de armazenamento para a barragem subterrânea de 68.850 m³. Com isso, constatamos que não há risco de sobrecarregar a barragem subterrânea, dado que esse volume se trata do limite máximo de armazenamento suportado.

Tabela 2 – Disponibilidade anual de água de chuva e águas cinzas.

Meses	Precipitação pluviométrica ¹ (mm)	Água precipitada na Área ² (m ³)	Captação de água de chuva ³ (m ³)	Captação de águas cinzas ⁴ (m ³)	Captação total de água ⁵ (m ³)
Janeiro	112	7.996,80	1.599,36	3.276,29	4.875,65
Fevereiro	131,6	9.396,24	1.879,25	3.276,29	5.155,54
Março	192	13.708,80	2.741,76	3.276,29	6.018,05

continua...

Tabela 2 – Continuação...

Meses	Precipitação pluviométrica ¹ (mm)	Água precipitada na Área ² (m ³)	Captação de água de chuva ³ (m ³)	Captação de águas cinzas ⁴ (m ³)	Captação total de água ⁵ (m ³)
Abril	148,3	10.588,62	2.117,72	3.276,29	5.394,01
Mai	37,3	2.663,22	532,64	3.276,29	3.808,93
Junho	5	357,00	71,40	3.276,29	3.347,69
Julho	3,3	235,62	47,12	3.276,29	3.323,41
Agosto	1,2	85,68	17,14	3.276,29	3.293,42
Setembro	3,1	221,34	44,27	3.276,29	3.320,56
Outubro	7	499,80	99,96	3.276,29	3.376,25
Novembro	22,6	1.613,64	322,73	3.276,29	3.599,02
Dezembro	61	4.355,40	871,08	3.276,29	4.147,37
Total anual	724,4	51.722,16	10.344,43	39.315,46	49.659,89

¹ Baseado na normal climatológica de 30 anos (FUNCEME, 2021).

² Precipitação mensal de água de chuva na área de estudo.

³ Água da chuva captada na barragem subterrânea mensalmente.

⁴ Disponibilidade de água cinza no distrito de Alagoinha.

⁵ Volume de água disponível mensalmente para plantio de milho somadas as quantidades adquiridas com chuvas e águas cinzas.

3.3 Estimativa de produção de milho

O período de plantio do milho na região ocorre nos primeiros quatro meses do ano, de janeiro a abril, em que as chuvas suprem completamente a necessidade hídrica da cultura do milho (465 mm). Assim, a água que é armazenada na barragem subterrânea (água de chuva e águas cinzas) no primeiro quadrimestre do ano fica inteiramente disponível para ser utilizada em plantio no segundo ou terceiro quadrimestre, juntamente com o volume de água que já seria obtida nesse período.

Com o emprego da Equação 7 é possível calcular a dimensão da área de estudo que pode ser utili-

zada para plantio de milho nas safras adicionais, tomando como base a quantidade de água que foi possível ser armazenada anualmente na barragem subterrânea. Na Tabela 3 são comparados valores calculados para serem atingidos na quadra chuvosa (primeiro quadrimestre do ano) e em uma possível safra adicional de milho, que são (respectivamente): valores do volume de água disponível para plantio de milho, tamanho da área possível de ser plantada, quantidade de milho que pode ser produzida na área estimada para plantio e o faturamento que pode ser alcançado baseado na variação do preço da saca de milho do ano de 2021, que variou entre R\$ 85,00 e R\$ 100,00 na região de estudo.

Tabela 3 – Estimativa de produção de uma safra adicional comparada a produção no período da quadra chuvosa.

Período	Total de água disponível (m ³)	Área irrigável (ha)	Milho produzido (t)	Faturamento (R\$)	
				85	100
Quadra chuvosa	96.343,5	16,50	9,90	14.025,00	16.500,00
Safra adicional	49.659,89	10,68	6,41	9.077,61	10.679,55

3.4 Concepção técnica proposta

Propõe-se um sistema alternativo adaptado capaz de coletar toda a contribuição de águas cinzas das residências do distrito, por meio de uma rede coletora de águas cinzas.

As águas serão encaminhadas por gravidade e/ou por recalque à uma Estação de Tratamento de águas cinzas composta de decanto-digestores, seguidos de filtros biológicos percoladores, e posterior desinfecção por cloração anterior à aplicação do efluente na área irrigada, sendo instalada no barrilete principal da linha de irrigação através de clorador de pastilha e distribuída na

área conjuntamente com a água da chuva, armazenada na barragem subterrânea por meio de barriletes hidráulico de mistura interconectados a partir de fustes provenientes de reservatórios elevados distintos de acumulação de água cinza e de chuva. A utilização de águas cinzas com realização de tratamento sem desinfecção é aconselhado unicamente para irrigação subsuperficial, para os demais casos a desinfecção é essencial (Government of Western Australia, 2010). Nessa área, o sistema de irrigação proposto a ser projetado será por gotejamento. A Figura 2 ilustra a localização das unidades do sistema, a captação, o armazenamento e a irrigação.

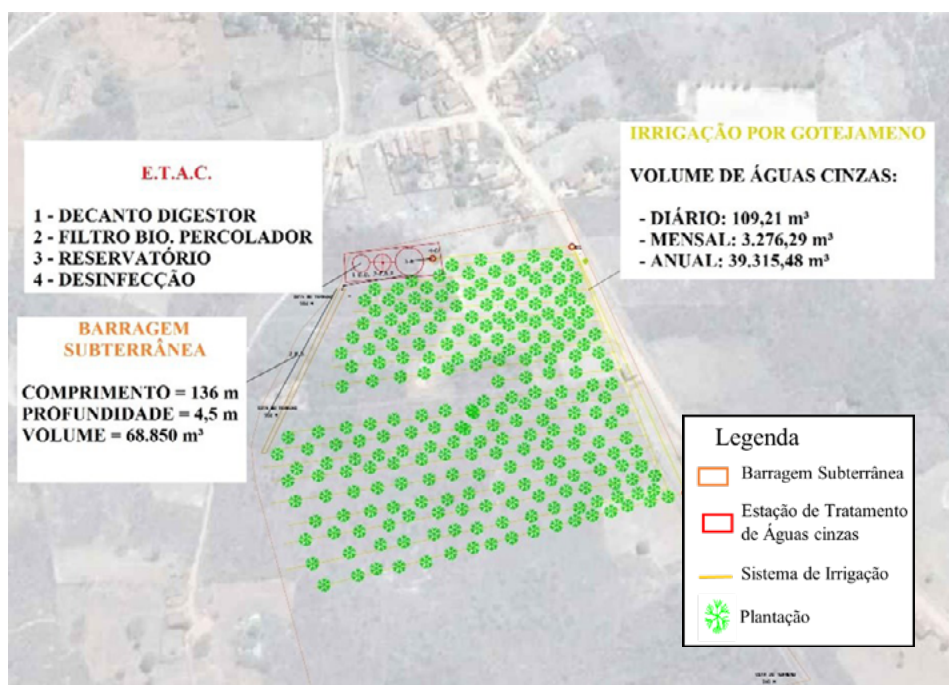


Figura 2 – Sistema de reúso de águas cinzas integrado ao aproveitamento de água de chuva na agricultura irrigada.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este trabalho apresentou uma proposta de gestão sustentável da água, no entendimento que a busca por essas alternativas pode contribuir para a mitigação de impactos ambientais significativos associados à diminuição das adversidades na agri-

cultura de sequeiro, à irregularidade das chuvas e ao lançamento de efluentes sem tratamento em corpos hídricos e a céu aberto. A avaliação apresentada é uma ferramenta capaz de contribuir na tomada de decisão por parte de gestores, projetistas e pesquisadores para soluções que

proporcionem uma redução da demanda de água e da poluição ambiental nessa região historicamente acometida com a escassez de água.

Por meio do que foi estimado, vemos que a implantação de sistemas complementares de águas pluviais e cinzas é uma alternativa viável, apresentando significativos valores na produção de milho no período de estiagem (6,41 t) em relação ao produzido na quadra chuvosa (9,9 t). Dos 16,5 ha de área disponível para o plantio, tem-se o potencial de irrigar 10,68 ha com a água prevista a ser armazenada na barragem subterrânea (cerca de 64,72% da área total). O faturamento da safra adicional também se apresentou satisfatório, atingindo 64,72% do valor esperado para uma produção realizada na quadra chuvosa.

Com os dados obtidos, é possível observar a importância que a inclusão de águas cinzas tratadas teria no projeto de irrigação de uma possível safra adicional de milho anual na área de estudo, visto a alta porcentagem que essa tem em relação a toda a água armazenada na barragem subterrânea (cerca de 79,17%). Com isso, inferimos a essencialidade da construção de um sistema de captação e tratamento de águas cinzas para a execução do projeto.

5 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceituação: Santana TM; **Metodologia:** Santana TM, Oliveira Júnior JL; **Redação - primeira versão:** Santana TM; **Redação – Revisão & edição:** Santana TM, Araújo GM, Lima DA; **Supervisão:** Oliveira Júnior JL.

6 REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Conservação e reúso de água em edificações**. São Paulo: SindusCon-SP, 2005.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO. **Atlas Irrigação:** Uso da água na agricultura irrigada. 2. ed. Brasília, DF: ANA, 2021.

ANDRADE, C. L. T. *et al.* Viabilidade e manejo da irrigação da cultura do milho. **Embrapa Milho e Sorgo: Circular Técnica**, Sete Lagoas, v. 85, 2006. Disponível em: https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CNPMS/19629/1/Circ_85.pdf. Acesso em: 23 jan. 2024.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9649:** projeto de redes coletoras de esgoto sanitário. Rio de Janeiro: ABNT, 1986.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13969:** Tanque sépticos – Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes – Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro: ABNT, 1997.

BRASIL. Lei n. 14.026, de 15 de julho de 2020. Atualiza o marco legal do saneamento básico e altera a Lei nº 9.984 [...]. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 2020.

BRITO, L. T. de L.; MOURA, M. S. B. de; GAMA, G. F. B. (Eds.). **Potencialidades da água de chuva no Semiárido brasileiro**. Petrolina: Embrapa Semiárido, 2007.

CEARÁ. Conselho Estadual do Meio Ambiente. Portaria n. 2, de 21 de fevereiro de 2017. Dispõe sobre lançamento de efluentes líquidos lançados por fontes poluidoras. **Diário Oficial do Estado**, Fortaleza, 2017.

CIRELLI, A. F.; ARUMÍ J. L.; RIVERA D. Environmental effects of irrigation in arid and semi-arid. **Chilean Journal of Agricultural Research**, Santiago, v. 69, Sup. 1, 2009.

COMPANHIA DE ÁGUA E ESGOTO DO CEARÁ. **Normas Técnicas para Projetos de Sistema de Abastecimento de Água e Esgotamento Sanitário**. v. 2. Fortaleza: HYDROS, 2010.

COSTA, W. D. **Cadernos do Semiárido:** riquezas & oportunidades. v. 3, n. 1. Recife: Editora UFPE, 2015.

FERREIRA, A. C. *et al.*. Tratamento de água de lavanderia para produção agrícola no semiárido. In: BARACUHY, J. G. de V; FURTADO, D. A.; FRANCISCO, P. R. M. (Orgs.). **Unidade de tecnologias integradas para conservação de recursos hídricos**. Campina Grande: Epgraf, 2015. p. 52-57.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION. **The state of the world's land and water resources for food and agriculture: managing systems at risk**. London: Earthscan, 2011. Disponível em: <https://www.fao.org/3/i1688e/i1688e.pdf>. Acesso em: 19 out. 2021.

FRAGA, V. da S. **Mudanças na matéria orgânica (C, N e P) de solos sob agricultura de subsistência**. 2002. Tese (Doutorado em Solos) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2002.

FUNDAÇÃO CEARENSE DE METEOROLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS. **Calendário das Chuvas no Estado do Ceará**. Julho de 2017. Disponível em: <http://www.funceme.br/app-calendario/mes/municipios/media/2021/7>. Acesso em: 5 out. 2021.

GOVERNMENT OF WESTERN AUSTRALIA. **Code of Practice for the Reuse of Greywater in Western Australia 2010**. Perth: Department of Health, 2010.

GOVERNO DO ESTADO DO CEARÁ. **Perfil Básico Municipal**: Araripe. Fortaleza: IPCE, 2009. Disponível em: https://www.ipece.ce.gov.br/wp-content/uploads/sites/45/2018/09/Araripe_2009.pdf. Acesso em: 24 jan. 2024.

HESPANHOL, I. Potencial de Reuso de Água no Brasil: Agricultura, Indústria, Municípios, Recarga de Aquíferos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 7, n. 4, p. 75-95, 2002.

HESPANHOL, I. Um novo paradigma para a gestão de recursos hídricos. **Estudos avançados**, São Paulo, v. 22, n. 63, p. 131-158, 2008.

MELO, R. F. de; ANJOS, J. B. dos. Barragem subterrânea: alternativa de captação e armazenamento de água de chuva. **Cadernos do Semiárido**: Riquezas & Oportunidades, Recife, v. 11, n. 11, p. 27-31, 2017.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. A Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável. Disponível em: <https://nacoesunidas.org/wp-content/uploads/2015/10/agenda-2030-pt-br.pdf>. Acesso em: 31 maio 2022.

PROGRAMA DE PESQUISA EM SANEAMENTO BÁSICO. **Uso Racional de Água e Energia**: Conservação de Água e Energia em Sistemas Prediais e Públicos de Abastecimento de Água. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

SERVIÇO NACIONAL DE APRENDIZAGEM RURAL. **Construções rurais**: barragem subterrânea com lona plástica. Brasília, DF: SENAR, 2016.

SILVA, M. S. L. da et al. Barragem subterrânea: água para produção de alimentos. In: BRITO, L. T. de L.; MOURA, M. S. B. de; GAMA, G. F. B. (Eds.). **Potencialidades da água de chuva no semiárido brasileiro**. Petrolina: Embrapa Semiárido, 2007. p. 126-140.

SOJKA, R. E.; BJORNEBERG, D. L.; ENTRY, J. A. Irrigation: an historical perspective. In: LAL, R. (Ed.). **Encyclopedia of soil science**. 2. ed. London: Taylor & Francis, 2006. p. 945-749. Disponível em: https://www.academia.edu/10299483/Encyclopedia_of_Soil_Science_Second_Edition_English_Version_. Acesso em: 19 out. 2021.

TOMAZ, P. **Cálculos hidrológicos e hidráulicos para obras municipais**. São Paulo: Navegar, 2002.

WILKEN, P. S. **Engenharia de Drenagem Superficial**. São Paulo: CETESB, 1978.

Diagnóstico do gerenciamento de resíduos sólidos na Universidade Estadual do Oeste do Paraná – Campus Cascavel


Diagnosis of solid waste management at the State University of Western Paraná – Campus Cascavel


- **Data de entrada:**
05/01/2021
- **Data de aprovação:**
17/05/2023


Natalia Luiza Cavichioli^{1*} | Taiana Cestonaro² | Eduardo Cesar Amancio^{3,4,5}

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.028>

ORCID ID

Cavichioli NL  <https://orcid.org/0000-0002-1421-4945>

Cestonaro T  <https://orcid.org/0000-0002-3081-7586>

Amancio EC  <https://orcid.org/0000-0002-7957-4976>

Resumo

Este estudo objetivou quantificar e diagnosticar os resíduos sólidos gerados no campus Cascavel da Universidade Estadual do Oeste do Paraná (Unioeste). A quantificação foi realizada diretamente por meio da pesagem dos resíduos das áreas comuns e indiretamente por meio da aplicação de questionários a áreas mais restritas, como laboratórios e clínicas de atendimento. O período de avaliação foi de quatro semanas. Verificou-se a geração de quatro dos cinco grupos de resíduos de serviço da saúde (RSS), sendo o grupo A (resíduos biológicos) o mais gerado. Com relação aos resíduos da construção civil (RCC), foram geradas três das quatro classes, sendo a classe A, (resíduos reutilizáveis ou recicláveis) a mais gerada. Houve maior geração de resíduos orgânicos do que recicláveis. Foi constatado que o campus gerencia os resíduos em conformidade com as normas e resoluções vigentes. Todavia, o gerenciamento ainda precisa evoluir para alcançar um status mais sustentável.

Palavras-chave: Universidade. Resíduos sólidos. Gestão. Plano de gerenciamento. Resíduos de serviço da saúde. Resíduos da construção civil.

Abstract

This study aimed to quantify and diagnose solid waste generated on the Cascavel campus of the State University of Western Paraná (Unioeste). Quantification was carried out directly by weighing waste from common areas and indirectly by applying questionnaires to more restricted areas, such as laboratories and service clinics. The evaluation period was four weeks. The generation of four of the five groups of health service waste (RSS) was verified, with group A (biological waste) being the most generated. Regarding construction waste (RCC), three of the four classes were generated, with class A (reusable or recyclable waste) being the most generated. There was greater generation of organic waste than recyclable waste. It was found that the campus manages waste in accordance with current standards and resolutions. However, management still needs to evolve to reach a more sustainable status.

Keywords: University. Solid Waste. Management. Management plan. Health waste. Construction waste.

¹ Universidade Estadual do Oeste do Paraná – Cascavel – Paraná – Brasil.

² Universidade Estadual de Ponta Grossa – Ponta Grossa – Paraná – Brasil.

³ Centro Universitário UniDomBosco – Curitiba – Paraná – Brasil.

⁴ Instituto de Pesquisa e Planejamento Urbano de Curitiba – Curitiba – Paraná – Brasil.

⁵ Centro Universitário de Tecnologia de Curitiba – Curitiba – Paraná – Brasil.

* **Autora correspondente:** natalia.cavichioli@hotmail.com

1 INTRODUÇÃO

A problemática dos resíduos sólidos no Brasil decorre do desenvolvimento da sociedade desvinculado da consciência e obrigatoriedade legal para com os resíduos resultantes desse processo, até muito recentemente. Com isso, nossa realidade ainda é uma de elevado consumo e desperdício, o que resulta em uma exacerbada geração de resíduos, que são, em grande parte, dispostos no solo, muitas vezes ainda de forma sanitariamente precária (Agência Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais, 2019).

A Lei Federal n. 12.305, de 2 de agosto de 2010 (Brasil, 2010), que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), buscou corrigir esse grande déficit histórico em relação à gestão e ao gerenciamento de resíduos sólidos no país, motivada pela ausência de políticas federais direcionadas a essa temática até sua instituição (Berticelli *et al.*, 2020; Campani, 2016; Franceschi *et al.*, 2017). Essa lei trouxe os elementos necessários para o avanço da gestão dos resíduos sólidos, a partir de premissas da gestão integrada e do gerenciamento ambientalmente adequado (Brasil, 2010). Um dos principais instrumentos para o atendimento dos objetivos da lei são os planos de resíduos sólidos. Esses planos se subdividem nos níveis nacional, estadual, microrregional, intermunicipal e municipal – de responsabilidade dos três níveis de governo – além de abrangerem os planos de gerenciamento de resíduos sólidos de responsabilidade de indústrias, empresas, instituições, estabelecimentos comerciais, entre outros, sejam eles públicos ou privados, que se encaixem nos critérios de elaboração (Brasil, 2010). Estão sujeitos à elaboração de planos de gerenciamento de resíduos sólidos aqueles que, dentre outros, gerarem resíduos de natureza, composição ou volume não comparáveis aos resíduos domiciliares, como resíduos de serviços de saúde (Brasil, 2010).

As universidades são um exemplo de instituição que precisa elaborar esse plano, quando a complexi-

dade das atividades executadas pela comunidade universitária levar à geração de resíduos que justifiquem sua elaboração. Alguns estudos têm tratado do tema do gerenciamento de resíduos em instituições de ensino, e a partir deles tem sido possível identificar a distribuição espacial da geração de resíduos dentro da instituição, a influência de fatores como as estações do ano, dias da semana, taxa de ocupação da instituição, entre outros, na geração e composição dos resíduos, elencar potenciais de compostagem e reciclagem, e desenvolver estratégias (comportamentais, estruturais e gerenciais) para a redução do índice de geração de resíduos e valorização dos resíduos gerados (Bahçelioğlu; Buğdayci; Doğan, 2020; Gallardo *et al.*, 2016). Com isso, é possível introduzir um gerenciamento mais sustentável nas instituições, ou então aprimorar os já existentes.

Nesse contexto, o objetivo deste estudo foi quantificar os resíduos sólidos gerados em uma instituição de ensino superior pública de médio porte, localizada em um país em desenvolvimento, e realizar o diagnóstico do gerenciamento desses resíduos. Este estudo é relevante por dois motivos: (1) grande parte da literatura sobre o tema aborda o gerenciamento dos resíduos em grandes instituições de ensino de grandes cidades e poucos são os estudos em instituições de menor porte, similares ao da área de estudo; e (2) constitui-se como um dos primeiros passos para a estruturação de um programa de gerenciamento de resíduos e para a elaboração do plano de gerenciamento de resíduos sólidos da instituição, de obrigatoriedade legal.

2 METODOLOGIA

2.1 Caracterização da área de estudo

Este estudo sobre o diagnóstico da geração e gerenciamento de resíduos sólidos foi realizado no campus de Cascavel da Universidade Estadual do Oeste do Paraná (Unioeste) e na reitoria da instituição, localizada dentro da área do referido campus (Figura 1).

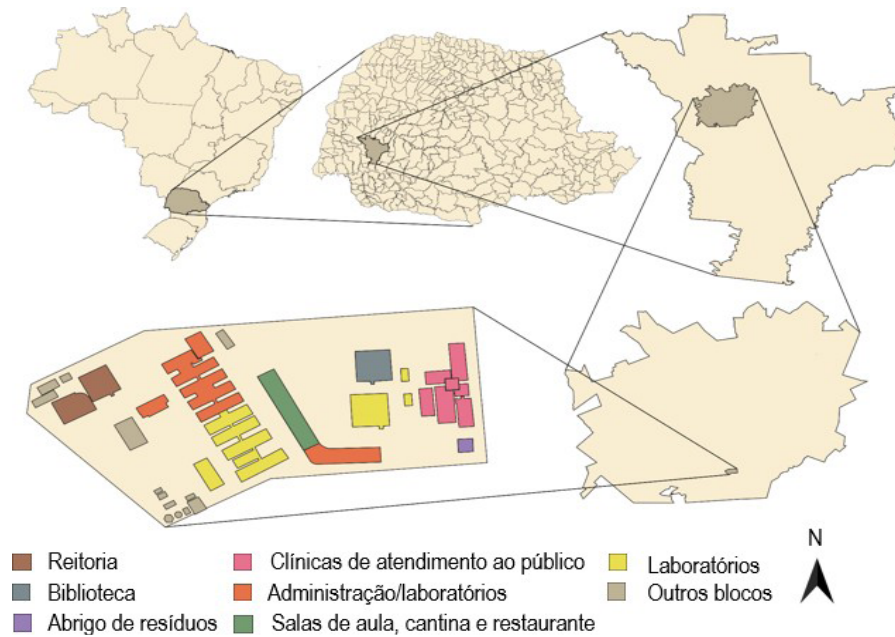


Figura 1 – Localização geográfica e mapa da área de estudo (Unioeste - campus Cascavel).

A Unioeste é uma universidade pública regional multicampi, formada por cinco campi localizados nos municípios de Cascavel, Foz do Iguaçu, Francisco Beltrão, Marechal Cândido Rondon e Toledo, no Paraná. A universidade teve início na congregação de cinco faculdades municipais das referidas cidades, além do Hospital Universitário do Oeste do Paraná, que foi incorporado posteriormente. Ela atende uma região que compreende um total de 94 municípios, sendo 52 da região oeste e 42 da região sudoeste do Paraná.

Na cidade de Cascavel, estão situados o Hospital Universitário, a Reitoria e o campus Cascavel, os dois últimos localizados no mesmo imóvel (Figura 1). O campus Cascavel possui 18 cursos de graduação e 23 cursos de pós-graduação, sendo cinco de nível *lato sensu* e 18 de nível *stricto sensu* (14 de mestrado e quatro de doutorado). Na época desta pesquisa, a comunidade universitária do campus contava com 3.118 alunos presenciais de graduação e 810 alunos de pós-graduação, além de 768 servidores, distribuídos entre agentes universitários, professores efetivos e temporários,

terceirizados e estagiários. A Reitoria possuía 178 funcionários, dentre eles efetivos, terceirizados e estagiários. Desse modo, a população fixa do campus era estimada em 4.874 indivíduos, somada ao público atendido nas atividades de extensão.

O campus de Cascavel é dividido em cinco centros: Centro de Educação, Comunicação e Artes (CECA), Centro de Ciências Biológicas e da Saúde (CCBS), Centro de Ciências Médicas e Farmacêuticas (CCMF), Centro de Ciências Sociais Aplicadas (CCSA) e Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas (CCET). No campus, são desenvolvidas atividades de ensino, pesquisa e extensão. Desse modo, além das atividades acadêmicas, que ocupam espaços como salas de aula e laboratórios, também é feito o atendimento ao público, por meio de clínicas de odontologia, fisioterapia e farmácia, além de procedimentos laboratoriais. Pela diversidade e complexidade das atividades desenvolvidas, tem-se no campus, além da geração de resíduos comuns (composição similar aos resíduos domiciliares, ou seja, recicláveis e orgânicos), a geração de resíduos de serviço da saúde (RSS) e de resíduos da construção civil (RCC).

2.2 Diagnóstico da geração e gerenciamento dos resíduos no campus

Para a elaboração do diagnóstico da geração e gerenciamento dos resíduos no campus, definiu-se quatro etapas: (1) revisão da literatura, (2) delimitação do escopo, (3) coleta dos dados e (4) análise dos dados (Figura 2).

A primeira etapa da pesquisa consistiu em uma consulta das leis, resoluções e normativas que regulam a gestão e o gerenciamento dos resíduos sólidos em geral e de resíduos específicos, como os RSS e os RCC, assim como de Planos de Resíduos de Cascavel e artigos científicos acerca do tema. Foram consultadas principalmente: a Lei Federal n. 12.305/2010 (Brasil, 2010); a resolução da

Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) n. 222 de 28 de março de 2018, que regulamenta as boas práticas de gerenciamento dos RSS e dá outras providências (Brasil, 2018); a resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) n. 307/2002, que estabelece diretrizes, critérios e procedimentos para a gestão dos RCC (Conama, 2002); a Resolução CONAMA n. 275 de 25 de abril de 2001 (Conama, 2001), que estabelece o código de cores para os diferentes tipos de resíduos (orgânicos e recicláveis); e o Plano Municipal de Saneamento Básico de Cascavel, de 2013 (visto a inexistência de um Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos), que estabelece diretrizes, metas e instrumentos para a gestão dos resíduos sólidos no município (Cascavel, 2016).

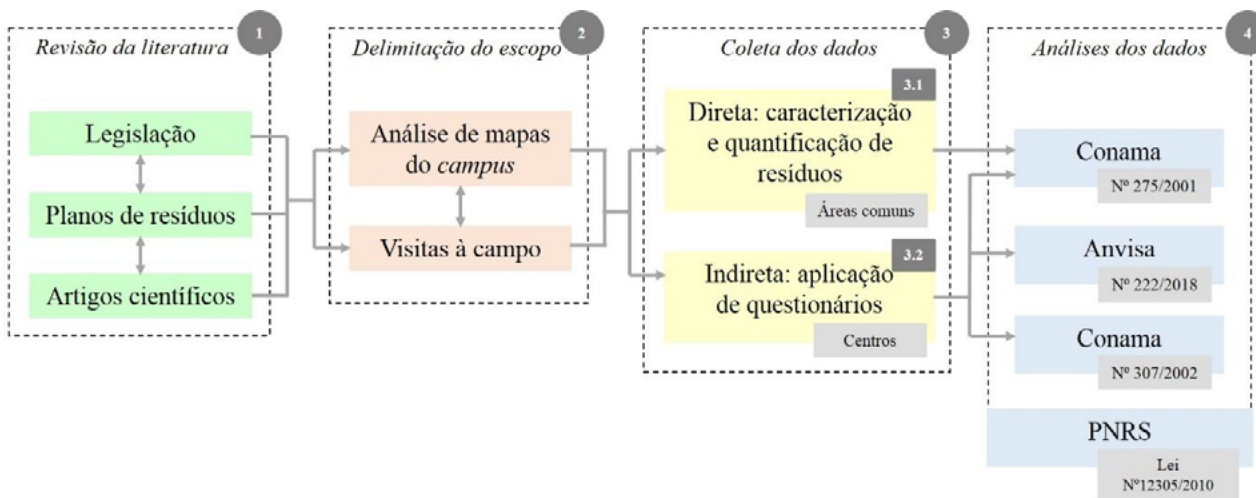


Figura 2 – Fluxograma das etapas seguidas para a quantificação, caracterização e diagnóstico do gerenciamento dos resíduos sólidos gerados na Unioeste - campus Cascavel.

Na segunda etapa da pesquisa, foi feita uma análise dos mapas do campus, incluindo a Reitoria, para uma impressão preliminar da distribuição da geração de resíduos. Com o mesmo propósito, também foram realizadas visitas aos centros do campus; nessa etapa da pesquisa, observou-se a necessidade de um levantamento diferenciado de dados, em função do tipo de área

a ser avaliado (áreas comuns ou áreas restritas), como será explicado adiante.

A terceira etapa da pesquisa, que consistiu na coleta e no levantamento dos dados, ocorreu de duas formas: de maneira direta, por meio da quantificação (por pesagem) da geração dos resíduos das áreas comuns (salas de aula, banheiros,

corredores, salas administrativas, biblioteca, restaurante universitário, cantina e reitoria); e de maneira indireta, pela quantificação dos resíduos gerados em setores mais restritos (laboratórios e salas de atendimento ao público) por meio da aplicação de questionários (Figura 3). A coleta dos dados das áreas comuns e dos setores restritos ocorreu durante um período de quatro semanas.

A pesagem dos resíduos de áreas comuns foi realizada nos setores administrativos (inclusive reitoria), na biblioteca, nas salas de aula e nas áreas de alimentação (restaurante universitário e cantina), assim como nos corredores desses locais. Para a pesagem, foi utilizada uma balança manual de capacidade de cinquenta quilogramas,

com sensibilidade de três casas decimais e erro de cinza a dez gramas. O levantamento desses dados foi realizado no mês de setembro de 2019, durante o período de quatro semanas consecutivas. Todos os sacos de resíduos gerados foram pesados nesse período. As pesagens ocorriam às quartas e sextas, visto que eram os dias da semana em que se realizava a coleta de resíduos dos locais de armazenamento temporário (local da geração) e sua transferência para os locais de armazenamento final: coletor móvel de mil litros para a reitoria (anexo ao prédio) e abrigo de resíduos para o restante do campus (vide localização na Figura 1). Dessa forma, a pesquisa possibilitou a estimativa da geração mensal de resíduos sólidos no campus.



Figura 3 – Identificação das áreas do campus nas quais foi realizada a quantificação da geração de resíduos, por meio da pesagem (direta) ou da aplicação de questionário (indireta).

Os questionários foram aplicados no mesmo período em que foi realizado o levantamento direto dos dados a campo (nas áreas comuns), portanto também fornecem a estimativa referente ao mês de setembro de 2019 da geração mensal de resíduos sólidos nos setores restritos. Os questionários foram encaminhados aos centros do campus (CECA, CCBS, CCMF, CCSA e CCET),

que os repassaram para os setores restritivos sob seus domínios, como salas administrativas (de coordenação de curso, por exemplo), laboratórios e clínicas de atendimento. Cada setor elegeu uma pessoa para realizar o preenchimento do questionário, de maneira autônoma. O questionário possuía nove questões, que abordavam os seguintes temas: (1) quantifi-

cação e caracterização dos resíduos gerados; (2) forma de segregação na fonte; (3) forma de acondicionamento na fonte; (4) identificação dos recipientes de acondicionamento (na fonte); (5) coleta interna e externa; (6) armazenamento; (7) transporte interno e externo; (8) tratamento; e (9) destinação/disposição final.

Devido ao preenchimento autônomo dos questionários pelos funcionários dos centros, não houve a padronização esperada da quantificação dos resíduos. Em alguns centros, os resíduos foram quantificados apenas em massa (CCSA), em outros apenas em volume (CECA) e houve também centros que quantificaram parte dos resíduos em massa e parte em volume (CCMF, CCBS e CCET). Quando os resíduos foram quantificados parte em massa e parte em volume, a quantidade total de resíduos corresponde ao somatório das duas medidas. A quantificação em massa ocorreu por meio da soma dos insumos antes do uso, enquanto os quantificados em volume foram estimados conforme a capacidade nominal dos sacos plásticos ou recipientes acondicionadores dos resíduos. A análise dos dados (etapa quatro) se deu por meio da avaliação da adequação do atual gerenciamento dos resíduos sólidos às leis e normas vigentes, estudadas na primeira etapa desta pesquisa.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Caracterização e quantificação dos resíduos gerados no campus

O campus Cascavel da Unioeste, por gerar resíduos que, mesmo não sendo perigosos, apresentam natureza, composição e volume não equiparáveis aos resíduos domiciliares, tem por obrigatoriedade a elaboração de um Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos, conforme exigido pela Lei Federal n. 12.305/2010 (Brasil, 2010). Por também ser geradora de RSS, a instituição precisa elaborar o Plano de Gerenciamento

de Resíduos de Serviço da Saúde (PGRSS), em atendimento tanto à Lei Federal n. 12.305/2010 (Brasil, 2010) quanto à Resolução ANVISA n. 222/2018 (Brasil, 2018). Dessa forma, a instituição precisa atender tanto aos requisitos de gestão e gerenciamento impostos pela lei da PNRS, quanto àqueles de leis ou normativas que regulam a gestão e o gerenciamento das categorias específicas de resíduos gerados pela universidade. O último plano de gerenciamento de resíduos sólidos da instituição (Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos em conjunto com o PGRSS) foi elaborado em 2010, e apenas parte dele, referente aos setores geradores de RSS, sofreu atualização em 2017. Apesar de não ser estipulado um período máximo para atualização de um plano de gerenciamento de resíduos, as normativas dissertam sobre a necessidade de atualização periódica.

No campus e na reitoria, são gerados três categorias de resíduos: resíduos comuns (composição similar aos resíduos domiciliares), resíduos da construção civil e resíduos de serviço da saúde. Todas essas categorias de resíduos devem ser gerenciadas de acordo com a Lei Federal n. 12.305/2010, da PNRS, que regula os aspectos mais gerais do gerenciamento de resíduos sólidos (Brasil, 2010). Esses resíduos também devem ser gerenciados em concordância com resoluções específicas, a saber: Resolução CONAMA n. 275/2001 (resíduos comuns) (Conama, 2001), Resolução CONAMA n. 307/2002 (RCC) (Conama, 2002) e Resolução ANVISA n. 222/2018 (RSS) (Brasil, 2018). A Tabela 1 apresenta a classificação dos RSS e RCC segundo as resoluções que regulam a sua gestão e o seu gerenciamento, enquanto a Tabela 2 apresenta os tipos de resíduos gerados nos centros e áreas comuns do campus Cascavel, de acordo com as resoluções supracitadas. Os resíduos comuns não contam com classificação específica, apenas sendo feita sua diferenciação em recicláveis e orgânicos.

Tabela 1 – Definição dos grupos de RSS segundo a resolução ANVISA n. 222/2018 (Brasil, 2018) e das classes de RCC, segundo a resolução CONAMA n. 307/2002 (Conama, 2002).

Normativas		
G/C	Resíduos de serviço da saúde (ANVISA n. 222/2018)	Resíduos da construção civil (CONAMA n. 307/2002)
A	Resíduos com a possível presença de agentes biológicos, que podem apresentar risco de infecção	Resíduos reutilizáveis ou recicláveis como agregados (concreto, argamassa etc.)
B	Resíduos contendo produtos químicos que podem apresentar risco à saúde ou ao meio ambiente, devido à inflamabilidade, corrosividade, reatividade e toxicidade	Resíduos recicláveis para outras destinações, como plásticos, papéis, papelões, metais, vidros, madeiras, embalagens vazias de tintas imobiliárias e gesso
C	Rejeitos radioativos*	Resíduos para os quais não há tecnologias/aplicações economicamente viáveis para reciclagem/recuperação
D	Resíduos que não apresentam risco biológico, químico ou radiológico à saúde ou ao meio ambiente (equiparados aos res. domiciliares)	Resíduos perigosos oriundos do processo de construção, demolição, reformas ou reparos*
E	Resíduos perfurocortantes ou escarificantes	Não se aplica

Nota: G: grupo; C: classe; *: Classes/grupos de resíduos não gerados no campus.

Tabela 2 – Resíduos gerados no campus Cascavel da Unioeste e sua classificação de acordo com as resoluções que regulam sua gestão e gerenciamento.

Centros/ Áreas do campus	Grupos/classes de resíduos		
	RSS	RCC	Res. comuns
	ANVISA n. 222/2018	CONAMA n. 307/2002	CONAMA n. 275/2001
Educação, Comunicação e Artes (CECA)			Org/ Rec.
Ciências Biológicas e da Saúde (CCBS)	A, B e E		Org/ Rec.
Ciências Médicas e Farmacêuticas (CCMF)	A, B e E		Org/ Rec.
Ciências Sociais Aplicadas (CCSA)			Org/ Rec.
Ciências Exatas e Tecnológicas (CCET)		A, B e C	Org/ Rec.
Áreas comuns do campus*			Org/ Rec.

Nota: Org: orgânicos; Rec: recicláveis. Os RSS do grupo D (resíduos comuns) estão contabilizados apenas na resolução CONAMA n. 275/2001, para não haver duplicação de informações. *correspondem a salas de aula, setores administrativos, corredores, restaurante universitário, cantina e Reitoria.

O CCBS e o CCMF são os únicos centros geradores dos RSS, devido às características dos cursos abrangidos neles, como: Biologia, Farmácia, Fisioterapia, Medicina, Odontologia, entre outros, cursos da área de ciências biológicas e da saúde que contam com atividades práticas e laboratoriais. Já o CECA e o CCSA são geradores apenas de resíduos comuns (orgânicos e recicláveis), em decorrência do viés

mais teórico dos cursos envolvidos, como Direito, Letras e Pedagogia. Por fim, o CCET é o único centro que gera RCC, estando esses resíduos vinculados principalmente às práticas laboratoriais do curso de Engenharia Civil. Por conta disso, houve dificuldade no preenchimento do questionário, questão que foi solucionada por meio de visita ao laboratório gerador de RCC e

auxílio no preenchimento juntamente ao técnico responsável. Nas áreas comuns, há geração apenas de resíduos sólidos comuns, sendo eles recicláveis e orgânicos. A separação dos recicláveis em seus diversos subgrupos é realizada em alguns locais do campus, nos quais há lixeiras com diferenciação por cores conforme cada tipo de resíduo. No entanto, essa separação dos recicláveis por classes não é muito proveitosa, dado que esses resíduos são

segregados posteriormente, por empresa terceirizada, em local externo ao campus. O centro de maior produção de resíduos, em volume, é o CCBS. Em contrapartida, o centro com a maior produção de resíduos em massa é o CCET (Figura 4).

O gráfico da Figura 5 apresenta o quantitativo de RSS gerados pelo CCMF e CCBS, em volume e em massa, estratificados por grupos segundo a resolução da ANVISA n. 222/2018 (Brasil, 2018).

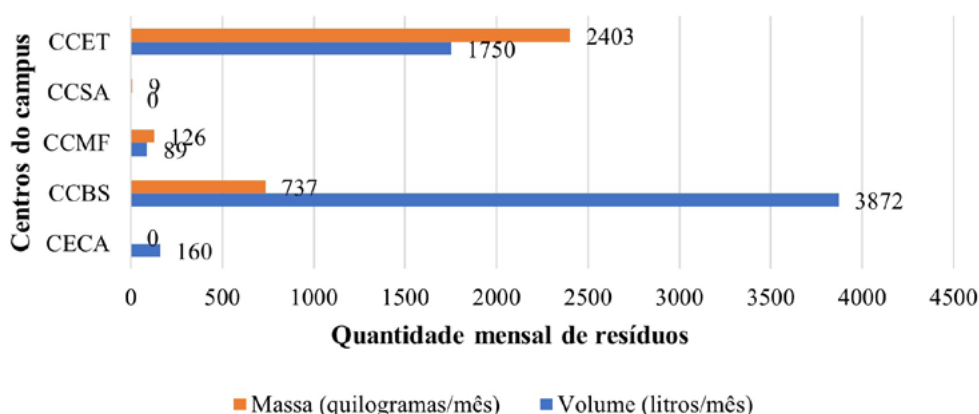


Figura 4 – Volume e massa mensal de resíduos (inclusos os resíduos comuns, RSS e RCC) gerados por cada centro do campus nas suas áreas mais restritas.

Nota: Os resíduos de cada centro quantificados em volume e em massa não se correspondem. Dessa forma, a quantidade total de resíduos de cada centro é a somatória dos resíduos quantificados em volume e em massa.

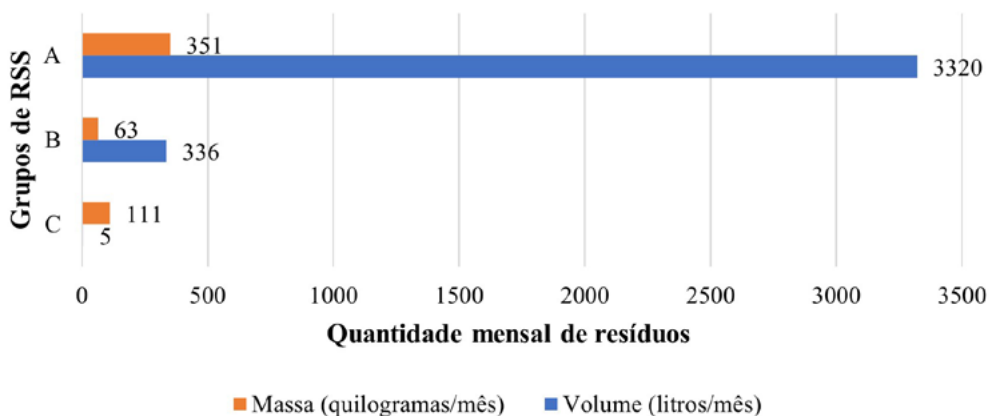


Figura 5 – RSS gerados pelos Centros geradores destes resíduos (CCFM e CCBS) segundo classificação da ANVISA n. 222/2018.

Nota: RSS do grupo C não são gerados no campus e RSS do grupo D (resíduos comuns) estão contabilizados apenas na Resolução CONAMA n. 275/2001 (Figura 7). Os resíduos de cada grupo quantificados em volume e em massa não se correspondem. Dessa forma, a quantidade total de resíduos de cada grupo é a somatória dos resíduos quantificados em volume e em massa.

Os RSS gerados em maiores volumes e massas são os do grupo A (resíduos biológicos). Os RSS do grupo B (químicos) são gerados em maiores quantidades de volume, enquanto o contrário ocorre para o grupo E (perfurocortantes e esca-

rificantes), que tem maior geração em termos de massa. O gráfico da Figura 6 apresenta o quantitativo de RCC gerado pelo CCET, estratificado por classes segundo a Resolução do CONAMA n. 307/2002 (Conama, 2002).

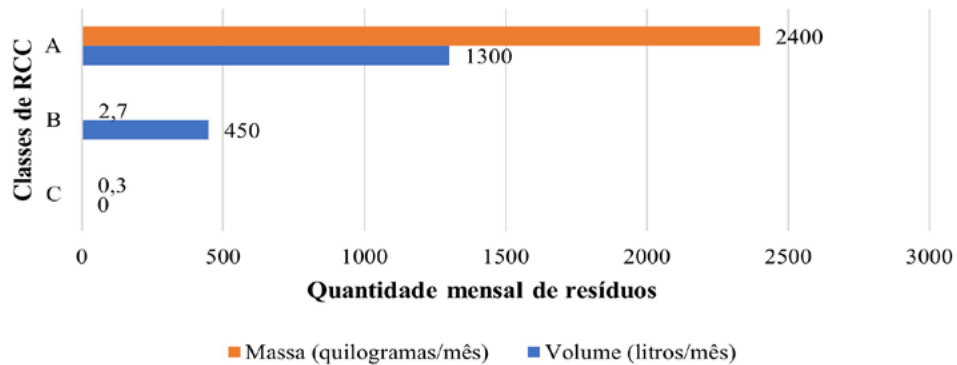


Figura 6 – RCC gerados pelo CCET segundo classificação da CONAMA n. 307/2002.

Nota: RCC da classe D não são gerados no campus. Os resíduos comuns gerados pelo CCET estão contabilizados apenas na Resolução CONAMA n. 275/2001 (Figura 7). Os resíduos de cada classe quantificados em volume e em massa não se correspondem. Dessa forma, a quantidade total de resíduos de cada classe é a somatória dos resíduos quantificados em volume e em massa.

Os maiores volumes e massas de RCC gerados no CCET pertencem à classe A (reutilizáveis ou recicláveis como agregados). Além deles, também são gerados resíduos da classe B (resíduos recicláveis comuns e gesso). Nota-se o grande potencial de reaproveitamento/reciclagem dos RCC gerados no campus, visto que praticamente não são geradas classes com inviabilidade de destinação para essa

rota (classes C e D). Em relação aos resíduos comuns (orgânicos e recicláveis) gerados no restante dos locais – áreas comuns como salas administrativas, salas de aula, corredores do campus, restaurante universitário, cantina, biblioteca, Reitoria, áreas comuns dos centros CECA, CCSA e CCET, e os resíduos comuns dos centros CCMF e CCBS –, os resultados estão relacionados no gráfico da Figura 7.

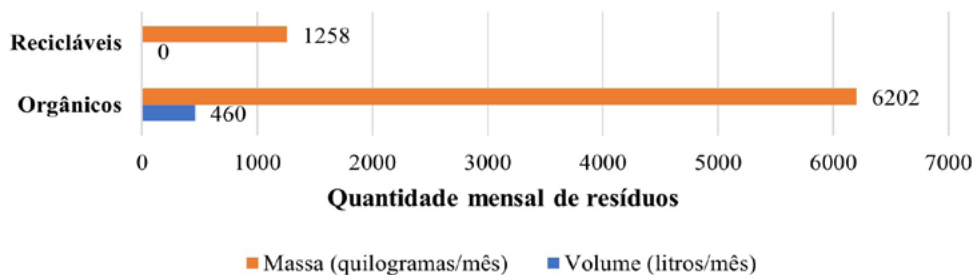


Figura 7 – Resíduos comuns gerados nas áreas comuns, CECA, CCSA, CCET, CCMF, CCBS e Reitoria.

Nota: a quantificação dos resíduos recicláveis em termos de volume foi nula. Os resíduos quantificados em volume e em massa não se correspondem. Dessa forma, a quantidade total de resíduos recicláveis (bem como orgânicos) é a somatória dos resíduos quantificados em volume e em massa.

Todos os resíduos gerados nessas áreas são do tipo comum, sejam eles recicláveis ou orgânicos. Do total gerado em massa nessas áreas, apenas cerca de 17% é reciclável e 83% é orgânico; o mesmo padrão ocorre para o quantitativo em volume: os orgânicos são maioria. Isso se dá pois parte dos resíduos orgânicos também é composta de resíduos recicláveis, devido às deficiências nas etapas do gerenciamento (separação, acondicionamento, coleta, entre outros), o que resulta na contabilização de muitos recicláveis como resíduos orgânicos. Nos gráficos

da Figura 8, é apresentado o quantitativo geral de resíduos gerados no campus e na reitoria, em massa e volume.

Analizando a Figura 8, é possível notar que dos três tipos de resíduos gerados no campus e reitoria, os gerados em maior massa são os resíduos comuns, enquanto os gerados em menor massa são os RSS. O inverso ocorre para a quantificação em volume: RSS em maior quantidade e resíduos comuns em menor. Os RCC se mantêm na média para ambas as formas de quantificação.

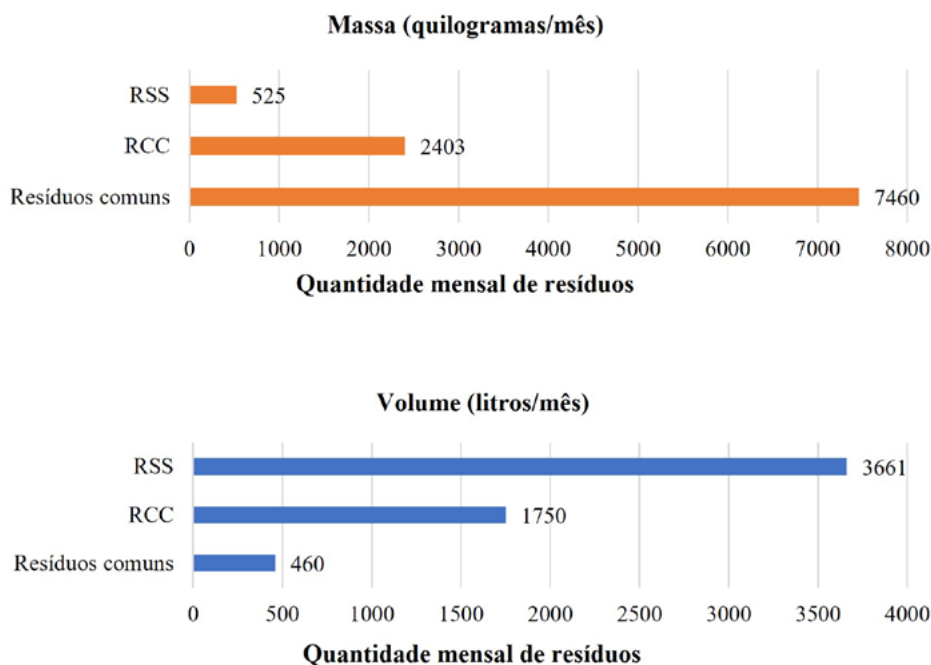


Figura 8 – Quantitativo geral de resíduos gerados no campus e reitoria em um mês. (a) Massa e (b) Volume.

Nota: Os resíduos de cada grupo quantificados em volume e em massa não se correspondem. Dessa forma, a quantidade total de resíduos de cada tipo (RSS, RCC, comuns) é a somatória dos resíduos quantificados em volume e em massa.

3.2 Diagnóstico do gerenciamento dos resíduos gerados no campus

3.2.1 Resíduos de serviço da saúde

Conforme estabelecido no Plano Municipal de Coleta Seletiva de Cascavel, a responsabilidade pelo gerenciamento dos RSS, desde sua geração até sua disposição final ambientalmente adequada, é dos

próprios geradores (Cascavel, 2016). A Resolução ANVISA n. 222/2018 estabelece no seu artigo 6º a necessidade de se estimar a quantidade de RSS gerados por grupos e de serem descritos os procedimentos relacionados ao gerenciamento desses resíduos (Brasil, 2018). Essas condições, impostas no Plano Municipal e na Resolução ANVISA, são totalmente atendidas no campus.

Em relação às etapas de gerenciamento dos RSS, a instituição é a responsável direta por seis procedimentos, a saber: geração, segregação, acondicionamento, identificação, coleta e armazenamento interno. Os três procedimentos restantes (transporte externo, tratamento e disposição final) são realizados por empresas terceirizadas, que – a nível de cumprimento licitatório, contratual e de licenciamento ambiental – devem agir em conformidade com ações de proteção à saúde pública, do trabalhador e do meio ambiente.

Os RSS gerados no campus são segregados conforme seus respectivos grupos logo após sua geração. A separação dos resíduos é feita em quatro dos cinco grupos preconizados pela normativa, visto que a instituição não gera resíduos do grupo C. Os resíduos gerados são acondicionados de acordo com seu estado físico, podendo ser em sacos plásticos (grupos A e B), recipientes de vidro (grupo B) ou caixas de papelão (grupo E). Os recipientes acondicionadores são devidamente identificados conforme o grupo de RSS que contém. A coleta interna é realizada de acordo com necessidade específica do setor, majoritariamente em dias intercalados. A coleta externa é realizada por uma empresa licitada pelo campus, em regime semanal. O armazenamento interno é feito no abrigo de resíduos (Figura 1), que possui baias específicas para cada grupo de RSS. O tratamento é realizado por empresa terceirizada, sendo aplicada a autoclavagem para resíduos do grupo A (resíduos biológicos) e E (resíduos perfurocortantes) e a incineração para os resíduos do grupo B (resíduos químicos). A destinação final de todos é o aterro sanitário.

Em atendimento à Lei n. 12.305/2010 e à Resolução ANVISA n. 222/2018, o Plano Municipal de Coleta Seletiva de Cascavel também estabelece que os geradores de RSS têm a obrigação de elaborar, junto à Secretaria Municipal de Saúde (SESAU), o Plano de Gerenciamento de Resíduos de Serviço de Saúde (PGRSS) (Cascavel, 2016). A Resolução

ANVISA n. 222/2018 ressalta ainda que o PGRSS deve ser monitorado e mantido atualizado. Conforme citado anteriormente, o último PGRSS da Unioeste foi concluído em 2010 e atualizado parcialmente em 2017, estando em nova atualização desde meados de 2019. A Anvisa não especifica uma periodicidade mínima para atualização desse documento, porém elenca a necessidade de atualização do plano em casos de mudanças no fluxo ou na rotina de alguma etapa que envolva a geração dos RSS (Brasil, 2018).

3.2.2 Resíduos da construção civil

A segregação dos RCC é realizada na fonte conforme as três classes geradas (A, B e C). O acondicionamento é feito em uma caçamba estacionária de cinco metros cúbicos para os resíduos da Classe A (reutilizáveis ou recicláveis como agregados) e em tambores ou caixas para os resíduos das Classes B (resíduos recicláveis comuns e gesso) e C (resíduos para os quais não há tecnologia viável para reutilização/reciclagem). A identificação não é realizada, pois a segregação das classes em si já é bem clara, executada apenas pelo responsável pelo laboratório.

O armazenamento é feito no próprio laboratório. Conforme estabelecido no Plano Municipal de Coleta Seletiva de Cascavel, o poder público municipal não realiza serviços de coleta de RCC (Cascavel, 2016). Logo, essa coleta é realizada por uma empresa contratada pela universidade, conforme necessidade. A destinação é o aterro de resíduos da construção civil próprio da empresa responsável pela coleta, em área rural do município de Cascavel. Vale ressaltar que nesse aterro também funciona uma usina de reciclagem. Dessa forma, parte dos RCC é transformada em agregados reciclados e então revendida. Assim, o campus cumpre o que é previsto na Resolução CONAMA n. 307/2002 com relação à separação, acondicionamento, armazenamento, coleta e transporte dos RCC.

Ainda de acordo com a resolução citada, o gerador deve estimular a diminuição do volume de resíduo gerado, assim como a sua reutilização (Conama, 2002). Nesse sentido, os laboratórios do curso de engenharia civil utilizam uma parcela do resíduo gerado nas atividades acadêmicas e de pesquisa como agregado reciclado no preparo de misturas, experimentos e corpos de prova de novas atividades. O montante destinado a esse fim ainda não é quantificado. O que observa-se é que o acondicionamento adequado de materiais com potencial de reutilização em procedimentos subsequentes pode ser a chave para a minimização da geração de resíduos, a maximização da reutilização e o alinhamento com as práticas preconizadas pela resolução vigente.

3.2.3 Resíduos comuns (orgânicos e recicláveis)

Por via de regra, a segregação dos resíduos comuns do campus em recicláveis e orgânicos é executada na fonte (momento da geração), visto que há pelo menos duas lixeiras em todos os locais. No entanto, nem sempre essa segregação é realizada corretamente, resultando em mistura dos resíduos. O acondicionamento é feito em lixeiras equipadas com sacos plásticos, e a identificação é feita diretamente na lixeira. A coleta interna é realizada em duas etapas, uma para coleta dos orgânicos e outra para coleta dos recicláveis, visando a não mistura dos tipos de resíduo. O transporte interno é feito com coletor móvel e o armazenamento temporário ocorre em locais específicos dentro dos prédios do campus. O armazenamento final dos resíduos comuns do campus é o abrigo de resíduos, enquanto o dos resíduos comuns da reitoria é um coletor metálico de capacidade nominal de mil litros.

A coleta externa dos resíduos orgânicos é feita pela Prefeitura Municipal, e a dos resíduos recicláveis pela Cooperativa de Catadores de Materiais Recicláveis (Cootacar) associada à prefeitura. A prefeitura da cidade, responsável pela coleta

externa dos resíduos orgânicos, divide os 33 setores de coleta e define períodos de coleta para cada um. O campus se localiza em um setor com coleta três vezes na semana, nas segundas, quartas e sextas-feiras no período diurno. A coleta externa dos resíduos recicláveis, por sua vez, é realizada semanalmente, no período da tarde das terças-feiras. Logo, a coleta interna ocorre conforme necessidade, com armazenamento temporário até a coleta externa semanal. Os resíduos orgânicos não são reaproveitados por nenhuma via e o montante gerado é destinado ao aterro sanitário municipal; logo, esses resíduos não passam de rejeitos, pois não há nenhum tipo de reúso, apenas a disposição final. Os resíduos recicláveis passam por triagem para separação conforme tipo (plástico, papel, metal etc.) e então são encaminhados para a reciclagem.

3.2.4 Comparação com outros estudos

Na Tabela 3, é apresentado um resumo de estudos internacionais que contabilizaram a geração e avaliaram a gestão de resíduos sólidos em campi universitários.

Todos os estudos apresentados na Tabela 3 estimaram a geração de resíduos nas instituições de ensino de forma direta, por meio da sua pesagem e caracterização, conforme o tipo de resíduo, classe, grupo etc., assim como avaliaram a conformidade do gerenciamento dos resíduos sólidos feito pelas instituições. A aplicação de questionários para o levantamento de informações sobre geração e gerenciamento de resíduos sólidos parece ser uma prática menos utilizada. Destaca-se que a metodologia escolhida para quantificação e caracterização dos resíduos também é dependente da estrutura do gerenciamento dos resíduos de cada instituição e dos objetivos de cada estudo.

A avaliação da geração de resíduos por setores/áreas das universidades também é muito comum em estudos sobre essa temática. Essa abordagem tem como objetivo avaliar a distribuição espacial

da geração de resíduos e identificar as origens de cada tipo de resíduo. Isso permite a elaboração de recomendações específicas para diferentes edifícios sobre estratégias de minimização de desperdício

e melhora de esforços de reciclagem (Bahçelioğlu; Buğdayci; Doğan, 2020). Isso fica claro neste estudo, quando é diagnosticada a geração pontual de RCC pelo CCET e de RSS pelo CCMF e CCBS.

Tabela 3 – Estudos sobre gerenciamento de resíduos sólidos em campi universitários.

Forma de coleta dos dados			Avaliações realizadas			Tempo de análise	Porte da instituição	Tipo de RS avaliado
Autores	Indireta questionário	Direta por pesagem	Avaliações por setores	Avaliação da gestão	Avaliação temporal			
Smyth, Fredeen e Booth (2010)		X		X		5 dias	5.038 matrículas/ano	Res. comuns, têxteis, perigosos e eletrônicos
Vega, Benítez e Barreto <i>et al.</i> (2008)		X	X	X		14 dias	Não específica	Res. comuns, RCC e perigosos
Gallardo <i>et al.</i> (2016)		X	X	X		30 dias	16.600 alunos e 1.192 funcionários	Res. comuns, perigosos e inertes
Baldwin e Dripps (2012)		X	X	X	X	3 anos	2.750 alunos	Res. comuns
Bahçelioğlu, Buğdayci e Doğan (2020)	X	X	X	X	X	1 ano	7.000 alunos	Res. comuns
Ribeiro <i>et al.</i> (2019)		X	X	X		3 meses	1.355 alunos e 247 funcionários	Res. comuns
UEPG (2020)	Campus Central	X	X	X		7 dias	1.685 alunos e 330 funcionários	RSS, RCC e Res. comuns
	Campus Uruanas		X	X		7 dias	6.182 alunos, 2.318 funcionários	RSS, RCC e Res. comuns
Este estudo	X	X	X	X		20 dias	3.118 alunos e 946 funcionários	RSS, RCC e Res. comuns

Nota: Res. comuns: resíduos comuns (com características similares aos resíduos domiciliares).

Com relação ao tamanho da campanha amostral (período de tempo da coleta de dados), percebe-se que há uma variabilidade considerável entre os estudos. Isso também se relaciona com o objetivo de cada um. Estudos que objetivam entender a influência das estações e meses do ano e condições climáticas na geração de resíduos utilizam campanhas amostrais maiores, a exemplo dos estudos de Baldwin e Dripps (2012) e Bahçelioğlu, Buğdayci e Doğan (2020). Já estudos que não

objetivam uma quantificação com esse nível de detalhamento utilizam menores períodos de coleta de dados, como os estudos de Smyth, Fredeen e Booth (2010), Gallardo *et al.* (2016) e Ribeiro, Carneiro e Galdino (2019). Para este estudo, utilizou-se de um período de quatro semanas de coleta (um mês). Uma comparação interessante a ser feita é com a análise da Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG) (2020), visto que o objeto de estudo foi a própria instituição. A avaliação por

questionários na UEPG ocorreu de maneira análoga à Unioeste, visto que os resíduos de serviço de saúde foram mensurados independentemente por cada setor. Apesar de se assemelhar à Unioeste quanto à extrema geração de resíduos orgânicos, a UEPG utiliza a compostagem como alternativa para reutilização desses resíduos.

Segundo Bahçelioğlu, Buğdayci e Doğan (2020), o projeto de um programa eficiente de gerenciamento de resíduos depende não apenas da avaliação da geração e do manejo de resíduos, mas também do entendimento dos mecanismos e comportamentos dos geradores, obtido por meio de questionários. Segundo os autores, quanto mais abrangente (alunos, técnicos, funcionários etc.) e minuciosa (grande amostra) for a aplicação de questionários, maior será o entendimento dos perfis desses geradores. Este estudo não contempla a opinião de indivíduos acerca da problemática em questão, sendo essa uma limitação desta pesquisa. A quantificação e caracterização dos resíduos neste estudo não foi conduzida em todos os ambientes do campus; locais de atividades extremamente pontuais e com baixa ou inexistente geração de resíduos não foram avaliados. Todavia, estima-se que 95% da área total do campus foi abrangida. Devido a limitações do diagnóstico de geração de resíduos, também não é discutida a geração per capita.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Nesta pesquisa, verificou-se que o campus de Cascavel e a reitoria da Unioeste atendem à legislação vigente em relação ao gerenciamento dos resíduos comuns, resíduos de serviço de saúde e resíduos da construção civil, executando essas atividades de maneira sanitariamente adequada. Todavia, verificou-se que o gerenciamento destes ainda precisa evoluir para alcançar um status mais sustentável, o que é dependente das políticas da instituição. Nesse sentido, verifica-se ainda a separação inadequada dos resíduos comuns na

fonte (recicláveis/orgânicos), a falta de iniciativas de reaproveitamento dos resíduos orgânicos e a falta de campanhas contínuas de educação ambiental para a conscientização da comunidade acadêmica a respeito da importância da redução da produção de resíduos no campus e da segregação adequada dos resíduos gerados. Também foi identificada a falta de padronização entre os setores do campus em relação ao gerenciamento dos resíduos: os profissionais são informados a respeito do manejo dos resíduos conforme o setor em que se encontram, não havendo uma regra geral a ser seguida pela universidade como um todo. Com a implantação no campus de um Plano de Gerenciamento de Resíduos eficaz, medidas estruturais e gerenciais podem contribuir para uma evolução no gerenciamento dos resíduos.

5 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização, Metodologia, Análise estatística, Investigação, Texto original: Cavichioli NL; **Validação, Recursos, Revisão e edição, Supervisão, Aquisição de fundos:** Cestonaro T; **Revisão e edição, Visualização, Software:** Amancio, EC.

6 AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao Governo do Estado do Paraná pela bolsa de estudos concedida a Natalia Luiza Cavichioli.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGÊNCIA BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2018/2019**. São Paulo: Abrelpe, 2019.
- BAHÇELIOĞLU, E.; BUĞDAYCI, E. S.; DOĞAN, N. B.. Integrated solid waste management strategy of a large campus: a comprehensive study on METU campus, Turkey. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 265, p. 1-11, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121715>
- BALDWIN, E.; DRIPPS, W. Spatial characterization and analysis of the campus residential waste stream at a small private liberal arts institution. **Resources, Conservation and Recycling**, Amsterdam, v. 65, p. 107-115, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2012.06.002>

- BERTICELLI, R. *et al.* Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos: cenários, custos e oportunidades. **Revista DAE**, São Paulo, v. 68, n. 225, p. 203-219, 2020. <https://doi.org/10.36659/dae.2020.063>
- BRASIL. Lei n. 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei n. 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 2 ago. 2010. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm. Acesso em: 22 jan. 2024.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Resolução da diretoria colegiada – RDC n. 222, de 28 de março de 2018. Regulamenta as boas práticas de gerenciamento dos resíduos de serviços da saúde e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 29 mar. 2018. Disponível em: https://www.in.gov.br/web/guest/materia/-/asset_publisher/Kujrw0TZC2Mb/content/id/8436198/do1-2018-03-29-resolucao-rdc-n-222-de-28-de-marco-de-2018-8436194. Acesso em: 22 jan. 2024.
- CAMPANI, D. B. A política nacional de resíduos sólidos e a sustentabilidade de nossa sociedade. In: AMARO, A. B.; VERDUM, R. (Org.) **Política nacional de resíduos sólidos e suas interfaces com o espaço geográfico**: entre conquistas e desafios. Porto Alegre: Letra1, 2016. p. 13-21.
- CASCABEL. **Plano Municipal de Saneamento Básico**. Município de Cascavel – Paraná. Cascavel: Prefeitura de Cascavel, 2016.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução CONAMA nº 275, de 25 de abril de 2001. Estabele o código de cores para os diferentes tipos de resíduos, a ser adotado na identificação de coletores e transportadores, bem como nas campanhas informativas para a coleta seletiva. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 19 jun. 2001. Disponível em: www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=291. Acesso em: 26 jan. 2024.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução CONAMA n. 307, de 5 de julho de 2002. Estabelece diretrizes, critérios e procedimentos para a gestão dos resíduos da construção civil. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 5 jul. 2002. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/licenciamento/documentos/2002_Res_CONAMA_307.pdf. Acesso em: 26 jan. 2024.
- FRANCESCHI, F. R. A. de *et al.* Panorama dos resíduos sólidos no Brasil: uma discussão sobre a evolução dos dados no período 2003-2014. **Revista DAE**, São Paulo, v. 65, n. 206, p. 62-68, 2017. <https://doi.org/10.4322/dae.2016.028>
- GALLARDO, A. *et al.* The determination of waste generation and composition as an essential tool to improve the waste management plan of a university. **Waste Management**, Nova York, v. 53, p. 3-11, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.04.013>
- RIBEIRO, E. N.; Carneiro, R. L.; Galdino, O. P. S. Environmental diagnosis of a university campus as a strategy for a sustainable practices proposal. **Urbe**, Curitiba, v. 11, p. 1-17, 2019. <https://doi.org/10.1590/2175-3369.011.e20190029>
- SMYTH, D. P.; FREDEEN, A. L.; BOOTH, A. L. Reducing solid waste in higher education: the first step towards 'greening' a university campus. **Resources, Conservation and Recycling**, Amsterdam, v. 54, n. 11, p. 1007-1016, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2010.02.008>
- UNIVERSIDADE ESTADUAL DE PONTA GROSSA. **Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos da Universidade Estadual de Ponta Grossa 2020 – 2022**. Ponta Grossa: UEPG, 2020.
- VEGA, C. A. de; BENÍTEZ, S. O.; BARRETO, M. E. R. Solid waste characterization and recycling potential for a university campus. **Waste Management**, [S. l.], v. 28, n. suppl.1, p. 21-26, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.03.022>

Potencial de adsorção da alga *Sargassum* sp. na descontaminação ambiental



Adsorption potential of alga Sargassum sp. in environmental decontamination

- **Data de entrada:**
18/02/2021
- **Data de aprovação:**
17/05/2023

Lais Montenegro Teixeira^{1*} | Fernando Fernandes Vieira¹ | Marcello Maia de Almeida¹ | Lucas dos Santos Sousa¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.029>

ORCID ID

Teixeira LM  <https://orcid.org/0000-0001-8146-5982>
Vieira FF  <https://orcid.org/0000-0002-1823-6236>

Almeida MM  <https://orcid.org/0000-0001-7889-126X>
Sousa LS  <https://orcid.org/0000-0001-7301-6108>

Resumo

O objetivo deste trabalho foi analisar o comportamento da cinética de secagem em estufa de circulação de ar forçada da alga *Sargassum* sp. em temperaturas de 60 a 80 °C e seu potencial como adsorvente na remoção do corante azul de metileno em um efluente têxtil sintético (ETS). Foi aplicado o planejamento fatorial 2³ para o processo de adsorção com as seguintes variáveis independentes: massa de adsorvente, concentração de corante e tempo de contato, sendo avaliadas as respostas de redução na concentração de corante (% R) e de quantidade adsorvida (qt). O percentual de umidade da massa da alga *Sargassum* sp. foi de 84,47%. Para a temperatura de secagem de 60 °C, o modelo que obteve o melhor ajuste aos dados experimentais foi o modelo de Midili, e o modelo que obteve o melhor ajuste para os dados da temperatura de secagem de 80 °C foi o logarítmico. O melhor resultado em relação à variável qt foi de 231,90 mg g⁻¹, e o melhor resultado para a variável resposta % R obteve um valor de 93,31%. O modelo de pseudo-segunda ordem obteve o melhor ajuste aos dados experimentais de cinética, com R² de 0,99. O adsorvente produzido a partir da alga *Sargassum* sp. teve resultados satisfatórios no estudo do planejamento experimental e da cinética de adsorção, apresentando eficiência na redução do corante azul de metileno em ETS.

Palavras-chave: Cinética de adsorção. Cinética de secagem. Azul de metileno.

Abstract

The objective of this work was to analyze the behavior of drying kinetics in forced air circulation kiln of Sargassum sp. algae at temperature of 60 to 80 °C and its potential as an adsorbent in the removal of the methylene blue dye in a synthetic textile effluent (STE). Factor design 2³ was applied for the adsorption process with the following independent variables: adsorbent mass, dye concentration, and contact time, and the responses of reduction in dye concentration (% R) and adsorbed quantity (qt) were evaluated. The moisture percentage of the Sargassum sp. Algae was 84.47%. For the drying temperature of 60 °C, the model that obtained the best adjustment to the experimental data was the Midili model, and the model that obtained the best adjustment for the drying temperature data of 80 °C was the logarithmic model. The best result regarding the variable qt was of 231.90 mg g⁻¹, and the best result for the response variable % R was of 93.31%. The pseudo-second order

¹ Universidade Estadual da Paraíba (UEPB) – Campina Grande – Paraíba – Brasil

* **Autora correspondente:** laismontenegrot@gmail.com.

model obtained the best fit to experimental kinetic data, with R^2 of 0.99. The adsorbent produced from the *Sargassum* sp. showed satisfactory results in the study of experimental planning and of adsorption kinetics, showing efficiency in reducing the methylene blue dye in STE.

Keywords: Adsorption kinetics. Drying kinetics. Methylene blue.

1 INTRODUÇÃO

Conceitua-se poluição como qualquer alteração no ambiente que possa gerar impactos negativos à saúde humana e ao meio ambiente, ocasionando alteração na dinâmica dos ecossistemas. A contaminação da água a partir do descarte inadequado de efluentes industriais é um sério problema enfrentado pela sociedade que traz consigo altos riscos à homeostase ambiental. Efluentes que contêm corantes podem inibir a atividade fotossintética na biota aquática, uma vez que esses compostos podem ser bioacumulativos e apresentar efeitos mutagênicos, além de provocar alterações no aspecto visual dos mananciais (Santos *et al.*, 2018).

A adsorção é um dos métodos mais investigados e amplamente utilizados para a remoção de poluentes de águas residuais devido à facilidade de operação, à viabilidade econômica e à alta eficiência (Bhatnagar; Anastopoulos, 2017). É uma operação de transferência de massa que estuda a habilidade de certos sólidos de concentrar na sua superfície determinadas substâncias existentes em fluidos líquidos ou gasosos, possibilitando a separação dos seus componentes. A espécie que se acumula na interface do material é denominada de adsorvato, e a superfície sólida na qual o adsorvato se acumula é chamada de adsorvente (Nascimento *et al.*, 2014).

A utilização da tecnologia com biomassa de algas marinhas para processos de adsorção é uma opção viável devido ao baixo custo (Flores-Chaparro *et al.*, 2017) e à alta capacidade de adsorção. Além disso, o processo de biossorção através de algas é considerado simples, com pouca geração de resíduos, fácil operação e possibilidade de regeneração do

adsorvente (Yi *et al.*, 2016). A biomassa marinha está atraindo muita atenção nos últimos anos, e, como os oceanos cobrem mais de 70% da superfície do nosso planeta, a atenção tem sido direcionada para a utilização de recursos marítimos (Qin, 2018).

As algas marinhas são encontradas em ambientes costeiros e são abundantes onde há substrato disponível. Eventualmente algumas destas macroalgas podem ser arrancadas de seus substratos, depositando-se nas praias e, constituindo o que se denomina de algas marinhas arribadas. Entre estas, destacam-se a *Sargassum* sp. (*Ochrophyta*) e a *Ulva* sp. (*Chlorophyta*) pela grande biomassa apresentada (Kirkman; Kendrick, 1997).

Visando à otimização do processo de biossorção das algas dos compostos coloridos, é realizada a secagem desse material. A secagem é talvez a operação unitária mais antiga e mais comum encontrada em vários setores industriais, sobretudo nas indústrias química, farmacêutica, de papel, mineral, polimérica, cerâmica, têxtil, alimentícia e agrícola. É também um dos processos mais complexos que envolvem o transporte simultâneo e acoplado de calor, massa e momento em um meio de matéria (Barbosa de Lima *et al.*, 2016).

A secagem tem a finalidade de eliminar um líquido volátil contido num corpo não volátil, através de evaporação, que, no caso em estudo, ocorrerá pela evaporação da água do material biológico. Durante a secagem é necessário um fornecimento de calor para evaporar a umidade do material e deve haver um sorvedor de umidade para remover o vapor da água, formado a partir da superfície do material a ser secado. É este processo de forne-

cimento de calor da fonte quente para o material úmido que promoverá a evaporação da água do material, e, em seguida, a transferência de massa arrastará o vapor formado (Park *et al.*, 2007).

A simulação da secagem ou mesmo a obtenção de variáveis físicas que visam explicar esse processo é feita por meio do ajustamento de modelos matemáticos que descrevam a variação do teor de água em relação ao tempo (Resende *et al.*, 2019).

Nesse contexto, este trabalho foi desenvolvido com o objetivo de avaliar o potencial de produção de um adsorvente obtido por meio do processo de secagem da alga *Sargassum* sp., que se desprende do substrato pela força das correntes, ficando disposta na linha de praia durante a maré baixa, como alternativa de tratamento de corantes oriundos de efluentes têxteis. O corante utilizado nesse trabalho para a aplicação do adsorvente foi o azul de metileno. Essa técnica de adsorção torna-se uma estratégia atraente e viável por apresentar um baixo custo e promover a minimização dos problemas ambientais.

2 METODOLOGIA

Os procedimentos experimentais desse estudo foram realizados no Laboratório de Pesquisa em Ciências Ambientais (LAPECA) da Universidade Estadual da Paraíba (UEPB), na cidade de Campina Grande (PB). A matéria-prima, a alga *Sargassum* sp., utilizada nos ensaios experimentais foi coletada no litoral da praia de Tambaú, em João Pessoa (PB), como apresentada na Figura 1.

A solução do efluente têxtil sintético (ETS) foi preparada de acordo com a metodologia proposta por Mo *et al.* (2007), como segue: adição do corante têxtil azul de metileno com uma concentração de 1.000 mg.L⁻¹; álcool polivinílico (PVA) a uma concentração de 500 mg.L⁻¹; cloreto de sódio (NaCl) com concentração de 250 mg.L⁻¹; e sulfato de sódio (Na₂SO₄) a uma concentração de 750 mg.L⁻¹. Após a devida preparação, o ETS foi solubilizado

por agitação em béquer de 1.000 mL, utilizando agitadores magnéticos.



Figura 1 – Alga *Sargassum* sp.

A secagem foi realizada em uma estufa com circulação de ar forçada de modelo SolidSteel Estufa Digital Timer SSD, com velocidade de 1,5 m.s⁻¹, nas temperaturas de 60 e 80° C, até que o material apresentasse uma massa constante.

Para a determinação da umidade inicial do material, três amostras de 2 g cada foram pesadas em balança analítica e levadas para o medidor de umidade Marte ID-200, com fonte de calor infravermelho produzido por resistência encapsulada em quartzo e display LCD matriz de pontos iluminados.

Para a construção das curvas de secagem, foi realizado o monitoramento da variação do peso das amostras em função do tempo até o tempo analisado em que a alga apresentou o peso constante. O monitoramento foi realizado com massa da alga *in natura* de 200 g em cada bandeja, conforme os intervalos descritos na Tabela 1. As pesagens foram realizadas em balança analítica, e o processo foi feito em triplicata. Após o período de monitoramento, as amostras ficaram na estufa até completar 24 horas.

Após a coleta dos dados, foram construídas as curvas de secagem e de taxa de secagem. A primeira foi obtida a partir do gráfico de umidade adimensional em função do tempo. A umidade em base seca em cada instante foi obtida a partir da Equação 1.

Tabela 1 – Intervalos de pesagem da amostra da alga *Sargassum* sp.

Tempo de monitoramento (min)	Intervalo de pesagem
$t < 60$	A cada 5 min
$60 < t < 120$	A cada 10 min
$120 < t < 180$	A cada 15 min
$t > 180$	A cada 30 min

$$(1) \quad X_{bs} = \frac{M_{úmida} - M_{seca}}{M_{seca}}$$

Em que X_{bs} é a razão entre a massa de água presente na amostra ($M_{úmida} - M_{seca}$) e a massa de sólido isenta desta umidade (M_{seca}), em um determinado tempo. $M_{úmida}$ é a massa da amostra, em grama (alga *in natura*), antes de ser submetida à secagem na estufa, e M_{seca} é a massa seca, em grama, obtida em estufa após secagem (alga seca).

Segundo McCabe, Trevino e Butterfield (1993), para estudar a operação de secagem, pode-se obter a curva que relaciona a variação adimensional de umidade X_r (que pode ser calculada pela Equação 2) em função do tempo, em que X_0 é o teor de umidade inicial.

$$(2) \quad X_r = \frac{X_{bs} - X_{eq}}{X_0 - X_{eq}}$$

Para a determinação do teor de umidade de equilíbrio (X_{eq}), utilizou-se a razão entre a massa úmida ($M_{úmida}$) e a massa seca (M_{seca}). A X_{eq} considerada para o cálculo do teor de umidade do produto (X_r) foi estimada quando a razão $M_{úmida}/M_{seca}$ se tornava constante. Desta forma, para cada condição de secagem, a amostra apresentava um teor de umidade de equilíbrio equivalente.

Os dados experimentais foram ajustados utilizando os seguintes modelos matemáticos: exponencial de dois termos, Henderson e Pabis,

logarítmico, Page, Newton e Midili. Os critérios de escolha do melhor modelo para os modelos cinéticos foram determinados com base nos maiores valores do coeficiente de determinação (R^2) e da análise de variância (teste F).

As análises estatísticas deste trabalho foram feitas pelo software STATISTICA, disponibilizado pelo Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA/UEPB).

Os ensaios foram realizados em triplicata. As características das amostras da alga utilizadas nos ensaios de adsorção foram determinadas de acordo com o planejamento experimental apresentado na Tabela 2. Cada amostra *in natura* foi levada ao agitador orbital e, após o intervalo de tempo predeterminado no planejamento, foi retirada e filtrada, e o material sobrenadante foi centrifugado, e através da leitura de absorbância em espectrofotômetro foi determinada a concentração de corante remanescente.

O planejamento experimental é do tipo 2^3 , sendo avaliadas as influências da massa do adsorvente e do tempo de contato e a concentração do ETS para um volume de 100 mL de solução de ETS, de acordo com os valores descritos no Tabela 3.

A eficiência de adsorção da alga foi medida através do percentual de redução (% R) e da quantidade adsorvida (qt) do corante, sendo estas as variáveis de resposta dos experimentos. A porcentagem de redução foi obtida utilizando a Equação 3.

Tabela 2 – Matriz com os valores codificados do planejamento fatorial 2^3 para amostra *in natura*.

Experimento	Massa (g)	Concentração (mg.L ⁻¹)	Tempo (min)
1	-1	-1	-1
2	1	-1	-1
3	-1	1	-1
4	1	1	-1
5	-1	-1	1
6	1	-1	1
7	-1	1	1
8	1	1	1
9	0	0	0
10	0	0	0
11	0	0	0

Tabela 3 – Variáveis do planejamento experimental 2^3 .

Fatores	Níveis		
	-1	0	1
Massa (g)	0,1	0,2	0,3
Concentração (mg.L ⁻¹)	100	200	300
Tempo de contato (min)	10	20	30

$$(3) \quad \%R = \left(\frac{C_o - C_f}{C_o} \right) * 100$$

A quantidade de corante adsorvido por massa adsorvente foi calculada por meio da Equação 4:

$$(4) \quad qt = \left(\frac{C_o - C_f}{m} * V \right)$$

Em que:

Co: concentração da solução inicial do corante (mg.L⁻¹);

Cf: concentração final do corante após um determinado tempo (mg.L⁻¹);

m: massa do adsorvente (g);

V: volume do adsorvato (L).

Com o objetivo de obter as curvas cinéticas, os ensaios foram realizados com a condição que teve melhor resposta no planejamento experimental quanto à variável de resposta da quantidade de corante adsorvido por massa adsorvente. Os frascos de Erlenmeyer que continham 100 mL da melhor condição obtida pela análise do planejamento experimental foram colocados sob agitação de 120 rpm durante uma hora. Amostras líquidas foram retiradas e separadas da fase sólida por meio de peneiras. O material sobrenadante foi, então, centrifugado a uma velocidade de rotação de 2.000 rpm durante 20 minutos para a sedimentação dos sólidos em suspensão. A concentração remanescente de cada amostra foi determinada por meio da leitura de absorbância em espectrofotômetro.

Para representar a cinética de adsorção dos ensaios experimentais, que visou avaliar o qt em função do tempo, os dados experimentais foram ajustados aos modelos matemáticos de pseudo-primeira ordem, pseudo-segunda ordem e equação de Elovich. Os parâmetros dos modelos foram estimados a partir do software STATISTICA.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Cinética de secagem da alga *Sargassum sp.*

A média de umidade inicial em base seca da alga *Sargassum sp.* foi de 31,06 gH₂O/g sólidos secos. A umidade do resíduo em base úmida representa 84,47% de sua massa total.

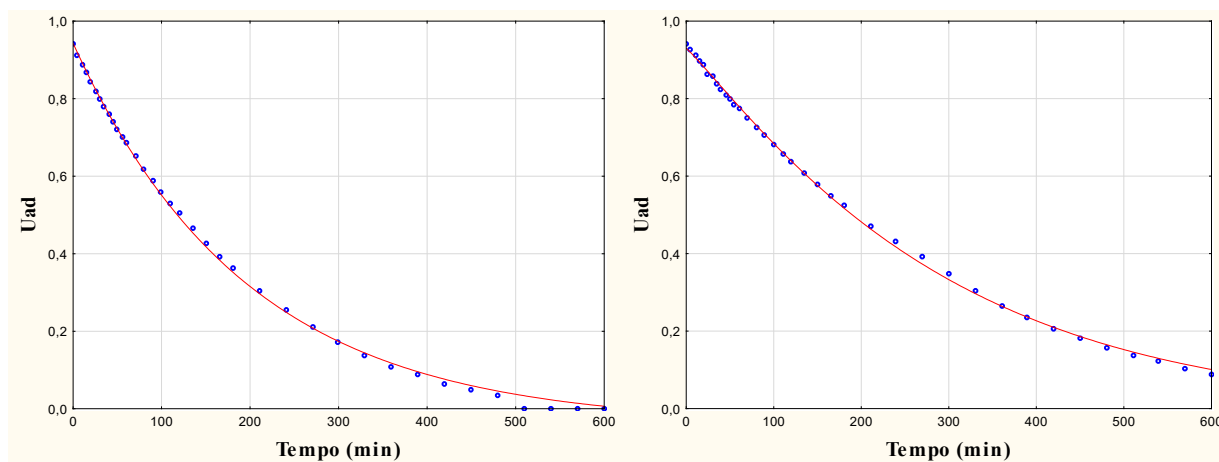


Figura 2 – Ajuste dos modelos dos dados experimentais da secagem (à esquerda) 60° C - Midili; e (à direita) 80° C - logarítmico.

Tabela 4 – Comparação dos parâmetros estatísticos dos modelos de secagem a 60° C.

Modelo	a (adm)	b (min ⁻¹)	c (adm)	k (min ⁻¹)	n (adm)	Fcal	Ftab	Teste F	R ²
Exp. de dois termos	1,0000	-	-	0,0100	-	116,48	3,25	35,82	0,9477
Page	-	-	-	0,0055	0,9323	13.380,02	3,25	4.114,49	0,9971
Midili	0,9299	-0,000006	-	0,0020	1,0977	62.201,51	2,64	23.548,11	0,9997
Logarítmico	0,9792	-	-0,0297	0,0033	-	42.965,33	2,87	14.990,00	0,9994
Henderson e Pabis	0,9541	-	-	0,0035	-	43.514,83	3,25	13.381,26	0,9991
Newton	-	-	-	0,0038	-	21.373,36	4,10	5.215,34	0,9962

Tabela 5 – Comparação dos parâmetros estatísticos dos modelos de secagem a 80° C.

Modelo	a (adm)	b (min ⁻¹)	c (adm)	k (min ⁻¹)	n (adm)	Fcal	Ftab	Teste F	R ²
Exp. de dois termos	1,1770	-	-	0,0621	-	7046,99	3,25	2167,02	0,9963
Page	-	-	-	0,0074	0,9589	7.588,325	3,25	2.333,49	0,9966

continua...

Tabela 4 – Continuação...

Modelo	a (adm)	b (min ⁻¹)	c (adm)	k (min ⁻¹)	n (adm)	Fcal	Ftab	Teste F	R ²
Midili	0,9177	-0,000013	-	0,0028	1,1211	16.530,73	2,64	6.258,17	0,9993
Logarítmico	0,9828	-	-0,04	0,0051	-	20.946,10	2,87	7.307,80	0,9992
Henderson e Pabis	0,9527	-	-	0,0056	-	14.821,15	3,25	4.557,66	0,9982
Newton	-	-	-	0,0060	-	14.459,16	4,10	3.528,20	0,9963

Entre os modelos aplicados, verificou-se um bom ajuste dos dados experimentais aos modelos de Midili e logarítmico nas temperaturas de 60 e 80° C, respectivamente, como apresentados na Figura 2. Já as tabelas 4 e 5 apresentam a comparação dos parâmetros estatísticos analisados e calculados dos modelos de secagem.

A análise estatística realizada para os modelos de secagem corroboraram o comportamento apresentado pelos ajustes feitos nos modelos experimentais apresentados na Figura 2. Os que apresentaram maiores valores do coeficiente de determinação (R²), assim como maiores valores no teste F, foram utilizados como critério de escolha para representar o melhor modelo a ser aplicado aos dados experimentais.

Para a temperatura de secagem de 60° C, o modelo que obteve o melhor ajuste aos dados experimentais foi o modelo de Midili, com teste F de 23548,11 e R² de 0,99, e o modelo que obteve o melhor ajuste para os dados da temperatura de secagem de 80° C foi o logarítmico, com teste F de 7.307,80 e R² de 0,99. Pode-se observar que o parâmetro k dos modelos apresentados aumentou com a elevação da temperatura, visto que quanto maior a temperatura do ar de secagem, maior será a facilidade do produto de perder água livre. O mesmo fato ocorreu com o parâmetro n. Os parâmetros a e b não têm significado físico no processo de secagem, uma vez que são constantes do modelo.

De acordo com Barros Neto, Scarminio e Bruns (2001), o modelo pode ser considerado estatisticamente significativo se o F calculado (Fcal) for maior que o F tabelado (Ftab), e preditivo se essa relação for superior a 10. Portanto, todos os modelos apresentaram um bom ajuste para ambas as temperaturas, sendo considerados modelos estatisticamente significativos e preditivos, com intervalo de confiança de 95%.

Ahmad *et al.* (2012) avaliaram a secagem de algas marinhas marrons em três temperaturas de ar de secagem, 40, 50 e 60° C, e a velocidade do ar foi mantida constante em 1 m.s⁻¹. O modelo de Page apresentou um melhor ajuste aos dados experimentais, com R² de 0,99 para as temperaturas de secagem estudadas. Observou-se que o valor dos parâmetros k e n dos modelos de secagem aumentou proporcionalmente à temperatura de secagem.

Portanto, no estudo da secagem da alga *Sargassum* sp. é possível afirmar que as temperaturas avaliadas de 60 e 80° C são indicadas para o processo de secagem, por isso a temperatura de 60° C é a mais indicada para a obtenção do material seco, uma vez que necessita de uma quantidade menor de energia no processo.

Portanto, no estudo da secagem da alga *Sargassum* sp. é possível afirmar que as temperaturas avaliadas de 60 e 80° C são indicadas para o processo de secagem, por isso a temperatura de 60° C é a mais indicada para a obtenção do material seco, uma vez que necessita de uma quantidade menor de energia no processo.

3.2 Análise do planejamento experimental

Para analisar a influência das variáveis independentes sobre as respostas qt e a redução da concentração em percentual (% R), foi feito o planejamento experimental encontrado na Tabela 6 para a alga seca a 60° C e as respostas obtidas.

Os resultados para o percentual de redução do planejamento obtiveram valores acima de 75%,

indicando uma boa redução de corante nas concentrações analisadas do ETS. Com exceção das condições 1 e 3, que apresentaram valores menores de 63,64% e 51,50%, respectivamente. O melhor resultado para a resposta % R foi apresentado pelo experimento 8, obtendo um valor de 93,31% de redução de corante.

Os resultados para a resposta qt do planejamento também foram satisfatórios, apresentando uma boa quantidade adsorvida de corante nos tempos analisados, principalmente no tempo de 30 minutos, apresentando resultados melhores em comparação ao tempo de 10 minutos. Observa-se que o experimento 7 obteve a maior resposta em

relação à variável analisada qt, apresentando um valor de 231,9059 mg.g⁻¹.

Mokhtar *et al.* (2017) avaliaram o potencial de remoção do corante azul de metileno através de cinco espécies de macroalgas marinhas (*S. polycystum*, *E. spinosum*, *K. striatum*, *K. alvarezii* e *C. lentillifera*), obtendo uma remoção de máxima de 84%, ao utilizar a *Eucheuma spinosum* em condições de operação otimizadas.

Os gráficos de Pareto, indicados na Figura 3, apresentam as influências das variáveis independentes (massa, concentração e tempo de contato) nas variáveis de respostas redução e qt.

Tabela 6 – Planejamento fatorial 2³ e as variáveis de resposta.

Experimento	Mads (g)	C ₀ (mg.L ⁻¹)	Tempo (min)	% R	qt (mg.g ⁻¹)
1	0,1	100	10	63,65	63,6461
2	0,3	100	10	84,84	28,2811
3	0,1	300	10	51,50	154,5010
4	0,3	300	10	75,96	75,9586
5	0,1	100	30	81,80	81,8045
6	0,3	100	30	91,92	30,6405
7	0,1	300	30	77,30	231,9059
8	0,3	300	30	93,31	93,3172
9	0,2	200	20	87,25	87,2520
10	0,2	200	20	85,19	85,1953
11	0,2	200	20	85,89	85,8902

Todas as variáveis independentes e as interações entre massa de adsorvente e tempo e entre concentração e tempo são estatisticamente significativas ao intervalo de confiança de 95% para a redução. Já para a variável qt, todas as variáveis independentes e as interações entre massa de adsorvente e concentração, massa de adsorvente e tempo e concentração e tempo são estatisticamente significativas ao intervalo de confiança de 95%.

Os efeitos observados na Figura 3 com valores negativos indicam que as variáveis independentes apresentam efeitos negativos, o que implica dizer que o aumento dos valores dessas variáveis acarreta a diminuição da variável dependente (% R e qt). Por sua vez, os efeitos com valores positivos representam efeitos positivos, ou seja, quanto maior os valores das variáveis independentes, maior os valores das variáveis dependentes.

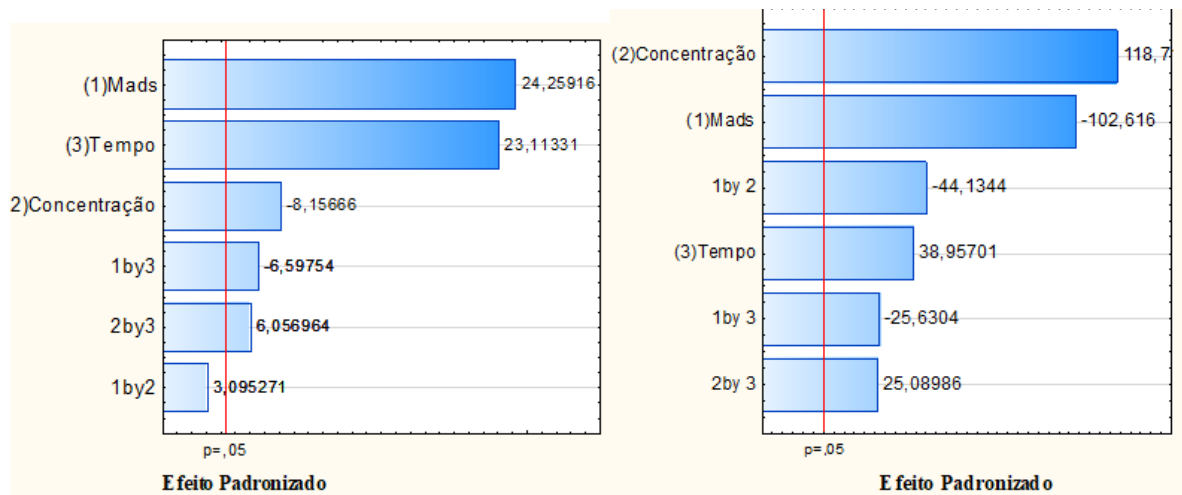


Figura 3 – Gráfico de Pareto dos efeitos padronizados para a resposta (à esquerda) % R e (à direita) qt.

De acordo com o planejamento experimental feito por Moghazy, Labena e Husien (2019), utilizando as biomassas de *Ulva fasciata* e *Sargassum dentifolium* como bioadsorventes para remoção de azul de metileno (328 mg.L^{-1} de concentração) das águas residuais, os principais efeitos da *Ulva* demonstraram que o tempo e a massa de bioadsorvente tiveram um efeito positivo na

bioadsorção e as concentrações de pH e azul de metileno tiveram um efeito negativo. A *Ulva fasciata* obteve a maior capacidade de adsorção de 97%, o *Sargassum dentifolium* de 85,6% de redução, com R^2 de 0,98.

Os gráficos de contorno indicados na Figura 4 relacionam a influência das variáveis de concentração e massa para as respostas de redução e qt.

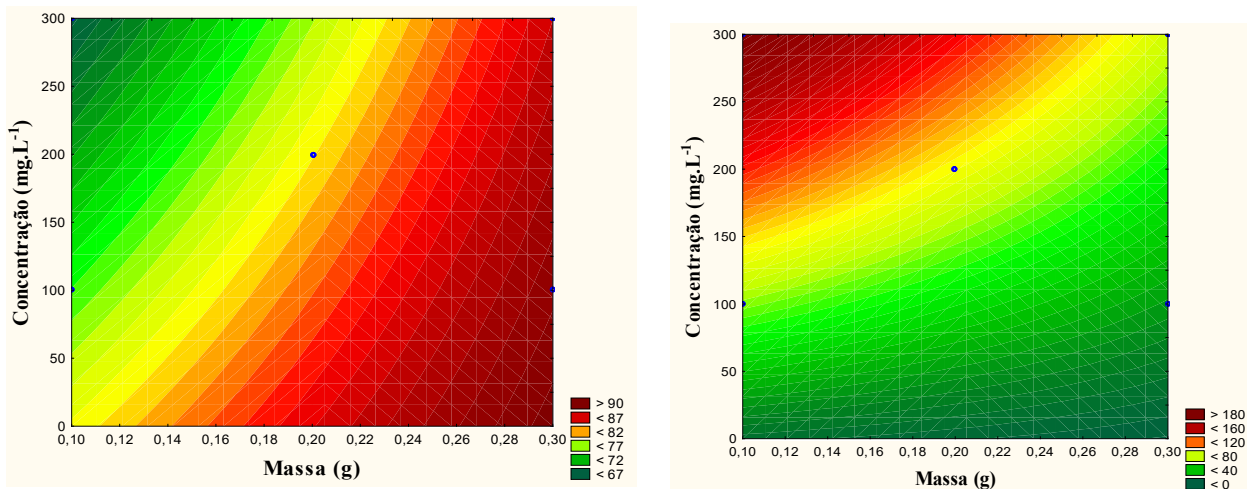


Figura 4 – Gráficos de contorno das variáveis independentes nas variáveis de resposta (à esquerda) redução e (à direita) qt.

Observa-se que, para a resposta q_t , quanto maior for a massa de adsorvente utilizada no processo de adsorção, menor é a quantidade adsorvida; e quanto maior for a concentração do corante na solução, maior será o valor de q_t ; e independentemente da concentração do corante utilizada na solução, a maior redução ocorre em uma quantidade maior de massa.

3.3 Modelagem da cinética de adsorção

Para compreender os mecanismos que controlam a cinética de adsorção, como a transferência de massa da solução e reação química, foram uti-

lizados os modelos de pseudo-primeira ordem, pseudo-segunda ordem e a equação de Elovich para a modelagem dos dados experimentais. Na Figura 5 se encontram os ajustes dos modelos aos dados experimentais do material seco *in natura*.

Nas tabelas 7 e 8 são apresentados os valores experimentais e estimados pelos modelos avaliados para o material seco. Na Tabela 9 são apresentadas análises de variância, coeficientes de determinação, F_{cal} , F_{tab} e teste F para todos os modelos avaliados na cinética de adsorção.

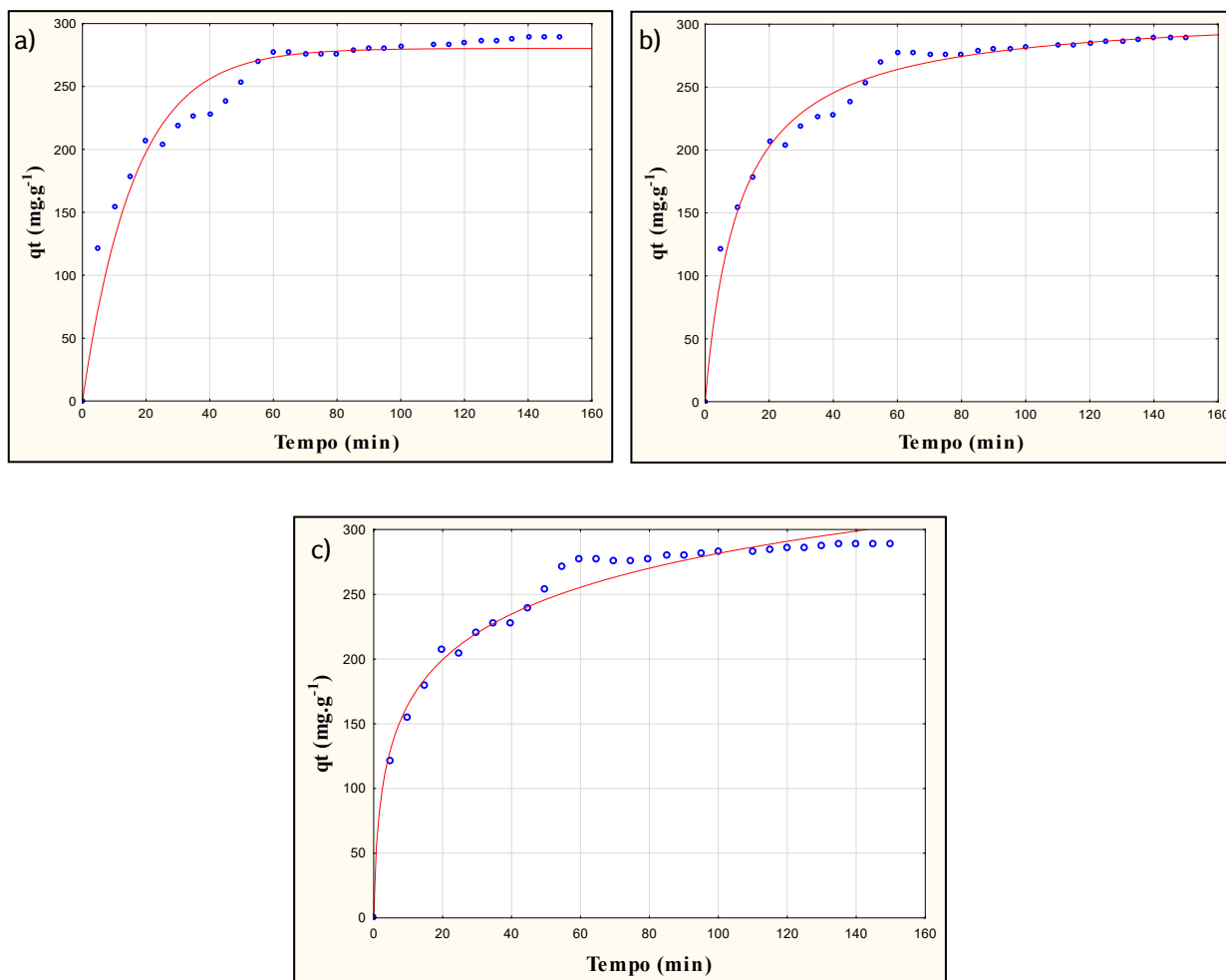


Figura 5 – Ajuste dos modelos para o material seco *in natura*: (a) pseudo-primeira ordem; (b) pseudo-segunda ordem; (c) equação de Elovich.

Tabela 7 – Parâmetros estimados para os modelos de pseudo-primeira ordem e pseudo-segunda ordem.

Modelos	q_{e_exp} (mg.g ⁻¹)	q_{e_cal} (mg.g ⁻¹)	k
Pseudo-primeira ordem	289,24752	280,3122	0,0611 min ⁻¹
Pseudo-segunda ordem	289,24752	311,0972	0,0003 g.mg ⁻¹ .min ⁻¹

Tabela 8 – Parâmetros estimados pela equação de Elovich.

Modelo	q_{e_exp} (mg.g ⁻¹)	(mg.g ⁻¹ .min ⁻¹)	(mg.g ⁻¹)
Equação de Elovich	289,24752	52,66000	0,04463

Tabela 9 – Análise de variância para os modelos cinéticos aplicados aos ensaios de adsorção.

Modelos	Fonte de variação	Soma dos Quadrados	GL	Média Quadrática	Fcal	Ftab	Teste F	R ²
Pseudo-primeira ordem	Regressão	1.932.874	2,0	966.437,2	4.469,181	3,3404	1.337,9238	0,9742
	Residual	6.055	28,0	216,2				
	Total	1.938.929	30,0					
Pseudo-segunda ordem	Regressão	1.937.087	2,0	968.543,3	14.718,85	3,3404	4.406,3325	0,9922
	Residual	1.842	28,0	65,8				
	Total	1.938.929	30,0					
Equação de Elovich	Regressão	1.936.366	2,0	968.183,2	10.578,40	3,3404	3.166,8188	0,9891
	Residual	2.563	28,0	91,5				
	Total	1.938.929	30,0					

Todos os modelos apresentaram um R² acima de 0,97 e Fcal maior do que Ftab, comprovando que são considerados modelos estatisticamente significativos dentro do intervalo de confiança de 95%. No entanto, o modelo de pseudo-segunda ordem se destaca, apresentando o maior valor do coeficiente de determinação.

Moghazy, Labena e Husien (2019) utilizaram a biomassa seca microtriturada de duas espécies de macroalgas, *Ulva fasciata* e *Sargassum dentifolium*, como bioadsorventes para a remoção de

azul de metileno das águas residuais. O material bioadsorvente *Ulva fasciata* obteve a maior capacidade de adsorção (97%) em comparação com o *Sargassum dentifólio*, que alcançou 85,6% de adsorção. Além disso, os dados cinéticos sugeriram que o processo de adsorção segue o modelo de pseudo-segunda ordem, apresentando um R² de 0,99 e valores calculados (qe) muito próximos dos valores experimentais.

Ahmed *et al.* (2019) utilizaram um adsorvente poroso de alto desempenho, preparado por pirólise

térmica de algas (*Gelidiella acerosa*), na adsorção do corante azul de metileno. O experimento para a adsorção foi conduzido sob concentração inicial de azul de metileno na faixa de 25–400 mg.L⁻¹. O adsorvente exibiu uma alta capacidade de adsorção: 512,67 mg.g⁻¹ de azul de metileno a 30 °C, com o R² de 0,99. O melhor modelo cinético apresentado foi o de pseudo-segunda ordem.

4 CONCLUSÕES

No estudo da secagem da alga *Sargassum* sp., pode-se afirmar que as temperaturas avaliadas, 60 e 80 °C, são eficientes para o processo de secagem. Entre os modelos avaliados para descrever a cinética de secagem, o modelo de Midili e logarítmico obtiveram melhores ajustes e melhores valores de R² e teste F para as temperaturas de 60 e 80 °C, respectivamente.

O planejamento experimental 2³ avaliou os efeitos das variáveis independentes massa, concentração e tempo nas respostas qt e % R, apresentando resultados estatisticamente significativos em todas as variáveis independentes, com intervalo de confiança de 95%. Os melhores valores de R² e teste F para o estudo da cinética de adsorção sugerem que o melhor modelo para descrever os dados cinéticos obtidos foi o de pseudo-segunda ordem.

Pode-se concluir que a eficiência do adsorvente produzido pela alga *Sargassum* sp. foi de boa qualidade, uma vez que no estudo da cinética e no equilíbrio de adsorção os resultados obtidos foram satisfatórios. Portanto, o adsorvente produzido tem potencial de aplicação na descontaminação ambiental de corantes presentes em efluentes têxteis com um baixo custo.

5 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Resumo: Teixeira LM; **Introdução:** Sousa LS; **Metodologia:** Teixeira LM, Vieira FF, Sousa LS; **Resultados e Discussão:** Almeida MM, Vieira, FF, Teixeira LM.

6 REFERÊNCIAS

- AHMAD, K. *et al.* Removal of heavy metals (Zn, Cr, Pb, Cd, Cu and Fe) in aqueous media by calcium carbonate as an adsorbent. **International Journal of Chemical and Biochemical Sciences**, Faisalabad, v. 2, p. 48–53, 2012.
- AHMED, M. J. *et al.* High-performance porous biochar from the pyrolysis of natural and renewable seaweed (*Gelidiella acerosa*) and its application for the adsorption of methylene blue. **Bioresource Technology**, Barking, v. 278, p. 159–164, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.01.054>
- BARBOSA DE LIMA, A. G. B. de *et al.* Intermittent drying: Fundamentals, modeling and applications. In: DELGADO, J.; BARBOSA DE LIMA, A. (ed.). **Drying and energy technologies**. Cham: Springer, 2016. v. 63, p. 19–41.
- BARROS NETO, B. de; SCARMINIO, I. S.; BRUNS, R. E. **Como fazer experimentos: pesquisa e desenvolvimento na ciência e na indústria**. Campinas: Unicamp, 2001.
- BHATNAGAR, A.; ANASTOPOULOS, I. Adsorptive removal of bisphenol A (BPA) from aqueous solution: A review. **Chemosphere**, Oxford, v. 168, p. 885–902, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.10.121>
- FLORES-CHAPARRO, C. E. *et al.* Biosorption removal of benzene and toluene by three dried macroalgae at different ionic strength and temperatures: Algae biochemical composition and kinetics. **Journal of Environmental Management**, Londres, v. 193, p. 126–135, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.02.005>
- KIRKMAN, H.; KENDRICK, G. A. Ecological significance and commercial harvesting of drifting and beach-cast macro-algae and seagrasses in Australia: A review. **Journal of Applied Phycology**, Dordrecht, v. 9, p. 311–326, 1997. <https://doi.org/10.1023/A:1007965506873>
- MCCABE, D. L.; TREVINO, L. K.; BUTTERFIELD, K. D. Academic integrity in honor code and non-honor code environments: A qualitative investigation. **The Journal of Higher Education**, Abingdon, v. 70, n. 2, p. 211–234, 1993. <https://doi.org/10.1080/00221546.1999.11780762>
- MO, J. *et al.* Pretreatment of a dyeing wastewater using chemical coagulants. **Dyes and Pigments**, Londres, v. 72, n. 2, p. 240–245, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.dyepig.2005.08.022>
- MOGHAZY, R. M.; LABENA, A.; HUSIEN, S. Eco-friendly complementary biosorption process of methylene blue using micro-sized dried biosorbents of two macro-algal species (*Ulva fasciata* and *Sargassum dentifolium*): Full factorial design, equilibrium, and kinetic studies. **International Journal of Biological Macromolecules**, Guildford, v. 134, p. 330–343, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2019.04.207>
- MOKHTAR, N. *et al.* Biosorption of azo-dye using marine macro-alga of *Eucheima Spinosum*. **Journal of Environmental**

Chemical Engineering, Amsterdã, v. 5, n. 6, p. 5721-5731, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2017.10.043>

NASCIMENTO, R. F. do *et al.* **Adsorção**: aspectos teóricos e aplicações ambientais. Fortaleza: Imprensa Universitária, 2014.

QIN, Y. Seaweed bioresources. *In*: QIN, Y. (ed.). **Bioactive seaweeds for food applications**: Natural ingredients for healthy diets. Londres: Academic Press, 2018. p. 3-24.

PARK, K. J. *et al.* **Conceitos de processo e equipamentos de secagem**. Campinas: Unicamp, 2007.

RESENDE, K. K. O. *et al.* Cinética de secagem e avaliação físico-química de fruta-pão (*Artocarpus altilis*) variedade

seminífera. **Revista de Agricultura Neotropical**, Cassilândia, v. 6, n. 1, p. 74-81, 2019. <https://doi.org/10.32404/rean.v6i1.2665>

SANTOS, C. C. dos *et al.* Chitosan-edible oil based materials as upgraded adsorbents for textile dyes. **Carbohydrate Polymers**, Londres, v. 180, p. 182-191, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2017.09.076>

YI, Z.-J. *et al.* Uranium biosorption from aqueous solution onto *Eichhornia crassipes*. **Journal of Environmental Radioactivity**, Barking, v. 154, p. 43-51, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2016.01.012>

Avaliação microbiológica da água bruta de poços artesianos urbanos e determinação do grau de risco à saúde no consumo

Microbiological assessment of the raw water from urban artesian wells and determination of the health risk level in consumption


- **Data de entrada:**
31/01/2023
- **Data de aprovação:**
17/05/2023

Rhuan Felipe Jeranoski^{1*} | Giovana Katie Wiecheteck¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.030>

ORCID ID

Jeranoski RF  <https://orcid.org/0000-0001-5023-2801>

Wiecheteck GK  <https://orcid.org/0000-0003-2147-5040>

Resumo

A água destinada ao consumo deve atender ao padrão de potabilidade estabelecido na legislação vigente, uma vez que, se contaminada, pode causar doenças. Este estudo utilizou dados abertos do Programa VIGIAGUA de Ponta Grossa (PR), onde foram realizadas análises estatísticas de 296 amostras de nove poços artesianos localizados na área urbana entre os anos de 2016 e 2021, verificando a conformidade com os padrões para o consumo humano segundo parâmetros básicos de coliformes totais (CT) e *Escherichia coli* (*E. coli*), estipulados pela Portaria GM/MS n. 888/2021. Também foi realizada análise qualiquantitativa dos riscos de contaminação microbiológica dos poços por meio de inspeções sanitárias definidas pela Organização Mundial da Saúde (OMS). Os resultados apontaram a contaminação da água bruta por CT (34%) e *E. coli* (7%) das amostras avaliadas, além de atestar que a ocorrência de deficiências estruturais e sanitárias influenciou no aumento da contaminação da água por CT ($p = 0,002$) e *E. coli* ($p = 0,011$), afetando diretamente a saúde dos consumidores.

Palavras-chave: Abastecimento de água. Qualidade da água. Saúde ambiental. Doenças transmitidas pela água. Água subterrânea.

Abstract

*Water intended for consumption must meet the potability standard established in current legislation, since it can carry a large number of microbiological contaminants that cause disease. This study used open data from the VIGIAGUA Program of the municipality of Ponta Grossa, Paraná, where statistical analyses were carried out on 296 samples from nine artesian wells located in the urban area from 2016 to 2021, verifying compliance with the standards for human consumption according to basic parameters of total coliforms (TC) and *Escherichia coli* (*E. coli*), stipulated by Ordinance GM/MS 888/2021. A quali-quantitative analysis of the risks of microbiological contamination of the artesian wells was also carried out with sanitary inspections defined by the World Health Organization (WHO). The results showed that the raw water was contaminated by TC (34%) and *E. coli* (7%) in the samples evaluated, and that structural and sanitary deficiencies influenced the*

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

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

increase in water contamination by TC ($p = 0,002$) and *E. coli* ($p = 0,011$). These results reflect the precariousness of some of the wells studied, presenting risk indexes that can lead to damage to groundwater resources and consequent waterborne diseases, directly affecting the health of consumers.

Keywords: Water supply. Water quality. Environmental health. Waterborne diseases. Groundwater.

1 INTRODUÇÃO

Água e saneamento básico são componentes indispensáveis na garantia de qualidade de vida da população, sendo que o acesso à água potável é importante quando se trata de saúde pública e desenvolvimento local e regional. Além disso, investimentos no abastecimento de água e saneamento podem produzir benefícios econômicos, uma vez que possibilitam a diminuição de surgimento de doenças de transmissão hídrica e consequente redução de gastos com cuidados médicos primários (WHO, 2011; 2015).

Quando levantadas as informações sobre as fontes de abastecimento da água no Brasil, projeções realizadas em 2018 e 2019 indicaram a existência de até 2,5 milhões de poços tubulares no país, porém apenas cerca de 300 mil desses poços são cadastrados junto aos órgãos competentes de fiscalização, mostrando a defasagem de dados de exploração e monitoramento dos recursos hídricos subterrâneos (Brasil, 2018; Hirata *et al.*, 2019).

O controle da qualidade da água para consumo humano é essencial, pois os recursos hídricos podem ser contaminados por uma extensa variedade de microrganismos que são encontrados no meio ambiente, incluindo os patogênicos e os não patogênicos (WHO, 2012). Nesse enquadramento, a contagem padrão de bactérias de coliformes totais (CT) é muito importante para a avaliação da qualidade da água. Embora a maioria dessas bactérias não sejam agentes patógenos, podem indicar riscos à saúde, como também deteriorar a qualidade da água, provocando odores e sabores desagradáveis (Brasil, 2013). No entanto, a simples

presença de CT em uma dada amostra pode não garantir relação com poluição da água por material fecal. Esse fato não deve ser negligenciado, servindo como alerta a uma possível exposição da fonte a focos de contaminação (Brasil, 2016).

Em contrapartida, a *Escherichia coli* (*E. coli*) é um parâmetro microbiológico utilizado no monitoramento de possível contaminação fecal da água para consumo humano, sendo usado como indicador para determinar o potencial da água em transmitir doenças (Brasil, 2013). Esse parâmetro é relevante para acusar despejos de esgotos domésticos e efluentes de criações animais capazes de comprometer os usos da água (Khan *et al.*, 2021).

As doenças transmitidas pela água tornaram-se uma das maiores preocupações de saúde pública a nível mundial, pois são principalmente causadas pela contaminação, causando vários tipos de doenças diarreicas, tais como cólera e disenteria (Ahmad *et al.*, 2020). De acordo com WHO (2017), os grupos com maior risco de doenças transmitidas pela água são bebês, crianças pequenas, pessoas debilitadas e idosos, especialmente quando vivem em condições de falta de saneamento básico.

Desse modo, evidencia-se a necessidade de garantir a segurança microbiana do abastecimento de água sendo baseada na utilização de parâmetros qualiquantitativos, incluindo tanto as análises de qualidade da água realizadas em laboratório como os levantamentos de riscos locais por meio de inspeções sanitárias (Ahmad *et al.*, 2020; Brasil, 2005; WHO, 2012), sendo que essa avaliação conjunta visa a eliminação ou redução do risco de contaminação da água

potável a níveis não prejudiciais para a saúde humana (WHO, 2014).

No Brasil, as águas subterrâneas distribuídas por soluções alternativas coletivas (SACs) são monitoradas por meio do Programa de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (VIGIAGUA) do Ministério da Saúde, em que os municípios brasileiros realizam análises rotineiras de parâmetros mínimos para consumo humano e fornecem esses dados periodicamente aos órgãos responsáveis em nível Estadual e Federal, Secretaria de Saúde e Ministério da Saúde, respectivamente, com o objetivo de promover a saúde e prevenir a contaminação de doenças de veiculação hídrica (Oliveira *et al.*, 2019).

A legislação vigente, Portaria GM/MS n. 888/2021, define critérios de potabilidade e recomenda a análise laboratorial periódica de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano. A literatura apresenta a necessidade de avaliar as condições da estrutura construtiva dos poços, caracterizando e identificando potenciais problemas e alterações na qualidade da água potável de maneira visual, desempenhando um papel fundamental na garantia de um fornecimento consistente e seguro de água potável aos consumidores (Ahmad *et al.*, 2020; WHO, 2012). Essa avaliação qualitativa é indispensável, pois as variações, principalmente no regime de chuvas, influenciam possíveis carregamentos de contaminantes superficiais aos corpos hídricos, vindo a atingir as águas subterrâneas por infiltrações no solo ou por fissuras em poços mal protegidos (Edam; Abdelgalil, 2022; Elisante; Muzuka, 2016; Pitkänen *et al.*, 2011; Pujari *et al.*, 2011).

Levantamentos bibliográficos apontados por Kløve *et al.* (2017) e Almeida *et al.* (2019) indicaram contaminações na água subterrânea para consumo humano ocasionadas por deficiências na construção dos poços e carregamento superficial de poluentes pela precipitação pluviométrica, eviden-

ciando a necessidade de melhoria dos sistemas de exploração, proteção e tratamento da água subterrânea, corroborando que a água destinada ao consumo humano deve ser periodicamente submetida a análises laboratoriais para verificar sua integridade e adequação para uso.

Características físicas da água, tais como temperatura, sabor, cor e odor podem indicar um certo nível de qualidade da água. Entretanto, mesmo a água parecendo visualmente potável, a presença de contaminação bacteriana não é visível a olho nu, o que pode causar riscos à saúde humana devido ao seu consumo indiscriminado (Brasil, 2016). Por conseguinte, este estudo visa identificar a qualidade da água das SACs provenientes de 296 análises de nove poços artesianos instalados na área urbana de Ponta Grossa (PR), utilizando os indicadores microbiológicos de CT e *E. coli* descritos na Portaria GM/MS n. 888/2021 (Brasil, 2021) para avaliar as características sanitárias e a influência do entorno dos poços, indicando níveis de vulnerabilidade baseados na metodologia de matriz de risco de contaminação (WHO, 2011). Busca-se, também, avaliar se os resultados das análises microbiológicas da água bruta subterrânea estão atendendo aos padrões de potabilidade para consumo humano definidos na Portaria GM/MS n. 888/2021, evitando a possibilidade de transmissão de doenças de veiculação hídrica.

2 METODOLOGIA

Trata-se de um estudo observacional descritivo-analítico realizado a partir da coleta de dados secundários de qualidade microbiológica de água do Programa VIGIAGUA, no período de 2016 a 2021 em nove poços artesianos coletivos localizados na área urbana da cidade de Ponta Grossa que atendem cerca de 3.133 pessoas. O município está localizado no Segundo Planalto do Estado do Paraná, em uma altitude média de 985 m acima do nível do mar, apresenta uma extensão territorial de 2055 km² com densidade demográfica de cerca

de 172,3 habitantes/km² e clima, segundo classificação de Köppen, subtropical úmido mesotérmico (cfb). Contém precipitação média anual de 1422,8 mm, sendo o mês de janeiro o período de maior índice de precipitação e agosto o de menor índice, tendo médias de 164,4 mm e 71,2 mm, respectivamente (Maack, 2002; Ponta Grossa, 2018).

Os dados secundários dos poços artesianos analisados foram escolhidos conforme a representatividade de número de amostragens anuais, sendo definido no mínimo três coletas por ano, posto que não foram considerados os dados de 2020 devido à falta de amostragens significativas no período de pandemia da covid-19.

A qualidade microbiológica da água foi avaliada por meio da análise quantitativa das bactérias indicadoras CT e *E. coli*. Essas bactérias são usualmente consideradas como indicadores de poluição, sendo a *E. coli* a mais fiável indicadora de substâncias de origem fecal, detectando contaminação da água com possibilidade de transmissão de doenças de veiculação hídrica quando consumida sem desinfecção adequada (Brasil, 2013; 2016; WHO, 2017). Para a realização dos exames bacteriológicos, as amostras de água foram coletadas em garrafas estéreis de 100 mL de poliuretano, colocadas em caixas térmicas com gelo para manter a temperatura em torno de 4 °C e transportadas para o laboratório de recursos hídricos da Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG). Todas as amostras foram entregues e examinadas no prazo de 12 horas após a coleta e as unidades de formação de colônias (UFC) de CT e *E. coli* foram analisadas com base no Método Padrão Substrato Cromogênico/Enzimático - 9223 B (Eaton; Clesceri; Greenberg, 2017).

Entre os meses de junho e setembro de 2022 foram realizadas avaliações visuais das condições de construção e entorno dos poços selecionados com base no formulário de inspeção sanitária para poços artesianos adaptado de WHO (2012). O formulário consiste em um conjunto de perguntas com

respostas “sim” ou “não” para auxiliar a encontrar os fatores de risco mais importantes que podem contribuir para a contaminação da água para consumo humano. Algumas das questões indicam deficiências estruturais na construção dos poços, distância entre a fonte de água até fossas sépticas e redes de saneamento, além da existência de cercas para evitar a entrada de animais e pessoas mais próximas da fonte de água.

Ao somar as respostas indicadas como “sim” o número total de riscos de contaminação foi obtido em uma grade de pontuação de 0 a 10, sendo os resultados categorizados em diferentes escalas de risco como baixo, intermediário, alto e muito alto. O levantamento de dados de quantidade média de coliformes termotolerantes (UFC *E. coli*/100mL de amostras) apresenta categorização de risco para a saúde da ingestão de água contaminada por *E. coli*, com base nos parâmetros de qualidade de água potável recomendada por WHO (2011), sendo: 0 UFC/100mL o valor ideal para consumo humano, caracterizado como nível seguro, de 1 a 10 UFC/100 mL representam risco intermediário (provavelmente seguro), de 11 a 100 UFC/100 mL representam alto risco (provavelmente inseguro) e contagens de colônias acima de 100 UFC/100 mL representam altíssimo risco (inseguro).

Por meio da combinação das pontuações do nível de risco individual da inspeção sanitária foi possível indicar quais os poços que precisam de ações corretivas e que estão mais suscetíveis à transmissão de doenças de veiculação hídrica por meio de uma matriz de prioridade de risco. A avaliação dos dados foi realizada com auxílio do software JAMOVI v2.2.5, usado para analisar a estatística descritiva dos dados e inferir se existe alguma associação significativa entre a pontuação de risco sanitário e a contaminação microbiológica da água por meio da aplicação da correlação de Spearman em nível de 5% de probabilidade, com base nos seguintes coeficientes descritos por Baba, Vaz e Costa (2014): 0,00 a 0,19 = muito

fraca; 0,20 a 0,39 = fraca; 0,40 a 0,69 = moderada; 0,70 a 0,89 = forte; e 0,90 a 1,00 = muito forte.

3 RESULTADOS

Um total de 296 amostras de água foram coletadas no período de 2016 a 2021 em nove poços artesanais distintos. Por meio do teste de nor-

malidade de Shapiro-Wilk, determinou-se que as concentrações de CT e *E. coli* não apresentam distribuição normal (p -valor < 0,001) devido a sua alta variabilidade sazonal. Os resultados das análises microbiológicas são apresentados em termos de porcentagens de amostras de água fora do padrão de potabilidade na Tabela 1.

Tabela 1 – Porcentagem de amostras anuais fora do padrão de qualidade para consumo humano.

Parâmetro Avaliado	VMP ¹	2016%	2017%	2018%	2019%	2021%	Média geral%
Número de Amostras anuais		54	52	50	66	74	296
CT	0	42,59%	28,84%	36,00%	19,70%	40,54%	33,53%
<i>E. coli</i>	0	12,96%	11,54%	4,00%	4,55%	2,70%	7,15%

Notas: ¹Portaria GM/MS n. 888/2021; CT = coliformes totais (UFC/100 mL); *E. coli* = *Escherichia coli*; VMP = valor máximo permitido

Observa-se na Tabela 1 que o parâmetro com maior porcentagem de amostras em desacordo com a legislação é o de CT, chegando a atingir 42,59% das análises em 2016, e 40,54% em 2021. Com relação à *E. coli* observam-se maiores valores em 2016 e 2017, 12,96% e 11,54%, res-

pectivamente. Nota-se uma redução gradativa do quantitativo de *E. coli* durante o período avaliado, com valores acima do valor máximo permitido (VMP) estabelecido pela Portaria GM/MS n. 888/2021, variando de 12,96% em 2016, a 2,70% em 2021.

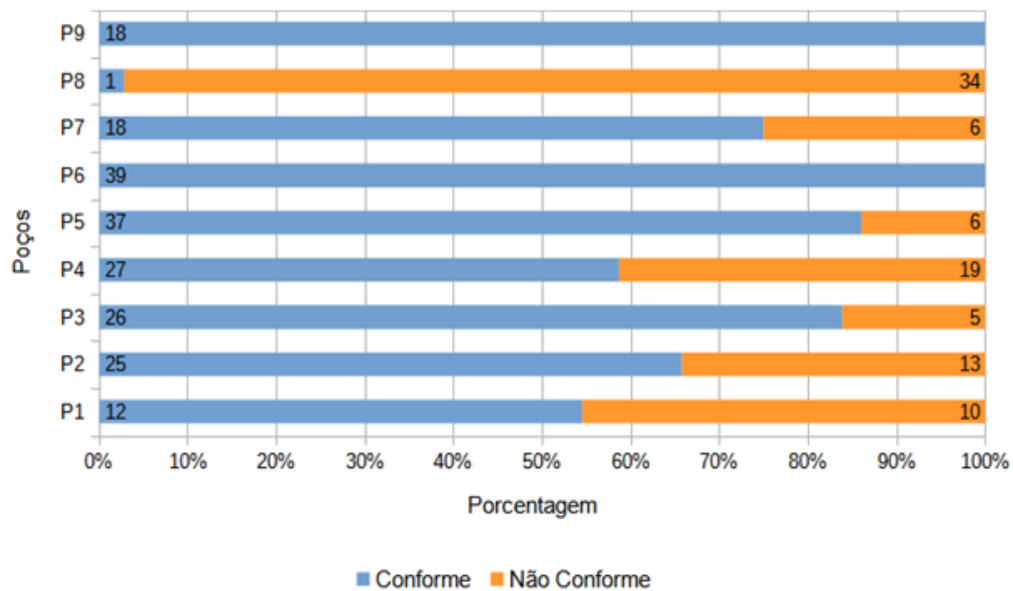


Figura 1 – Número de amostras realizadas durante o período estudado em cada poço e porcentagem de resultados em conformidade com o padrão de qualidade para consumo humano.

De acordo com as avaliações individuais realizadas com base no formulário de inspeção sanitária, foi definido o risco de contaminação de cada poço, sendo classificados com potencial baixo, médio, alto e muito alto de vulnerabilidade.

Na Tabela 2 apresenta-se o diagnóstico de risco de contaminação dos poços para cada tipo de condicionante, a pontuação de risco sanitário e o índice de risco de contaminação das águas subterrâneas.

Tabela 2 – Diagnóstico individualizado de risco de contaminação dos poços estudados a partir das respostas do formulário de inspeção sanitária.

Poço	Itens condicionantes de risco de contaminação										Pontuação de Risco Sanitário	Índice de Risco
	RE	FS	FP	PR	CD	CP	PB	AE	RS	RC		
P1	x				x	x	x	x			5/10	Médio
P2	x		X		x	x	x			x	6/10	Alto
P3	x				x	x	x				4/10	Médio
P4	x								x		2/10	Baixo
P5	x										1/10	Baixo
P6	x				x					x	3/10	Médio
P7	x				x	x				x	4/10	Médio
P8	x		X		x	x	x		x		6/10	Alto
P9	x						x				2/10	Baixo

Notas: presença de rede de esgoto no entorno (RE), presença de fossa séptica no raio de 10 m (FS), presença de fontes de poluição no entorno (FP), presença de poços rasos no entorno (PR), inconformidade no canal de drenagem (CD), ausência de cerca de proteção (CP), permeabilidade na base do mecanismo de bombeamento (PB), presença de água estagnada no entorno (AE), presença de resíduos sólidos no entorno (RS) e presença de rachaduras na cimentação da laje do poço (RC).

Pode-se identificar que as condicionantes que menos atendem o padrão estabelecido pelo formulário de inspeção sanitário são: presença de rede de esgoto no entorno (9/9), inconformidade no canal de drenagem (6/9), ausência de cerca de proteção (5/9) e permeabilidade na base do mecanismo de bombeamento (5/9). Além disso, os únicos itens que estão conformes em 100% dos poços são: presença de fossa séptica no raio de 10 m e presença de poços rasos no entorno.

Para avaliar a carga potencial de contaminação microbológica individual de cada poço foi preenchido o sistema de classificação da matriz de prioridade de ações corretivas (Tabela 3) baseado na contagem média microbiana de *E. coli* (UFC/100mL) e na pontuação obtida no formulário de inspeção sanitária.

Com base na Tabela 3 é possível identificar que os poços P4, P5 e P9 estão em boas condições de uso e não apresentam suscetibilidade à contaminação da água, sendo segura para consumo humano, diferentemente dos poços P2 e P8 (Figura 2) que estão enquadrados no nível elevado de vulnerabilidade à contaminação microbológica por *E. Coli*. Os demais poços P1, P3, P6 e P7 enquadram-se no nível intermediário de risco.

Considerando as médias das amostragens dos parâmetros microbológicos de CT e *E. coli* em cada poço, foi calculada a matriz de correlação de Spearman com as pontuações de risco sanitário, com intuito de verificar se existe relação entre as análises quantitativas e os índices de risco qualitativos definidos por meio de formulário de inspeção sanitária.

Tabela 3 – Matriz de prioridade de ações corretivas baseada na contagem microbiana e na pontuação do formulário de inspeção sanitária.

Contagem de <i>E. coli</i> (UFC / 100 mL)	Escala de risco da inspeção sanitária (susceptibilidade à contaminação por fezes humanas e animais)			
	0 – 2	3 – 5	6 – 8	9 – 10
< 1	P4; P5; P9	P6; P7	P2	
1 – 10	P1	P3		
11 – 100			P8	
> 100				

Notas: Níveis de risco: 0-2 Baixo; 3-5 Intermediário; 6-8 Elevado; e 9-10 Muito elevado. Prioridade de ação: Verde – nenhuma ação necessária; Amarelo – ação simplificada; Laranja – ação prioritária; e Vermelho – ação urgente.

Fonte: Adaptado de WHO (2011).



Figura 2 – Caracterização das condições construtivas e de conservação do entorno dos poços enquadrados como risco elevado de vulnerabilidade (P2 e P8).

Foi possível identificar que existe correlação estatisticamente significativa entre as pontuações de risco e a quantidade média de microrganismos nas amostras de água coletadas durante os anos, tanto para CT (p-valor = 0,002) quanto para *E. coli* (p-valor = 0,011), resultando coeficientes de correlação altos de 0,75 e 0,79, respectivamente.

4 DISCUSSÃO

Em relação à qualidade da água bruta para consumo humano em um contexto geral, os poços apresentaram 195 amostras “conformes” (66%), de acordo com a Portaria GM/MS n. 888/2021. Na média geral, foi possível identificar que os parâmetros microbiológicos apresentaram grande porcentagem de amostras “não conformes”, sendo 34% para CT e 7% para *E. coli*, refletindo a possível ocorrência de risco à saúde com a ingestão da água contaminada, visto que índices elevados de CT e *E. coli* em águas para consumo humano podem causar doenças de veiculação hídrica (Ahmad *et al.*, 2021; WHO, 2017).

Sete poços apresentaram mais que 13% das amostras acima do VMP permitido pela Portaria GM/MS n. 888/2021, com destaque negativo para os poços P1, P4 e P8 que apresentaram, respectivamente, 45,45%, 41,30% e 97,14% das amostras de água contaminada por CT e *E. coli*. Essa constatação, quando interpretada de acordo com a Portaria GM/MS n. 888/2021, sugere o possível comprometimento do consumo das águas subterrâneas sem adequado tratamento, considerando minimamente desinfecção/cloração da água bruta (Brasil, 2021).

Considerando que a técnica de coleta de amostra de água foi executada de forma padrão durante todo o período avaliado, a existência de concentrações variáveis de microrganismos nas amostras pode estar relacionada a fatores externos que corroboram as observações de campo relacionadas às condições estruturais e de conservação dos poços artesianos avaliados.

Assim como descrito por Lutterodt *et al.* (2022) e Kelly *et al.* (2021), os fatores que sugerem uma explicação para elevada presença de contaminação microbiológica consideram a ausência de proteção adequada dos poços, presença de animais próximos aos pontos de captação, estruturas físicas em mau estado de conservação, falta de manutenção e limpeza do entorno e possível ocorrência de grandes volumes de precipitação nos dias anteriores às coletas.

Quando comparados os resultados da média geral de amostras não conformes de *E. coli* (7,15%) com o panorama de qualidade de indicadores de água para consumo humano (Brasil, 2020) nas regiões Sudeste (2,46%), Norte (4,03%) e Centro-Oeste (2,31%), os resultados das análises microbiológicas deste estudo mostram uma elevada porcentagem de amostras contaminadas por *E. coli*, indicando que a qualidade da água bruta dos poços tubulares de Ponta Grossa é inadequada e acima da média dessas regiões. Porém, quando defrontado com resultados da região Sul e Nordeste, os resultados seguem abaixo da média do número de amostragens fora do padrão, 12,36% e 9,81%, respectivamente. Além disso, quando levados em consideração os 955 municípios brasileiros que realizaram levantamento quantitativo de análises e seus percentuais acima do VMP para o parâmetro microbiológico de *E. coli*, pode-se inferir que os poços urbanos analisados estão abaixo da média nacional de 8,91%.

Referente à matriz de prioridade de ações corretivas após as análises visuais dos poços, salienta-se que são necessárias a tomada de ações prioritárias na melhoria do sistema de exploração e da conscientização dos usuários na proteção, limpeza do entorno, desinfecção da água bruta, além do monitoramento da qualidade da água semanalmente para os poços enquadrados como risco elevado. Para os poços que se enquadram no nível intermediário de risco são indicados

treinamentos aos consumidores sobre condições higiênico-sanitárias, desinfecção da água bruta e manutenções do sistema.

Destaca-se que a inspeção sanitária e a análise da qualidade da água devem ser trabalhadas como ferramentas complementares, visto que a poluição fecal bacteriana está relacionada aos riscos sanitários identificados pelas pontuações de risco sanitário dos poços, destacando o fato de que quanto maior o tempo de instalação dos poços, maior a probabilidade de identificação de contaminação microbiológica por *E. coli* (Ercumen *et al.*, 2017; Lutterodt *et al.*, 2022; Mushi *et al.*, 2012). Além disso, nos poços privados geralmente ocorrem dificuldades técnicas e logísticas na realização do controle da qualidade da água com a frequência recomendada pela legislação vigente, muitas vezes por falta de equipamentos ou pessoal habilitado. Sendo assim, no que diz respeito à prevenção, a inspeção sanitária deve ser utilizada como meio de identificar e dar prioridade à reparação de sistemas de proteção dos poços, garantindo a qualidade da água consumida (Kelly *et al.*, 2021).

A contaminação identificada na água explotada torna-se um problema de saúde pública, visto que existe probabilidade de incidência de doenças de veiculação hídrica associadas à má condição dessa água consumida e a precariedade ou inexistência de estruturas de distribuição de água, o que pode afetar, principalmente, os indicadores de mortalidade infantil (Bicudo; Tundisi; Scheuenstuhl, 2010). Portanto, recomenda-se um estudo detalhado da relação entre consumo de água contaminada nos poços analisados com doenças de veiculação hídrica, não sendo possível essa análise pois não há informações detalhadas e suficientes de vigilância epidemiológica nos postos de saúde próximos aos poços artesianos avaliados.

O estudo revelou que existe correlação estatisticamente significativa entre as pontuações de risco

e a quantidade média de microrganismos nas amostras de água coletadas durante o período avaliado, tanto para CT quanto para *E. coli*, resultando coeficientes de correlação altos de 0,75 e 0,79, respectivamente. Os resultados são próximos aos destacados por Mushi *et al.* (2012), que indicam a associação estatisticamente significativa do aumento da poluição fecal com a falta de estrutura e proteção de poços instalados em zonas periurbanas. A intensidade das chuvas, os transbordos de córregos, as erosões hídricas, danos e prejuízos nas redes de esgoto e pluviais, o vazamento de efluentes no solo e a vulnerabilidade natural do aquífero contribuem para o aumento dos riscos de vulnerabilidades ambientais, que podem acarretar lixiviação de poluentes físicos, químicos e biológicos nos poços de águas subterrâneas, contaminações precursoras de doenças de veiculação hídrica.

5 CONCLUSÕES

Os níveis de poluição microbiológica excederam os VMP definidos pela Portaria GM/MS n. 888/2021 sobre a potabilidade da água para consumo humano, oferecendo ameaça à saúde dos consumidores, em particular nos poços enquadrados na categoria de alto risco (P2 e P8) conforme o preenchimento do formulário de inspeção sanitária, necessitando de melhorias estruturais e de instalação ou manutenção quando já instalados. Com intuito de bloquear as vias de contaminação, também foi identificada a importância de garantir práticas de higiene em torno dos poços e medidas de gestão abrangentes para proteger a água proveniente dos poços sujeitos às atividades antropogênicas.

Além disso, confirma-se a importância da água bruta ser submetida a tratamentos específicos antes do consumo, como a desinfecção e filtração, buscando cumprir os padrões microbiológicos de potabilidade. Alguns poços foram comprovadamente indicados como vulneráveis ao risco de consumo humano da água, fato revelado pelos

índices elevados do parâmetro *Escherichia coli*, indicador associado a material fecal, sendo que o consumo dessa água sem o adequado tratamento pode constituir um fator crítico de risco na transmissão de agentes patogênicos transportados por ela, criando vias de acesso para doenças de veiculação hídrica.

A inspeção sanitária dos poços – utilizando a pontuação de risco de contaminação conforme formulário estabelecidos pela Organização Mundial da Saúde (OMS) – indicou uma capacidade de prever a poluição fecal bacteriana dos poços estudados. Assim, a classificação de risco torna-se uma ferramenta útil e rentável para apoiar a gestão da qualidade da água subterrânea nesses locais, sendo um complemento para as análises quantitativas.

Dessa forma, sabendo que as águas subterrâneas de alguns poços privados se encontram vulneráveis pelas ações antrópicas, recomenda-se a realização de avaliações preliminares adequadas para emissão de outorga dos poços, garantindo que estejam de acordo com as normas para construção; o desenvolvimento de programas de reparação e manutenção apropriada da infraestrutura dos poços já instalados; a definição de perímetros imediatos de proteção sanitária no entorno dos poços; e a promoção de campanhas orientativas à população quanto à desinfecção da água bruta, com o intuito de preservar a saúde humana.

Por fim, com a adoção das medidas supracitadas, espera-se proteger os recursos hídricos subterrâneos, garantindo a preservação ambiental e da saúde da população local, reduzindo possíveis incidências de doenças de veiculação hídrica, sendo demonstrada a importância da avaliação prévia antes do consumo de água bruta sem o adequado tratamento.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Resumo: Jeranoski RF; **Introdução:** Jeranoski RF, Wiecheteck GK; **Materiais e Métodos:** Jeranoski RF,

Wiecheteck GK; **Resultados:** Jeranoski RF; **Discussão:** Jeranoski RF; **Conclusões:** Jeranoski RF; **Supervisão e Revisão:** Wiecheteck GK.

7 REFERÊNCIAS

AHMAD, M. *et al.* Assessing Potable Water Quality and Identifying Areas of Waterborne Diarrheal and Fluorosis Health Risks Using Spatial Interpolation in Peshawar, Pakistan. **Water**, [S. l.], v. 12, n. 8, p. 1-14. <http://dx.doi.org/10.3390/w12082163>

ALMEIDA, A. B. B. *et al.* Concentração de ferro e manganês em águas de abastecimento no município de Crato, Ceará: caracterização e proposta de tratamento. **Águas Subterrâneas**, São Paulo, v. 33, n. 2, 2019. <http://dx.doi.org/10.14295/ras.v33i2.29520>

BABA, R. K.; VAZ, M. S. M. G.; COSTA, J. da. Correção de dados agrometeorológicos utilizando métodos estatísticos. **Revista Brasileira de Meteorologia**, Rio de Janeiro, v. 29, n. 4, p. 515-526, 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/0102-778620130611>

BICUDO, C. E. M.; TUNDISI, J. G.; SCHEUENSTUHL, M. C. B. **Águas do Brasil: análises estratégicas**. São Paulo: Instituto de Botânica, 2010.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Programa Nacional de Vigilância em Saúde Ambiental relacionada à qualidade da água para consumo humano**. Brasília, DF: Ministério da Saúde, 2005.

BRASIL. Secretaria de Assuntos Estratégicos da Presidência da República. **Água e Desenvolvimento Sustentável: Recursos Hídricos Fronteiriços e Transfronteiriços do Brasil, 2013**. Brasília, DF: Secretaria de Assuntos Estratégicos, 2013. Disponível em: http://estatico.cnpq.br/portal/premios/2013/pjc/imagens/noticias/publicacao_agua_sae.pdf. Acesso em: 21 mar. 2022

BRASIL. Ministério da Saúde. **Diretriz nacional do plano de amostragem da vigilância da qualidade da água para consumo humano**. Brasília, DF: Ministério da Saúde, 2016. Disponível em: https://bvsmms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/diretriz_nacional_plano_amostragem_agua.pdf. Acesso em: 21 maio 2021.

BRASIL. Agência Nacional de Águas. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2018: informe anual**. Brasília, DF: ANA, 2018. Disponível em: <https://arquivos.ana.gov.br/portal/publicacao/Conjuntura2018.pdf>. Acesso em: 20 maio 2021

BRASIL. Ministério da Saúde. **Indicadores institucionais do Programa Nacional de Vigilância da Qualidade da Água para consumo humano – 2018**. Brasília, DF: Ministério da Saúde, 2020.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria GM/MS n. 888, de 04 de maio de 2021**. Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS n. 5, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da

- água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília, DF, Ministério da Saúde, 2021.
- EATON, A. D.; CLESCERI, L. S.; GREENBERG, A. E. (Eds.). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 23. ed. Washington, DC: APHA; AWWA; WEF, 2017.
- EDAM, W.; ABDELGALIL, E. E. Seasonal quality of water sources indicated by *Escherichia coli*: a case of Elobied, North Kordofan state, Sudan. **Applied Water Science**, Amsterdam, v. 12, n. 50, p. 1-8, 2022. <http://dx.doi.org/10.1007/s13201-022-01578-7>
- ELISANTE, E.; MUZUKA, A. N. N. Sources and seasonal variation of coliform bacteria abundance in groundwater around the slopes of Mount Meru, Arusha, Tanzania. **Environmental Monitoring and Assessment**, Amsterdam, v. 188, n. 365, 2016. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-016-5384-2>
- ERCUMEN, A. *et al.* Can Sanitary Inspection Surveys Predict Risk of Microbiological Contamination of Groundwater Sources? Evidence from Shallow Tubewells in Rural Bangladesh. **The American Journal of Tropical Medicine and Hygiene**, Arlington, v. 96, n. 3, p. 561-568, 2017. <http://dx.doi.org/10.4269/ajtmh.16-0489>
- HIRATA, R. *et al.* **A revolução silenciosa das águas subterrâneas no Brasil: uma análise da importância do recurso e os riscos pela falta de saneamento**. São Paulo: Instituto Trata Brasil, 2019. Disponível em: <https://repositorio.usp.br/bitstream/e7d9e125-7b22-4706-915b-a397f8a91784>. Acesso em: 27 de set. 2021.
- KELLY, E. *et al.* Sanitary inspection, microbial water quality analysis, and water safety in handpumps in rural sub-Saharan Africa. **npj Clean Water**, Amsterdam, v. 4, n. 3, p. 1-7, 2021. <http://dx.doi.org/10.1038/s41545-020-00093-z>
- KHAN, M. H. *et al.* Assessment of Drinking Water Sources for Water Quality, Human Health Risks, and Pollution Sources: A Case Study of the District Bajaur, Pakistan. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, Nova York, v. 80, n. 1, p. 41-54, 2021. <https://doi.org/10.1007/s00244-020-00801-3>
- KLØVE, B. *et al.* Overview of groundwater sources and water-supply systems, and associated microbial pollution, in Finland, Norway and Iceland. **Hydrogeology Journal**, Amsterdam, v. 25, n. 4, p. 1033-1044, 2017. <https://doi.org/10.1007/s10040-017-1552-x>
- LUTTERODT, G. *et al.* Groundwater pollution assessment in a coastal aquifer in Cape Coast, Ghana. **Heliyon**, Philadelphia, v. 7, n. 4, p. 1-10, 2021. <http://dx.doi.org/10.1016/j.heliyon.2021.e06751>
- MAACK, R. **Geografia física do Estado do Paraná**. Curitiba: Imprensa Oficial do Paraná, 2002.
- MUSHI, D. *et al.* Sanitary inspection of wells using risk-of-contamination scoring indicates a high predictive ability for bacterial faecal pollution in the peri-urban tropical lowlands of Dar es Salaam, Tanzania. **Journal of Water and Health**, London, v. 10, n. 2, p. 236-243, 2012. <http://dx.doi.org/10.2166/wh.2012.117>
- OLIVEIRA, A. de *et al.* Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (Sisagua): características, evolução e aplicabilidade. **Epidemiologia e Serviços de Saúde**, Brasília, DF, v. 28, n. 1, p. 1-14, 2019. <https://doi.org/10.5123/S1679-49742019000100024>
- PITKÄNEN, T. *et al.* Microbial Contamination of Groundwater at Small Community Water Supplies in Finland. **AMBIO**, Amsterdam, v. 40, p. 377-390, 2010. <http://dx.doi.org/10.1007/s13280-010-0102-8>
- PONTA GROSSA. **Revisão do Plano Diretor de Ponta Grossa: Relatório 03 - Análise Temática Integrada - Parte 1**. Ponta Grossa: URBTEC, junho de 2018. Disponível em <https://iplan.pontagrossa.pr.gov.br/plano-diretor-participativo-2018/>. Acesso em: 2 jan. 2023.
- PUJARI, P. R. *et al.* Assessment of the impact of on-site sanitation systems on groundwater pollution in two diverse geological settings – a case study from India. **Environmental Monitoring and Assessment**, Amsterdam, v. 184, p. 251-263, 2011. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-011-1965-2>
- WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for drinking-water quality**. 4 ed. Geneva: WHO, 2011.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Rapid assessment of drinking-water quality a handbook for implementation**. Geneva: WHO, 2012.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Progress on sanitation and drinking water: 2014 update**. Geneva: WHO, 2014.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Water, sanitation and hygiene in health care facilities: status in low and middle income countries and way forward**. Geneva: WHO, 2015.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first addendum**. Geneva: WHO, 2017.

Estimates of Renewable Energy Recovery from Biogas in Residential Buildings: Economic Feasibility Analysis

Estimativa de recuperação de energia renovável a partir do biogás em edifícios residenciais: análise de viabilidade econômica


- **Data de entrada:** 22/09/2021
- **Data de aprovação:** 19/05/2023

Taísa Andrade Barbosa^{1*} | Daniel Moureira Fontes Lima¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.031>

ORCID ID

Barbosa TA  <https://orcid.org/0000-0002-2159-6101>

Lima DMF  <https://orcid.org/0000-0002-6155-8564>

Abstract

Increasing of energy demand and climate change have hampered sustainable development. This article aimed to study the potential of biogas recovery for energy generation from compact wastewater treatment plants in buildings. Three buildings were selected and an economic feasibility analysis was carried out. The net present value (NPV) was positive and the economic internal rate of return (EIRR) was higher than the minimum attractive rate in five of six cases, showing that energy savings were sufficient to cover implementation, operation, and maintenance costs, with two to four years of payback time for biogas structures. The anaerobic reactor was responsible for the main expenditure, which indicates the importance of developing low-cost and compact units for decentralized wastewater treatment. Finally, the results indicate that biogas may be a promising and viable energy source in residential buildings.

Keywords: UASB. Energy savings. Sustainability. Domestic wastewater. Decentralized wastewater systems.

Resumo

O aumento da demanda de energia associado às mudanças climáticas tem dificultado o desenvolvimento sustentável. Este artigo buscou avaliar o potencial de recuperação de biogás para geração de energia elétrica, a partir de estações compactas de tratamento de efluentes em edifícios. Foram selecionados três prédios e realizado um estudo de viabilidade econômica. O valor presente líquido (VPL) foi positivo e a taxa interna de retorno (TIR) foi superior à taxa mínima de atratividade em cinco dos seis casos analisados, mostrando que a economia de energia foi suficiente para cobrir os custos de implantação, operação e manutenção, com tempo de retorno de dois a quatro anos para as estruturas de biogás. O reator anaeróbio representou o maior custo, o que indica a importância do desenvolvimento de unidades compactas e de baixo custo para o tratamento descentralizado de águas residuais. Por fim, os resultados evidenciam que o biogás pode ser uma fonte viável de energia em edifícios residenciais.

Palavras-chave: UASB. Economia de energia. Sustentabilidade. Esgoto doméstico. Sistemas de tratamento descentralizados.

¹ Universidade Federal de Sergipe – São Cristóvão – Sergipe – Brasil.

* **Corresponding author:** taisacivil@gmail.com

1 INTRODUCTION

In the current situation of increasing energy demand and sustainable urban development, the use of biogas produced during sewage treatment will play an important role in the future (Angelidaki *et al.*, 2018). Due to the presence of methane, biogas is considered a biofuel. Using this gas as a renewable fuel is important for three main reasons: first, it reduces of negative environmental impacts, since methane is a highly polluting greenhouse gas (GHG); second, biogas can be stored, which is an advantage compared with other renewable sources such as wind and solar; and third, biogas is a source of decentralized energy generation (Probiogás, 2015a).

Improving plant structures by implementing techniques for sewage by-products recovery, such as biogas, is an essential condition for sustainable development. Around the world, the biogas sector is increasing, despite biogas systems varying considerably, depending on the technology development of the country, policies, and cost structure. Centralised plants are concentrated in Europe and in the United States. However, in Asia and South America great opportunities might emerge due to the already existing high number of anaerobic digesters (Viancelli; Michelon; Elmahdy, 2019). Most of the small-scale (household) digesters are placed in rural communities of Asia. Also, the use of biogas for cooking and heating purposes in rural areas has increased in South America, using as substrates the waste from agricultural activities, cow manure, and domestic sewage. Studies, such as Garfí *et al.* (2019), Lansche and Muller (2017), Sfez, Meester, and Dewaulf (2017) and Wang *et al.* (2018), have analysed the impact of these low-cost digesters and have identified environmental benefits due to reduction of methane emissions, and soil and water pollution.

Brazil relies on the most abundant biogas production source in the world. This is mainly due to the agriculture sector, but also due to the great

population numbers and consequent solid waste/sewage production. Nevertheless, only a minimal fraction of the biogas produced in Brazil has been explored. For example, Brazil has the potential to produce 19 GW of electricity, but only 2% of this potential is used. Also, most plants in operation are concentrated in rural areas (farms) and in landfills (Associação Brasileira do Biogás, 2022; Kanda *et al.*, 2022). Furthermore, Kanda *et al.* (2022) report that regulations for biogas regarding environmental technologies in the country has been mostly addressed by Brazilian states, which offer taxes discounts for decentralised electricity generation.

In terms of domestic sewage, Zhang *et al.* (2009) highlight that urban wastewater is usually treated in centralized large-scale plants, which might be a negative aspect for cities growing fast, in a disorderly manner, and with scarce water availability. Some factors have led to attempts and to the development of alternative forms to generate energy, such as increasing environmental awareness, rising energy prices, and attractive subsidy measures. Climate characteristics are also important, especially with anaerobic wastewater treatment processes. This aspect highlights the importance to evolve biogas technologies in developing countries, where tropical and subtropical climates are predominant and more favourable to biomass productivity (Barz; Delivand; Dinkler, 2019; Bogte *et al.*, 1993), such as in the Northeast region of Brazil.

In household establishments energy is usually provided by public supply network. Depending on number of properties within a building, energy consumption might be significant and represents a great annual expenditure. Thus, a decentralized unit in these locations with biogas managements seems both economic and environmental beneficial (Bauer; Möhle; Schwarz, 2006). Moreover, Glivin and Sekhar (2019) state that the main reasons for biogas development struggles lie on the lack of studies regarding biogas economic feasibility summed to the uncertainty of biogas

production due to biomass heterogeneity. Thus, we address the research questions: is the biogas generated in compact wastewater treatment plants in urban household buildings sufficient to generate electricity? What are the economic implications of this technology?

To the best of our knowledge, the economic impacts of a proposed community biogas facility in an urban domestic environment was not yet assessed. Therefore, this work aimed to study the potential of biogas use for energy recovery in decentralized small-scale plants placed in residential buildings. This was achieved by designing a system model that includes a preliminary treatment, an upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor and a biogas system. Also, the feasibility of the plant designed was analysed from an economic point of view.

2 MATERIAL AND METHODS

2.1 Study area and sewage characterization

Samples of sewage were collected from residential buildings in Aracaju, capital of the state of Sergipe, Brazil. The sewage was collected in the buildings' manhole structures with the aid of a rod to homogeneously collect the material. These samplings were carried out weekly for five months with the purpose of analysing the influence of climate variation.

Aracaju is in the eastern coast of Sergipe (tropical climate zone). It has two characteristic periods: the dry season, with short duration, low frequency, and localized precipitations between September and February; and the rainy season, with constant and less intense precipitations from March to August. Thermal amplitude is minimal during the year, with temperatures varying from 24 to 30°C in spring/summer, and 22 to 29°C in autumn/winter (Climatempo, 2018).

The buildings where the samples were collected have the following characteristics: i) Building 1 (B1): middle-class building according to Brazilian patterns, with 105 properties currently occupied;

ii) Building 2 (B2): horizontal condominium with higher social and economic level than B1 and 74 properties producing sewage; iii) Building 3 (B3): middle-class condominium with 300 properties occupied. This building was chosen mainly due to the large number of properties.

Aiming to preserve the characteristics of collected sewage, the sample bottles were placed inside a cooler with ice during transportation. The analysed parameters were: temperature, pH, total chemical oxygen demand (COD_t), filtered COD (COD_f), total solids (TS), total fixed solids (TFS), volatile solids (VS), total suspended solids (TSS), and total dissolved solids (TDS) in accordance with the procedure described in the Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (Eaton *et al.*, 2005).

2.2 Biogas estimates and energy recovery potential

The second methodology stage was about estimating biogas production and energy recovery potential using the software Probio 1.0 (Program of biogas production estimation in UASB reactors). This software is based on a mathematical model developed by the Federal University of Minas Gerais (UFMG) and Paraná Sanitation Company (SANEPAR) that estimates the production of biogas in UASB reactors treating domestic wastewater with a realistic mass-flow method, i.e., all methane losses identified during the process is accounted (Lobato, 2011).

Part of the input data for this software was calculated, such as population and influent flow rate of sewage (Q), whereas other data were obtained in laboratory or from typical values indicated in the software, as shown in Tables 1 and 2. Regarding the number of inhabitants, an average of 3.34 people was considered to live in the same property, which is the average value for Brazilian families (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2010). Thus, the contributing population was calculated by

multiplying this number by the quantity of properties occupied in each building, and the results were rounded to the nearest counting number. This calculation was necessary to preserve families' privacy.

The influent flow rate was determined considering a *per capita* water consumption for middle-class (272 L hab⁻¹ day⁻¹) and upper-middle-class

(239 L hab⁻¹ day⁻¹) residential buildings according to results achieved by Oliveira and Lucas Filho (2004). The first was applied for the B1 and B3 buildings, and the second for the B2 condominium. This study was used as reference due to the climatic and economic similarity of the region. Also, a return coefficient of 0.8 was considered to obtain the correspondent sewage influent flow.

Table 1 – Input buildings data for software Probio 1.0.

Parameters	Buildings			Method
	B1	B2	B3	
Population (inhabitants)	350	247	1002	Calculated
Total COD (mg L ⁻¹)	583.7	539.4	493.8	Eaton <i>et al.</i> , 2005
Per capita COD contribution (kgCOD inhabitants ⁻¹ day ⁻¹)	0.11	0.12	0.09	Estimated
Temperature (°C)	27.6	29.7	28.4	Thermometer
Sewage Inflow (m ³ day ⁻¹)	66.92	53.74	191.58	Calculated

Table 2 – Input data for software Probio 1.0 in each scenario.

Parameters	Scenarios			Reference
	Pessimistic	Typical	Optimistic	
COD removal efficiency (%)	60	65	70	Lobato (2011)
Sulphate-reducing efficiency (%)	80	75	70	Lobato (2011)
Solids production (kgsludge kgCODrem-1)	0.11	0.17	0.23	Chernicharo (1997)
CH4 dissolved in effluent (kgCH4 m ⁻³)	0.025	0.020	0.015	Chernicharo (2007)
CH4 loss as residual gas (%)	7.5	5.0	2.5	Chernicharo (2007)
CH4 eventual losses (%)	7.5	5.0	2.5	Chernicharo (2007)

2.3 Small-scale plant design

We assumed that a simplified preliminary treatment, a UASB and a system for collecting, transporting, storing, and using biogas are essential elements for the plant to operate properly.

Preliminary treatment aims to protect the operation of wastewater plants by removing coarse

solids and other large material that can clog or damage pumps (Von Sperling, 2005). Since sanitation facilities inside a building avoid mixing sewage with rainwater, a relative amount of inert particles within wastewater is not expected. Therefore, a grit removal was not considered necessary and preliminary treatment would consist only of two coarse screenings.

The UASB reactor was designed following recommendations of Brazilian National Standards Organization (ABNT, 2011), Campos (1999) and guidelines about UASB hydraulic and kinetics typical values (Probiogás, 2015a; Chernicharo, 1997; Campos, 1999; Van Haandel; Lettinga, 1994). Moreover, orientations about biogas system implementation were gathered with Lobato (2011); Valente (2015) and Probiogás (2015b).

2.4 Economic feasibility

An economic analysis is important since it supports rational and informed decision making. The economic analysis was conducted in three different ways: net present value (NPV) (Equation 1), economic internal rate of return (EIRR) (Equation 2), and discounted payback period (DPP).

$$NVP = -C_o + \sum_{t=1}^n \frac{Bt - Ot}{(1 + iM)^t} \quad (1)$$

Where,

NVP = Net Present Value in BRL (real: Brazilian official currency);

C_o = capital expenditure (BRL);

Bt = benefits (energy savings) (BRL);

Ot = operation expenditure (BRL);

iM = minimum attractive rate (%);

t = period of time in which money was invested, starting from year 1.

n = period of project lifetime.

$$NVP = 0 = -C_o + \sum_{t=1}^n \frac{Bt - Ot}{(1 + EIRR)^t} \quad (2)$$

Where,

$EIRR$ = Economic Internal Rate of Return (%).

The first method (NPV) consists of measuring the difference between the present value of benefits and costs, considering a minimum attractive rate for investment. Thus, projects are considered economically feasible whenever benefits exceed costs or when NPV is higher than zero (Gordon; Loeb, 2006). The EIRR is the rate obtained by equalling NPV to zero, i.e., the difference between them is that NPV is presented in monetary values whereas EIRR is given in percentage. Thus, an EIRR above a minimum attractive rate means that the project is viable. Ultimately, DPP is defined by the period in which monetary benefits (positive values) are summed yearly until the expenditures are annulled (Tangvitoontham; Chaiwat, 2012).

3 RESULTS AND DISCUSSION

3.1 Sewage characterization

According to Shapiro-Wilk test, COD_t data follow a normal distribution with a 5% level of significance (Shapiro; Wilk, 1965). As can be seen in Figure 1, unlike total COD graph, filtered COD presented greater dispersion in B3 data, and the boxes were asymmetric in relation to the median, especially in B1. Comparing COD_t and COD_f blox-plots, the reduction in the median of total COD was less significant for B2 and B3 in relation to the median of their filtered COD, which varied from 569 to 439 mg L⁻¹ in B2 and from 451 to 316 mg L⁻¹ in B3, suggesting a greater presence of solids in total suspension (SST) in B1 (difference of 176 mg L⁻¹ between COD_t and COD_f medians).

Metcalf and Eddy (2003) report that a sanitary sewage with a CDO_t of 1000 mg L⁻¹ is classified as strong, and as average when it is 500 mg L⁻¹. In this case, the CDO_t medians (602, 569, and 451 mg L⁻¹ respectively) indicate predominant characteristics of average organic matter content. Von Sperling and Chernicharo (2005) categorize that a CDO_t of domestic wastewater is usually around 600 mg L⁻¹.

Regarding pH (Figure 1), the results were close to neutral (pH = 7), what was already expected since this is domestic sewage. In addition, a large number of outliers was identified, which can be assumed by the sudden interference that may have hap-

pened in pH sewage caused by some household activity just before samples were collected, after all, degradation of domestic sewage substrates occurs somewhat slowly and pH and alkalinity are balanced after a while (Probiogás, 2016).

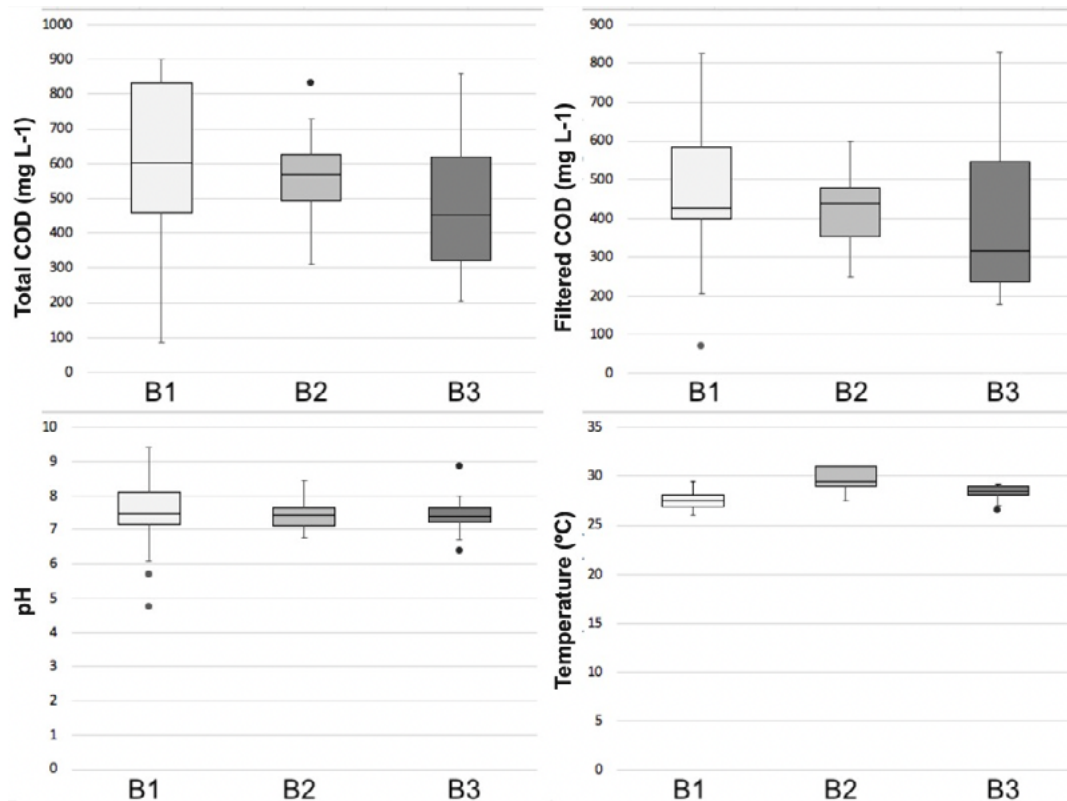


Figure 1 – Box-plots statistical results.

The mean values in Figure 1 for the temperature were 27.6 °C, 29.7 °C, and 28.4 °C for the B1, B2, and B3 respectively, and no data surpassed the amplitude of 26 to 31 °C. Thus, the digesters would be operating at great temperature, which indicates a satisfactory rate of hydrolysis and methane formation (Van Haandel; Lettinga, 1994).

The series of solids was calculated by descriptive statistics (arithmetic mean and standard deviation). High results for standard deviation were found,

especially regarding B1 distribution, which reflects the spread shown in boxplot (Figure 1). Total suspended solids (TSS) represented the lowest part of total solids (TS), with means of 158.5 mg L⁻¹ (B1), 108.1 mg L⁻¹ (B2), and 141.9 mg L⁻¹ (B3). That is, most of solids were dissolved. Furthermore, the average concentrations of solids for B1 and B2 was predominantly characteristic of medium to strong sewage and of B3 of medium to weak sewage, according to Metcalf and Eddy (2003) parameters.

3.2 Biogas estimation

Table 3 shows simulations of three scenarios were run in Probio 1.0 and the results for estimation of biogas.

The maximum volume of biogas formation was expected in B3 (21.6 m³ day⁻¹ in the optimistic scenario), as shown in the second line and third column of Table 3. On other hand, its composition was the one with smallest methane proportion (69.1% CH₄ yield in biogas). According to Lobato (2011), the average *per capita* volumetric production of biogas for a typical scenario is 14 N L hab⁻¹ day⁻¹. In this study, the estimate pointed out to the following numbers in this scenario: 16.62 N L hab⁻¹ day⁻¹ (B1), 17.08 N L hab⁻¹ day⁻¹ (B2), and 14.86 NL hab⁻¹ day⁻¹ (B3). Namely, these estimations for the typical scenario (TS) indicated *per capita* biogas volumes above average, which may be caused by the favourable sewage temperature conditions that were higher than 25 °C, the standard tempera-

ture adopted in the mathematical model (Van Haandel; Lettinga, 1994).

The portion of COD_t that is converted into methane and recovered into biogas corresponds to only 29.6% for B1, 28.9% for B2, and 31.1% for B3 in typical scenario, as shown in Figure 2. The remaining organic matter is converted into sludge, used by sulphate-reducing bacteria, and converted to methane and lost dissolved in the effluent, with residual gas, later released into atmosphere (Lobato, 2011).

These losses were not in accordance with Chernicharo (2007) numbers, which consider that 50 to 80% of the COD_t that is converted into methane is recovered in biogas, 10 to 30% is lost in the effluent, and 5 to 15% is converted into sludge. The software Probio was modelled with data from a variety of domestic sewer plants in Brazil using UASB reactors, that is, evidencing that inefficient biogas capture systems and the non-release of methane from liquid sewage result in mediocre energy recovery face its potential.

Table 3 – Results for biogas estimates.

Parameter	Units	B1			B2			B3		
		PS.	TS.	OS.	PS.	TS.	OS.	PS.	TS.	OS.
CH ₄ yield in biogas	%	69.7	69.7	69.7	69.4	69.4	69.4	69.1	69.1	69.1
Real production of biogas	m ³ day ⁻¹	4.3	6.4	8.7	3.1	4.7	6.4	11.7	16.4	21.6
Loss of energy potential	kWh day ⁻¹	27.0	22.2	16.0	20.5	16.8	12.2	75.1	60.8	43.7
Available chemical energy	kWh day ⁻¹	27.0	40.1	54.3	19.0	29.0	39.7	72.6	101.9	133.8
Unit volume of biogas produced	N L inhabitant ⁻¹ day ⁻¹	11.2	16.6	22.5	11.2	17.1	23.4	10.6	14.9	19.5
	N m ³ m ³ sewage ⁻¹	0.06	0.09	0.12	0.05	0.08	0.11	0.06	0.08	0.1
Unit energy recovery potential	kWh m ³ sewage ⁻¹	0.4	0.6	0.8	0.4	0.5	0.7	0.4	0.5	0.7
	kWh inhabitant ⁻¹ day ⁻¹	0.1	0.1	0.2	0.1	0.1	0.2	0.1	0.1	0.2

PS: pessimistic scenario (diluted sewage, high sulphate concentration, low COD removal efficiency, and high methane losses); TS: typical scenario (typical sewage, average sulphate concentration, average COD removal efficiency, and average methane losses); OS: optimistic scenario (concentrated sewage, low sulphate concentration, high COD removal efficiency, and low methane losses)

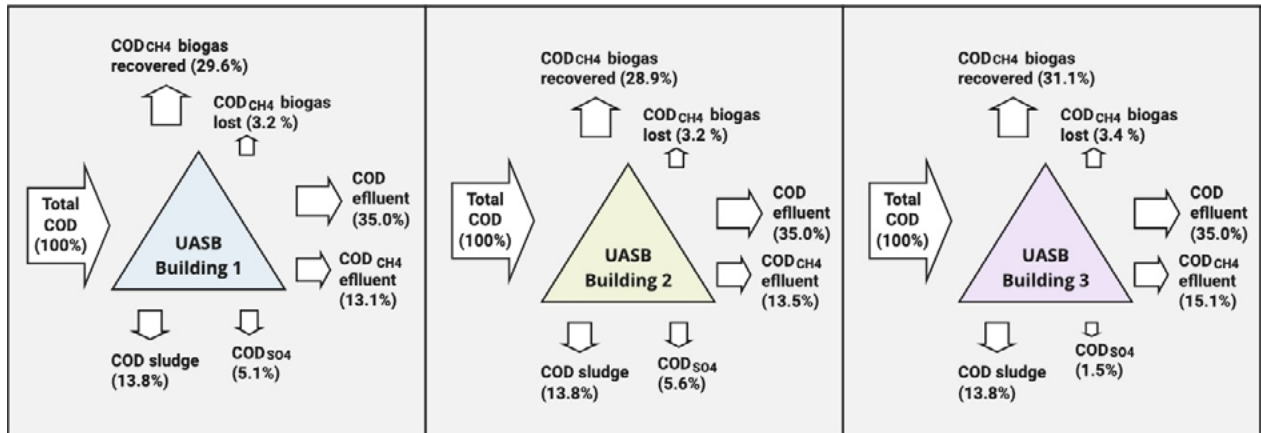


Figure 2 – COD mass balance in buildings B1, B2, and B3 for typical scenario (TS).

Reference: authors (2023) from results estimated in Probio 1.0.

There are ways to enhance biogas formation and methane yield. For example, non-porous membranes were very efficient in recovering up dissolved methane in UASB effluents as well as sequential down-flow hanging sponge (DHS) reactors (Crone *et al.*, 2016), and different treatments can remove the unwanted compounds from the biogas, expanding its range of applications (Angelidaki *et al.*, 2018). However, since this work aimed to evaluate the energy recovery potential considering the most practiced technology in the region, and not its improvement, the estimates were run as shown in the results, even though it could be better.

In addition, the influence of seasonality was not considered in biogas production due to rain. Rainfall events represents a decrease of biogas production in sewage treatment plants (10-20%) due to dilution in the organic loading rate (Melo *et al.*, 2020). Still, since the plant suggested would be located within buildings, i.e., the sewer pipeline would be directly connected to the reactor and none or few rainfall contribution is expected, this influence was considered irrelevant.

3.3 Small-scale plant components

A simplified preliminary treatment was proposed consisting of two screenings placed in sequence in an inlet channel, the first one with 30 mm in between its grids and the second one with 20 mm within its grids. After that, the wastewater should be directed to a shallow-well for pumping in a suction system, following to the UASB reactor. The pump should be adequate for influent flow, manometric head, and it must handle solids size up to 20 mm. At the reactor internal extreme of effluent pipelines, a tee fitting should be connected to the pipe to avoid scum mixing with treated effluent. No energy for heating the sewer was considered necessary since climate conditions are of high temperatures all year round.

The biogas system was defined in accordance with technologies available in the region. It was composed of a set of elements responsible for its transportation, purification, and storage, and an electric power generation unit. These comprise a simplified H₂S filter with two horizontal tubes filled up with stainless steel sponges, a biogas gasometer of 8 m³, a compressor, a biogas generator, a biogas transport pipeline,

and security devices. Figure 3 shows a schematic representation of all elements of the plant.

3.4 Energy recovery potential

After biogas estimates and definition of small-scale structures for buildings adopted as

examples, the potential energy available in each situation could be calculated (Table 4). The number of hours per day in which biogas generators would work depended on biogas volume available and generator consumption – $1.7 \text{ N m}^3 \text{ h}^{-1}$ (Lobato, 2011).

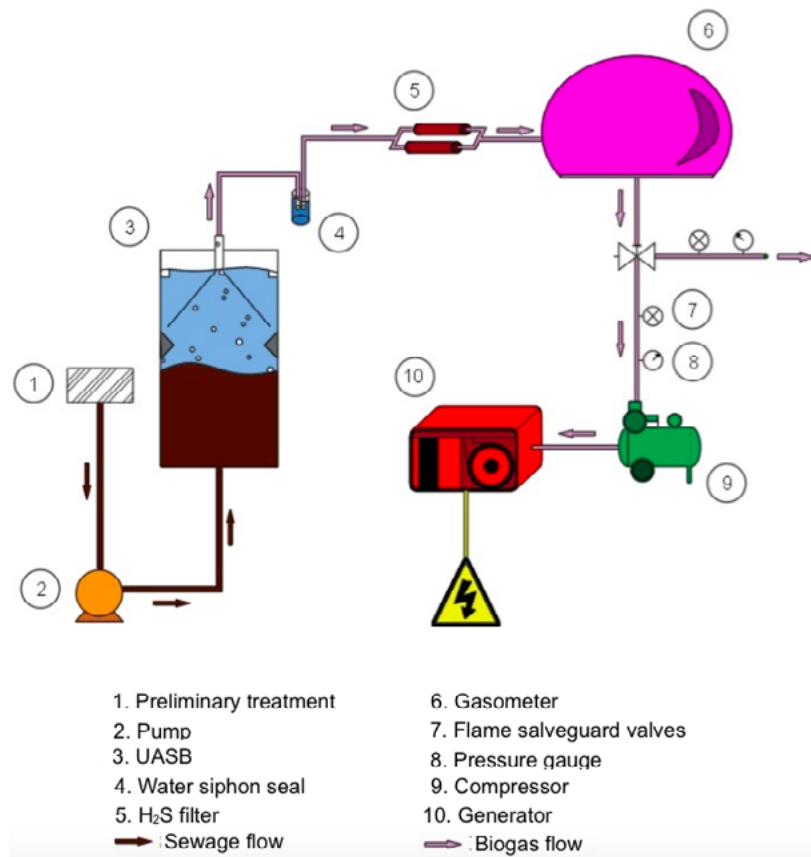


Figure 3 – Schematic representation of plant designed.

Reference: Adapted from Lobato (2011).

The savings in energy costs was determined by multiplying energy tariff (in kWh) by electricity generated ($\text{kWh}\cdot\text{day}^{-1}$). The energy in the place of study is supplied by the municipal company. According to Brazilian National Energy Agency, a model of tariff (white tariff) indicates to consumers the variation of tariff charges depending

on day and time of energy consumption (Agência Nacional de Energia Elétrica, 2022). That means energy prices vary for peak, off-peak, and intermediate periods. Peak tariffs are charged during greater load of supplier electrical system and it refers to a period of three consecutive hours on weekdays, excluding national holidays. The

intermediate period corresponds to one hour before and after the peak time, also charged only for weekdays and non-national-holidays. Lastly, off-peak tariff is the one charged during complementary hours in weekdays and during weekends and holidays (ANEEL, 2016).

Table 4 shows tariff charges for residential buildings in this modality, and the current monthly electricity buildings' expenses were obtained with the respective managers. These expenditures refer to energy consumed in the building common areas, thus the benefits are for supplying buildings' amenities and not individual properties within the buildings.

To calculate money savings after biogas usage, we deliberated that biogas generators would operate preferably during peak times and, when

there was still biogas available, during intermediate and off-peak periods. This happened for increasing savings as much as possible, since energy generation at peak hours decreases condominiums' energy consumption from supplier during the period in which tariff is more expensive. Also, a 30-day month was considered, where eight days corresponded to weekends and one day to a national holiday (when there is no peak time charges).

The energy savings in Table 4 demonstrate that biogas production was not enough to supply all energy demand. However, annual savings were considerably satisfactory, resulting in a saving equivalent to more than one-month consumption in B1, more than two months in B2, and R\$ 6,269.99 in B3.

Table 4 – Estimates of energy available and energy savings after biogas usage for the optimistic scenario after Probio 1.0 (Lobato, 2011).

Parameters		B1	B2	B3
Real production of biogas (m ³ day ⁻¹)		8.70	6.40	21.60
Generator performance (%)		23.5	23.5	23.5
Generator operation in weekdays (hours day ⁻¹)	Peak time	3	3	3
	Intermediate time	2	0.76	2
	Off-peak time	0.12	0	7.71
Generator operation in weekends and holidays (hours day ⁻¹)	Off-peak time	5.12	3.76	12.71
Electricity generated monthly (kWh month ⁻¹)	Peak time	157.1	156.1	155.9
	Intermediate time	104.7	39.8	103.9
	Off-peak time	121.0	84.0	683.4
White tariff charges (BRL kWh ⁻¹)	Peak time	1.07697		
	Intermediate time	0.67335		
	Off-peak time	0.41643		
Monthly savings (BRL month ⁻¹)		343.05	429.24	522.50
Monthly mean energy consumption in the common areas (BRL month ⁻¹)		3,005.83	1,240.30	8,865.29
Energy self-sufficiency (%)		9.65	18.54	5.89
Annual savings (BRL year ⁻¹)		3,481.00	2,758.83	6,269.99

3.5 Economic feasibility

Table 5 shows a summary of the small-scale plants capital expenditures (CAPEX) and operation expenditures (OPEX). The costs for CAPEX were gathered in three different ways: i) from Sergipe Construction Budget System (ORSE) towards suction systems, UASB concrete structures, sewage pipelines, and H₂S filter; ii) with local suppliers regarding expenditures for sludge inoculation and UASB three-phase separator; and iii) consulting reliable websites for

the remaining features. In this last situation, several websites were reviewed to compose final costs, avoiding off-market prices.

The economic viability analysis was based on 25-year of project lifetime. Thus, some elements with a shorter lifetime should be substituted at least one time during system operation. These are: pump, gasometer, biogas generator, and the concrete sealing service for protecting UASB reactors from corrosion.

Table 5 – Summary of total capital expenditures (CAPEX) and operation expenditures (OPEX) of the designed plants.

Cost	Unit	B1	B2	B3
CAPEX	BRL	30,031.00	27,701.82	50,011.64
OPEX	BRL year ⁻¹	1,596.07	1,211.66	3,964.61
CAPEX <i>per capita</i>	BRL inhabitant ⁻¹	85.80	112.15	49.91
OPEX <i>per capita</i>	BRL inhabitant ⁻¹ year ⁻¹	4.56	4.91	3.96

In the CAPEX composition, most costs were due to UASB reactors construction (approximately 60 to 80%). The main reason for this were the great expenses with concrete and the three-phase separator. The preliminary treatment costs were higher for B1 and B2 than for B3, since in B3 the pump would be used close to its maximum capacity. In other words, as sewage inflow is considerably low in B1 and B2, the pump would be working oversized.

Finally, expenditures with the biogas system were calculated to cost 27.41%, 29.71%, and 16.46% of the total CAPEX value for B1, B2, and B3 respectively. The proportion of expenses with biogas structure was inferior for B3 since the system assumed was the same for all three projects. Consequently, the largest CAPEX parcel in this building was due to UASB, which should be bigger to meet inflow demand in this building, and not the biogas system, which can meet the three situations' needs.

For the OPEX estimates (Table 5), the costs for one year of activities was considered, which should persist during project lifetime. The UASB's OPEX were calculated according to Von Sperling (2005), which provides an average annual expense of R\$ 3.00 per inhabitant, and the biogas system OPEX was based on values presented in Brazil (Rosenfeldt *et al.*, 2017). Also, a visit of a skilled operator twice a year for maintenance was accounted for. For the components of preliminary treatment, we admitted that a local worker could perform operation and maintenance, since the main activity is simply a manual cleaning.

Regarding CAPEX and OPEX, total *per capita* expenditure in a year was calculated, considering the number of inhabitants in each building. Table 5 shows the *per capita* values, and if each resident spends nearly 5.00 to 10.00 BRL monthly, the project could be built and maintained. This does not necessarily mean that the plant is economically

feasible, yet, it is believed that this project has great potential for implementation.

The minimum attractive rate (iM) adopted for the economic parameters' analysis was 2.56% and Table 6 shows the NPV, EIRR, and DPP results.

From the economic parameters calculated the B1 and B2 systems were both economic feasible since NPV was above zero and EIRR higher than. Then, we understand that the savings obtained from biogas utilization were enough to cover all implementation and operation expenditures. The same cannot be said for B3. One reason for this may be due to the period in which its generator

would be working. Although biogas volume was greater in this establishment and the generator would operate during more hours, after peak and intermediate period was exceeded, the generator would be working with cheaper tariff (off-peak). Meanwhile, savings in the other buildings would be occurring, most of the time, during peak times. Consequently, B3 savings were higher in terms of absolute values, but lower in proportion to its annual expenses. Regarding DPP, despite economic viability, B1 and B2 results were quite unsatisfactory (21 and 25 years). Nonetheless, annual *per capita* costs were minimal, so these expenditures could be easily distributed by residents.

Table 6 – Results of economic feasibility for the optimistic scenario.

Economic feasibility considering total plant costs	B1	B2	B3
NPV	BRL 4,460.51	BRL 590.87	-BRL 7,826.50
EIRR	3.82%	2.75%	1.12%
DPP	21 years	25 years	Investment is not paid
Economic feasibility considering biogas system costs	B1	B2	B3
NPV	BRL 45,473.83	BRL 33,639.05	BRL 88,959.44
EIRR	35.64%	27.74%	64.53%
DPP	3 years	4 years	2 years

Furthermore, another situation was analysed. As stated before, growing consciousness and modification in legislations have stimulated a more seriously approach to sanitation issues. Thus, we may consider a circumstance where sewage treatment implementation occurred during building construction, that is, only the biogas system expenses would be transferred to future building owners. Given this situation, a new economic feasibility was assessed.

Table 6 demonstrates that all plants were economically viable in the alternative situation presented, with fairly short DPP (2, 3, and 4 years). This shows that benefits from energy generation were sufficient

to pay implementation and operation of biogas systems' costs in a slightly period. In addition, the annual *per capita* costs for this conjecture, including CAPEX and OPEX, would be only: BRL 25.08 (B1), BRL 35.23 (B2), and BRL 9.17 (B3).

Anaerobic procedures might be ideal for local systems due to their low or null energy consumption, small area requirement, and simple project execution (Lohani; Bakke; Khanal, 2015). In terms of municipalities, Campello *et al.* (2021) state that a methane recovery system is viable for cities with more than 250,000 inhabitants, with a payback time of 1.25 years. However, decentralized units

are necessary specially in cities with lower population and low density, as is the case of many cities of the north of Brazil.

In addition, despite these advantages, developing countries still struggle with unavailability of low-cost technologies of compact sewer structures, which increases the investment expenditure. For example, the technology stage for the biogas system is less developed in the locality. Even though Brazil has a great number of anaerobic treatment plants in operation, biogas use is still incipient in this country. Specific policies related to biogas are lacking, and high import taxes usually difficult investors in this field (Probiogás, 2016). Thus, obtaining information about equipment's specification, especially regarding biogas generators of small electrical power, was difficult, which may be a common problem for emerging countries with more recent technological development.

As for operation and maintenance of sewage treatment systems, both designers and construction workers have consolidated theoretical and technical skills. Nonetheless, technical competence becomes a challenge when innovative approaches are projected, such as the biogas system presented in this work. Although energy recovery is frequent in rural biodigesters around the world, implementing structures for biogas production and utilization for power generation in residential buildings is not usual. Consequently, doubts and uncertainties are expected at the beginning of biogas systems implementation within urban areas.

Another important factor for discussion is that this economic analysis might give an approximation of the costs with compact domestic sewer plant that can be constructed to attend a group of residences in a certain area that not necessarily form a condominium, but that can be used as an alternative to serve regions that are hard to access or that are localized in a way that forms groups of houses, such as some riverside communities, favelas, etc.

Thus, this study shows that the economic feasibility of energy recovery from biogas was favourable for household establishments with 247 to 1002 inhabitants (number of residents in the buildings evaluated in this study). What most affected the analysis, resulting even in economic unviability of one of the systems in the first situation, was UASB's implementation expenses. Thus, encouraging inclusion of efficient compact wastewater plants in buildings' future projects as well as adapting existing ones is important, contributing to a more sustainable urban development, and favouring installation of energy recovery systems such as biogas.

In conclusion, although the economic results were mainly positive, this study is an indicative of economic feasibility, since costs might vary from one region to another depending on technological progress, culture, climate, income, etc. Besides, it developed an estimative of biogas with the help of the software Probio, which gives us a great prediction of biogas formation and, consequently, of the plant economic viability. However, additional studies applied to a greater quantity and variety of buildings are necessary, as well in full-scale projects, to establish a better understanding about financial returns.

4 CONCLUSION

This article assumed that anaerobic compact systems for domestic wastewater treatment in household buildings were feasible, with advantages beyond environmental benefits, that is, allowing reduction of energy expenditures with a simplified biogas energy recovery plant.

Installation, operation, and maintenance costs of the small-scale plants designed were affordable for each inhabitant within buildings, i.e., the benefits from energy savings were higher than systems' expenditures, except for one situation. The greatest complexity identified was regarding technical features for assembling biogas structures, due to the lack of a specific guideline

including local aspects for professionals to design and operate these systems, besides the small biogas trade development in the region.

Therefore, encouraging architects and engineers to include more efficient wastewater treatment plants during building designs is recommended, so that energy and economic recovery is favoured, also contributing for an environment friendly urban development. Finally, since environmental benefits are enough motive to include sustainable processes in new constructions and the projects resulted in low *per capita* annual expenditures, we understand that the system presented great potential of application.

5 AUTHORS' CONTRIBUTION

Investigation, Methodology, Writing & Editing – First version: Andrade-Barbosa, T; **Conceptualisation, Review and Supervision:** Lima, DMF.

6 ACKNOWLEDGMENTS

This study was financed by the Foundation for Research and Technological Innovation Support of the State of Sergipe (Fundação de Apoio à Pesquisa e à Inovação Tecnológica do Estado de Sergipe – FAPITEC).

7 REFERENCES

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DO BIOGÁS. **Propostas para o setor de biogás e biometano**. São Paulo: ABIOGÁS, 2022. Available at: https://assets-global.website-files.com/632ab10950c5e334290bfadf/6390dd3a746e8e47bbe64d3d_propostas_para_setor_de_biogas_e_biometano.pdf. Accessed on: 30 Jan. 2024.

AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. **Postos tarifários**. Brasília, DF: ANEEL, 2016. Available at: <https://www.gov.br/aneel/pt-br/assuntos/tarifas/entenda-a-tarifa/postos-tarifarios>. Accessed on: 30 Jan. 2024.

AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. **Tarifa branca**. Brasília, DF: ANEEL, 2022. Available at: <https://www.gov.br/aneel/pt-br/assuntos/tarifas/tarifa-branca/introducao>. Accessed on: 30 Jan. 2024.

ANGELIDAKI, I. *et al.* Biogas Upgrading and Utilization: Current Status and Perspectives. **Biotechnology Advances**, Amsterdam, v. 36, n. 2, p. 452-466, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2018.01.011>

BARZ, M.; DELIVAND, M. K.; DINKLER, K. Agricultural Wastes – A Promising Source for Biogas Production in Developing Countries of the Tropical and Subtropical Regions. **Revista Forestal Mesoamericana Kurú**, Cartago, v. 16, n. 38, p. 2-12, 2019. <http://dx.doi.org/10.18845/rfmk.v16i38.3991>

BAUER, M.; MÖSLE, P.; SCHWARZ, M. **Green Building: Guidebook for Sustainable Architecture**. Berlin: Springer, 2010.

BOGTE, J. J. *et al.* Anaerobic Treatment of Domestic Wastewater in Small Scale UASB Reactors. **Water Science and Technology**, London, v. 27, n. 9, p. 75-82, 1993.

CAMPELLO, L. D. *et al.* Analysis of the Economic Viability of the Use of Biogas Produced in Wastewater Treatment Plants to Generate Electrical Energy. **Environment, Development and Sustainability**, v. 23, p. 2614-2629, 2021. <https://doi.org/10.1007/s10668-020-00689-y>

CAMPOS, J. R. (Coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbico e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbicos: princípios de tratamento biológico de águas residuárias**. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 1997. v. 5.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbicos**. 2. ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2007.

CLIMATEMPO. **Climatologia Aracaju-SE**. 2018. Available at: <https://www.climatepo.com.br/climatologia/384/aracaju-se>. Accessed on: 23 Apr. 2018.

CRONE, B. C. *et al.* Significance of Dissolved Methane in Effluents of Anaerobically Treated Low Strength Wastewater and Potential for Recovery as an Energy Product: A Review. **Water Research**, Oxford, v. 104, p. 520-531, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.08.019>

EATON, A. D. *et al.* (Ed.). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21. ed. Washington, DC: American Public Health Associations (APHA), 2005.

GARFÍ, M. *et al.* Evaluating Environmental Benefits of Low-Cost Biogas Digesters in Small-Scale Farms in Colombia: a Life Cycle Assessment. **Bioresource Technology**, Essex, v. 274, p. 541-548, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.12.007>

GLIVIN, G.; SEKHAR, J. S. Waste Potential, Barriers and Economic Benefits of Implementing Different Models of Biogas Plants in a Few Indian Educational Institutions. **BioEnergy Research**, [S. l.], v. 13, p. 668-682, 2019. <https://doi.org/10.1007/s12155-019-10073-y>

- GORDON, L. A.; LOEB, M. Budgeting Process for Information Security Expenditures. **Communications of the ACM**, [S. l.], v. 49, n. 1, p. 121-125, 2006.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Cidades – Panorama: Brasil/ Sergipe/ Aracaju**. 2010/2022. Available at: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/se/aracaju/panorama>. Accessed on: 23 Apr. 2018.
- KANDA, W. *et al.* Policy Coherence in a Fragmented Context: The Case of Biogas Systems in Brazil. **Energy Research & Social Science**, [S. l.], v. 87, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.erss.2021.102454>
- LANSCHE, J.; MULLER, J. Life Cycle Assessment (LCA) of Biogas Versus Dung Combustion Household Cooking Systems in Developing Countries – a Case Study in Ethiopia. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 165, n. 1, p. 828-835, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.07.116>
- LOBATO, L. C. S. **Aproveitamento energético de biogás gerado em reatores UASB tratando esgoto doméstico**. 2011. Dissertation (Doctorate degree in Sanitation, Environment and Water Resources) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.
- LOHANI, S. P.; BAKKE, R.; KHANAL, S. N. A Septic Tank-UASB Combined System for Domestic Wastewater Treatment: A Pilot Test. **Water and Environment Journal**, London, v. 29, n. 4, p. 558-565, 2015. <https://doi.org/10.1111/wej.12154>
- MELO, D. F. *et al.* The Effect of Seasonality in Biogas Production in Full-Scale UASB Reactors Treating Sewage in Long-Term Assessment. **International Journal of Sustainable Energy**, Oxfordshire, v. 40, n. 3, p. 207-217, 2020. <https://doi.org/10.1080/14786451.2020.1797741>
- METCALF, L.; EDDY, H. P. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4th Ed. Boston: McGraw-Hill, 2003.
- OLIVEIRA, J. I. de, LUCAS FILHO, M. Consumo *per capita* de água na cidade de Natal segundo a estratificação socioeconômica. In: **Seminário Hispano-Brasileiro sobre Sistemas de Abastecimento Urbano de Água**, 4., 2004, João Pessoa. Anais..., SEREA, 2004.
- PROBIOGÁS. **Catálogo de tecnologias e empresas de biogás**. Brasília, DF: Ministério das Cidades, 2015a.
- PROBIOGÁS. **Tecnologia da digestão anaeróbia com relevância para o Brasil**: substratos, digestores e uso de biogás. Brasília, DF: Ministério das Cidades, 2015b.
- PROBIOGÁS. **Barreiras e propostas de soluções para o mercado de biogás no Brasil**. Brasília, DF: Ministério das Cidades, 2016.
- PROBIOGÁS. **Conceitos para o licenciamento ambiental de usinas de biogás**. Brasília, DF: Ministério das Cidades, 2016.
- PROBIOGÁS. **Viabilidade técnico-econômica de produção de energia elétrica em ETEs no Brasil a partir do biogás**. Brasília, DF: Ministério das Cidades, 2017.
- SFEZ, S.; MEESTER, S. D.; DEWAULF, J. Co-digestion of Rice Straw and Cow Dung to Supply Cooking Fuel and Fertilizers in Rural India: Impact on Human Health, Resource flows and Climate Change. **Science of The Total Environment**, Amsterdam, v. 609, p. 1600-1615, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.150>
- SHAPIRO, S. S.; WILK, M. B. An Analysis of Variance Test for Normality (Complete Samples). **Biometrika**, Oxford, v. 52, n. 3/4, p. 591-611, 1965. <https://doi.org/10.2307/2333709>
- TANGVITOONTHAM, N.; CHAIWAT, P. Economic Feasibility Evaluation of Government Investment Project by Using Cost Benefit Analysis: A Case Study of Domestic Port (port A), Laem-Chabang Port, Chonburi Province. **Procedia Economics and Finance**, [S. l.], v. 2, p. 307-314, 2012. [https://doi.org/10.1016/S2212-5671\(12\)00092-5](https://doi.org/10.1016/S2212-5671(12)00092-5)
- VALENTE, V. B. Análise de viabilidade econômica e escala mínima de uso do biogás de reatores anaeróbios em Estações de Tratamento de Esgoto no Brasil. **Thesis** (Master Degree in Energy Planning) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2015.
- VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente**. Campina Grande: Eprgraf, 1994.
- VIANCELLI, A.; MICHELON, W.; ELMAHDY, M. Current efforts for the Production and Use of Biogas Around the World. In: TREICHEL, H.; FONGARO, G. (Orgs.). **Improving Biogas Production: Technological Challenges, Alternative Sources, Future Developments**. Berlin: Springer Nature, 2019, p. 277-288. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-10516-7>
- VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2005.
- WANG, Y. *et al.* Life Cycle Assessment of Large-Scale and Bousehold Biogas Plants in Northwest China. **Journal of Cleaner Production**, [S. l.], v. 192, p. 221-235, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.04.264>
- ZHANG, D. *et al.* Decentralized Water Management: Rainwater Harvesting and Greywater Reuse in an Urban Area of Beijing, China. **Urban Water Journal**, [S. l.], v. 6, n. 5, p. 375-385, 2009. <https://doi.org/10.1080/15730620902934827>

Quantificação e composição gravimétrica dos resíduos sólidos provenientes do setor hoteleiro de João Pessoa


Quantification and gravimetric composition of solid waste from the hotel sector of João Pessoa


- **Data de entrada:**
16/03/2022
- **Data de aprovação:**
25/05/2023


Igor do Nascimento Quaresma^{1*} | Gilson Barbosa Athayde Júnior¹ | Joácio de Araújo Morais Júnior¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.032>

ORCID ID

Quaresma IN  <https://orcid.org/0000-0002-9119-1011>

Athayde Júnior GB  <https://orcid.org/0000-0003-2815-7600>

Morais Júnior JA  <https://orcid.org/0000-0003-0293-4731>

Resumo

A geração de resíduos sólidos é um dos impactos mais significativos dos meios de hospedagem, sendo reportada na literatura uma geração de 0,32 a 6,57 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹, o que pode caracterizar esses empreendimentos como grandes geradores de resíduos. O conhecimento das quantidades de resíduos geradas é de extrema importância para a gestão do meio, desde as etapas de planejamento até as de funcionamento dos hotéis. Este artigo teve como objetivo quantificar e caracterizar gravimetricamente os resíduos sólidos gerados no setor hoteleiro de João Pessoa, Brasil, por meio da análise da geração de resíduos sólidos de sete hotéis localizados na referida cidade. Os hotéis produziram em média 85,69 kg.dia⁻¹ de resíduos sólidos, com variação da taxa média de geração de 0,386 até 1.239 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹. A composição média dos resíduos sólidos gerados é constituída por 56,8% de orgânicos, 23,7% de recicláveis e 19,5% de rejeitos.

Palavras-chave: Gestão de resíduos sólidos. Geração de resíduos sólidos. Grandes produtores. Hotelaria.

Abstract

The generation of solid waste is one of the most significant impacts caused by the hospitality sector, with the literature reporting a generation between 0.32 and 6.57 kg guest⁻¹ day⁻¹, which can characterize these enterprises as large waste generators. The knowledge of the amounts of waste generated is extremely important for environment management, from the planning stages to those of operation of hotels. This article aimed to quantify and characterize gravimetrically the solid waste generated in the hotel sector of João Pessoa, Brazil, by analyzing the generation of solid waste from seven hotels located in the mentioned city. The hotels produced on average 85.69 kg day⁻¹ of solid waste, with the average generation rate ranging from 0.386 to 1,239 kg guest⁻¹ day⁻¹. The average composition of solid waste generated consists of 56.8% organic, 23.7% recyclable, and 19.5% refuse.

Keywords: Solid waste management. Solid waste generation. Large producers. Hospitality services.

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

* **Autor correspondente:** igor_nq@hotmail.com

1 INTRODUÇÃO

A Lei Federal n. 12.305, de 2 de agosto de 2010 (Brasil, 2010) instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), definindo os resíduos sólidos urbanos (RSU) como aqueles oriundos dos resíduos domiciliares e da limpeza pública. Segundo a PNRS, os resíduos sólidos gerados em estabelecimentos comerciais podem ser classificados como resíduos sólidos domiciliares e, por consequência, como RSU, a depender de suas características quali-quantitativas (Brasil, 2010). Entre os estabelecimentos comerciais, tem-se os hotéis, pertencentes à indústria do turismo, uma das maiores responsáveis pelo crescimento do produto interno bruto (PIB) mundialmente (World Travel & Tourism Council, 2019).

Entre os anos de 2007 e 2020, a geração de RSU no Brasil aumentou em 25,45%, alcançando uma produção de aproximadamente 82 milhões de toneladas por ano, o que corresponde a uma taxa de 390 kg.hab⁻¹.ano⁻¹ (Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais, 2007; 2020). A nível de comparação, os países da União Europeia (UE) geraram em média 505 quilogramas de RSU por habitante/ano em 2020. Dinamarca, Luxemburgo, Malta e Alemanha foram os maiores geradores, com taxas de 845, 790, 643 e 632 kg.ano⁻¹ respectivamente (Statistics Explained, 2024). Assim, considerando o grande volume de resíduos gerados mundialmente, o gerenciamento adequado dos RSU é de suma importância.

Entre os anos de 1995 e 2017, a quantidade de RSU dispostos em aterros sanitários da UE diminuiu em 63%, enquanto a quantidade de resíduos orgânicos destinados a usinas de compostagem aumentou em 179%. Em 2017, o percentual de resíduos reciclados e destinados a compostagem atingiu a marca de 46% em relação ao total gerado (Statistics Explained, 2024). Já no Brasil, estima-se que a destinação para aterros sanitários represente entre 60,2% e 73,76% do total de resíduos sólidos urbanos coletados, e que a disposição dos resíduos em lixões corres-

ponda a um percentual de 26,32% a 39,8% do total (Abrelpe, 2020; Brasil, 2021). Dos resíduos orgânicos gerados no país, apenas 0,41% são destinados a usinas de compostagem (Brasil 2021).

Segundo Pirani e Arafat (2014), a geração de RSU é um dos impactos mais significativos dos meios de hospedagem, sendo estimada uma geração per capita de 0,32 a 6,57 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹, o que pode caracterizar esses empreendimentos como grandes geradores de resíduos sólidos (Guidoni *et al.*, 2018; Son *et al.*, 2018). A geração de resíduos pode variar de acordo com inúmeros fatores, como o número de leitos, quartos e serviços ofertados no estabelecimento (Abdulredha *et al.*, 2018).

Em relação à composição dos resíduos sólidos oriundos do setor hoteleiro, grande parte é orgânica, sendo relatadas composições médias superiores a 50% por diversos autores, como Quaresma, Athayde Júnior e Nascimento Filho (2021), Speier *et al.* (2019), Pham Phu *et al.* (2018), Bashir e Goswami (2016) e Chaabane, Nassour e Nelles, (2018). Essa composição é semelhante à dos resíduos sólidos urbanos destinados a aterros sanitários brasileiros: 45% (Brasil, 2022).

Por serem caracterizados como resíduos sólidos urbanos, os hotéis destinam seu grande volume de resíduos gerados para aterros sanitários, o que afeta diretamente o sistema de gerenciamento de RSU de regiões turísticas (Appaw-Agbola; Freeman, 2015; Bashir; Goswami, 2016). Um exemplo dessa problemática é relatado por Luna *et al.* (2019), que mostram que de dez hotéis analisados, sete destinam seus resíduos sólidos a aterros sanitários.

Diante do exposto, é de fundamental importância que os resíduos sólidos gerados na indústria hoteleira sejam geridos em conformidade com a PNRS, visando sempre sua não geração, redução, reutilização e reciclagem. Nesse sentido, a quantificação dos resíduos sólidos gerados é uma atividade fundamental para a gestão efetiva

destes. Assim, este artigo teve como objetivo quantificar, caracterizar e determinar a taxa de geração per capita de resíduos sólidos no setor hoteleiro de João Pessoa.

1.1 Geração de resíduos sólidos no setor hoteleiro

Em pesquisa realizada em um hotel na cidade de João Pessoa (PB) cujas instalações incluíam 140 quartos e 299 leitos, classificando-o como de grande porte segundo Pham Phu *et al.* (2018) e Bashir e Goswami (2016), Quaresma, Athayde Júnior e Nascimento Filho (2021) apresentam uma geração de resíduos sólidos média de 230 kg.dia⁻¹, com uma geração per capita de 1,32 kg.pessoa⁻¹.dia⁻¹. Segundo os autores, a taxa de geração per capita do hotel é um reflexo principalmente da geração de resíduos orgânicos.

Na análise de uma amostra de 150 hotéis em Carbala, no Iraque, Abdulredha *et al.* (2018) relatam taxas de geração per capita de resíduos sólidos variando entre 0,12 e 3,51 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹ conforme a classificação dos hotéis, abrangendo aqueles sem classificação e os entre uma e quatro estrelas. Em média, essa taxa reportada foi de 0,83 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹ para hotéis de uma a três estrelas e de 1,22 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹, para hotéis de quatro estrelas. A taxa média de geração per capita para os 150 hotéis foi de 0,89 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹.

Em investigação da geração de resíduos sólidos de 24 hotéis cinco estrelas em Cairo, no Egito, Ball e Abou Taleb (2011) determinam que a taxa de geração per capita dos hotéis varia de 0,4 a 2,8 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹, a depender das características do hotel, com uma média de 1,5 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹ de resíduos gerados. Bashir e Goswami (2016), em pesquisa realizada em 230 hotéis na cidade de Pahalgam, Índia, corroboram os autores citados anteriormente e reportam que hotéis Classe A (57 quartos e 114 leitos) apresentam uma geração per capita de 2,9 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹, enquanto

hotéis Classe B (26 quartos e 52 leitos) geram em média 1,9 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹ e hotéis Classe C (23 quartos e 46 leitos) produzem até 1,7 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹ de resíduos. Bashir e Goswami ainda estimam que as *guest houses*, empreendimentos com menos de dezessete quartos, geram cerca de 0,9 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹ de resíduos.

Analisando a geração de resíduos sólidos de 45 hotéis com classificação entre *guest house* e cinco estrelas na cidade de Huê, no Vietnã, Son *et al.* (2018) mostram que a taxa média de geração de resíduos sólidos varia entre 0,6 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹ para *guest houses*, caracterizadas por terem até oito quartos, e 6,57 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹ para os hotéis cinco estrelas, aqueles que possuem mais de 162 quartos.

Corroborando a análise de Son *et al.* (2018), Pham Phu *et al.* (2018) destacam a existência de uma relação entre a produção de resíduos sólidos e o porte dos hotéis analisados em Hoi An, Vietnã. Nesse contexto, os autores relatam que hotéis de grande porte (80 a 217 quartos) apresentaram a geração de resíduos sólidos per capita de 6,29 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹, contra 2,69 e 1,34 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹ para hotéis de médio (vinte a oitenta quartos) e pequeno porte (menos de vinte quartos), respectivamente

Guidoni *et al.* (2018) e Peruchinn *et al.* (2015) analisaram a geração de resíduos sólidos de um hotel de 74 quartos, que pode ser classificado como de três estrelas por Son *et al.* (2018) e de médio porte por Pham Phu *et al.* (2018). Contudo, a geração per capita de resíduos sólidos desse hotel, localizado no Brasil, foi estimada em 0,32 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹ por Guidoni *et al.* (2018) e 0,38 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹ por Peruchinn *et al.* (2015), taxas bem menores que os valores encontrados por Son *et al.* (2018) e Pham Phu *et al.* (2018). Esse fato pode ser explicado pelos diversos fatores que influenciam a geração de resíduos sólidos no setor hoteleiro, como os

serviços ofertados por um empreendimento, e também pela diferença de cultura entre os países analisados – Vietnã e Brasil (Abdulredha *et al.*, 2018; Bashir; Goswami, 2016; Pham Phu *et al.*, 2018).

A Tabela 1 apresenta a geração per capita de resíduos sólidos no setor hoteleiro, reportada em pesquisas realizadas entre os anos de 2010 e 2021, por diferentes autores de diferentes localidades.

Tabela 1 – Geração per capita de resíduos sólidos no setor hoteleiro.

Categoria ou porte	Taxa de geração (kg. hóspede ⁻¹ .dia ⁻¹)	Localização	Fonte
Hotel com 138 quartos e 299 leitos (grande porte)	1,32	João Pessoa (Brasil)	Quaresma, Athayde Júnior e Nascimento Filho (2021)
Hotel cinco estrelas com 252 quartos (café da manhã, almoço e jantar (à la carte)	2,55	Malta	Camilleri-Fenech <i>et al.</i> (2020)
Hotel cinco estrelas com 252 quartos (café da manhã, almoço e jantar (buffet)	2,87		
Sem classificação	1,08	Carbala (Iraque)	Abdulredha <i>et al.</i> (2018)
Uma estrela	0,83		
Duas estrelas	0,9		
Três estrelas	0,83		
Quatro estrelas	1,22		
Média	0,89		
Guest house (oito quartos)	0,6	Hu (Vietnã)	Son <i>et al.</i> (2018)
Uma estrela (dezenove quartos)	0,6		
Duas estrelas (37 quartos)	0,48		
Três estrelas (72 quartos)	1,71		
Quatro estrelas (137 quartos)	2,32		
Cinco estrelas (162 quartos)	6,57		
Pequeno porte (até vinte quartos)	1,34	Hoi An (Vietnã)	Pham Phu <i>et al.</i> (2018)
Médio porte (vinte a oitenta quartos)	2,69		
Grande porte (oitenta a 217 quartos)	6,29		
Média	2,28		
Hotel com 74 quartos	0,32	Pelotas (Brasil)	Guidoni <i>et al.</i> (2018)
Guest house (dezessete leitos)	0,9	Pahalgam (Índia)	Bashir e Goswami (2016)
Pequeno porte (42 leitos)	1,7		
Médio porte (53 leitos)	1,9		
Grande porte (114 leitos)	2,9		
Hotel com 118 quartos *	1	Kuala Lumpur (Malásia)	Papargyropoulou, <i>et al.</i> (2016)
Hotel com 74 quartos	0,38	Pelotas (Brasil)	Peruchinn <i>et al.</i> (2015)
Hotel com cinco estrelas (média)	1,5	Cairo (Egito)	Ball e Abou Taleb (2011)

*Resíduos gerados apenas pelo restaurante do hotel; **Taxa de geração média dos 68 hotéis analisados

1.2 Composição dos resíduos sólidos gerados no setor hoteleiro

Em sua análise da composição dos resíduos gerados em um hotel de grande porte localizado em João Pessoa, Quaresma, Athayde Júnior e Nascimento Filho (2021) mostram que os resíduos sólidos oriundos deste empreendimento são compostos basicamente por resíduos orgânicos, com uma fração de 76,37% do total, sendo estes representados, em sua maioria, por restos de comida e coco *in natura*. Os rejeitos gerados pelo empreendimento compreendem 14,75% do total de resíduos, e são gerados primordialmente nos banheiros do hotel, enquanto os resíduos recicláveis representam 8,61% do total gerado. Os autores concluem que o hotel analisado possui um grande potencial para reciclagem, já que aproximadamente 85% de seus resíduos podem ser reutilizados, reciclados ou aproveitados energeticamente (Quaresma; Athayde Júnior; Nascimento Filho, 2021).

Pham Phu *et al.* (2019), em pesquisa realizada em 120 hotéis da cidade de Hoi An, Vietnã, mostram que os resíduos sólidos gerados em hotéis de grande porte são formados por 70% de resíduos orgânicos e 30% de resíduos inorgânicos. Já para os hotéis de pequeno porte, a composição é de 60% de resíduos orgânicos e 40% inorgânicos. Em estudo anterior, Pham Phu *et al.* (2018) haviam reportado que a composição média dos resíduos sólidos gerados nestes hotéis era de 58,5% de resíduos orgânicos, 30,6% de resíduos secos – como papel, plástico, alumínio e vidro –, 1% de resíduos perigosos e 9,9% de outros tipos de resíduos.

Em seu estudo, Agyeiwaah (2020) mostra que os resíduos sólidos gerados em hotéis de pequeno porte na cidade de Cape Coast, Gana, são formados por restos de alimentos, materiais plásticos, borrachas, papéis e latas de alumínio, além de rejeitos, como o papel higiênico.

Hoang, Fujiwara e Pham Phu (2017), ao analisar a geração de resíduos sólidos de nove hotéis

da cidade Hoi An, no Vietnã, reportam que os resíduos gerados nesses estabelecimentos são formados, em média, por 56,2% de resíduos orgânicos, 33,4% de resíduos secos, 1% de resíduos perigosos e 9,3% de outros tipos de resíduos. Analisando a geração de resíduos sólidos de dezenove hotéis de Marechal Deodoro (AL), Dias *et al.* (2019) mostram que os resíduos orgânicos são os principais responsáveis pelo grande volume de resíduos gerado nos empreendimentos. Segundo os autores, a presença de restaurantes é um fator primordial para que isso ocorra.

Son *et al.* (2018) mostram que a composição média dos resíduos gerados em 45 hotéis da cidade de Huê, Vietnã, foi de 54,3% de resíduos orgânicos – incluindo desperdício de alimentos e material verde –, 30% de resíduos secos – recipientes e embalagens de plástico e papéis diversos – e 15,7% de resíduos diversos. Os autores ainda estimam que a presença de resíduos orgânicos é mais elevada em *guest houses* (57,4%) e hotéis cinco estrelas (56,6%). Em sua análise da geração de resíduos sólidos na cidade de Hammamet, na Tunísia, Chaabane, Nassour e Nelles (2018) estimam que os hotéis da cidade geram resíduos sólidos compostos por 58% de orgânicos, 36% de resíduos secos (como papéis, cartões, embalagens de plástico e de vidro e copos de plástico), 1% de resíduos perigosos e 5% de outros tipos de resíduos.

No seu estudo sobre a geração de resíduos em quatro hotéis da cidade de Ho, em Gana, Appaw-Agbola e Freeman (2015) concluem que os resíduos gerados nesses empreendimentos são compostos por 57,65% de resíduos secos, como vidro, papel e plástico, 20,32% de resíduos orgânicos e 22,03% de outros tipos de resíduos, como a borracha. Entre os resíduos secos, o papel é o que é encontrando em maior abundância (21,43%). Dos artigos até aqui analisados, o de Appaw-Agbola e Freeman (2015) é o único em que os resíduos orgânicos não são maioria na composição dos resíduos sólidos gerados em hotéis, ilustrada na Tabela 2.

Tabela 2 – Composição dos resíduos sólidos gerados no setor hoteleiro.

Fonte	Localização	Resíduos Orgânicos (%)	Resíduos Secos (%)	Resíduos Perigosos (%)	Resíduos Diversos (%)	Potencial de Reciclagem (%)
Quaresma, Athayde Júnior e Nascimento Filho (2021)	João Pessoa (Brasil)	76,37	8,61	0,00	14,75	84,98
Speier <i>et al.</i> (2019)*	Mysore (Índia)	58,80	27,90	0,00	13,30	86,70
Pham Phu <i>et al.</i> (2018)	Hoi An (Vietnã)	58,50	30,60	1,00	9,90	89,10
Guidoni <i>et al.</i> (2018)	Pelotas (Brasil)	43,70	34,00	15,10	7,20	77,70
Son <i>et al.</i> (2018)	Hu (Vietnã)	54,30	30,00	0,00	15,70	84,30
Chaabane, Nassour e Nelles (2018)	Hammamet (Tunísia)	58,00	36,00	1,00	5,00	94,00
Hoang, Fujiwara e Pham Phu (2017)	Hoi An (Vietnã)	56,20	33,40	1,00	9,30	89,60
Bashir e Goswami (2016)	Pahalgam (Índia)	65,00	21,00	1,00	14,00	86,00
Peruchinn <i>et al.</i> (2015)	Pelotas (Brasil)	49,20	26,80	13,90	10,10	76,00
Appaw-Agbola e Freeman (2015)	Ho (Gana)	20,32	57,65	0,00	22,03	77,97
Zorpas, Voukkali e Loizia (2015)	Paralimni (Chipre)	42,00	31,10	2,20	24,70	73,10
Singh, Cranage e Natha (2014)	Nova Delhi (Índia)	59,70	39,40	0,00	0,80	99,10
Dangi <i>et al.</i> (2011)	Katmandu (Nepal)	57,80	38,60	0,40	3,20	96,40
MEDIANA		57,80	31,10	1,00	10,10	86,00

Os resíduos orgânicos e os secos constituem grande parte da composição dos resíduos sólidos gerados no setor hoteleiro. Esses resíduos são formados por (mediana dos percentuais reportados na literatura) 57,80% de resíduos orgânicos, 31,10% de resíduos secos, 1% de resíduos perigosos e 10,10% de outros tipos de resíduos, incluindo os rejeitos.

2 METODOLOGIA

2.1 Área de estudo

Esta pesquisa foi realizada na cidade de João Pessoa, capital do estado da Paraíba, na região Nordeste do Brasil. O Decreto Municipal n. 8886, de 23 de dezembro de 2016, dispõe sobre a Política Municipal de Resíduos Sólidos de João Pessoa (João Pessoa, 2016), definindo como resíduo comercial aquele

produzido em estabelecimentos comerciais, como hotéis, escolas, bancos e empresas, cuja produção seja inferior a 46 kg/dia de resíduos sólidos não perigosos. Assim, pode-se considerar que grandes produtores são aqueles que produzem mais de 46 kg/dia de resíduos sólidos não perigosos, o que corresponde a 16,5 toneladas por ano de resíduos sólidos e 8,5 toneladas por ano de resíduos orgânicos.

João Pessoa é uma cidade litorânea, seu maior atrativo para o turismo. Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (2017), o número de novos estabelecimentos de hospedagem cresceu em aproximadamente 12% na capital paraibana entre os anos de 2011 e 2016. A partir de informações cedidas pela Associação Brasileira da Indústria de Hotéis do Estado da

Paraíba (ABIH-PB), foi constatado que existem 126 meios de hospedagem (hotéis, pousadas, hostels) em João Pessoa, dos quais apenas 25 hotéis são filiados à ABIH-PB.

Nesse sentido, optou-se por realizar esta pesquisa junto aos hotéis filiados à ABIH-PB, devido ao entendimento que o contato com esses hotéis seria facilitado pela associação, fato importante para o desenvolvimento da pesquisa. Assim, este estudo abordou sete hotéis da cidade de João Pessoa, distribuídos entre os bairros do Bessa, Manaíra, Cabo Branco e Tambaú. Os hotéis selecionados apresentam características diversas, com o número de quartos variando entre cinquenta e 170 unidades habitacionais e o número de leitos variando entre 157 e 350, por exemplo.

2.2 Características dos hotéis

As informações referentes às características dos hotéis foram obtidas por meio da aplicação de um questionário, que teve como público-alvo os gerentes dos empreendimentos hoteleiros participantes da pesquisa. Foram assegurados todos os aspectos éticos, sendo o questionário submetido ao comitê de ética da Universidade Federal da Paraíba (UFPB), com o parecer favorável n. 4.927.535.

O questionário abordou as características dos hotéis que possibilitariam a identificação das variáveis consideradas na pesquisa, como o número de quartos, número de leitos, população média atendida pelo empreendimento, área do hotel, serviços ofertados e práticas de gestão de resíduos sólidos.

2.3 Quantificação dos resíduos sólidos

A quantificação dos resíduos gerados nos hotéis foi realizada por meio de pesagem diária, entre os meses de junho e setembro de 2021. A pesagem foi realizada de segunda-feira a sábado, nos turnos da manhã e da tarde, sempre antes do horário da coleta dos resíduos. Assim, a pesagem realizada pela manhã corresponde aos resíduos gerados

no dia anterior, enquanto a pesagem realizada à tarde é referente aos resíduos gerados ao longo do dia. Ademais, uma balança de capacidade de 300 kg e com incerteza 0,05 kg foi utilizada nessa etapa da pesquisa. Assim sendo, a pesagem possibilitou o cálculo da massa de resíduos gerada e da taxa de geração per capita dos resíduos gerados pelos hotéis. A taxa foi calculada dividindo-se, diariamente, a massa de resíduos pela população de hóspedes do hotel.

2.4 Composição dos resíduos sólidos gerados

A composição dos resíduos sólidos foi analisada por meio de gravimetria, sendo os resíduos classificados em orgânicos, secos ou rejeitos. Os resíduos orgânicos são aqui definidos como restos alimentícios de maneira geral e matéria verde. Os resíduos secos são os plásticos, metais, vidros e alumínio. Já os rejeitos são aqueles materiais que já esgotaram todas as possibilidades de reutilização ou reciclagem, como o guardanapo sujo e o papel higiênico usado. Dessa forma, a determinação da composição dos resíduos possibilitou o entendimento dos tipos de resíduos sólidos que são gerados nos estabelecimentos hoteleiros.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Características dos hotéis

Os hotéis analisados apresentam características distintas (Tabela 3). O número de quartos variou entre 50 e 170, o que corresponde a uma variação de 157 a 350 leitos. Já o número de funcionários e a área total variaram entre 17 e 47 e 3750 m² e 9334 m³ respectivamente. Nesta pesquisa, o número de leitos foi utilizado para classificar os hotéis quanto a seu porte, concordando com Bashir e Goswami (2016). Assim, os hotéis com 299 leitos ou mais foram considerados como de grande porte, enquanto os empreendimentos que possuem entre 199 e 298 leitos foram classificados como médio porte e os hotéis com menos de 199 leitos como pequeno porte.

Tabela 3 – Características dos hotéis analisados.

Hotéis	Número de leitos	Número de quartos	Número de funcionários	Classificação
Hotel A	350	170	38	Grande porte
Hotel B	337	110	45	Grande porte
Hotel C	299	138	47	Grande porte
Hotel D	249	101	30	Médio porte
Hotel E	236	110	31	Médio porte
Hotel F	230	96	29	Médio porte
Hotel G	157	50	17	Pequeno porte

3.1.1 População analisada

A população considerada nesta pesquisa corresponde aos hóspedes dos hotéis analisados, sendo desconsiderados seus funcionários. Entre os meses de junho e setembro de 2021, o total de hóspedes recebidos pelos sete hotéis analisados foi de 64.342 clientes. A população média nesse período variou de 65 hóspedes por dia para o Hotel F a 154 hóspedes por dia para o Hotel A, ao passo que a ocupação média variou

entre 25% e 56% para os hotéis B e G, respectivamente (Figura 1). Dessa forma, apesar do Hotel B ter o segundo maior número de leitos e ser classificado como de grande porte, sua ocupação média foi a menor registrada nesta pesquisa, correspondendo a uma população média de 86 hóspedes por dia. Os hotéis A e C registraram uma ocupação média de 44%, correspondendo às duas maiores populações médias, de 154 e 132 hóspedes por dia, respectivamente.

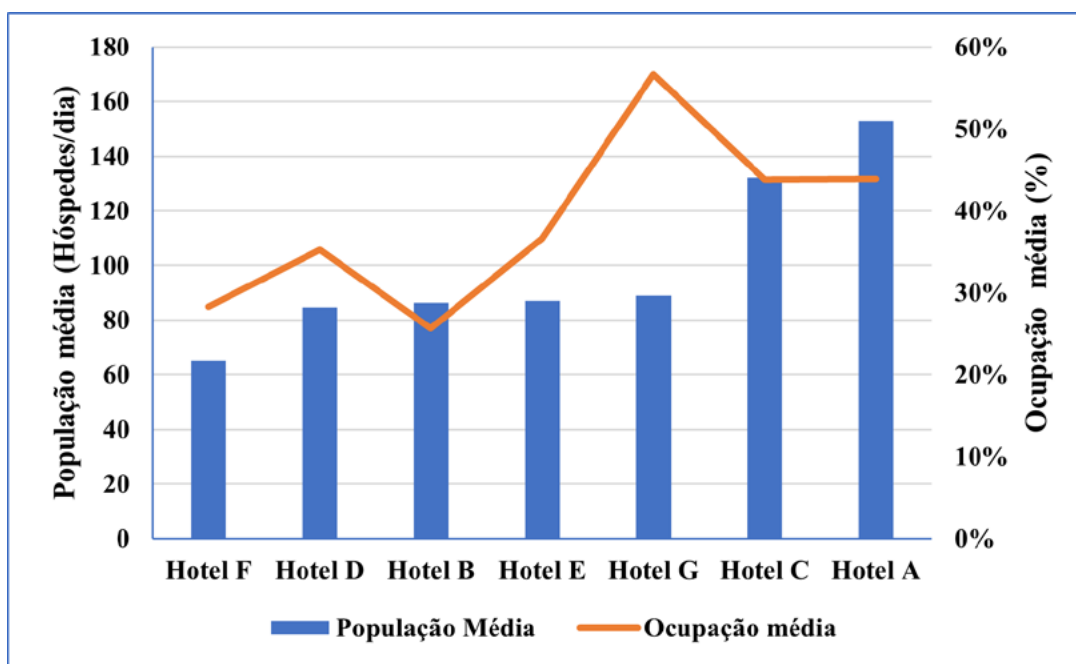


Figura 1 – População média e ocupação média dos hotéis analisados.

3.1.2 Serviços ofertados pelos hotéis

O principal serviço ofertado pelos hotéis analisados é o restaurante, com a possibilidade deste ser aberto ao público geral ou restrito apenas aos hóspedes. No caso desta pesquisa, todos os restaurantes eram abertos ao público em geral. Nos hotéis A, B e C, os restaurantes são terceirizados, ou seja, utilizam a estrutura do hotel, mas funcionam como um restaurante comum.

Uma particularidade foi encontrada no Hotel D, no qual, segundo seu gerente, apesar de ser um

empreendimento que dispõe de um restaurante, os hóspedes preferem realizar as refeições em um estabelecimento localizado em frente ao hotel. Assim, a movimentação no restaurante do Hotel D foi considerada como pequena pelo gerente do empreendimento. Nesse sentido, com exceção do Hotel F, todos os hotéis possuem o serviço de restaurante, variando com a oferta de café da manhã, almoço e jantar. Outros aparelhos identificados nos hotéis foram academia, auditórios para eventos corporativos, lavanderia e áreas verdes, como mostra a Tabela 4.

Tabela 4 – Serviços ofertados pelos hotéis analisados.

Serviços	Hotel A	Hotel B	Hotel C	Hotel D	Hotel E	Hotel F	Hotel G
Café da manhã	X	X	X	X	X		X
Almoço	X	X	X	X			
Jantar	X	X	X	X			
Área Verde	X		X				
Lavanderia	X	X	X	X	X	X	
Piscina	X	X	X	X	X	X	X
Academia	X	X	X		X		
Auditórios	X	X	X		X		

3.2 Composição dos resíduos sólidos gerados

Os resíduos sólidos gerados nos hotéis analisados foram classificados como orgânicos, recicláveis ou rejeitos. Os orgânicos identificados nesta análise foram restos de comida de forma geral, como frutas, cascas de ovos e diversas sobras alimentícias. Esses resíduos são gerados sobretudo nas cozinhas e restaurantes dos hotéis.

Já os resíduos recicláveis identificados foram principalmente embalagens de plástico, garrafas de alumínio, PET e de vidro e papéis e papelões. Esses resíduos são gerados em praticamente todos os setores dos hotéis. Os rejeitos corresponderam, em sua maioria, aos resíduos dos banheiros dos hotéis.

A Figura 2 ilustra a composição média dos resíduos sólidos gerados nos hotéis analisados entre os meses de junho e setembro de 2021.

De acordo com a Figura 2, os resíduos orgânicos constituem a maioria dos resíduos sólidos gerados nos hotéis analisados, com uma composição média de 56,78% do total. Esse valor é semelhante à composição dos resíduos sólidos urbanos do Brasil, que aponta que 45% dos RSU coletados são orgânicos, enquanto os recicláveis correspondem a 33% do total de resíduos gerados e os rejeitos a 19,50% (Brasil, 2022).

O Hotel F não oferece o serviço de restaurante, o que reduziu a geração de resíduos orgânicos em

suas dependências – o estabelecimento apresenta uma composição média de 48,36% de resíduos recicláveis, 26,99% de orgânicos e 24,65% de rejeitos. Situação semelhante é apontada no Hotel D, que dispõe de um movimento pequeno em seu restaurante. Para este hotel, a composição dos resíduos

sólidos é de 41,32% de resíduos recicláveis, 32,90% de orgânicos e 25,78% de rejeitos. Assim, a composição média dos resíduos gerados pelos hotéis apresenta um potencial de valorização energética ou material de 80,50%, representado pelos resíduos recicláveis e orgânicos.

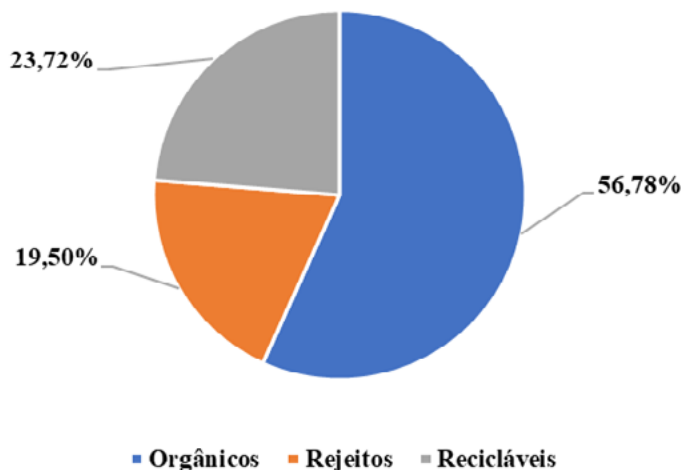


Figura 2 – Composição dos resíduos sólidos gerados.

3.3 Quantificação dos resíduos sólidos gerados

No período entre os meses de junho e setembro de 2021, os hotéis analisados neste estudo produziram um total de 56,79 toneladas de resíduos sólidos, com uma média diária de 85,69 kg. Nos estabelecimentos, a geração de resíduos variou entre 25,14 kg.dia⁻¹ e 179,92 kg.dia⁻¹ para os hotéis F e A, respectivamente (Figura 3). Assim, dos hotéis analisados, apenas F e D não se enquadram na definição de grandes produtores de resíduos sólidos da cidade de João Pessoa, pois produzem menos de 46 kg.dia⁻¹ de resíduos sólidos (João Pessoa, 2016).

Neste sentido, os hotéis classificados como de grande porte apresentaram as maiores gerações médias de resíduos sólidos: 179,92 kg.dia⁻¹ para o A, 163,59 kg.dia⁻¹ para o C e 63,88 kg.dia⁻¹ para o B.

Os hotéis A e C também apresentaram as maiores populações médias entre os hotéis analisados.

Por outro lado, a geração média do Hotel B foi próxima à dos hotéis E e G, classificados como médio porte: 63,46 kg.dia⁻¹ e 59,28 kg.dia⁻¹, respectivamente. Esse fato pode ser explicado pela baixa ocupação média identificada no Hotel B, fazendo com que fosse equivalente à dos hotéis G e E. Os hotéis F e D apresentaram as menores gerações médias de resíduos sólidos, com 25,14 kg.dia⁻¹ e 44,53 kg.dia⁻¹, respectivamente. A pequena produção calculada nesses hotéis pode ser explicada pela baixa produção de resíduos orgânicos, já que os resíduos recicláveis foram maioria na composição. Assim, é possível que a população e os serviços ofertados pelos hotéis analisados sejam fatores que influenciem a geração de resíduos sólidos.

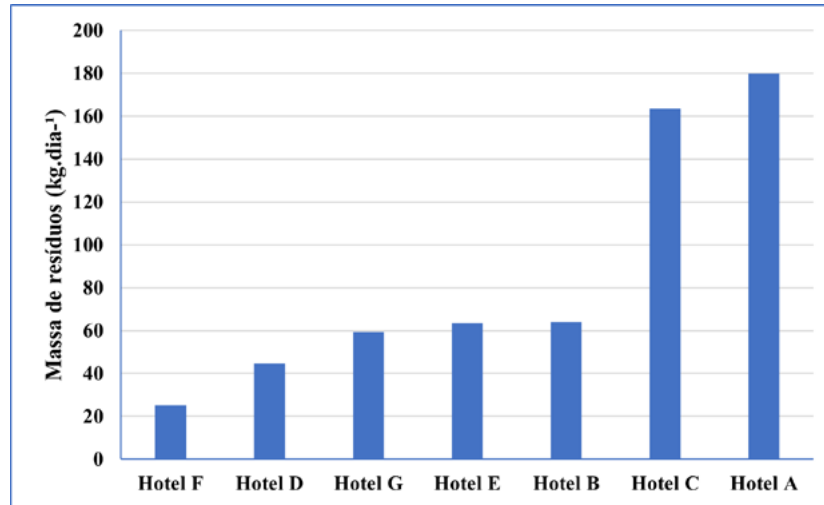


Figura 3 – Geração média de resíduos sólidos.

3.3.1 Taxa de geração média de resíduos sólidos

A taxa de geração média dos resíduos sólidos gerados no período de análise variou de 0,386 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹ até 1,239 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹, com uma média de 0,883 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹ (Figura 4). Entre os hotéis de grande porte, a taxa variou de 1,239 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹ para o Hotel C a 0,740 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹ para o Hotel B. Assim como na geração média, o Hotel B apresentou uma taxa mais próxima a dos hotéis de médio porte, mostrando que, em relação à produção de

resíduos sólidos, ele pode ser enquadrado como médio porte.

Entre os hotéis de médio porte, a geração de resíduos sólidos variou de 0,386 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹ para o Hotel F a 0,729 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹ para o Hotel E. A baixa taxa de geração do Hotel F pode ser explicada pela baixa produção de resíduos orgânicos, pois o empreendimento não dispõe de restaurante. O Hotel G, caracterizado como de pequeno porte, apresentou uma taxa de geração de 0,666 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹.

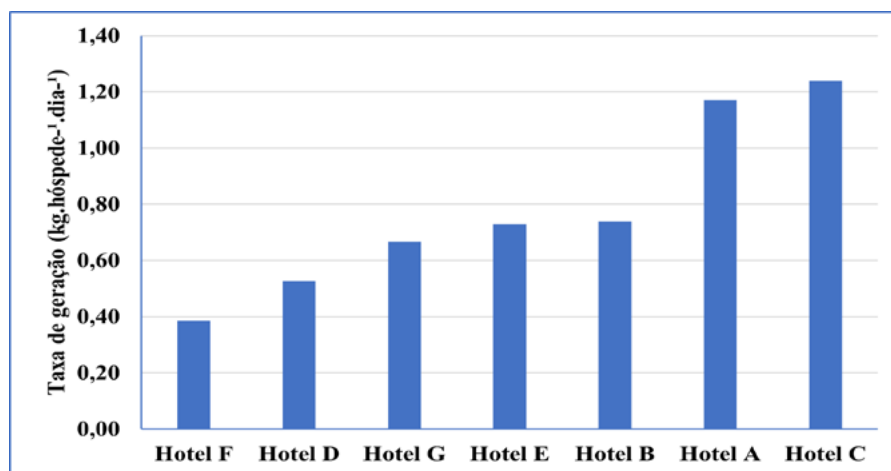


Figura 4 – Taxa de geração média de resíduos sólidos.

Assim, a variação demonstrada nas Figuras 3 e 4 pode ser explicada pelas características dos hotéis, como os serviços ofertados e a população atendida. O Hotel F, por exemplo, é o único empreendimento que não possui o serviço de restaurante, o que reduz sua geração de resíduos orgânicos. O Hotel D, cujo serviço de restaurante é afetado pela presença de um empreendimento vizinho, apresentou a segunda menor geração média de resíduos sólidos – 44,53 kg.dia⁻¹ – bem como a segunda menor taxa de geração: 0,526 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹. Além disso, os hotéis D e F apresentaram as menores populações médias entre os estabelecimentos analisados.

Por outro lado, os hotéis A e C apresentaram as maiores gerações médias de resíduos sólidos, com 179,92 kg.dia⁻¹ e 163,59 kg.dia⁻¹, respectivamente, além das maiores taxas de geração. Esses hotéis dispõem de um restaurante aberto ao público e ofertam café da manhã, almoço e jantar, serviços que contribuem para a geração de resíduos orgânicos, que são os maiores constituintes dos resíduos sólidos oriundos dos hotéis. Além disso, esses empreendimentos possuem as maiores populações médias entre os estabelecimentos analisados, com 132 hóspedes/dia para o Hotel C e 154 hóspedes/dia para o Hotel A.

Os hotéis G, E e B apresentaram população e geração média de resíduos sólidos semelhantes: 89, 87 e 86 hóspedes/dia, respectivamente, e 59,28 kg.dia⁻¹, 63,46 kg.dia⁻¹ e 63,88 kg.dia⁻¹, também respectivamente. Assim, é possível que exista uma relação entre a geração de resíduos sólidos e a quantidade de hóspedes atendida pelo estabelecimento, bem como com os serviços ofertados pelos hotéis.

4 CONCLUSÃO

A geração média de resíduos sólidos variou entre 25,14 kg.dia⁻¹ e 179,92 kg.dia⁻¹ e a taxa de geração média variou de 0,386 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹ até 1,239 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹. Dos hotéis analisados nesse estudo, cinco – aproximadamente 71% – podem ser classificados como grandes produtores

de resíduos sólidos. Além disso, os hotéis analisados apresentam características diversas, sendo a população atendida e os serviços ofertados fatores que podem influenciar a geração de resíduos sólidos provenientes da indústria hoteleira.

Os resíduos gerados pelos hotéis investigados neste artigo são constituídos, em média, por 80,5% de resíduos orgânicos ou recicláveis, que são passíveis de valorização energética ou material, seja por meio da reciclagem, compostagem ou digestão anaeróbia. Contudo, esses resíduos são destinados para o aterro sanitário da cidade, onde não ocorre a valorização desses materiais. Portanto, os hotéis analisados não estão em conformidade com a PNRS.

Assim, recomenda-se que futuras pesquisas abordem a geração de resíduos sólidos provenientes de grandes produtores, a fim de buscar parâmetros que identifiquem quais são as atividades econômicas potenciais de serem caracterizadas como grandes produtores, além de avaliar a conformidade destas com a Política Nacional de Resíduos Sólidos.

5 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Quaresma IN, Athayde Júnior GB; **Metodologia:** Quaresma IN, Athayde Júnior GB; **Investigação:** Quaresma IN, Athayde Júnior GB; **Redação:** Quaresma IN, Athayde Júnior GB; **Revisão & Edição:** Quaresma IN, Athayde Júnior GB, Morais Júnior JA; **Supervisão:** Athayde Júnior GB, Morais Júnior JA.

6 FINANCIAMENTO

Fundação Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES).

7 REFERÊNCIAS

ABDULREDHA, M. *et al.* Estimating solid waste generation by hospitality industry during major festivals: A quantification model based on multiple regression. **Waste Management**, Nova York, v. 77, p. 388-400, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.04.025>

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2007**. São Paulo: Abrelpe, 2007.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2020**. São Paulo: Abrelpe, 2020.
- AGYEIWAH, E. The contribution of small accommodation enterprises to sustainable solid waste management. **Journal of Hospitality and Tourism Management**, Thousand Oaks, v. 44, p. 1-9, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jhtm.2020.04.013>
- APPAW-AGBOLA, E. T.; FREEMAN, B. Solid waste management in the tourism sector of Ghana. A study of selected hotels in Ho the regional capital of Volta region. **Journal of Tourism, Hospitality and Sports**, Eldoret, v. 10, p. 43-50, 2015. Disponível em: <https://www.iiste.org/Journals/index.php/JTHS/article/view/24078>. Acesso em: 30 jan. 2024.
- BALL, S.; ABOU TALEB, M. Benchmarking waste disposal in the Egyptian hotel industry. **Tourism and Hospitality Research**, Thousand Oaks, v. 11, n. 1, p. 1-18, 2011. <https://doi.org/10.1057/thr.2010.16>
- BASHIR, S.; GOSWAMI, S. Tourism induced challenges in municipal solid waste management in hill towns: Case of Pahalgam. **Procedia Environmental Sciences**, Amsterdam, v. 35, p. 77-89, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2016.07.048>
- BRASIL. Lei n. 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei n. 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 2 ago. 2010. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm. Acesso em: 30 jan. 2024.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Plano nacional de resíduos sólidos**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2022. Disponível em: https://www.gov.br/mma/pt-br/aceso-a-informacao/acoes-e-programas/agendaambientalurbana/lixao-zero/plano_nacional_de_residuos_solidos-1.pdf. Acesso em: 1 fev. 2024.
- BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional – Secretaria Nacional de Saneamento. **Diagnóstico Temático – Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos 2020**. Brasília, DF: 2021. Disponível em: <https://www.gov.br/mdr/pt-br/assuntos/saneamento/snis/diagnosticos-antiores-do-snis/residuos-solidos-1/2019>. Acesso em: 1 fev. 2024.
- CAMILLERI-FENECH, M. *et al.* A snapshot of solid waste generation in the hospitality industry. The case of a five-star hotel on the island of Malta. **Sustainable Production and Consumption**, Amsterdam, v. 21, p. 1-19, 104-119, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.spc.2019.11.003>
- CHAABANE, W.; NASSOUR, A.; NELLES, M. Solid waste management key indicator development for hotels: a Tunisian case study analysis. **Recycling**, Basileia, v. 3, n. 4, p. 1-19, 2018. <https://doi.org/10.3390/recycling3040056>
- DANGI, M. B. *et al.* Municipal solid waste generation in Kathmandu, Nepal. **Journal of Environmental Management**, Londres, v. 92, n. 1, p. 240-249, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.09.005>
- DIAS, S. K. B. de M. *et al.* Percepción ambiental de los gestores de medios de hospedaje. El caso de Praia do Francês en el municipio de Marechal Deodoro – Brasil. **Estudios y Perspectivas en Turismo**, Buenos Aires, v. 28, n. 4, p. 923-241, 2019. Disponível em: <https://www.redalyc.org/jatsRepo/1807/180762638004/html/index.html>. Acesso em: 30 jan. 2024.
- GUIDONI, L. L. C. *et al.* Solid waste generation in a hotel event service. **Revista Internacional de Contaminación Ambiental**, Cidade do México, v. 34, n. 2, p. 237-247, 2018. <http://dx.doi.org/10.20937/rica.2018.34.02.05>
- HOANG, M. G.; FUJIWARA, T.; PHAM PHU, S. T. Municipal waste generation and composition in a tourist city – Hoi An, Vietnam. **Journal of JSCE**, Tóquio, v. 5, n. 1, p. 123-132, 2017. https://doi.org/10.2208/journalofjsce.5.1_123
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa de Serviços de Hospedagem**. Rio de Janeiro: IBGE, 2017. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=2100623>. Acesso em 01 fev. 2024.
- JOÃO PESSOA. Decreto Municipal n. 8886, de 23 de dezembro de 2016. Dispõe sobre a Política Municipal de Resíduos Sólidos do Município de João Pessoa. **Diário Oficial do Município de João Pessoa**, João Pessoa, 24 dez. 2016. Disponível em: https://www.normasbrasil.com.br/norma/decreto-8886-2016-joao-pessoa_334658.html. Acesso em: 30 jan. 2024.
- LUNA, Y. H. D. M.; GUEDES, N. S.; OLIVEIRA, M. M.; LINS, R. B.; QUARESMA, I. N. **Diagnóstico da gestão dos resíduos sólidos em hotéis da orla marítima de João Pessoa-PB**. João Pessoa: Fórum Internacional de Resíduos Sólidos, 2019.
- PAPARGYROPOULOU, E. *et al.* Conceptual framework for the study of food waste generation and prevention in the hospitality sector. **Waste Management**, Nova York, v. 49, p. 326-336, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.01.017>
- PERUCHINN, B. *et al.* Estudo da geração dos resíduos sólidos em hotel. **Turismo: Visão e Ação**, Balneário Camboriú, v. 17, n. 2, p. 301-322, 2015. <https://doi.org/10.14210/rtva.v17n2.p301-322>
- PHAM PHU, S.T.; HOANG, M. G.; FUJIWARA, T. Analyzing solid waste management practices for the hotel industry. **Global Journal of Environmental Science and Management**, Teerão, v. 4, n. 1, p. 19-30, 2018. [10.22034/GJESM.2018.04.01.003](https://doi.org/10.22034/GJESM.2018.04.01.003)
- PHAM PHU, S. T. *et al.* Waste separation at source and recycling potential of the hotel industry in Hoi An city, Vietnam. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, Tóquio, v. 21,

p. 23-34. 2019. <https://link.springer.com/article/10.1007/s10163-018-0807-5>

PIRANI, S. I.; ARAFAT, H. A. Solid waste management in the hospitality industry: a review. **Journal of Environmental Management**, Londres, v. 146, p. 320-336, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.07.038>

QUARESMA, I. do N.; ATHAYDE JÚNIOR, G. B.; NASCIMENTO FILHO, J. E do. Análise da geração de resíduos sólidos em um hotel no Brasil: quantificação, composição e estratégias para minimização do fluxo a ser disposto em aterro sanitário. **Revista AIDIS**, Cidade do México, v. 14, n. 1, p. 70-89, 2021. <http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2021.14.1.69949>

SINGH, N.; CRANAGE, D. A.; NATHA, A. Estimation of GHG emission from hotel industry. **Anatolia**, Londres, v. 25, n. 1, p. 39-48, 2014. <https://doi.org/10.1080/13032917.2013.822817>

SON, L. H. et al. Estimation of the solid waste generation and recycling potential of the hotel sector: a case study in Hue City, Vietnam. **Journal of Environmental Protection**, Irvine, v. 9, n. 7, p. 751-769, 2018. <https://doi.org/10.4236/jep.2018.97047>

SPEIER, C. J. et al. Multi-sector evaluation of generation, composition and sustainable treatment systems for commercial waste streams in India. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 21, p. 1155-1166, 2019. <https://doi.org/10.1007/s10163-019-00869-7>

STATISTICS EXPLAINED. **Municipal waste statistics**. Statistics Explained, [s. l.], 26 jan. 2024. Disponível em: https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Municipal_waste_statistics#Further_Eurostat_information. Acesso em: 20 jan. 2024.

WORLD TRAVEL & TOURISM COUNCIL. **Travel & Tourism: Economic Impact 2019**. Londres: WTTC, 2019. Disponível em: <https://wtcc.org/research/economic-impact#:~:text=WTTC's%20latest%20annual%20research%20shows,and%20only%2011.4%25%20below%202019>. Acesso em: 230 jan. 2024.

ZORPAS, A. A.; VOUKKALI, I.; LOIZIA, P. The impact of tourist sector in the waste management plans. **Desalination and Water Treatment**, Hopkinton, v. 56, n. 5, p. 1141-1149, 2015. <http://dx.doi.org/10.1080/19443994.2014.934721>